

Efecto de microplásticos en las microalgas

Monserrat Hernández-Maldonado* y Amelia Farrés

Lab. 312, Conjunto E, Facultad de Química, Ciudad Universitaria, CdMx

monserrat.hdez.m@gmail.com; farres@unam.mx

Resumen

Los plásticos se encuentran distribuidos en todos los ambientes y su degradación provoca daños a los organismos, ya sea por estrés oxidativo o alteraciones en procesos regulados hormonalmente. Uno de los plásticos con mayor presencia en ambientes terrestres y acuáticos es el poli (etilen tereftalato) (PET), el cual al degradarse libera varias moléculas, entre ellas los poliésteres de ácido ftálico (PAEs) y el bisfenol A (BPA). Se ha reportado que varias especies de algas tienen la capacidad de internalizar, almacenar e incluso degradar los PAEs que se encuentran presentes en ecosistemas acuáticos. Entre las especies que se han reportado están *Chlorella pyrenoidosa*, *Cylindrotheca closterium*, *Dunaliella salina*, *Chaetoceros muelleri*, *Synechocystis* sp., *Synechococcus* sp., *Cyanothece* sp. y *Karenia brevis*, que pueden degradar algunos PAEs, así como *Desmodesmus* sp. WR1, que degrada el BPA. En esta revisión se aborda el panorama de la contaminación por microplásticos y el comportamiento de algunas microalgas frente a estos contaminantes.

Palabras clave: Microalgas, Microplásticos, Fitorremediación.

Abstract

Because the damage caused to organisms, either by oxidative stress or alterations in hormonally regulated processes, the degradation of plastics, which are distributed in all environments, has been considered as harmful to life. Poly (ethylene terephthalate) (PET) is one of the plastics with the greatest presence in terrestrial and aquatic environments and, when degraded, it releases several molecules, including the so-called phthalic acid polyesters (PAEs) and bisphenol A (BPA). Several algal species have been reported to have the ability to internalize, store and even degrade the PAEs that are present in aquatic ecosystems. Among the species that have been reported are *Chlorella pyrenoidosa*, *Cylindrotheca closterium*, *Dunaliella salina*, *Chaetoceros muelleri*, *Synechocystis* sp., *Synechococcus* sp., *Cyanothece* sp., and *Karenia brevis*, which can degrade some PAEs, as well as *Desmodesmus* sp. WR1, which degrades BPA. In this review, the status of microplastics contamination and the behavior of some microalgae towards these contaminants is addressed.

Key words: Microalgae, Microplastics, Phycoremediation.

Introducción

La contaminación de diferentes ambientes por microplásticos (MP), definidos como partículas de plástico con un tamaño menor o igual a 5 mm de diámetro, se origina por la liberación de partículas manufacturadas primarias empleadas en muchas actividades industriales y domésticas, así como por la degradación de artículos plásticos más grandes en fragmentos de tamaño

micrométrico. La cantidad de MP liberados en el medio ambiente aumenta como resultado del crecimiento continuo de la producción de plásticos en todo el mundo, mientras que su degradación tarda cientos de años. Los efectos de los MP en el ambiente acuático son actualmente objeto de investigación, y en los últimos años ha incrementado el número de publicaciones que informan sobre especies acuáticas que han sido afectadas por la presencia de estos contaminantes, tanto con

modelos de laboratorio como con trabajos de campo, dentro de las cuales se incluye el papel de los MP como vectores de contaminantes orgánicos (Horton, 2017; Franzellitti et al., 2019). Por consiguiente, ha aumentado el interés por buscar una alternativa amigable con el medio ambiente para acelerar la degradación de MP que se encuentran en los mares y lagos, como los poliésteres. Entre estas alternativas se ha considerado el uso de microalgas.

Plástico

El plástico se define como un material sintético que puede moldearse fácilmente. Es el término que se utiliza de manera habitual para hacer referencia a diversos materiales sintéticos que tienen aplicaciones variadas en la vida cotidiana. Químicamente es definido como la unión repetitiva de moléculas que se unen por enlaces covalentes y contienen uno o más tipos de unidades denominadas monómeros, que se combinan entre sí mediante un proceso químico llamado reacción de polimerización (Beltrán & Marcilla, 2012). De acuerdo con los datos reportados por Ritchie & Roser (2020), en el 2015 la producción de plástico destinado a la generación de empaques fue de 146 millones de toneladas de plástico, seguido por el sector de la construcción con 65 millones de toneladas, mientras que otros sectores como el textil, transporte o maquinaria industrial también tienen participación en la producción de plásticos en el mundo (Fig. 1).

El uso del plástico se extiende por completo en la vida diaria, ya que otorga practicidad y a lo largo de varias décadas se promovió su incorporación a la cotidianidad. Se involucra en prácticamente todos los productos de consumo, desde regalos hasta alimentos. Además, ha reemplazado el uso de otro tipo de materiales como la madera, fibras vegetales, el vidrio o el acero. Hay infinidad de beneficios al utilizar estos polímeros: son baratos, livianos, resistentes y fácilmente moldeables, entre otros. Por esta razón es que es difícil romperlos y desgastarlos. Además, son altamente resistentes a la corrosión, a altas temperaturas y también se les considera aislantes eléctricos. Varias de estas características se logran mediante aditivos químicos (Thompson et al., 2004).

Entre algunos de los aditivos se encuentra el bisfenol A (BPA, 4,4'-isopropilidendifenol), el cual es utilizado en la fabricación de plásticos y resinas epoxi, para los revestimientos internos de latas de alimentos y bebidas. El BPA es una sustancia química, disruptora endocrina (EDC), lo que significa que tiene la capacidad de potenciar el efecto de algunas hormonas o por el contrario de inhibir la acción de las mismas, por ejemplo en humanos logra unirse a receptores hormonales, como el receptor de estrógeno nuclear (ER) (Pouzaud et al., 2018), ocasionando cambios en la expresión génica (Chianese et al., 2018); y también puede unirse a otras familias de receptores de

Producción de plástico por sector industrial en 2015

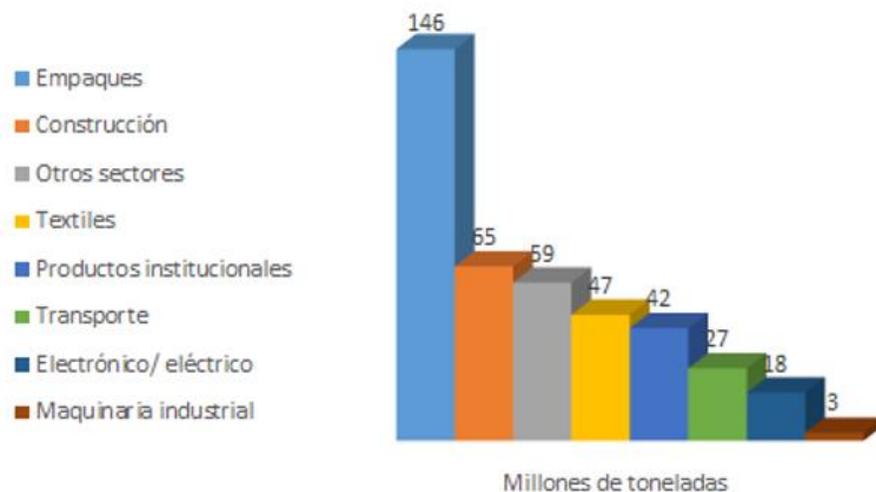


Figura 1. Producción de plástico por sector industrial (tomado y modificado de Ritchie & Roser, 2020).

membrana (Alonso-Magdalena et al., 2012), e incluso inducir actividades anti-androgénicas *in vitro* (Molina-Molina et al., 2013). Por otra parte, los ftalatos (1,2-dibencenodicarboxílico) son un conjunto de compuestos químicos, ésteres sintéticos formados a partir del ácido ftálico, que aportan, a los productos de consumo que los contienen, flexibilidad y elasticidad, por lo que se les conocen como plastificantes (Sathyanarayana, 2008). Éstos también pueden actuar como disruptores endócrinos, tanto en humanos como en otros animales (Psillakis et al., 2004; Xu et al., 2015).

Degradación del plástico

Se entiende como degradación del plástico a las reacciones en las que las moléculas orgánicas pierden uno o varios átomos de carbono, o donde las moléculas complejas se convierten en otras más simples. Este proceso se observa evaluando la pérdida de brillo, cambio de color, formación de grietas, aparición de zonas pegajosas y endurecimiento, y por lo tanto la pérdida de las propiedades termo-mecánicas. Algunos factores ambientales causan la degradación del plástico, como la luz solar, la presencia de oxígeno, la humedad, el calor: fotodegradación, degradación termo-oxidativa, degradación hidrolítica y biodegradación. Sin embargo, hay plásticos que se definen como no degradables, es decir que químicamente no se descomponen, sino que sólo se vuelven hojuelas o partículas de menor tamaño.

La combinación de la exposición a la radiación ultravioleta del sol, el viento, olas (en ambientes marinos) y la abrasión, ocasionan que los residuos degradados del plástico se fragmenten, lo que genera micro- y nanoplásticos (Arthur, et al., 2009). La acumulación de estos contaminantes se da por lo tanto en todos los ecosistemas, incluyendo el acuático como los ríos, mares y océanos, lo que provoca que también se acumulen en la fauna y en los sedimentos. Se considera MP a los fragmentos con un tamaño menor o igual a 5 mm de diámetro, y nanoplásticos a los fragmentos con un tamaño inferior a 100 nm (Browne et al., 2015). Los MP también se fabrican de ese tamaño para ser empleados en productos de limpieza e higiene, por ejemplo, los limpiadores faciales, contienen partículas de poliestireno que entran directamente a los sistemas de drenajes urbanos y por lo tanto llegan a los ambientes costeros adyacentes (Fendall & Sewell, 2009).

Hay reportes que señalan que en los MP se acumulan compuestos orgánicos hidrofóbicos como pesticidas organoclorados, bifenilos policlorados e hidrocarburos aromáticos policíclicos (Mato et al., 2001; Ogata et al., 2009), debido a la superficie hidrofóbica que los caracteriza. Además de estos compuestos, también acumulan metales pesados como cadmio, zinc, níquel y plomo (Holmes et al., 2012; Rochman et al., 2014). Por esta razón los MP son considerados como vectores contaminantes, pues además de componerse por moléculas que son dañinas para quienes los ingieran, también les acompañan compuestos altamente tóxicos para las células.

El tamaño de los MP los hace componentes biodisponibles, ya que se logran incorporar a los organismos de manera accidental o intencional. Por lo tanto, la ingestión de estos materiales introduce toxinas a la base de la red trófica y es potencialmente bioacumulable, y conforme avanzan los niveles de la red trófica aumenta la acumulación de plástico en los organismos (Cole et al., 2011; Rochman et al., 2013).

Biodegradación

La biodegradación engloba la pérdida de características estructurales y masa molecular de un material (Zapata et al., 2007). Es un tipo de degradación química que involucra la actividad biológica provocada por la acción del metabolismo de microorganismos, tales como bacterias, hongos y algas. En el tema que se trata en este artículo, el proceso de biodegradación se debe a dos razones: la primera es el uso de algunos materiales presentes en los MP como sustrato que pueden ser empleados como fuente de carbono por el metabolismo del microorganismo, y la segunda por acción de algunas enzimas para evitar la toxicidad de los MP. La capacidad de degradación de las diferentes moléculas presentes en los MP se rige por las diversas características del polímero, como son la masa molecular, cristalinidad, tipos de grupos funcionales y plastificantes o aditivos.

Las enzimas que están involucradas en este proceso se denominan despolimerasas y se encuentran presentes tanto extracelular como intracelularmente. Las enzimas despolimerasas actúan ya sea de

forma endo (división aleatoria en los enlaces internos del polímero) o exo (escisión secuencial de la unidad monomérica terminal), en el proceso llamado despolimerización. Las enzimas extracelulares de los microorganismos primero rompen el complejo del polímero mediante oxidación y/o hidrólisis dando fragmentos oligoméricos más pequeños, que pueden permear a través de la pared celular, para ser utilizadas como fuente de carbono y energía. Puesto que las enzimas extracelulares se enfrentan al impedimento estérico con la estructura del material, sólo pueden actuar en la superficie del polímero, haciendo de la biodegradación de plásticos un proceso clásico de erosión de superficie, pero las enzimas intracelulares, al tener menor impedimento estérico son capaces de llevar a cabo el proceso de despolimerización (Müller et al., 2005; Kawai et al., 2019).

Los productos que se obtienen del proceso descrito previamente se pueden utilizar bioquímicamente en las vías metabólicas del microorganismo y, como resultado, de las moléculas de cadena corta se obtiene nueva biomasa y otros productos finales. A este proceso se le denomina mineralización y ocurre dentro de la célula donde los fragmentos oligoméricos más pequeños se convierten en CO_2 , H_2O o metano (en la degradación anaeróbica).

Efecto de los plásticos sobre la vida

La exposición a los MP afecta de diversas maneras a los seres vivos, y los daños son causados por tres razones. La primera es por la ingesta del plástico, ya que

genera un daño físico en el sistema digestivo; la segunda razón es por la acumulación de los efectos negativos en el sistema, por las moléculas liberadas a partir de la degradación de los MP; y el tercer motivo es el daño que causa al organismo los contaminantes orgánicos y metales pesados que se adhieren durante la interacción del material plástico con el ambiente.

El MP puede considerarse como un agente xenobiótico, que es capaz de inducir estrés oxidativo como resultado de un proceso cíclico de oxidación-reducción (ciclo redox) en el cual, al ser biotransformado, sufre la reducción por un electrón donado por el NADPH, transformándose luego en un intermediario o especie reactiva que puede ser un radical libre. Esta especie reactiva, al intentar recuperar su configuración original, busca transferir o donar su electrón no apareado al oxígeno (O_2). Así el O_2 se reduce transformándose en el anión superóxido ($\text{O}_2^{\cdot-}$) con la consecuente regeneración del componente parental. El $\text{O}_2^{\cdot-}$ reacciona a su vez con otras moléculas o consigo mismo y genera el radical hidroxilo (OH^{\cdot}) que, mediante una serie de reacciones en cadena y la capacidad de oxidar macromoléculas, puede ocasionar la muerte celular. Dentro de las principales lesiones asociadas con el ataque de estos radicales se encuentran la oxidación de las membranas lipídicas (peroxidación lipídica), oxidación a proteínas, oxidación de ácidos nucleicos y alteración del estatus celular redox (Fig. 2) (Ochoa & González, 2008).

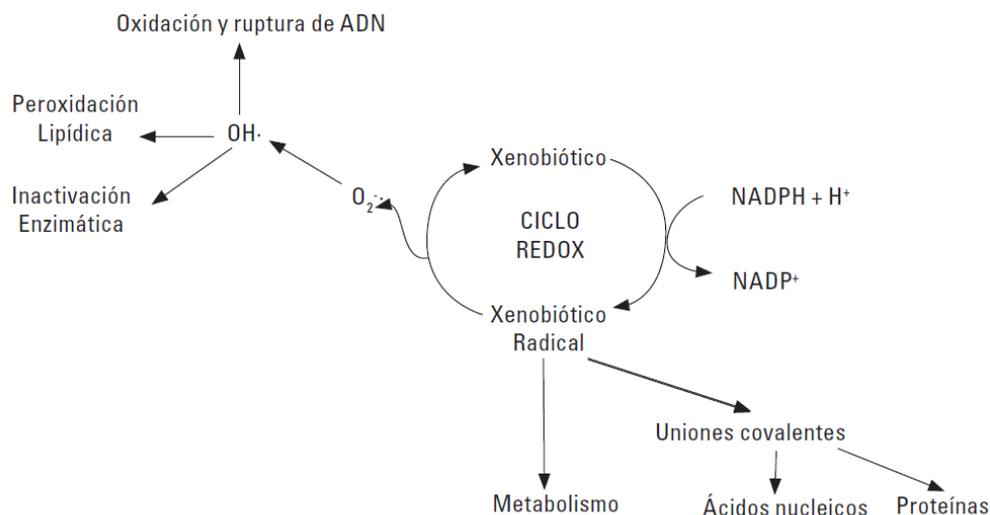


Figura 2. Esquema de óxido-reducción del MP como xenobiótico y consecuencias toxicológicas del ataque de los radicales libres (tomado y modificado de Ochoa & González, 2008).

Las partículas de MP, después de ser ingeridas por los seres vivos, tienen el potencial de translocarse a distintos tejidos, desencadenando una respuesta inmune localizada. En un estudio realizado en ratas se observó la translocación de las partículas contaminantes desde el intestino hasta la linfa y al sistema circulatorio (Hussain et al., 2001), lo que demuestra que los xenobióticos se pueden ubicar en diversos tejidos de los seres vivos. También se determinó que las partículas más finas atraviesan las membranas celulares, la barrera hematoencefálica y la placenta, lo que causa un estrés oxidativo, daño celular e inflamación (Vethaak & Leslie, 2016). Peces de agua dulce expuestos a diferentes clases de contaminantes, como insecticidas organofosforados o hidrocarburos aromáticos policíclicos, mostraron daño tisular por estrés oxidativo en exposiciones crónicas, así como alteración en la actividad de las enzimas antioxidantes, con tendencia al aumento, principalmente en hígado y branquias, en exposiciones agudas (Ochoa & González, 2008).

La reducción de la fotosíntesis y del crecimiento de las algas, también han sido causadas por la presencia de los MP. En las algas de ambiente acuático, hay evidencia en la que se demuestra que sufren estrés oxidativo en presencia de contaminantes, como los metales pesados. En general, los niveles elevados de metales inducen la producción de especies reactivas de oxígeno (ROS); por tanto, como respuesta a ese estrés, la célula presenta mecanismos antioxidantes enzimáticos que incluyen la sobreexpresión de las enzimas superóxido dismutasa (SOD), catalasa (CAT) y peroxidasa (POD), y sistemas no enzimáticos como el glutatión reducido (GSH), ascorbato y compuestos fenólicos (Cortés et al., 2018).

En otro artículo de revisión, describió que una vez que los MP están incorporados en el intestino de diversas especies, pueden liberar los monómeros que los constituyen, así como aditivos y toxinas absorbidas, que pueden causar daños fisiológicos, los cuales van desde estrés oxidativo hasta carcinogénesis, mismos daños que logran ser transmitidos a los seres humanos (Wang et al., 2018). Estudios *in vitro* con exposición a MP muestran daños por estrés oxidativo en diversas líneas celulares humanas epiteliales y cerebrales, lo que puede favorecer efectos localizados en el sistema inmunológico y aumentar la inflamación intestinal tras la ingestión de estos contaminantes (Schirinzi et al., 2017).

Contaminación en los océanos y mares

Alrededor del mundo existen cinco zonas de concentración de masa contaminante, formada de plásticos de diferentes tamaños de partícula (Fig. 3), donde la corriente marina, la presión atmosférica y los vientos, producen un área circular que mantiene unidos a los desechos flotantes. Se ha documentado que la basura proviene de fuentes terrestres (80 %) y de aporte de barcos (20 %) (Eriksen et al., 2014). Entre las principales vías de ingreso de contaminación plástica al mar, se encuentran los ríos, los drenajes pluviales y las cloacas; aunque también el viento es uno de los factores, las personas que van a las playas, los pescadores y los botes de recreación (Elías, 2015).

Ficorremediación

La ficorremediación es el uso de macroalgas y microalgas para la remoción o biotransformación de contaminantes, incluyendo nutrientes y xenobióticos de aguas residuales, y CO₂ del aire (Olguín, 2003). Es

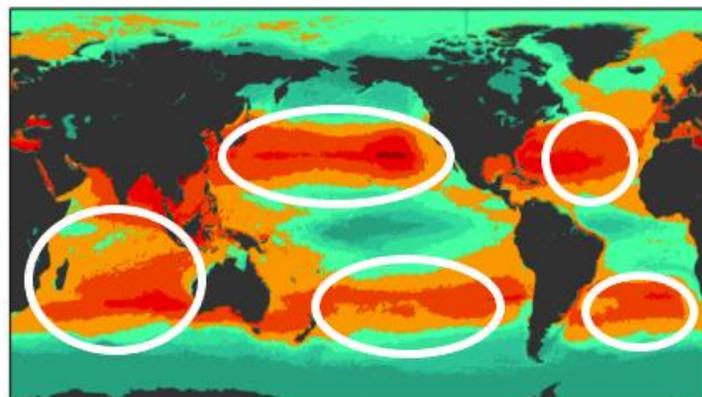


Figura 3. Giros subtropicales (señalados en los círculos blancos) donde se encuentra la acumulación de plásticos flotantes (tomado y modificado de Eriksen et al., 2014).

dada por un consorcio no definido de organismos, donde predominan las microalgas y cianobacterias. Estos microorganismos eucariotas y procariotas fotosintéticos, respectivamente, son la base del funcionamiento del tapete microbiano para lograr con éxito la biotransformación y/o bioacumulación de compuestos (Forero, 2015). Las microalgas permiten la eliminación de sustancias tóxicas, como pesticidas, herbicidas y metales pesados, entre otros; esto gracias a su capacidad de acumular importantes concentraciones de compuestos tóxicos, sin afectar su actividad biológica. Otro beneficio de las microalgas es la liberación de O₂ por medio de la fotosíntesis, mientras genera una acumulación de biomasa, la cual puede ser reutilizada potencialmente en sistemas de producción de biocombustibles y/o en procesos de avicultura, acuicultura o agricultura (Mehrabadi et al., 2015). Algunas de las aplicaciones de la ficorremediación son (Olguín, 2003):

- Remoción de nutrientes de aguas residuales con altos contenidos de materia orgánica.
- Tratamiento de aguas residuales ácidas y con metales.
- Captura de CO₂.
- Transformación y degradación de xenobióticos.

En cultivos autotróficos, la exposición a la luz ejerce un fuerte efecto en la productividad de las algas y en su capacidad de remoción de nutrientes. Otros parámetros por manipular, para mejorar la productividad son: la mezcla o agitación del cultivo, el tipo de incubación ya sea a gran escala o en etapa piloto (tipo de reactor a utilizar), concentración de biomasa y la densidad celular óptima (Olguín, 2003). Los sistemas de cultivo de las microalgas se clasifican en sistemas abiertos o cerrados en función de sus condiciones de diseño. En los sistemas abiertos, las algas se cultivan en entornos de áreas abiertas como estanques, lagunas, canales profundos y unidades con circulación del medio de cultivo con poca profundidad, entre otros. En sistemas cerrados, las algas se cultivan en recipientes con pared transparente y expuesta bajo la luz solar o radiación artificial para facilitar la fotosíntesis (Razzak et al., 2013).

En el sistema abierto se tiene como ventaja que se producen grandes cantidades de alga y no necesita inmensurables inversiones y mantenimiento, pero la problemática es al momento de querer controlar las condiciones de cultivo, y son más susceptibles a contaminaciones por otras algas o bacterias (Grima et al., 2009). En los sistemas cerrados la ventaja es que el cultivo de las algas es más efectivo dado que se controlan mejor las condiciones ambientales y se reduce el riesgo de contaminación, pero la mayor desventaja es el costo de construcción, mantenimiento y operación del sistema, además hay una posibilidad de que haya adhesión de las células a la superficie del reactor, lo que disminuye la disponibilidad de luz y por lo tanto la producción (Posten, 2009).

Degradación de microplásticos por algas

A continuación, se presenta el resumen de algunos estudios que se han hecho para observar el comportamiento de las microalgas frente a productos de degradación del poli (etilen tereftalato) (PET), el cual es uno de los plásticos con mayor presencia en las zonas contaminadas a nivel global (Tabla 1).

Chlorella pyrenoidosa

Yan et al. (1995), realizaron un estudio en el que analizaron el comportamiento de *C. pyrenoidosa* frente a tres PAEs: dimetil ftalato (DMP), dietil ftalato (DEP) y dibutil ftalato (DBP). Los Autores reportaron un factor de bioconcentración (BCF) máxima de 162 (24 h), 205 (12 h) y 4077 (12 h), para DMP, DEP y DBP, respectivamente. El factor de bioconcentración hace referencia a la proporción de concentración de los PAEs que hay en el organismo y la concentración que hay en el agua; mientras que la biodegradación promedio para cada poliéster fue de 13.4, 7.3 y 2.1 mg/l, es decir que se logró la descomposición de los poliésteres por acción de la microalga.

Cylindrotheca closterium, Dunaliella salina y Chaetoceros muelleri

Gao & Chi (2015) realizaron un estudio con tres diferentes microalgas (*C. closterium*, *D. salina* y *C. muelleri*), las cuales fueron expuestas a dos PAEs (DEP y DBP). Los Autores encontraron que la biodegradación del DBP se da en un comportamiento de primer orden, además los

Artículos

Tabla 1. Resumen de estudios realizados sobre la capacidad de crecimiento de las microalgas frente a PAEs y BPA.

Microalga	Compuesto añadido	Resultado	Referencia
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	DMP DEP DBP	Acumula y biodegrada.	Yan et al. (1995)
<i>Cylindrotheca closterium</i>	DEP DBP	Biodegrada con enzimas intra y extracelulares.	Gao & Chi (2015) Chi et al. (2019)
<i>Dunaliella salina</i>			
<i>Chaetoceros muelleri</i>			
<i>Synechocystis</i> sp.	DMP	Crecimiento máximo a 20 ppm del PAE.	Zhang et al. (2016)
<i>Synechococcus</i> sp.			
<i>Cyanothece</i> sp.			
<i>Desmodesmus</i> sp. WR1	BPA	Biodegrada y desintoxica.	Wang et al. (2017)
<i>Karenia brevis</i>	DMP DEP DAP DPrP	Disminución de PAEs del medio.	Sun et al. (2019)

compuestos fueron degradados por acción de enzimas (esterasas) intra y extracelulares. En su publicación mencionan que hay una rápida adsorción fisicoquímica pasiva inicial, seguido de absorción, acumulación y degradación de los compuestos. Además, explican que la degradación microbiana de los PAEs se inicia por reacciones de desesterificación secuenciales para formar monoéster y luego ácido ftálico. En este proceso las esterasas son las enzimas clave. Una esterasa es una enzima tipo hidrolasa que rompe enlaces éster, en los correspondientes alcoholes y ácidos, por medio de una reacción de hidrólisis. Las tasas de degradación de los PAEs por los microorganismos disminuyen con el aumento de la longitud de la cadena de alquilo como resultado del bloqueo estereoespecífico (Yan et al., 1995). De las tres algas con las que trabajaron, *C. closterium*, que tiene la capacidad de soportar ambientes contaminados, fue la especie con mayor eficiencia de biodegradación. Para DBP *C. closterium* tuvo un 93.1 % vs 40 y 47.1 % de *D. salina* y *C. muelleri*; mientras que para DEP *C. closterium* tuvo un 81.2 % vs 32.3 y 26.3 % de *D. salina* y *C. muelleri*. También observaron que DBP se degrada con mayor eficiencia en comparación a DEP, y cuando se encuentran mezclados el DBP tiene un efecto inhibitorio ante la degradación de DEP, ya que al disminuir la concentración de DBP en el medio, el DEP se degradó rápidamente. La degradación del DEP fue principalmente por

enzimas extracelulares en la fase acuosa, mientras que en DBP se observó la degradación en ambas fases (acuosa y en las microalgas) lo que indica que las enzimas que degradaban a este poliéster son intra y extracelulares.

Chi et al. (2019), publicaron otro estudio con las mismas tres cepas de microalgas y dos PAEs. En esta publicación se reportó la concentración del PAE que produce el 50 % del efecto máximo (EC50) y la concentración más alta del PAE a la cual no se observa efecto (NOEC). La cuantificación se relacionó con la densidad celular medida a las 96 h. Para DEP el EC50 fue de 194, 77 y 62 mg/l y el NOEC de 100, 50 y 30 mg/l para *C. muelleri*, *C. closterium* y *D. salina*, respectivamente. Mientras que para DBP el EC50 fue de 3.4, 4.2 y 0.7 mg/l y el NOEC de 1.0, 2.5 y 0.4 mg/l para *C. muelleri*, *C. closterium* y *D. salina*. Es así como observaron que para DEP la tolerancia era mayor en *C. muelleri*, seguida de *C. closterium* y finalmente por *D. salina*. En cambio, para DBP *C. closterium* tuvo más tolerancia que *C. muelleri*. Comparando los resultados del EC50 a las 96 h con el ensayo basado en la producción de clorofila a, el comportamiento es el mismo, ya que para DEP los valores son 146, 73 y 54 mg/l; y para DBP son 2.5, 3.3 y 0.6 mg/l para *C. muelleri*, *C. closterium* y *D. salina* en ambos casos. La concentración en la que se encuentran estos PAEs en el

ambiente, es de 0.1 mg/l, por lo que los valores EC50 y NOEC fueron más altos que los valores ambientales de DEP y DBP.

En ensayos subsecuentes (Chi et al., 2019), se usó una concentración inicial de DEP y DBP de 0.1 mg/l (concentración más relevante presente en el ambiente). El porcentaje de bioconcentración a las 96 h de DEP para *C. muelleri*, *C. closterium* y *D. salina* fue de 0.07, 0.01 y 0.17 %, mientras que para DBP de 12.3, 4.8 y 7.1 %, respectivamente. Al estar en combinaciones los dos PAEs el porcentaje de bioconcentración para *C. muelleri*, *C. closterium* y *D. salina* para DEP fue de 0.16, 0.14 y 0.52 %, y para DBP de 13.5, 6.9 y 9.7 %, respectivamente. Como se observa en los resultados, el porcentaje de bioconcentración aumenta para ambos PAEs cuando ambos están presentes en el medio, indicando que el DBP se bioconcentra más en las células en comparación al DEP.

En la medición de la biodegradación de los PAEs a las 96 h, se observa que en presencia de DEP el porcentaje de biodegradación de este es de 95.5, 97.7 y 91.2 %, y para DBP es 22.5, 91.5 y 34.5 % para *C. muelleri*, *C. closterium* y *D. salina*, respectivamente. Mientras que al estar combinados los PAEs el valor para DEP fue de 48, 42.5 y 71.1 %, y para DBP de 16.2, 56.4 y 21.0 % para *C. muelleri*, *C. closterium* y *D. salina*, respectivamente. Con esos resultados se demuestra que, en presencia de ambos PAEs, la biodegradación se ve afectada, es decir que es menos efectiva.

***Synechocystis* sp., *Synechococcus* sp. y *Cyanothece* sp.**

Zhang et al. (2016), realizaron el estudio en diferentes cianobacterias: *Synechocystis* sp. (dulceacuícola), *Synechococcus* sp. (especie marina) y *Cyanothece* sp. (se desarrolla en ambos ambientes), y monitorearon la correlación de la concentración de DMP y el crecimiento de las cianobacterias. También cuantificaron la biodegradación del DMP y evaluaron el efecto de la temperatura en la biodegradación del DMP. Realizaron la comparativa con la acumulación del ácido tereftálico (TPA; subproducto de degradación del DMP), el cambio en el pH y la actividad de esterasa ante la degradación del DMP. En la primera parte, encontraron que las cianobacterias

crecían mejor en presencia de 20 mg/l del DMP que en ausencia de este compuesto. Sin embargo, a concentraciones de 50, 200 y 500 mg/l, el crecimiento se redujo conforme aumentaba la concentración del PAE.

Adicionalmente, usando 20 mg/L de DMP encontraron que *Cyanothece* logró degradar todo el DMP en 96 h, y al usar 50 mg/l la misma cepa logró la biodegradación en 120 h. Cuando analizaron el efecto de la temperatura en la degradación del DMP, observaron que entre 30 y 35 °C la degradación era mejor en comparación con 15, 25 y 40 °C, usando 96 h de incubación con una concentración inicial de 50 mg/l de DMP. También determinaron que el TPA es un subproducto de la degradación del DMP, y que a la par el valor del pH en el medio aumentó. Por esta razón se analizó el valor óptimo de pH inicial, para llevar a cabo una mejor degradación del DMP, por lo que hicieron la comparativa entre valores de pH de 6-10, y encontraron que el valor inicial de pH que favorece una mayor velocidad de degradación es 9. Finalmente, en el análisis de la actividad esterasa, encontraron que las tres cepas de cianobacterias la presentaban, aún en ausencia del DMP, pero cuando en el medio se encontraba el DMP la actividad era aproximadamente un orden de magnitud mayor a las 96 h con presencia de DMP la actividad era de 0.96, 0.87 y 1.11 U/ml, mientras que en ausencia de DMP la actividad fue de 0.09, 0.13 y 0.10 U/ml para *Synechocystis* sp. PCC6803, *Synechococcus* sp. PCC7942 y *Cyanothece* sp. PCC7822, respectivamente.

***Desmodesmus* sp. WR1**

Otro estudio fue realizado por Wang et al. (2017), donde se utilizó a *Desmodesmus* sp. WR1 para investigar los efectos del BPA sobre el crecimiento y la actividad fotosintética de la microalga, y para evaluar la desintoxicación del medio y la biodegradación del BPA. En ese estudio se empleó un análisis de transcriptoma para dilucidar la respuesta molecular del microorganismo a la exposición del BPA.

Los niveles de exposición que se utilizaron fueron de 1, 3, 5.5 y 13.5 mg/l de BPA. Interesantemente, encontraron que con esas concentraciones no se observa inhibición significativa en el crecimiento de la

microalga. El porcentaje de degradación del BPA, con las concentraciones previamente descritas, fueron del 57, 25, 18 y 26 %, respectivamente. Dentro del análisis del transcriptoma encontraron la presencia de genes que codifican para enzimas relacionadas con la biodegradación oxidativa del BPA (una oxidorreductasa), y para la adición de grupos glicosilo (una glicosiltransferasa). También, reportaron por primera vez la presencia de diversos subproductos de degradación del BPA, tales como el monohidroxi-BPA, el 2-hidroxi-3-hidroximetil-BPA, glicósidos y productos monofenólicos del BPA; concluyendo que estos productos se obtuvieron a partir de la hidroxilación oxidativa, la glicosilación y la escisión oxidativa del BPA. Lo que sugiere que esta microalga puede ser utilizada en procesos de biorremediación de ambientes acuáticos.

Karenia brevis

En otro estudio reportado (Sun et al., 2019), se utilizó una especie microalgal dinoflagelada, que se relaciona a una de las especies dañinas presentes en los fenómenos de marea roja. Con crecimiento de *K. brevis* durante 96 h, el contenido de DMP, DEP, DAP (dialil ftalato) y DPrP (dipropil ftalato) disminuyó 93.3%, 68.2%, 57.4% y 46.7%, respectivamente. La toxicidad de los PAEs y su acumulación en *K. brevis* incrementó con el aumento de las cadenas de alquilo, probablemente debido a la mayor lipoficidad de los PAEs de cadena más larga. Se detectaron metabolitos de biodegradación en *K. brevis* cuando se expuso a DEP, incluidos el DMP, monoetil ftalato (MEP), mono-metil ftalato (MMP), ácido ftálico (TPA) y el ácido protocatéquico (PrA). Cuando la cepa se encontró expuesta a DPrP, se detectó un compuesto intermedio adicional, que fue el ftalato de dietilo (DEP) en las células de *K. brevis*, además de los cinco metabolitos mencionados anteriormente. Esos resultados confirmaron que las principales vías de biodegradación de estos compuestos por *K. brevis* son por desesterificación, desmetilación o transesterificación. Estos hallazgos proporcionarán pruebas valiosas para predecir el destino ambiental y evaluar el riesgo potencial de PAEs en la aparición de floraciones de algas nocivas en el medio marino.

Conclusiones

Implementar tecnologías a partir de grupos biológicos, como las microalgas, para restaurar el medio ambiente, es una estrategia que conduce a beneficios de diversos tipos, ya que se obtienen ganancias económicas por la producción de compuestos de alto interés biotecnológico en la biomasa del organismo y se avanza en la restauración del medio ambiente a su estado natural. De acuerdo con los resultados que se han tenido hasta el momento, la biorremediación es un área que otorga una promesa respecto a la restauración de los ambientes acuáticos si hablamos de MP, ya que diversas especies microalgales, que crecen en condiciones acuáticas muy variables, son capaces de desintoxicar el medio en el que se encuentran, mediante diferentes mecanismos. Sin embargo, es un área que aún falta más por explorar, y que hasta el momento promete ser beneficioso para disminuir los efectos adversos de los microplásticos a los organismos.

De los diversos estudios que realizados con *Chlorella pyrenoidosa*, *Cylindrotheca closterium*, *Dunaliella salina*, *Chaetoceros muelleri*, *Synechocystis* sp., *Synechococcus* sp., *Cyanothece* sp., *Desmodesmus* sp. WR1 y *Karenia brevis*, se demuestra que existen especies de microalgas que se sobreponen a condiciones de estrés causadas por la presencia de compuestos conocidos como plastificantes o el BPA, beneficios que soportan la aplicación de la biorremediación, lo que da pie a comenzar a cuestionarse y a experimentar sobre la combinación de las cepas microalgales.

Referencias

- Alonso-Magdalena P, Ropero AB, Soriano S, García-Arévalo M, Ripoll C, Fuentes E, Quesada I & Nadal A (2012) Bisphenol-A acts as a potent estrogen via non-classical estrogen triggered pathways. *Mol. Cell. Endocrinol.* 355(2), 201-207.
- Arthur C, Baker JE & Bamfort HA (2009) Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris. National Oceanic and Atmospheric Administration, Tacoma.

Artículos

- Beltrán M & Marcilla A (2012) Tecnología de polímeros, procesado y propiedades. Universidad de Alicante, España.
- Browne MA, Chapman MG, Thompson RC, Amaral LA, Jambeck J & Mallos NJ (2015) Spatial and temporal patterns of stranded intertidal marine debris: Is there a picture of global change? *Environ. Sci. Technol.* 49(12), 7082-7094.
- Chi J, Li Y & Gao J (2019) Interaction between three marine microalgae and two phthalate acid esters. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 170, 407-411.
- Chianese R, Troisi J, Richards S, Scafuro M, Fasano S, Guida M, Pierantoni R & Meccariello R (2018) Bisphenol A in reproduction: epigenetic effects. *Curr. Med. Chem.* 25(6), 748-770.
- Cole M, Lindeque P, Halsband C & Galloway TS (2011) Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 2588-2597.
- Cortés AA, Sánchez-Fortún S. & Bartolomé MC (2018) Mecanismos de resistencia a metales tóxicos (Cd) bajo variaciones abióticas en microalgas. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas.* 21(1), 40-52.
- Elías R (2015) Mar del plástico: una revisión del plástico en el mar. *MAFIS.* 27, 83-105.
- Eriksen M, Lebreton LC, Carson HS, Thiel M, Moore CJ, Borerro JC, Galgani F, Ryan PG & Reisser, J (2014) Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PloS one.* 9(12), e111913.
- Fendall LS & Sewell MA (2009) Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Mar. Pollut. Bull.* 58, 1225-1228.
- Forero PA (2015) Fundamento teórico sobre tratamiento de aguas residuales por fitorremediación. Artículo de grado, Facultad de Ingeniería, Universidad Militar Nueva Granada.
- Franzellitti S, Canesi L, Auguste M, Wathsala RH & Fabbri E (2019) Microplastic exposure and effects in aquatic organisms: A physiological perspective. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 68, 37-51.
- Gao J & Chi J (2015) Biodegradation of phthalate acid esters by different marine microalgal species. *Mar. Pollut. Bull.* 99, 70-75.
- Grima EM, Fernández JM & Ación FG (2009) Microalgae, mass culture methods. *Encyclopedia of industrial biotechnology: bioprocess, bioseparation, and cell technology.* 1-24.
- Holmes LA, Turner A & Thompson RC (2012) Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environ. Pollut.* 160, 42-48.
- Horton AA, Walton A, Spurgeon DJ, Lahive E & Svendsen C (2017) Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Sci. Tot. Environ.* 586, 127-141.
- Hussain N, Jaitley V & Florence AT (2001) Recent advances in the understanding of uptake of microparticulates across the gastrointestinal lymphatics. *Adv. Drug Deliv. Rev.* 50(1-2), 107-142.
- Kawai F, Kawabata T & Oda, M (2019) Current knowledge on enzymatic PET degradation and its possible application to waste stream management and other fields. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 103(11), 4253-4268.
- Mato Y, Isobe T, Takada H, Kanehiro H, Ohtake C & Kaminuma T (2001) Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environ. Sci. Technol.* 35(2), 318-324.
- Mehrabadi A, Craggs R & Farid M (2015) Tratamiento de aguas residuales de alta tasa de estanques de algas (WWT HRAP) para la producción de biocombustibles de bajo costo. *Bioresour. Technol.* 184, 202-214.

- Molina-Molina J. M., Amaya E, Grimaldi M, Sáenz JM, Real M, Fernández MF & Olea N (2013) In vitro study on the agonistic and antagonistic activities of bisphenol-S and other bisphenol-A congeners and derivatives via nuclear receptors. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 272(1), 127-136.
- Müller RJ, Schrader H, Profe J, Dresler K & Deckwer WD (2005) Enzymatic degradation of poly (ethylene terephthalate): rapid hydrolysis using a hidrolase from *T. fusca*. *Macromol. Rapid Commun.* 26, 1400-1405.
- Ochoa DM & González JF (2008) Estrés oxidativo en peces inducido por contaminantes ambientales. *Revista de la Facultad de Medicina Veterinaria y de Zootecnia.* 55(II), 115-126.
- Ogata Y, Takada H, Mizukawa K, Hirai H, Iwasa S, Endo S, Mato Y, Saha M, Okuda K, Nasashima A, Murakami M, Zurcher N, Booyatumanondo R, Zakaria MP, Dung LQ, Gordon M, Miguez C, Suzuki S, Moore C, Karapanagioti HK, Weerts S, McClurg T, Burres E, Danner B, Stewardson N & Thompson RC (2009) International pellet watch: global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Mar. Pollut. Bull.* 58(10), 1437-1446.
- Olguín EJ (2003) Phycoremediation: key issues for cost effective nutrient removal processes. *Biotechnol. Adv.* 22, 81-91.
- Posten C (2009) Design principles of photobioreactors for cultivation of microalgae. *Eng. Life Sci.* 9(3), 165-177.
- Pouzaud F, Thierry-Mieg M, Burga K, Vérines-Jouin L, Fiore K, Beausoleil C & Pasquier E (2018) Concerns related to ED-mediated effects of Bisphenol A and their regulatory consideration. *Mol. Cell. Endocrinol.* 475, 92-106.
- Psillakis E, Mantzavinos D & Kalogerakis N (2004) Monitoring the sonochemical degradation of phthalate esters in water using solid-phase microextraction. *Chemosphere.* 54(7), 849-857.
- Razzak SA, Hossain MM, Lucky RA, Bassi AS & De Lasa H (2013) Integrated CO₂ capture, wastewater treatment and biofuel production by microalgae culturing—a review. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 27, 622-653.
- Ritchie H & Roser M (2020) Plastic pollution [en línea]. Disponible en: <https://ourworldindata.org/plastic-pollution>
- Rochman CM, Hentschel BT & Teh SJ (2014) Long-term sorption of metals is similar among plastic types: implications for plastic debris in aquatic environments. *PLOS one*, 9(1), e85433.
- Rochman CM, Hoh E, Kurobe T & Teh SJ (2015) Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Sci. Rep.* 3, 3263.
- Sathyanarayana S (2008) Phthalates and children's health. *Curr. Probl. Pediatr. Adolesc. Health Care.* 2(38), 34-49.
- Schirizzi GF, Pérez-Pomeda I, Sanchís J, Rossini C, Farré M & Barceló D (2017) Cytotoxic effects of commonly used nanomaterials and microplastics on cerebral and epithelial human cells. *Environ. Res.* 159, 579-587.
- Sun C, Zhang G, Zheng H, Liu N, Shi M, Luo X, Chen L, Li F & Hu S (2019) Fate of four phthalate esters with presence of *Karenia brevis*: Uptake and biodegradation. *Aquat. Toxicol.* 206, 81-90.
- Thompson RC, Olse Y, Mitchell RP, Davis A, Rowland SJ, John AW, McGonigle D & Russell AE (2004) Lost at sea: where is all the plastic? *Science.* 304, 838.
- Vethaak AD & Leslie HA (2016) Plastic Debris Is a Human Health Issue. *Environ. Sci. Technol.* 50(13), 6825-6826.
- Wang R, Diao P, Chen Q, Wu H, Xu N & Duan S (2017) Identification of novel pathways for biodegradations of bisphenol A by the green alga *Desmodesmus* sp.WR1, combined with mechanistic analysis at the transcriptome level. *Chem. Eng. J.* 321, 424-431.

Artículos

Wang F, Wong CS, Chen D, Lu X, Wang F, & Zeng EY (2018) Interaction of toxic chemicals with microplastics: a critical review. *Water Res.* 139, 208-219.

Xu LJ, Chu W & Graham N (2015) Sonophotolytic degradation of phthalate acid esters in water and wastewater: influence of compound properties and degradation mechanisms. *J. Hazard. Mater.* 288, 43-50.

Yan H, Ye C & Yin C (1995) Kinetics of phthalate ester biodegradation by *Chlorella pyrenoidosa*. *Environ. Toxicol. Chem.: An International Journal.* 14(6), 931-938.

Zapata A, Estrany F, Pujol RO (2007) Degradación de los residuos de materiales plásticos. *Ingeniería Química.* 448, 186-190.

Zhang X, Liu L, Zhang S, Pan Y, Li J, Pan H, Xu S & Luo F (2016) Biodegradation of dimethyl phthalate by freshwater unicellular cyanobacteria. *BioMed Res. Intl.* 2016.