

# Microplásticos en el medio ambiente

(especialmente, en el Mediterráneo)



Elaborado por:



Institut  
d'Estudis  
Catalans

**CAPCIT**  
Consell Assessor del Parlament  
sobre Ciència i Tecnologia

**fc**ri

Fundació Catalana per a  
la Recerca i la Innovació

Informe realizado por el  
Instituto de Estudios Catalanes



Institut  
d'Estudis  
Catalans

## Elaborado por:

**Marinel·la Farré**, Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (IDAEA-CSIC)

**Pedro Fernàndez**, Centro de Actividad Regional para el Consumo y la Producción Sostenibles (SCP/RAC), Convenio de Barcelona para la Protección del Entorno Marino y la Región Costera del Mar Mediterráneo, Centro de Actividad Regional en España del Convenio de Estocolmo, Barcelona

**Michaël Grelaud**, Instituto de Ciencia y Tecnología Ambientales (ICTA-UAB)

**Marta Llorca**, Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (IDAEA-CSIC)

**Cristina Romera Castillo**, Instituto de Ciencias del Mar (ICM-CSIC)

**Anna Sánchez-Vidal**, Grupo de Investigación Consolidado (GRC) Geociencias Marinas. Facultad de Ciencias de la Tierra, Universidad de Barcelona

**Patrizia Ziveri**, Instituto de Ciencia y Tecnología Ambientales (ICTA-UAB), Institución Catalana de Investigación y Estudios Avanzados (ICREA)

**Joandomènec Ros** (coordinador), Departamento de Biología Evolutiva, Ecología y Ciencias Ambientales de la Facultad de Biología de la Universidad de Barcelona (BEECA-UB), Instituto de Estudios Catalanes (IEC)

## Informe solicitado por:

**Consejo Asesor del Parlamento sobre Ciencia y Tecnología** (CAPCIT)

## Encargo y edición:

**Fundación Catalana para la Investigación y la Innovación** (Oficina Técnica de Soporte al CAPCIT)

Barcelona, 2021



# Índice

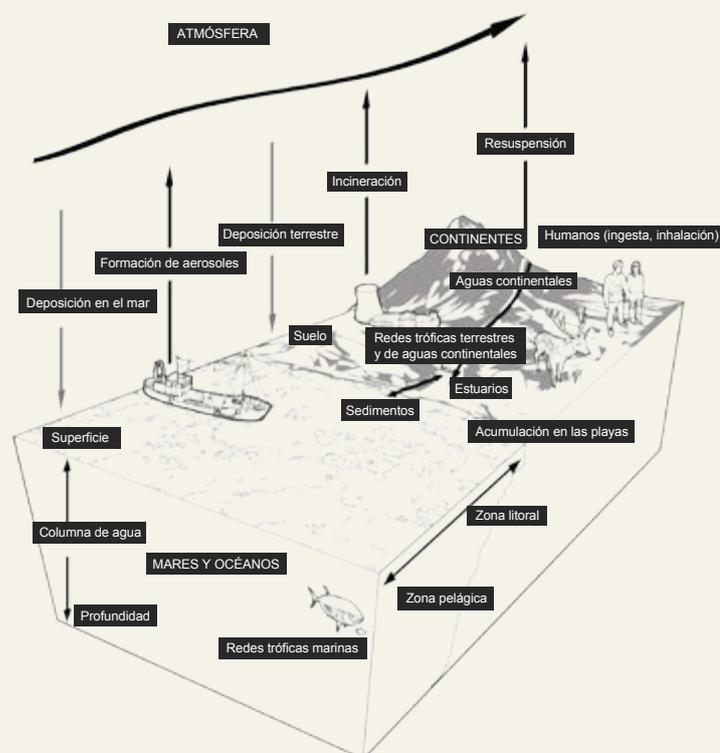
<b>1 Introducción</b>	<b>4</b>
<b>2 Caracterización física y química</b>	<b>6</b>
<b>3 Origen y medios de dispersión</b>	<b>7</b>
<b>4 Microplásticos en el medio ambiente</b>	<b>8</b>
4.1. Aguas continentales	8
4.2. Mares y océanos	8
4.3. Suelos	14
4.4. Aguas residuales	15
4.5. Aire	15
<b>5 Impactos de los microplásticos</b>	<b>16</b>
5.1. Ecosistemas acuáticos	16
5.2. Suelos	17
5.3. Los seres humanos	18
<b>6 Aspectos sociales, de gestión y legislativos</b>	<b>20</b>
6.1. Respuestas de gestión pública	20
6.2. Respuestas del sector privado	21
6.3. Respuestas de la sociedad civil	21
<b>7 Equipos e investigadores catalanes</b>	<b>22</b>
<b>8 Conclusiones</b>	<b>26</b>
<b>9 Resumen ejecutivo</b>	<b>27</b>
<b>10 Bibliografía</b>	<b>36</b>

# 1 Introducción

Thor Heyerdahl explicaba, en su relato de la expedición del Ra, que la tripulación de esta almadía encontró, a muchos centenares de kilómetros de tierra firme, plásticos y otros materiales de origen antrópico flotando sobre el mar. La famosa expedición tuvo lugar hace [cincuenta] años, y no es necesario recordar cómo ha aumentado el transporte marino de petróleo y cómo se ha desarrollado la producción y el uso generalizado de materiales plásticos desde entonces. No es de extrañar, pues, que primero en nuestras playas y después en mar abierto, la acumulación de plásticos sea un problema de primera magnitud; y no solo estético.

Joandomènec Ros (2014)

La contaminación por plásticos es uno de los principales retos ambientales generados por el uso y eliminación no sostenibles de productos elaborados con materiales plásticos por parte de las sociedades humanas. Actualmente se reconoce como un problema global, multidimensional y multisectorial, con impactos ambientales, económicos, de salud pública, seguridad alimentaria e incluso culturales (Bergmann *et al.*, 2015; GESAMP, 2015). La última parte del Antropoceno, la era geológica caracterizada por la presencia y, sobre todo, la actividad de la especie humana, se ha llegado a denominar Plasticeno (Haram *et al.*, 2020). Durante los últimos años, investigadores de distintas áreas han estado identificando fuentes, cantidades e impactos de la contaminación por plásticos, aunque el conocimiento todavía es limitado (figura 1).



**Figura 1.** La contaminación por microplásticos es general. (Original de Joan-Albert Ros, a partir de fuentes diversas.)

La presencia de plásticos de tamaño grande (macroplásticos) en el océano tiene graves consecuencias para la fauna marina y la salud humana. Los animales marinos a menudo se enredan en los artículos de plástico (p. ej., tortugas, peces), mientras que otros los ingieren (p. ej., ballenas, delfines, tortugas, aves), lo cual reduce su capacidad de digestión, hasta que mueren de inanición. Muchos polímeros plásticos tienen una densidad inferior al agua, por lo que flotan en la superficie, lo que dificulta el intercambio de oxígeno y la transmisión de la luz a través de la columna de agua (Harrison *et al.*, 2011).

Los plásticos comerciales nunca son puros: contienen muchos aditivos para mejorar su durabilidad y otras propiedades necesarias para su finalidad. Los aditivos incluyen una amplia serie de diferentes productos químicos y materiales como plastificantes, colorantes, estabilizantes, ignífugos y antioxidantes, entre otros. Se encuentran en distintas proporciones en la formulación de los materiales plásticos. Los aditivos que se encuentran en plásticos o los oligómeros de los polímeros pueden migrar al medio acuático y alterar la química del agua y afectar a los organismos marinos (por ejemplo, Romera-Castillo *et al.*, 2018). La magnitud del lavado de estas sustancias depende de los tipos de plástico, de la química de los aditivos, de la etapa de degradación del plástico, etc.

Se ha estimado que se pueden liberar hasta 23 600 t de carbono orgánico disuelto (DOC) del plástico que llega al océano cada año (Romera-Castillo *et al.*, 2018). El lavado o lixiviación de

plásticos se potencia mediante la fotodegradación que causa la radiación ultravioleta, y los compuestos liberados tienen principalmente un peso molecular inferior a los 350 Da (dáltones) (Lee *et al.*, 2020). Alrededor del 7% del peso del plástico puede perderse en forma de DOC bajo radiación ultravioleta (Zhu *et al.*, 2020). Se ha demostrado que los compuestos lixiviados pueden alterar la red alimentaria marina al estimular el crecimiento de bacterias marinas (Romera-Castillo *et al.*, 2018; Zhu *et al.*, 2020). Pero, por otra parte, pueden afectar negativamente a la capacidad de efectuar la fotosíntesis y al crecimiento de los organismos fotosintéticos (como las cianobacterias del género *Prochlorococcus*; Tetu *et al.*, 2019), lo que comporta una reducción de la producción de materia orgánica y de oxígeno.

Otra consecuencia de la presencia de plásticos en el medio acuático es la introducción de especies invasoras. En cuanto el plástico llega al medio acuático, comienza a estar cubierto por un biofilm, compuesto por diferentes microorganismos colonizadores como bacterias, microalgas, hongos e invertebrados diversos. Los fragmentos de plástico actúan como vectores de los micro- y macroorganismos, que así viajan a bordo del plástico hacia otros hábitats y alteran el ecosistema receptor (Rech *et al.*, 2016). Las especies ajenas invasoras transportadas por desechos plásticos son una amenaza para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.

Se sabe que la presencia de los plásticos en el medio ambiente y, en particular, en los océanos está aumentando. Entre ellos,

los microplásticos (MP) y los nanoplasticos (NP) tienen un interés especial por su pequeño tamaño (inferior a 5 mm), pero también porque pueden ser otra fuente de contaminantes mediante la liberación de aditivos y plastificantes (Llorca *et al.*, 2020). Además, los microplásticos pueden acumular contaminantes orgánicos e inorgánicos, así como agentes patógenos del medio ambiente (aire, agua o partículas), lo que los convierte en un importante vector para el transporte de estos contaminantes a los organismos acuáticos (Cole *et al.*, 2011; Llorca *et al.*, 2014; Rios *et al.*, 2007; Pittura *et al.*, 2018; Ashton *et al.*, 2010). Debido a su pequeño tamaño, similar al plancton, los protozoos bentónicos y las bacterias, los microplásticos y los nanoplasticos pueden entrar en la red alimentaria marina mediante su ingestión por parte de los organismos acuáticos (Llorca *et al.*, 2014; Pittura *et al.*, 2018; Wright y Thompson, 2013; Cole *et al.*, 2014).

Existe, pues, un interés científico, económico, social y ambiental por los microplásticos, y son numerosos los estudios que se han dedicado y se dedican al tema. Tampoco son raros los trabajos de síntesis, que ofrecen la situación general en cada momento del tiempo. Este informe ha hecho uso de estos trabajos de síntesis (Bowmer y Kershaw, 2010; GESAMP, 2015; Cózar *et al.*, 2015; Lusher *et al.*, 2017; Costa, 2017; SAPEA, 2019; Barceló y Picó, 2019; ECHA, 2020; Llorca *et al.*, 2020), así como de diversos trabajos específicos, en especial de los investigadores catalanes y de la ribera del Mediterráneo. La relación completa de estos trabajos se encuentra en la bibliografía final.

# 2

## Caracterización física y química

Los microplásticos son los fragmentos de plástico inferiores a 5 mm, a partir de 0,1 o 1  $\mu\text{m}$ ; los plásticos que tienen un tamaño inferior a 0,1  $\mu\text{m}$  se denominan *nanoplásticos* (SAPEA, 2019; Llorca *et al.*, 2020). A efectos de este informe, hablaremos normalmente de *microplásticos*, incluyendo en el concepto a los nanoplásticos; si es necesario distinguirlos, lo especificaremos.

Los microplásticos son partículas sólidas compuestas de mezclas de polímeros (el componente principal de los plásticos) y aditivos funcionales que mejoran las propiedades de los polímeros, como la flexibilidad y la durabilidad (es decir, ignífugos, modificadores de impactos, antioxidantes, entre otros; ECHA, 2020; «Polymer Properties Database», 2019). Además, pueden contener también impurezas debidas al proceso de fabricación. Estos pequeños plásticos se pueden formar indirectamente mediante el desgaste de fragmentos de plástico más grandes (artículos diversos, textiles sintéticos, etc.), o se pueden fabricar directamente como añadidos a productos diversos, como perlas exfoliantes en exfoliantes faciales o corporales (ECHA, 2020).

Los microplásticos incluyen una amplia gama de tipos de micropartículas (pelets, fragmentos, fibras, películas, espuma, etc.), y tienen también una amplia gama de tamaños, desde 5 mm (microplásticos) hasta 1 nm (nanoplásticos, Corradini *et al.*, 2019; Caldwell *et al.*, 2019), así como una gran variedad de tipos de polímeros. Entre los más utilizados en la industria y en el uso del día a día se incluyen el polietileno (PE, de alta y baja densidad -HDPE y LDPE, respectivamente-), el polipropileno (PP), el cloruro de polivinilo (PVC), el poliestireno (PS —incluido el expandido, EPS—), el poliuretano (PUR), el tereftalato de polietileno (PET) y las poliamidas (PA; Caldwell *et al.*, 2019; GESAMP, 2015; Sánchez-Vidal *et al.*, 2018).

# 3

## Origen y medios de dispersión

Los microplásticos se clasifican en primarios y secundarios, según si las partículas se fabrican originalmente en este tamaño (primarios) o bien si son el resultado de la fragmentación y descomposición de artículos más grandes (secundarios; GESAMP, 2015). Por ejemplo, durante la fabricación de plástico se utilizan gránulos o pelets de resina virgen primaria, así como en el transporte de materias primas de resina para la producción previa de productos de plástico. Otros microplásticos primarios se utilizan como lavadores industriales, polvo de plástico para moldear y en formulaciones cosméticas como microperlas, entre otros (GESAMP, 2015). Los microplásticos secundarios son el resultado de la fragmentación y la meteorización de artículos de plástico más grandes durante la fabricación de diferentes productos, o bien en el seno del medio ambiente, sometidos a los diferentes meteoros y radiaciones (GESAMP, 2015).

Los microplásticos llegan al medio ambiente desde distintas fuentes (figura 1). En el caso de los microplásticos primarios, estos se liberan de las fábricas y de las aguas residuales, o bien se pierden en una pequeña proporción cuando son transportados como pelets vírgenes (GESAMP, 2015). Se ha comprobado también su dispersión y transporte debidos al viento. En cambio, las principales fuentes de distribución de los microplásticos secundarios son difíciles de identificar, puesto que dependen de la distribución de los macroplásticos y de los procesos de degradación una vez llegan al medio ambiente. Además, en

función del tamaño de la basura, los efectos meteorológicos influyen sobre esta en grados diferentes (GESAMP, 2015).

En el caso de los sistemas fluviales (incluyendo agua y sedimentos fluviales), la presencia de microplásticos se debe a mecanismos antropogénicos, mediante la descarga de estos productos desde industrias de fuentes directas, así como de plantas de tratamiento de aguas residuales (aunque la depuración de aguas elimina con eficacia del 80% al 90% de los microplásticos, porque quedan atrapados en los lodos de depuradora; Corradini *et al.*, 2019; Li, X. *et al.*, 2018).

Los microplásticos que pasan por los sistemas fluviales llegan a los mares y los océanos por la descarga fluvial. Esta es una de las principales fuentes de microplásticos en el entorno marino, junto con la eliminación directa de plásticos más grandes, entre otras fuentes menores. Una vez allí, se espera que los polímeros de baja densidad permanezcan en la superficie del agua, mientras que los de alta densidad se hundan hasta los sedimentos como sumidero final (Woodall *et al.*, 2014; Sanchez-Vidal *et al.*, 2018). Sin embargo, los polímeros de baja densidad también pueden llegar a los sedimentos, ya que sus características físico-químicas pueden cambiar debido a efectos meteorológicos o incluso pueden ser modulados por una ecocorona de organismos acuáticos que se instalan en su superficie y aumenten su densidad (De Haan *et al.*, 2019).

Los principales factores que influyen en el transporte de los microplásticos hacia los sedimentos son: a) el transporte por gravedad en corrientes cargadas de sedimentos; b) la deposición, o transporte mediante procesos biológicos, de material que anteriormente flotaba en la superficie o estaba suspendido en la columna de agua; c) el transporte por corrientes termohalinas, ya sea durante la deposición o mediante la reorganización de microplásticos depositados (Kane y Clare, 2019; Kane *et al.*, 2020).

En cuanto a los sedimentos terrestres, los microplásticos llegan a través de diversos mecanismos físicos, biológicos y antropogénicos (Rillig *et al.*, 2017). Estos microplásticos se detectan en sedimentos, incluyendo los suelos agrícolas. En este último caso, su presencia se explica por la reutilización de lodos procedentes de depuradoras como fertilizantes (compost) y por el riego con aguas residuales, por la meteorización y desintegración de la plasticultura sobre campos de cultivo, por la fragmentación de desechos de plástico y artículos de plástico y por la sedimentación de suelos procedentes de terrenos inundados (Nizzetto *et al.*, 2016a; Rochman, 2018; Bläsing y Amelung, 2018; Scheurer y Bigalke, 2018).

Por último, los microplásticos que están muy extendidos por el medio ambiente se pueden acumular en animales por ingestión debido a su pequeño tamaño y, en último término, pueden ser consumidos por los seres humanos (ECHA, 2020; Scheurer y Bigalke, 2018; Lusher *et al.*, 2017; EFSA, 2016).

# 4

## Microplásticos en el medio ambiente

El campo de la investigación en microplásticos ha crecido considerablemente en las últimas dos décadas, empezando por el sistema marino y el trabajo fundamental de Thompson *et al.* (2004). El interés por los sistemas terrestres es bastante novedoso (Rillig, 2012) y muy pocos estudios se centran en la presencia, el destino o el impacto de los microplásticos en los suelos (Duis y Coors, 2016; Lambert y Wagner, 2016; Rillig, 2012). Los recientes intentos de conceptualizar el «ciclo de los plásticos» no solo desde la perspectiva del transporte desde los ambientes terrestres a los oceánicos, sino también incluyendo las ciencias de la atmósfera y la biogeoquímica, la transferencia trófica y la salud y la exposición humanas (Bank y Hansson, 2019), han demostrado que los microplásticos se pueden mover entre diferentes compartimentos a gran escala, incluyendo el aire, los hábitats terrestres, los ríos y otros ambientes de aguas continentales para llegar finalmente al océano (Bank y Hansson, 2019).

### 4.1. Aguas continentales

Hay microplásticos en los diferentes tipos de aguas continentales, en concentraciones similares a las que se encuentran en el mar. Los hay en la superficie del agua, en la columna de agua y

en los sedimentos de lagos, ríos y estuarios (Eerkes-Medrano *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2018). Las concentraciones de microplásticos en aguas continentales varían geográficamente, desde unos pocos ítems hasta miles de ítems por metro cúbico (ítem./m<sup>3</sup>; Horton *et al.*, 2017; Rezania *et al.*, 2018). Las concentraciones de microplásticos en sedimentos de aguas continentales también son muy variables y pueden alcanzar varios miles de ítems por kilogramo (ítem./kg) de sedimento (Hurley *et al.*, 2018; Rezania *et al.*, 2018). Además, existe una correlación espacial entre los microplásticos en aguas continentales y las actividades humanas (Eerkes-Medrano *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2018; Rezania *et al.*, 2018).

Un estudio realizado en ciento cincuenta y siete puntos de muestreo en arroyos y ríos de toda España (León-Muez *et al.*, 2020) ha encontrado microplásticos en las aguas superficiales de un 70 % de las muestras; los microplásticos son fibras, fragmentos y películas, de treinta y tres polímeros distintos.

Se han encontrado microplásticos, sobre todo fibras, en el delta del Ebro; se acumulan en los sedimentos del río, y la dinámica de cuña salina de los estuarios puede facilitar el hundimiento de los microplásticos que aportan los ríos (Simón-Sánchez *et al.*, 2019). Los oligómeros de estirenos, que son indicadores de contaminación

por poliestirenos, son transportados de la tierra al mar mediante la escorrentía (bahía de Tokio; Amamiya *et al.*, 2019).

### 4.2. Mares y océanos

La aparición de plásticos y, específicamente, de microplásticos en mares y océanos se ha evidenciado en muchos estudios (Ros, 2001, 2011, 2012; Sanchez-Vidal *et al.*, 2018; Antunes *et al.*, 2018; León *et al.*, 2018, 2019; Lebreton *et al.*, 2012; Constant *et al.*, 2019; Kaandorp *et al.*, 2020). Según Koelmans *et al.* (2016), la concentración media de plástico «en todo el océano» podría ser aproximadamente igual a 2 ng/L, pero en las playas atlánticas que se hallan en las inmediaciones de zonas industriales, de áreas urbanas y/o de instalaciones de carga o portuarias es donde se encuentra su mayor acumulación (Antunes *et al.*, 2018). En el caso concreto del mar Mediterráneo, se ha demostrado la presencia de estos contaminantes a lo largo de toda la costa y, sobre todo, en las playas. El mar Mediterráneo podría acumular entre 1 000 t y 3 000 t de desechos de plásticos flotantes (Cózar *et al.*, 2015) y es uno de los ambientes marinos más afectados por los desechos marinos (Lebreton *et al.*, 2012).

Por ejemplo, un estudio reciente ha demostrado el impacto del turismo en la generación de microplásticos directamente en las playas mediterráneas (Grelaud y Ziveri, 2020): durante la temporada alta, la fragmentación de grandes artículos de plástico se acelera por la degradación termooxidativa (irradiación solar) y la degradación mecánica (fricción con la arena), debido al alto número de visitantes en las playas. Aquí la acumulación de microplásticos es aproximadamente cinco veces superior en julio y agosto que durante la temporada baja. La presencia de plásticos en el mar Mediterráneo está relacionada con la alta presión antropogénica, combinada con la hidrodinámica de su cuenca semicerrada, donde el flujo de salida es, principalmente, a través de una capa de agua profunda que se dirige hacia el océano Atlántico por el estrecho de Gibraltar (Cózar *et al.*, 2015). Un estudio reciente (Kaandorp *et al.*, 2020) señala que, de todos los plásticos que han entrado en el mar Mediterráneo desde 2006, entre 170 t y 420 t flotan en aguas superficiales, de las cuales entre un 49 % y un 63 % se encuentran en la zona cercana a la costa, y entre un 37% y un 51% se ha hundido. Por la carga de contaminación, el Mediterráneo puede considerarse como una gran región de acumulación de desechos de plásticos a causa de su morfología característica de cuenca casi cerrada, con una acumulación comparable a algunas zonas descritas en los cinco giros oceánicos subtropicales (Cózar *et al.*, 2015; Cincinelli *et al.*, 2019). La principal contaminación por plásticos de las aguas superficiales del Mediterráneo está dominada por fragmentos de tamaño milimétrico (Güven *et al.*, 2017; Suaria *et al.*, 2016; Van der Hal *et al.*, 2017; Schirinzi *et al.*, 2019; Schmidt *et al.*, 2018; Baini *et al.*,

2018; Simón-Sánchez *et al.*, 2019), pero con una elevada proporción de macro- y mesoplásticos (Cózar *et al.*, 2015; Gündoğdu y Çevik, 2019). Sin embargo, la falta de métodos analíticos cuantitativos impide la evaluación de los microplásticos y los nanoplásticos, para los que solo disponemos de datos estimados (Llorca *et al.*, 2020).

Los microplásticos detectados en sistemas acuáticos dependen, como hemos dicho anteriormente, de sus propiedades físico-químicas, como la densidad y la forma, entre otras, así como de la composición polimérica, los aditivos utilizados y las características del envejecimiento. En general, los polímeros de los que se ha informado en ambientes marinos, incluyendo aguas y sedimentos superficiales y profundos, son PE, PP, PS, PET, PVC y PA (Llorca *et al.*, 2020; Sánchez-Vidal *et al.*, 2018; De Haan *et al.*, 2019). Además, las características del medio influyen en la interacción que presentan con otras partículas marinas, materia orgánica y organismos que afectan a la flotabilidad o al hundimiento de los microplásticos (Sánchez-Vidal *et al.*, 2018; Wright *et al.*, 2013). A lo largo de los últimos años, diversos estudios han evaluado la abundancia, distribución y composición de los macroplásticos flotantes y de los microplásticos en océanos y mares de todo el mundo (Llorca *et al.*, 2020).

En general, las mayores cantidades de microplásticos se han detectado cerca de zonas industrializadas. Por ejemplo, se ha informado de que el océano Atlántico es una de las zonas más contaminadas (Koelmans *et al.*, 2016; De Carvalho y Neto, 2016; Law *et al.*, 2010; Lusher *et al.*, 2014; GESAMP, 2015; Bowmer y Kershaw, 2010), con niveles que abarcan desde por debajo de 1 000 ítem./km<sup>2</sup> y hasta 1 300 000 000 ítem./km<sup>2</sup> (en la zona de

la bahía de Guanabara, Brasil; De Carvalho y Neto, 2016), aunque en la costa de Portugal se llega hasta 362 000 000 ítem./km<sup>2</sup> (Antunes *et al.*, 2013), y algunos de sus mares marginales, como el mar Báltico (Andrady, 2011; Lönnstedt y Eklöv, 2016) y el mar del Norte (Dubai y Liebezeit 2013) tienen una media de aproximadamente 179 256 ítem./km<sup>2</sup> y 14 632 398 ítem./km<sup>2</sup>, respectivamente.

Desde el litoral, los microplásticos son exportados hacia alta mar, tal y como lo demuestran muestreos realizados mediante redes conectadas a tablas de surf, que aumentan la posibilidad de obtener muestras litorales (Camins *et al.*, 2020; Uviedo *et al.*, 2020). Si nos centramos en la alta mar oceánica, las cantidades reportadas en el océano Pacífico oriental varían entre los 100 000 ítem./km<sup>2</sup> y 1 000 000 ítem./km<sup>2</sup> (Bradney *et al.*, 2019; Lebreton *et al.*, 2018; Desforges *et al.*, 2014), y se constata que la Gran Mancha de Basura del Pacífico acumula rápidamente plástico (Lebreton *et al.*, 2018), mientras que los niveles de microplásticos en los mares occidentales del océano Pacífico, entre ellos el mar de Japón, el mar Amarillo, el mar interior de Seto y el mar de China Oriental, son bastante más altos (desde por debajo de 1 000 ítem./km<sup>2</sup> y hasta 46 334 000 000 ítem./km<sup>2</sup>; Da Costa *et al.*, 2017; Kim *et al.*, 2015; Isobe *et al.*, 2014; Eriksen *et al.*, 2018). La contaminación por microplásticos también ha llegado a las aguas e incluso al hielo marino del océano Ártico, pero con valores muy inferiores (entre < 1 000 y 100 000 ítems por kilómetro cuadrado; Lusher *et al.*, 2015; Obbard *et al.*, 2014).

En el caso concreto del mar Mediterráneo, los restos plásticos flotantes de toda la región mediterránea se han estimado en un valor total de 1 455 t de peso seco (DW; Ruiz-Orejón *et al.*, 2016;

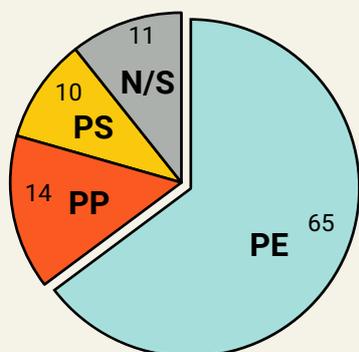
véase la tabla 1 para la costa catalana, y la figura 2). En este mar característico se ha registrado la mayor cantidad de microplásticos en la parte más oriental, el mar de Levante. Algunos autores han informado de valores en esta área entre 100 000 ítems./km<sup>2</sup> y 37 600 000 000 ítems./km<sup>2</sup> (Van der Hal *et al.*, 2017; Shahul-Hamid *et al.*, 2018; Gündoğdu y Çevik, 2017; Waller *et al.*, 2017; Kazour *et al.*, 2019),

mientras que se han detectado niveles muy inferiores en la zona del mar Egeo (Topçu y Öztürk, 2010; Politikos *et al.*, 2017), del mar de Liguria (Baini *et al.*, 2018; Fossi *et al.*, 2012, 2016; Pedrotti *et al.*, 2014, 2016), el mar de Cerdeña (Fossi *et al.*, 2012; Panti *et al.*, 2015; De Lucia *et al.*, 2014), el mar Adriático (Blašković *et al.*, 2017; Gajšt *et al.*, 2016; Munari *et al.*, 2017; Palatinus *et al.*, 2019; Vianello *et al.*, 2018;

Zeri *et al.*, 2018), el golfo de León (Constant *et al.*, 2019; Schmidt *et al.*, 2018) y las partes más occidentales y centrales del mar Mediterráneo, incluyendo la costa catalana, donde las cantidades de plásticos estaban, en general, por debajo de 500 000 ítems./km<sup>2</sup> (Constant *et al.*, 2019; Cózar *et al.*, 2015; Cincinelli *et al.*, 2019; Ruiz-Orejón *et al.*, 2016; Romeo *et al.*, 2015; Filgueiras *et al.*, 2019).

	Latitud	Longitud	Plásticos flotando (ítems/km <sup>2</sup> )	
Sur Cap de Creus	42°10.8' N	3°14.4' E	157,000.00	de Haan <i>et al.</i> , 2018
Norte Cap de Creus	42°22.0' N	3°17.6' E	257,000.00	de Haan <i>et al.</i> , 2018
Frente Ter	42°01.2' N	3°14.2' E	10,000.00	de Haan <i>et al.</i> , 2018
Frente Sant Feliu de Guíxols	41°45.2' N	3°03.8' E	88,000.00	de Haan <i>et al.</i> , 2018
Frente Tordera	41°37.0' N	2°46.8' E	514,000.00	de Haan <i>et al.</i> , 2018
Frente Besòs	41°24.3' N	2°16.1' E	70,000.00	de Haan <i>et al.</i> , 2018
<b>Media costa catalana</b>			<b>182,666.67</b>	
Playa Somorrostro	41°22.23'N	2°11.41'E	27,200.00	Camins <i>et al.</i> , 2020
Playa Somorrostro	41°23.10' N	2°11.83'E	114,000.00	Camins <i>et al.</i> , 2020
Playa Somorrostro	41°23.07' N	2°11.84'E	36,000.00	Camins <i>et al.</i> , 2020
Playa Somorrostro	41°22.91' N	2°11.72'E	398,000.00	Camins <i>et al.</i> , 2020
Playa El Prat	41°17.09'N	2°06.06'E	40,200.00	Camins <i>et al.</i> , 2020
Playa El Prat	41°17.09'N	2°06.06'E	57,500.00	Camins <i>et al.</i> , 2020
<b>Media playas Barcelona</b>			<b>112,000.00</b>	
Media Illes Balears			900,324.00	Ruiz-Orejón <i>et al.</i> , 2018
Media playas Illes Balears			858,029.00	Compa <i>et al.</i> , 2020
Media mar Adriático-Mediterráneo occidental			400,000.00	Suaria <i>et al.</i> , 2016
Media mar Ligur			103,000.00	Pedrotti <i>et al.</i> , 2016
Atlántico Nord			2,500.00	Law <i>et al.</i> , 2010
Pacífico Nord			105,100.00	Eriksen <i>et al.</i> , 2014
Giro subtropical del Pacífico			678,000.00	Lebreton <i>et al.</i> , 2018

**Taula 1.** Abundancia de plásticos flotando (ítems/km<sup>2</sup>) en diferentes puntos frente a la costa catalana. Se incluyen datos de microplásticos (<5mm) y mesoplásticos (5-25 mm). Se muestran algunos datos de zonas cercanas y globales a efectos comparativos.



**Figura 2.** Composición de los microplásticos flotando en la costa catalana. CEL, celulosa (natural o regenerada); PET, tereftalato de polietileno; PE, polietileno; PP, polipropileno; AC, acrílico; PA, poliamida. (Adaptada de Haan *et al.*, 2019.)

Cabe esperar que los materiales plásticos con una densidad superior a la del agua del mar ( $1,02 \text{ g/cm}^3$ ) se hundan y se acumulen en los sedimentos del fondo marino, mientras que los materiales de baja densidad tiendan inicialmente a flotar en la superficie o permanecer suspendidos en la columna de agua (Chubarenko *et al.*, 2018). Además, la asociación de partículas con material orgánico y organismos (conocida como bioincrustación -en inglés, biofouling-, el conjunto de organismos que se adhieren a sustratos sólidos, desde partículas hasta cascos de embarcaciones) produce una modificación de la densidad que facilita el hundimiento de desechos plásticos y de microplásticos. En el caso de los microplásticos, estos tienen una movilidad excepcional una vez se encuentran en el medio marino, debido a la combinación de las propiedades de las partículas (por ejemplo, densidad, composición química, forma) con la hidrodinámica externa, la sedimentología marina y las condiciones oceanográficas físicas.

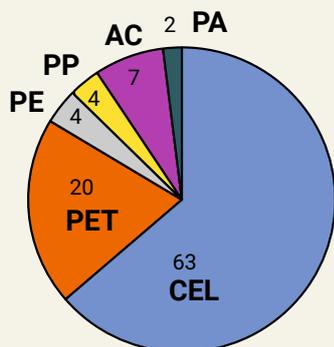
Por ejemplo, estudios recientes han señalado que la forma de las partículas y la bioincrustación son los principales contribuyentes en el comportamiento de decantación o suspensión de los microplásticos. La principal hipótesis es que las

fibras e hilos flotantes (partículas «unidimensionales», 1-D) son las primeras en empezar a hundirse, seguidas de películas y copos 2-D y, a continuación, de fragmentos 3-D (Chubarenko *et al.*, 2018). Esta hipótesis ha sido confirmada por distintos investigadores. Por ejemplo, Sánchez-Vidal *et al.* (2018) detectaron grandes cantidades de microfibras en sedimentos de las aguas profundas del mar Cantábrico, el mar Negro y el mar Mediterráneo (incluyendo el mar de Alborán, el mar de Levante y el mar de Creta). En otro estudio, Woodall *et al.* (2014) mostraron que la cantidad de microfibras era más alta en sedimentos de las aguas profundas (hasta cuatro órdenes de magnitud) que en la superficie del mar de zonas contaminadas del océano Atlántico, el océano Índico y el mar Mediterráneo. En cuanto al tipo de polímero, los principales polímeros que se han detectado en sedimentos costeros y sedimentos de altura incluyen la celulosa natural y regenerada (Sánchez-Vidal *et al.*, 2018), así como los plásticos sintéticos como PS, PE, PP (Sánchez-Vidal *et al.*, 2018; Vianello *et al.*, 2013; Abidli *et al.*, 2018), el acrílico y la poliamida (incluyendo el nylon; Sánchez-Vidal *et al.*, 2018), y copolímeros de alcohol etileno-vinílico (Mistri *et al.*, 2017). Véase la figura 3 para datos de Cataluña.

En el caso concreto del mar Mediterráneo, las principales cantidades de microplásticos detectadas a lo largo de los sedimentos marinos varían entre 4  $\text{ít./kg DW}$  (peso seco) de sedimento (Romeo *et al.*, 2015) y más de 2 000  $\text{ít./kg DW}$  (Vianello *et al.*, 2013). Centrándonos en los sedimentos de la costa mediterránea española, Filgueiras *et al.* (2019) investigaron sedimentos superficiales desde Algeciras a Barcelona, incluyendo muestras de Málaga, Castillo de Hierro, Almería, Cartagena, Benidorm, Benicarló, Vallcarca y Palma de Mallorca. El número de microplásticos variaba desde  $45,9 \pm 23,9 \text{ ít./kg DW}$  en Palma de Mallorca hasta  $280,3 \pm 164,9 \text{ ít./kg DW}$  en Málaga. Además, los autores encontraron que las concentraciones de microplásticos no están especialmente asociadas a fuentes locales de contaminación (tabla 2 y figura 3). Este hallazgo coincide con un trabajo previo realizado en la región occidental mediante la comparación de la carga de microplásticos en sedimentos de Cabrera, un área marina protegida en las Islas Baleares, con una zona turística y muy poblada en Mallorca, donde los autores detectaron un mayor número de microplásticos en el área protegida (hasta  $900 \text{ ít./kg DW}$ ) que en la zona turística (Alomar *et al.*, 2016).

Plásticos en sedimentos (ítems/gr)		
Margen catalán		
Plataforma continental	0.9	Sanchez-Vidal et al., 2018
Cañones submarinos	0.5-1.5	Sanchez-Vidal et al., 2018
Cuenca profunda	0.4	Sanchez-Vidal et al., 2018
Islas Baleares	0.9	Alomar et al., 2016
Mediterráneo Oriental	0.2-1.2	Sanchez-Vidal et al., 2018
Mar Cantábrico	0.8-1.4	Sanchez-Vidal et al., 2018
Mar de Alborán	0.5-1.2	Sanchez-Vidal et al., 2018
Atlántico Norte	0.1-0.3	Woodall et al., 2014
Océano Índico	<0.1	Woodall et al., 2014

**Taula 2.** Abundancia de plásticos (incluye microfibras textiles de celulosa) en sedimentos (ítems/gr) a diferentes profundidades y entornos submarinos frente a la costa catalana. Se muestran algunos datos de zonas cercanas y globales a efectos comparativos.



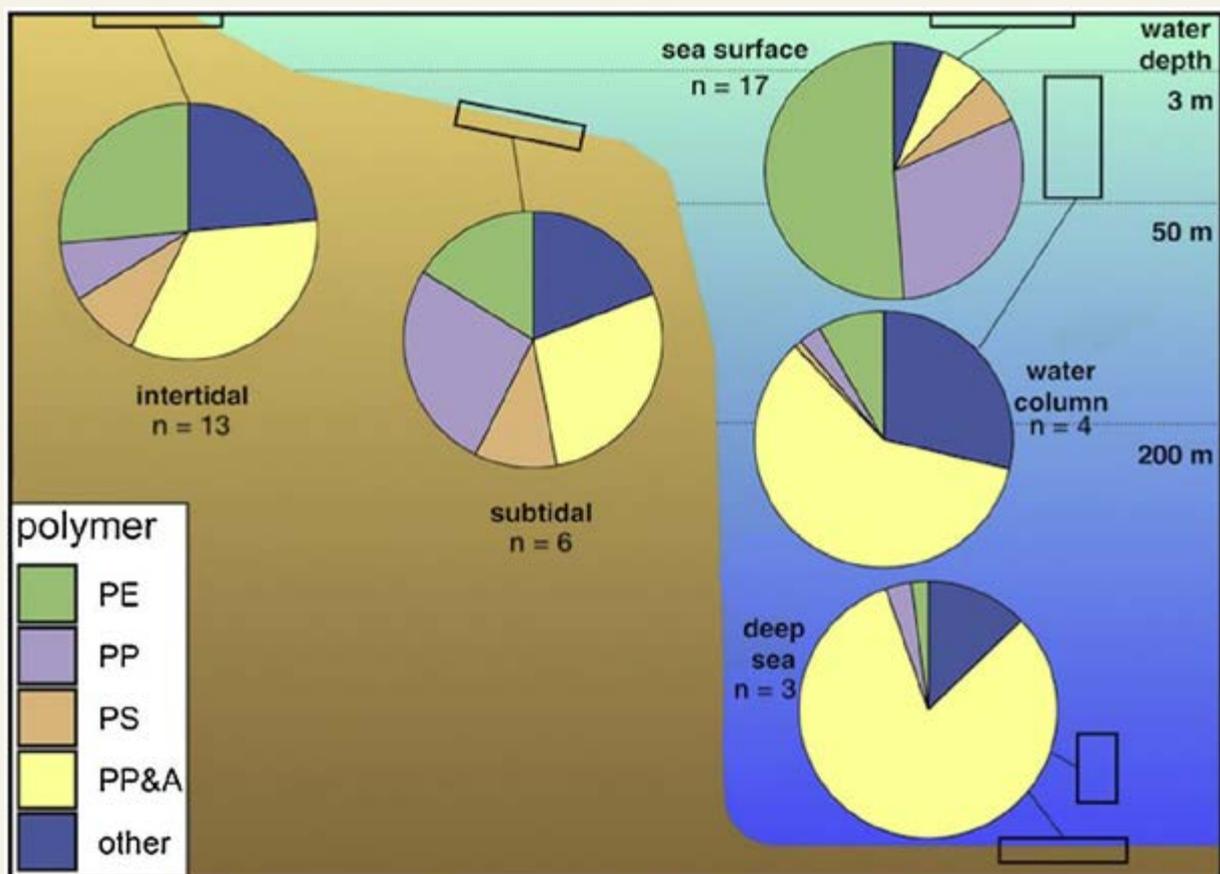
**Figura 3.** Composición de las microfibras en sedimentos de la costa catalana. CEL, celulosa (natural o regenerada); PET, tereftalato de polietileno; PE, polietileno; PP, polipropileno; AC, acrílico; PA, poliamida. (Adaptada de Sanchez-Vidal et al., 2018.)

También se obtuvieron resultados similares en las islas del archipiélago de las Eolias, en el mar Tirreno, donde los valores registrados en esta área marina protegida eran similares a los registrados en los sitios portuarios (entre 151 ítems/kg DW y 679 ítems/kg DW; Fastelli et al., 2016), o los resultados del parque natural de la bahía de Telašćica (mar Adriático), con un número de microplásticos que varía entre los 32 ítems/kg DW y los 378 ítems/kg DW (Blašković et al., 2017), valores muy superiores a los registrados en el Gran Puerto de Malta (< 12 ítems/kg DW; Romeo et al., 2015). Una de las zonas más contaminadas del mar Mediterráneo

es la laguna de Venecia (Italia), donde se detectaron microplásticos < 1 mm en casi todas las muestras, con cantidades que van desde 672 ítems/kg DW hasta 2 175 ítems/kg DW (Vianello et al., 2013), seguida del parque regional de la Maremma en el mar Tirreno (Italia), con valores registrados entre 45 ítems/kg DW y 1 069 ítems/kg DW (Guerranti et al., 2017). En este último caso, la cantidad de microplásticos en este parque regional está muy influenciada por las aportaciones fluviales (contribución del río Ombrone) y el impacto de los materiales derivados de actividades agrícolas en las zonas costeras (Guerranti et al., 2017).

En cuanto a los sedimentos de playa, se han registrado valores de hasta 422 ítems/kg DW en las playas del delta del Ebro (zona costera catalana), donde las fibras también son el tipo de microplástico más abundante, que es lo mismo que se ha demostrado para los sedimentos de las aguas profundas (Simón-Sánchez et al., 2019), o en playas de la zona de la albufera del Mar Menor (Bayo et al., 2019, 2020). Estos resultados fueron similares a los observados, por ejemplo, en la zona costera tunecina, con microplásticos que variaban entre 141 ítems/kg DW y 461 ítems/kg DW, y las fibras como forma de plásticos más abundantes (Abidli et al., 2018).

Un resumen gráfico de la distribución de los diferentes tipos de microplásticos en el océano mundial puede verse en la figura 4 (D'Erni-Cassola *et al.*, 2019).



**Figura 4.** Abundancia relativa de los tipos de polímeros comunes en distintas zonas marinas. Los gráficos de sectores representan datos de abundancia de: PE: polietileno; PP: polipropileno; PP&A: poliéster, poliamida y acrílico; PS: poliestireno; n: número de estudios en cada zona. (De Erni-Cassola *et al.*, 2019).

### 4.3. Suelos

Según Bläsing y Amelung (2018), las fuentes de microplásticos en el suelo se pueden dividir en tres categorías principales: las aportaciones de prácticas agrícolas, la influencia de la escorrentía y la deposición, y la fragmentación de residuos plásticos más grandes. Las prácticas agrícolas recogen el uso de compost y lodos de depuradora como fertilizante, la cobertura con plástico, una técnica generalizada para mejorar la calidad de los cultivos y la cosecha, así como el riego y las inundaciones.

El compost se utiliza ampliamente en la agricultura como fertilizante. En 2008 se produjeron 18 000 000 t de compost en la Unión Europea (Bläsing y Amelung, 2018). Con una tasa de aplicación anual recomendada entre 30 t/ha y 35 t/ha y un alcance de 2,38-180 mg de microplásticos por kilogramo de compost, esto podría representar un aporte anual a los suelos cultivados de 0,016 kg/ha a 6,3 kg/ha de microplásticos cada año a escala europea. En este rango, los microplásticos pequeños (< 1 mm) y los nanoplasticos (< 1 µm) no están incluidos.

El uso de lodos de depuradora (es decir, el residuo contaminante que queda al depurar las aguas de ríos) como fertilizante es una práctica muy común en agricultura (también son vertidos en el mar, para deshacerse de ellos, con efectos negativos importantes, Ros y Cardell, 1991; Ros, 2001). En Europa, aproximadamente el 50% del total de lodos de depuradora producidos se utiliza en agricultura. Esta proporción puede llegar al 79% en España (Eurostat, 2020). La concentración de microplásticos en fangos de aguas residuales varía entre 1 500 partículas por kilogramo (part./kg) y 24 000 part./kg (ver Bläsing

y Amelung, 2018 y referencias allí); esto podría representar una carga anual de entre 63 000 t y 430 000 t de microplásticos en el caso de la Unión Europea (Nizzetto *et al.*, 2016b).

Hemos extrapolado hasta una cantidad situada entre 21 000 t y 150 000 t la masa de microplásticos repartidos en el campo agrícola en España a partir del uso de lodos de depuradora. Este valor puede compararse con la contaminación por plásticos que se estima que flota en las aguas superficiales del océano mundial, entre 93 000 t y 236 000 t (Van Seville *et al.*, 2015). Un estudio reciente del sudeste de España demostró que las concentraciones en suelos sin adición de lodos de depuradora eran de 2 030 í./kg de microplásticos y de 5 190 í./kg con la adición de lodos de depuradora (Van den Berg *et al.*, 2020). Además, las cargas de plástico de los suelos aumentan en 710 í./kg de microplásticos con cada aplicación sucesiva de lodos de depuradora, lo que conlleva una elevada acumulación de microplásticos en suelos agrícolas.

La cubierta de plástico se utiliza para suprimir las malas hierbas y conservar el agua en la producción de cultivos y en el paisajismo: las plantas crecen a través de grietas o agujeros en láminas finas de plástico. Con unas 120 000 ha de superficie agrícola cubierta (solo cobertura, que no incluye túneles de invernaderos ni cubiertas directas), España es el primer país europeo en el uso de cubiertas de plástico, representando aproximadamente el 28 % de la superficie agrícola cubierta total de Europa (extrapolado de Scarascia-Mugnozza *et al.*, 2012). Aunque es difícil estimar la cantidad de microplásticos liberados en los suelos por esta práctica, ya se sabe que las cubiertas de plástico contienen de 50 mg/kg a 120 mg/

kg de ftalatos (un aditivo nocivo), lo que conduce a una concentración de ftalatos del 74% al 208% más alta en suelos con cubierta plástica en comparación con suelos no cubiertos (Kong *et al.*, 2012).

En cuanto al riego por inundación, se sabe poco sobre su impacto en la propagación de microplásticos en los suelos (Bläsing y Amelung, 2018). Sin embargo, las proyecciones muestran que en un futuro cercano, debido al cambio climático, el uso directo de aguas residuales parcialmente tratadas o no tratadas puede convertirse en la única fuente de agua para la agricultura en muchos lugares del mundo (WHO, 2006). Las concentraciones de microplásticos en las aguas residuales varían entre 1 000 part./m<sup>3</sup> y 627 000 part./m<sup>3</sup>, de las cuales aproximadamente el 75 % son fibras (ver las referencias de la tabla 2 de Bläsing y Amelung, 2018). Dependiendo del tipo de cultivo y de si consideramos países en vías de desarrollo o países desarrollados, el número anual de microplásticos que llegan a los suelos por hectárea de cultivo podría ser de 2,2 × 10<sup>6</sup> part./ha a 3,1 × 10<sup>9</sup> part./ha para los primeros y de ninguna partícula a 625 × 10<sup>6</sup> part./ha para los segundos. En España, con una superficie de cultivo de 12,4 Mha, la carga anual de microplásticos relacionada con el riego podría representar 7,75×10<sup>15</sup> partículas.

A lo largo de las carreteras y zonas urbanas, los desperdicios de plásticos que no son captados por los sistemas de alcantarillado pueden contaminar los suelos circundantes. Sin embargo, prácticamente no existe ningún estudio que evalúe la cantidad de plástico introducido en el suelo por basura o vertidos ilegales, aunque se puede considerar una estimación que va de 0,85 kg/ha a 6,6 kg/ha de basura arrastrada por el

agua desde las autopistas durante las tormentas (Kim *et al.*, 2006, 2004). A esto deberían añadirse las partículas finas originadas por la abrasión de los neumáticos de vehículos en las carreteras y que podrían ser introducidas en el entorno de estas por el viento o el agua. Las estimaciones varían entre las 10 000 t de micropartículas en Suecia (Norén y Naustvoll, 2010) y las 100 000 t de micropartículas en Alemania (Essel *et al.*, 2015). No disponemos de ninguna estimación para España.

Finalmente, los microplásticos presentes en los suelos pueden resultar de la mayor fragmentación de restos de plástico, procedentes de diferentes tipos de desechos de plástico vertidos que se degradan en microplásticos e incluso en nanoplásticos.

## 4.4. Aguas residuales

Las aguas residuales municipales están contaminadas por microplásticos, con concentraciones que varían entre 10 part./m<sup>3</sup> y 107 part./m<sup>3</sup> (Koelmans *et al.*, 2019). Los microplásticos entran en los sistemas de alcantarillado procedentes de fuentes domésticas en forma de fibras textiles sintéticas, microperlas cosméticas y partes desintegradas de productos de consumo más grandes que se lanzan al inodoro (Mourgkogiannis *et al.*, 2018; Murphy *et al.*, 2016). Las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) son un punto de entrada importante para los microplásticos en el medio acuático.

Los plásticos y otros materiales particulados se eliminan de los residuos líquidos por sedimentación y terminan en los fangos de alcantarillado. Dado que los

lodos de depuradora se utilizan como fertilizante en muchos estados miembros de la Unión Europea (Kacprzak *et al.*, 2017), los microplásticos se introducen en las tierras agrícolas (ver 4.3 y 5.2), desde donde afectan a los ecosistemas terrestres y, al menos en teoría, a los consumidores finales (ganado y humanos; véase 5.3).

## 4.5. Aire

Hay microplásticos tanto en el aire del interior de las viviendas (Dris *et al.*, 2017) como en el aire del exterior (Cai *et al.*, 2017; Dris *et al.*, 2016); la deposición atmosférica es dos órdenes de magnitud superior en ambientes cerrados, interiores: a diario, 11 000 microplásticos/m<sup>2</sup> (Dris *et al.*, 2017). Un estudio llevado a cabo en las azoteas de París encontró fibras microplásticas en un rango de tamaños que van de 7-15 µm a 100-500 µm; las precipitaciones atmosféricas se estimaron en un abanico que va, diariamente, de 2 part./m<sup>2</sup> a 355 part./m<sup>2</sup>, con tasas más altas en lugares urbanos en comparación con lugares suburbanos. La cantidad de precipitaciones se estimó en 3 t/año y 10 t/año para un área del tamaño de París (2 500 km<sup>2</sup>; Dris *et al.*, 2016).

Los valores más elevados de microplásticos en aire corresponden a áreas de carreteras, por el desgaste de los neumáticos de los vehículos, así como por el de la propia carretera. Según estudios realizados en Japón, Europa y Estados Unidos, representan de 0,05 mg/m<sup>3</sup> a 0,70 mg/m<sup>3</sup> de la fracción de partículas de 10 µm o menos (Panko *et al.*, 2013). La evaluación del aire del interior de las fábricas indica altas concentraciones de microfibras de cloruro de polivinilo (PVC): 7 mg/m<sup>3</sup> (Burkhart *et al.*, 1999). Brahney *et al.* (2020) demuestran que incluso en áreas

naturales muy alejadas de zonas industriales y urbanas (áreas protegidas, monumentos naturales nacionales, etc.), la lluvia y el viento aportan microplásticos, más de 1 000 t/año en las áreas protegidas de los EE.UU. occidentales.

Puede haber otras fuentes de microplásticos en la atmósfera: la formación de aerosoles de sal marina; las partículas de plástico procedentes de lodos de depuradora secos desde suelos agrícolas; el polvo urbano, etc. En cualquier caso, la inhalación de estas micropartículas debe ser una vía importante de entrada al sistema respiratorio de animales y humanos (ver 5.3).

## 5

## Impactos de los microplásticos

Los microplásticos pueden adsorber contaminantes orgánicos en su superficie, transportarlos y esparcirlos (Cole *et al.*, 2011; Llorca *et al.*, 2014; Ríos *et al.*, 2007). En el medio acuático, los materiales plásticos pueden concentrar contaminantes hidrofóbicos hasta diez millones de veces las concentraciones en el agua circundante (Koelmans *et al.*, 2016). Estos productos químicos se podrían liberar eventualmente en otras zonas cuando las condiciones ambientales cambien o después de pasar por el interior del cuerpo de los animales acuáticos.

## 5.1. Ecosistemas acuáticos

Los microplásticos y los nanoplásticos pueden ser ingeridos por organismos acuáticos y, por tanto, se pueden introducir en la red alimentaria marina (Wright *et al.*, 2013; Cole *et al.*, 2014). Algunas especies los ingieren inconscientemente o pasivamente (por ejemplo, suspensívoros y filtradores) y otras, como diferentes especies de peces (como las anchoas adultas), de forma selectiva. Esto también puede significar un riesgo para la salud humana, debido a la acumulación potencial en especies comerciales que llegan a los consumidores, como los mejillones (Pittura *et al.*, 2018). Un estudio realizado sobre *Gambusia holbrooki* de dos lagunas costeras recuperadas del litoral gerundense (Rodríguez *et al.*, 2020) encuentra microplásticos abundantes en el tubo digestivo de este pez exótico; los autores señalan que esta presencia puede ser indicadora del grado de

contaminación por microplásticos en el litoral.

Los peces y bivalvos no pueden digerir los microplásticos, ya que carecen de vías enzimáticas disponibles para descomponer los polímeros sintéticos (Andrady, 2011). Sin embargo, estas partículas se pueden retener en algunos órganos y las nanopartículas, debido a su pequeño tamaño, se pueden traslocar en tejidos vivos con efectos adversos. Esto también puede poner en peligro la salud humana, debido a la acumulación potencial en especies comerciales.

Hay importantes sesgos en los estudios de los efectos de la ingesta de microplásticos en organismos marinos: peces y pequeños crustáceos están sobrerrepresentados en los estudios de laboratorio o en la naturaleza, y en el laboratorio las concentraciones de microplásticos ensayadas son muy grandes en comparación con las naturales (De Sá *et al.*, 2018).

Los plásticos pueden alcanzar factores de concentración de un millón o más en el interior de los organismos (Wardrop *et al.*, 2016). Por ejemplo, un reciente estudio muestra que el 60 % de las sardinas y anchoas capturadas en el mar Mediterráneo nororiental presentaban plástico en el tubo digestivo (Pennino *et al.*, 2020). Los individuos con mayores cantidades de plástico también presentaban una gran cantidad de parásitos. Los autores sugieren que esto puede deberse a la presencia de parásitos en el biofilm de plástico o a la mayor abundancia de parásitos en las zonas donde la concentración

de plástico era más elevada, aunque no se descarta el efecto debilitador de los microplásticos en los peces. Las fracciones de peces que contienen microplásticos en el tracto gastrointestinal son muy variables según el estudio; por orden creciente, 0,0025% en peces del mar del Norte, 17,5% en peces de las costas atlántica y mediterránea española, 19,8% en peces de la costa portuguesa, 58% en peces de aguas territoriales turcas y 100% en peces del mar de China Meridional (Zeytin *et al.*, 2020). Estas diferencias pueden depender de la especie, de la concentración de plásticos presentes en el agua, del tamaño de los plásticos o de la metodología utilizada.

Estudios en un copépodo planctónico (*Calanus helgolandicus*) demuestran que la ingesta de microplásticos (poliestireno) reduce la tasa de ingesta de microalgas, la fecundidad y quizás la supervivencia de la especie (Cole *et al.*, 2015). Setälä *et al.* (2013) estudian la transferencia de microplásticos a lo largo de cadenas tróficas del plancton marino, desde especies del mesozooplankton (como el copépodo *Eurytemora affinis*) a otros del macrozooplankton (como el misidáceo *Neomysis integer*).

Otros trabajos se centran en organismos bentónicos: Hay transferencia de microplásticos a lo largo de las cadenas tróficas (de mejillones a cangrejos), pero en una concentración muy pequeña, que desaparece al cabo de una veintena de días (Farrell y Nelson, 2013). El efecto de esta ingestión es una disminución de la energía disponible para los animales (Watts *et al.*, 2015, en el cangrejo

*Carcinus maenas*). Los efectos de la ingestión de microplásticos (poliestireno) y PCB en *Arenicola marina* muestran acumulación y reducción de la actividad alimentaria de este gusano poliqueto (Besseling *et al.*, 2013).

De Oliveira *et al.* (2020) revisan los diferentes estudios realizados hasta ahora sobre los efectos de los microplásticos en corales, destacando una reducción del crecimiento, una reducción notable de enzimas detoxificadoras e inmunitarias, un aumento de la actividad de las enzimas antioxidantes, una producción elevada de mucosa, reducción de la eficacia biológica y efectos negativos sobre la relación entre los corales y sus microalgas simbiotes.

En cuanto a la incorporación en las focas grises (*Halychoerus grypus*) y en los peces que comen (arenques, *Clupea harengus*), hay transferencia, pero en cantidades muy escasas (Nelms *et al.*, 2018). Estudios de laboratorio en peces cebra (*Danio rerio*; Brandts *et al.*, 2020) indican que los microplásticos se acumulan en las células hepáticas de los animales adultos, y que sus larvas las acumulan en el tubo digestivo y el páncreas, pero que esto no afecta a su supervivencia.

No se sabe mucho sobre la translocación del plástico o de sus aditivos en los tejidos, órganos o sangre de los organismos. Se ha informado de la translocación en el hígado y en las branquias de diferentes especies, pero la presencia de microplásticos en la parte comestible del pescado (filete) que es consumida por los humanos no es bien conocida. Para los mejillones, se ha observado la translocación de microplásticos en el sistema circulatorio y su persistencia durante cuarenta y ocho días (Browne *et al.*, 2008).

Sin embargo, un estudio reciente realizado en lubinas (*Dicentrarchus labrax*) encontró que, incluso si los microplásticos de 1 µm a 5 µm eran capaces de trasladarse a filetes comidos habitualmente por los humanos, lo hicieron a niveles relativamente bajos teniendo en cuenta los altos niveles de ingestión. Solo un microplástico llegó al filete por un total de 1,87 × 107 microplásticos ingeridos (Zeytin *et al.*, 2020).

Sin embargo, el principal riesgo para la fauna y la salud humana asociado a la presencia de plástico en los productos del mar es probablemente la lixiviación de los aditivos que llevan. Estos productos químicos se pueden liberar en el interior del organismo y translocarse fácilmente, lo que puede afectar al crecimiento y funciones fisiológicas del organismo.

## 5.2. Suelos

Hasta ahora muy pocos estudios investigaban el impacto de los microplásticos sobre los organismos del suelo (Chae y An, 2018, y referencias allí). Una vez en los suelos, los microplásticos se pueden ingerir y transferir a los organismos que viven en ellos. Por ejemplo, las lombrices de tierra (*Eisenia foetida*) expuestas a PBDE (éter de polibromodifenilo), un derivado de la espuma de poliuretano, lo acumulan en el cuerpo y de allí lo transfieren a los suelos (Gaylor *et al.*, 2013). Otro experimento muestra que cuando se exponen al LDPE (polietileno de baja densidad), las lombrices de tierra (*Lumbricus terrestris*) se ven afectadas por altas concentraciones de microplásticos, retienen y transfieren microplásticos a otros organismos del ecosistema edáfico a través de la cadena alimentaria, y también retienen y transfieren microplásticos a las capas más

profundas del suelo y, posiblemente, a las aguas subterráneas (Huerta-Lwanga *et al.*, 2016). Además, según Hodson *et al.* (2017), los microplásticos pueden servir de vía para los metales biodisponibles, incluido el zinc (Zn), en los ecosistemas edáficos, aunque no se midieron efectos perjudiciales significativos sobre la supervivencia y el peso corporal de los gusanos de tierra ensayados. Curiosamente, los microplásticos ingeridos por las lombrices se pueden transferir a los humanos a través de la cadena alimentaria. De hecho, las aves de corral alimentadas con lombrices de tierra muestran concentraciones más altas de microplásticos en las heces, pero también en la molleja, que se utiliza para el consumo humano (Huerta-Lwanga *et al.*, 2017).

Los microplásticos pueden ser responsables de los daños histopatológicos y de la respuesta del sistema inmunitario en las lombrices de tierra *Eisenia andrei* (Rodríguez-Seijo *et al.*, 2017). Se han realizado otros experimentos en otros organismos como artrópodos —colémbolos (Maaß *et al.*, 2017) o isópodos (Jemec Kokalj *et al.*, 2018)—, pero no se evaluó ningún efecto significativo.

Junto con los impactos sobre los organismos y los ecosistemas edáficos, se comienzan a investigar algunos otros efectos. Por ejemplo, los microplásticos se componen mayormente de carbono, entre otros elementos. Por lo tanto, su aparición en los ecosistemas edáficos debería representar una fuente de carbono independiente de la fotosíntesis y de la producción primaria limpia (Rillig y Lehmann, 2020). Este carbono tiene una tasa de renovación lenta, porque el material es sobre todo inerte; sin embargo, actualmente se desconocen el comportamiento y el tiempo de residencia de los microplásticos en el suelo, así

como la velocidad de entrada en los ecosistemas, puesto que hasta ahora la investigación se ha centrado en buena parte en cuantificar los tipos y el número de partículas, en vez de en el mismo carbono derivado de microplásticos. Originalmente, la mayor parte de este carbono es de origen fósil, en lugar de haber sido fijado recientemente desde la atmósfera. Debido a la resistencia de los microplásticos a la descomposición, se espera que se acumule en los suelos, donde debe tenerse en cuenta en las evaluaciones del almacenamiento de carbono del suelo (Rillig, 2018), una función fundamental del ecosistema.

Desde un punto de vista biofísico, los microplásticos pueden afectar a la densidad total, la capacidad de retención del agua y la relación funcional entre la actividad microbiana y los agregados estables de agua en los suelos. Los efectos se subestiman si no se presta atención a las características específicas de los tipos de partículas y sus concentraciones, lo que sugiere que los datos ambientales puramente cualitativos de microplásticos podrían tener un valor limitado para la evaluación de los efectos en el suelo. Si se extienden a otros tipos de suelos y plásticos, se ha sugerido que los microplásticos son estresores antropogénicos relevantes a largo plazo, así como impulsores del cambio global en los ecosistemas terrestres (De Souza Machado *et al.*, 2018).

Finalmente, al reducir la densidad total del suelo, los microplásticos (fibras) pueden conducir a un mayor crecimiento de las plantas, probablemente porque las raíces experimentan menos resistencia al crecimiento (De Souza Machado *et al.*, 2019). Sin embargo, también son posibles efectos negativos sobre las plantas, probablemente relacionados con los aditivos plásticos (Kleunen *et al.*, 2020).

### 5.3. Los seres humanos

Tal y como hemos visto, los nano- y microplásticos se hallan tanto en aguas marinas (Yang *et al.*, 2015) como en continentales (Ossmann *et al.*, 2018; Wagner y Lambert, 2018), así como en el aire interior de los hábitáculos (Dris *et al.*, 2017) y en su aire exterior (Cai *et al.*, 2017; Dris *et al.*, 2016), y asimismo en fuentes dietéticas. La exposición por ingestión de deposición atmosférica también representa una vía sustancial (68 415 microplásticos/persona/año; Catarino *et al.*, 2018). La exposición por inhalación depende del diámetro aerodinámico (depósito < 10 µm de diámetro aerodinámico en la vía aérea; Carvalho *et al.*, 2011).

La exposición laboral a microfibras de plástico produce lesiones granulomatosas que contienen polvo de acrílico, poliéster y/o nylon (Pimentel *et al.*, 1975), lo que provoca una mayor prevalencia de irritación respiratoria (Warheit *et al.*, 2001). El llamado pulmón de los trabajadores de borra es una rara enfermedad pulmonar que se da en trabajadores textiles de nylon expuestos a polvo de fibra de tamaño respirable (Boag *et al.*, 1999; Eschenbacher *et al.*, 1999; Kremer *et al.*, 1994). Esta y otras enfermedades pulmonares pueden ser crónicas.

Stemmer *et al.* (1975) encontraron que el polvo de espuma de poliuretano inhalado causaba inflamación y cicatrices de tejidos en cobayas. Sabemos que a menudo se incorporan a los productos plásticos aditivos, colorantes y pigmentos, muchos de los cuales tienen efectos sobre la salud humana (entre otros, toxicidad reproductiva, carcinogenicidad y mutagenicidad; Fromme *et al.*, 2014; Linares *et al.*, 2015; Lithner *et al.*, 2011).

Las fibras de microplásticos con un diámetro comprendido entre 7 µm y 15 µm pueden entrar en las vías respiratorias. En regiones pulmonares profundas, los microplásticos muy pequeños pueden ser captados por macrófagos y células epiteliales (Geiser *et al.*, 2005), y posiblemente pueden trasladarse a la circulación sistémica.

Los nanoplásticos y microplásticos presentes en animales y plantas son susceptibles de entrar en el cuerpo humano por ingestión, pero hay pocos datos que cuantifiquen la exposición en la dieta, casi siempre referidos a productos de origen marino (Lusher *et al.*, 2017).

Un impacto potencial adicional puede ser causado por la inhalación de microplásticos con colonización microbiana (Kirstein *et al.*, 2016; Zettler *et al.*, 2013). Además de los riesgos asociados a las infecciones por especies patógenas, los microplásticos inhalados podrían causar un cambio en la estructura de las comunidades de los microbios que colonizan el pulmón.

Existen pocos datos sobre la fracción potencialmente inhalable de microplásticos presentes en el aire o en la dieta, ni sobre cuál es la ingesta diaria de nano- y microplásticos en el ser humano. Tampoco se conocen bien la cinética ni la biodistribución de los microplásticos tras la exposición. Hay datos sobre los efectos inflamatorios del polvo de plástico en modelos animales, pero no está claro si estos efectos son aplicables a los seres humanos.

También se desconoce si la forma fibrosa y no fibrosa de los microplásticos está relacionada con su posible toxicidad (por ejemplo, si fibras suficientemente pequeñas podrían causar efectos similares a los del amianto).

La otra vía de entrada de microplásticos en el cuerpo humano —a través de la ingesta alimentaria— todavía se ha estudiado poco. Ya hemos comentado la presencia de microplásticos en algunas especies comerciales, especialmente de peces. Otras vías de entrada son a través de los alimentos y bebidas que se adquieren envasados o del agua potable distribuida por los sistemas municipales de abastecimiento hídrico.

En las muestras de agua del grifo analizadas, el 81 % contenía microplásticos, la mayor parte eran fibras (98,3 %) de 0,1 mm a 5 mm de longitud, que tenían de ninguna partícula a 61 part./L, con una media de 5,45 part./L. También había restos antropogénicos en cervezas de doce marcas y en doce marcas de sal marina, casi todas ellas en forma de fibra. La persona media ingiere más de 5 800 part./año de microplásticos de estas tres fuentes, y la mayor contribución proviene del agua del grifo (88 %; Kosuth *et al.*, 2018). Mason *et al.* (2018) y Schymanski *et al.* (2018) encuentran microplásticos (principalmente, fragmentos y, después, fibras) en diversas marcas de agua embotellada de países distintos. Por el contrario, el agua procedente de fuentes naturales prácticamente no mostraba microplásticos (Mintenig *et al.*, 2019).

Tanto el plástico como el papel, el cartón, la madera, la cerámica y el metal que se emplean para envolver alimentos permiten el paso de material de los envoltorios a los alimentos (Arvanitoyannis y Bosnea, 2004; Bhunia *et al.*, 2013; Hoppe *et al.*, 2017).

Una vez ingresados los microplásticos por ingesta, la captación de partículas en el intestino (< 10 µm) puede producirse mediante endocitosis y fagocitosis (Eldridge *et al.*, 1989),

o bien mediante la persorción por partículas más grandes (hasta 130 µm; Volkheimer, 1993).

Así pues, las consecuencias de la ingestión de microplásticos y sus efectos sobre el cuerpo humano todavía no son suficientemente conocidos. Se podrían excretar sin consecuencias para la salud humana, pero todavía no sabemos si estas partículas minúsculas podrían trasladarse a los órganos o a los tejidos. Sin embargo, el principal problema toxicológico relacionado con la ingestión de microplásticos está asociado probablemente a los aditivos químicos que llevan.

Se ha encontrado que algunos de estos aditivos, como los ftalatos, presentan toxicidad en los humanos. Sin embargo, existe una falta de estudios que demuestren la liberación de aditivos en el cuerpo humano y los mecanismos que utilizan. Un estudio reciente (Porta *et al.*, 2019) realizado por diversas instituciones de investigación catalanas analizó la orina de veinte voluntarios, de edades comprendidas entre los veintidós y los setenta y cuatro años, en busca de la presencia de aditivos plásticos. Encontraron más de quince ftalatos y polifenoles distintos que son aditivos plásticos habituales. Otro estudio, realizado por la Universidad de Viena, encontró fibras plásticas en las heces de varios voluntarios de diferentes países (Schwabl *et al.*, 2019). Estos estudios demuestran que los aditivos plásticos llegan al cuerpo humano. Se sabe que algunos de estos aditivos son disruptores endocrinos o incluso cancerígenos. Los aditivos presentes en la orina y las heces se excretan, pero todavía se desconoce si estas sustancias químicas se translocan a la sangre, órganos o tejidos. E incluso si fueran excretados, la exposición continuada del cuerpo humano a estos productos químicos podría

provocar enfermedades de las que todavía no somos conscientes.

Los aditivos de los plásticos también pueden liberarse en las plantas de tratamiento de aguas residuales donde, después de la cloración, pueden formar trihalometanos perjudiciales para la salud humana (Lee *et al.*, 2020).

En un trabajo reciente, Teles *et al.* (2020) recuerdan que los nanoplasticos pueden afectar a la composición y la diversidad del microbioma; dado que últimamente las investigaciones sobre las interacciones entre el tubo digestivo y el cerebro han puesto de manifiesto el efecto de la microbiota intestinal sobre los sistemas endocrino, inmunológico y nervioso (Anderson *et al.*, 2020), esta afectación del microbioma intestinal puede tener efectos en muchos aspectos de la fisiología humana. La mayor parte de los estudios sobre el efecto de los microplásticos se han realizado en unas pocas especies de animales de laboratorio; tal y como dicen los autores mencionados, por ahora «Solo podemos especular sobre los efectos a largo plazo que la exposición a los nanoplasticos puede tener sobre la salud humana, pero algunas pistas procedentes de diversos estudios relacionados con respuestas comprometidas, tanto hormonales como inmunológicas, a los estresores en animales acuáticos pueden ayudar» (Teles *et al.*, 2020).

Resulta también preocupante el hallazgo de microplásticos en la placenta de mujeres embarazadas, tanto en la parte exterior (de la madre) como en la interior (del feto) de la placenta (Ragusa *et al.*, 2020). No existe, por el momento, ninguna indicación de los posibles efectos de esta presencia en mujeres gestantes.

# 6

## Aspectos sociales, de gestión y legislativos

Las respuestas de gestión y legislativas a los microplásticos deben considerarse tanto en términos de microplásticos primarios como secundarios. En cuanto a los microplásticos secundarios, las respuestas son amplias y abarcan los residuos de plástico en general, es decir, los macrolplásticos. Tienen el objetivo final de evitar los escapes de plástico y los daños sobre el medio ambiente, donde los macrolplásticos se acaban degradando en fragmentos más pequeños y se convierten en microplásticos. En los últimos años, se está promoviendo la economía circular como una forma de mantener los recursos en bucles cerrados y aprovechar al máximo el valor de los plásticos. Las iniciativas son múltiples, desde la escala global hasta la local, tanto desde sectores públicos como desde sectores privados interesados, así como con iniciativas de colaboración público-privadas.

En la Unión Europea (UE), los microplásticos que se pueden generar a consecuencia de una gestión de residuos parcial o inexistente, o a consecuencia de la degradación de desechos de plásticos más grandes, están cubiertos por iniciativas de la Estrategia sobre los Plásticos de la Unión Europea ([https://ec.europa.eu/environment/waste/plastic\\_waste.htm](https://ec.europa.eu/environment/waste/plastic_waste.htm)), a fin de reducir los desechos de macrolplásticos.

En Cataluña, la nueva ley de prevención y gestión de residuos y eficiencia de recursos, que se

espera que se adopte en 2021, debería ser la referencia para promover la economía circular y evitar las entradas de plásticos en el medio ambiente.

En el contexto del presente informe, las respuestas a los plásticos primarios pueden ser más relevantes de cara a las posibles medidas políticas, ya que se dirigen a las fuentes directas de microplásticos en el medio ambiente. Las respuestas podrían explicarse en términos de sus promotores, es decir, los responsables políticos, el sector privado y la sociedad.

### 6.1. Respuestas de gestión pública

Los microplásticos, como parte de la problemática de los desechos marinos, han recibido una atención mundial en los últimos años. La Asamblea del Medio Ambiente de la ONU (UNEA) se creó en 2012 por decisiones de la Conferencia Río+20 y de la Asamblea General de las Naciones Unidas (UNGA). UNEA-4 se reunió en Nairobi (Kenia), del 11 al 15 de marzo de 2019, y adoptó una resolución específica sobre basura plástica marina y microplásticos (UNEP / EA.4 / Res. 6). Las resoluciones sobre plásticos necesitaron negociaciones prolongadas, ya que algunos países se oponían a establecer objetivos para eliminar progresivamente los plásticos desechables, mientras que otros estaban dispuestos a adoptar prohibiciones nacionales. Sobre los desechos marinos, algunos países

habrían preferido unos acuerdos más restrictivos; sin embargo, la Resolución permite revisiones científicas, reuniones de expertos y la participación de los grupos de interés en la cuestión. En cuanto a la Convención de Barcelona para la Protección del Mediterráneo, se prevé que los microplásticos sean incorporados a la revisión del Plan Regional para la Gestión de Basura Marina en el Mediterráneo, a finales de 2021.

En la Unión Europea, en septiembre de 2018, el Parlamento Europeo pidió a la Comisión Europea que introdujera una prohibición a toda la UE de añadir intencionadamente microplásticos en productos cosméticos y detergentes en 2020, y que tomara medidas para minimizar la liberación de microplásticos de textiles, neumáticos, pinturas y colillas de cigarrillo. El 30 de enero de 2019, la ECHA (la Agencia Europea de Sustancias y Mezclas Químicas) publicó una propuesta para restringir el uso de microplásticos. La propuesta se basa en los resultados de la evaluación de la ECHA sobre los riesgos para la salud y el medio ambiente que conllevan los microplásticos que se añaden intencionadamente a los productos. El proceso está en curso, lo que puede conducir a una modificación del Anexo XVII de la Directiva REACH, para hacer operativa la restricción. En España, el borrador de ley sobre residuos y suelos contaminados establece la prohibición de los microplásticos añadidos intencionadamente en cosméticos y detergentes a partir del 3 de julio de 2021.

La Comisión Europea también investigó las opciones para reducir los microplásticos que se crean durante el ciclo de vida de un producto mediante el desgaste, o que se emiten por vertidos accidentales (Hann *et al.*, 2018). Neumáticos, marcas viarias, pelets de plástico de preproducción y lavado de textiles sintéticos son grandes fuentes de emisiones de microplásticos al medio ambiente. A la hora de analizar las opciones de reducción, se pueden conseguir las reducciones más importantes, tanto de emisiones de fuente como de emisiones al agua superficial, mediante medidas destinadas a reducir las emisiones en origen. Es probable que la acreditación de la cadena de suministro de pelets de preproducción tenga el mayor impacto de reducción (600 000 t de reducción acumulada en las aguas superficiales entre 2017 y 2035), y también se espera que sea la más rentable.

En el caso de Cataluña, la nueva ley de prevención y eficiencia de recursos en preparación incluirá un capítulo específico sobre microplásticos. A escala local, algunos ayuntamientos han puesto en marcha iniciativas para reducir la carga de microplásticos de su entorno (por ejemplo, en 2020 los ayuntamientos de Calafell, L'Ampolla y Vinaròs, entre otros, han instalado boyas en el mar para filtrar microplásticos).

## 6.2. Respuestas del sector privado

Empresas y empresarios de todo el mundo toman medidas para disminuir la pérdida accidental de microplásticos o para reducir las fugas por desgaste. En este sentido, la Operación Clean Sweep se dirige a todos los segmentos de la cadena de valor de los plásticos

(productores de materias primas, cadena logística, recicladores y procesadores) con la implantación de buenas prácticas ambientales y la contención de vertidos de pelets, copos o polvo.

Por lo que respecta a los textiles, el problema de la contaminación por microfibras sintéticas es complicado y tiene una escala considerable. Sin embargo, el cambio de materiales sintéticos a materiales naturales comportaría otros costes ambientales sustanciales. La liberación de microfibras de plástico de ropa sintética exige un esfuerzo colaborativo de la industria textil. Las marcas de moda, así como todos los grupos de interés de toda la cadena de valor, están probando diversas soluciones, incluyendo los tratamientos de acabado de hilados y tejidos, sistemas de filtración en las lavadoras, lavados previos a la venta, detergentes y condiciones de lavado, entre otras.

## 6.3. Respuestas de la sociedad civil

La sociedad civil en su conjunto y las organizaciones no gubernamentales (ONG) han mostrado una gran preocupación por la crisis de la contaminación por plásticos y han puesto en marcha muchas acciones e iniciativas para que los gobiernos, las empresas y los consumidores asuman su responsabilidad. Particularmente en los microplásticos, la campaña «Beat the microbead»<sup>1</sup> consiguió que empresas líderes como L'Óreal y Procter & Gamble eliminaran gradualmente las microperlas de sus productos de cuidado personal.

En Cataluña, la sociedad civil también toma medidas sobre

los plásticos. Un ejemplo es la Fundación para la Prevención de Residuos y el Consumo Responsable (Rezero), que realiza numerosas campañas sobre plásticos, como “Salud de plástico” (<http://www.caib.es/pidip2front/jsp/adjunto?codi=2333080&idioma=ca>).

Por otra parte, las campañas cívicas de recogida de basura, ya sea en la playa o bajo el agua, eliminan un buen número de materiales plásticos (básicamente meso- y megaplásticos) del litoral y los transportan a los vertederos de desechos. La ciencia ciudadana es útil para detectar y recoger microplásticos en el litoral catalán (Uviedo *et al.*, 2020; Vilà, 2021). Recientemente (Sánchez-Vidal *et al.*, 2021), se ha descubierto un proceso natural por el que los meso- y microplásticos son devueltos al litoral emergido, envueltos en las egagrópilas de *Posidonia oceanica*, que el oleaje y los temporales transportan a las playas. Este es otro de los muchos servicios que esta fanerógama marina presta a su entorno y a nuestra especie (Romero, 2004; Ros, 2001).

1. «Derrotemos las microperlas».

## 7

# Equipos e investigadores catalanes

Tal y como podemos deducir de las páginas anteriores y de la bibliografía citada, la investigación sobre microplásticos es una de las áreas más activas actualmente, en especial en lo que respecta al medio marino. Cataluña no es ninguna excepción; en la tabla 3 adjunta se detallan los grupos activos en nuestro país en este campo de la investigación.

Institución	Grupo de investigación	Investigadores	Especialidades	Publicaciones microplásticos PPCC	
Universidad de Barcelona	GRC Geociencias Marinas	Anna Sanchez-Vidal	Microplásticos flotantes	de Haan et al., 2019	<a href="https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.053">https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.053</a>
		William de Haan	Microplásticos sedimentos	Sanchez-Vidal et al., 2018	<a href="https://doi.org/10.1371/journal.pone.0207033">https://doi.org/10.1371/journal.pone.0207033</a>
		Miquel Canals	Microplásticos sedimentos	Woodall et al., 2014	<a href="https://doi.org/10.1098/rsos.140317">https://doi.org/10.1098/rsos.140317</a>
			Microplásticos ríos	Constant et al., 2019	<a href="https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.032">https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.032</a>
			Microplásticos playas	Constant et al., 2020	<a href="https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136984">https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136984</a>
			Ciencia ciudadana, Microplásticos flotantes	Camins et al., 2019	<a href="https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136178">https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136178</a>
	IRB-Bio	Odei Garcia Garín	Microplásticos fauna	Garcia Garin et al., 2019	<a href="https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110648">https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110648</a>
		Marina Codina-Garcia	Microplásticos fauna	Codina-Garcia et al., 2013	<a href="https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.002">https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.002</a>
		Odei Garcia Garín	Relación microplásticos y retardantes llama en fauna marina	Garcia Garin et al., 2020	<a href="https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126569">https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126569</a>
		Jacob González Solís			
Universidad Autónoma de Barcelona	Departamento de Biología Animal, de Biología Vegetal y de Ecología	Microplásticos fauna	Microplásticos fauna	Carreras-Colom et al., 2020	<a href="https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114567">https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114567</a>
		Maria Constenla	Microplásticos fauna	Carreras-Colom et al., 2018	<a href="https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.012">https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.012</a>
		Maite Carrassón	Microplásticos fauna	Rodriguez-Romeu et al., 2020	<a href="https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139336">https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139336</a>
		Oriol Rodriguez-Romeu			
	Instituto de Ciencia y Tecnología Ambientales	Laura Simón-Sanchez	Microplásticos ríos	Simon-Sanchez et al, 2019	<a href="https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.168">https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.168</a>

**Tabla 3.** Relación de grupos de investigación activos en Cataluña que investigan sobre microplásticos en el medio ambiente.

Institución	Grupo de investigación	Investigadores	Especialidades	Publicaciones microplásticos PPCC	
		Patricia Ziveri			
	Departamento de Biología Celular, Fisiología e Inmunología	Mariana Teles	Efectos sobre la salud humana	Teles et al., 2020	<a href="https://doi.org/10.1016/j.scib.2020.08.003">https://doi.org/10.1016/j.scib.2020.08.003</a>
		Joan Carles Balasch			
	Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF, CSIC-UAB)	Jordi Sardans	Efectos sobre la salud humana	Teles et al., 2020	<a href="https://doi.org/10.1016/j.scib.2020.08.003">https://doi.org/10.1016/j.scib.2020.08.003</a>
		Josep Peñuelas			
Instituto de Ciencias del Mar		Cristina Romera-Castillo	Experimentos	Romera-Castillo et al., 2018	<a href="https://doi.org/10.1038/s41467-018-03798-5">https://doi.org/10.1038/s41467-018-03798-5</a>
		Cristina Romera-Castillo	Experimentos	Lee et al., 2020	<a href="https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115678">https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115678</a>
		Marta Coll	Microplásticos fauna	Pennino et al., 2020	<a href="https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111399">https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111399</a>
		Montse Demestre	Microplásticos fauna	Masó et al., 2016	<a href="http://dx.doi.org/10.3989/scimar.04281.10A">http://dx.doi.org/10.3989/scimar.04281.10A</a>
		Gemma Ercilla	Microplásticos mar profundo	Mecho et al., 2020	<a href="https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110969">https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110969</a>
		Joan Navarro	Microplásticos fauna	Méndez et al., 2020	<a href="https://doi.org/10.1007/s11252-020-00995-3">https://doi.org/10.1007/s11252-020-00995-3</a>
		Ana Isabel Colmenero	Microplásticos fauna	Colmenero et al., 2017	<a href="http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.011">http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.011</a>
		Mercedes Masó	Microplásticos fauna	Masó et al., 2003	<a href="https://doi.org/10.3989/scimar.2003.67n1107">https://doi.org/10.3989/scimar.2003.67n1107</a>
		Valerio Sbragaglia	Microplásticos agua de mar	Sbragaglia et al., 2020	<a href="https://doi.org/10.3989/scimar.05139.05A">https://doi.org/10.3989/scimar.05139.05A</a>
		Mercedes Blázquez-Peinado	Microplásticos fauna	Brate et al., 2018	<a href="https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.141">https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.141</a>
Centro de Estudios Avanzados de Blanes		Francisco Luis Orejón	Microplásticos flotantes	Ruiz-Orejon et al., 2016	<a href="https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.08.001">https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.08.001</a>
		Rafael Sardà	Microplásticos flotantes	Ruiz-Orejon et al., 2018	<a href="https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.010">https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.010</a>
			Microplásticos flotantes	Ruiz-Orejon et al., 2019	<a href="https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.063">https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.063</a>

Institución	Grupo de investigación	Investigadores	Especialidades	Publicaciones microplásticos PPCC	
Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua		Marinella Farré	Microplásticos fauna	Schirinzi et al. 2020	<a href="https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122794">https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122794</a>
		Marta Llorca	Microplásticos en río y mar del Delta del Ebro	Schirinzi et al. 2019	<a href="https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.07.052">https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.07.052</a>
		Gabriella Francesca Schirinzi	Plásticos en la desembocadura del Llobregat	Schirinzi et al. 2020	<a href="https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136807">https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136807</a>
		Marta Llorca	Experiments adsorció microplàstics amb altres co-contaminants	Llorca et al. 2018	<a href="https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.075">https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.075</a>
		Ethel Eljarrat	Retardants flama en fauna marina	Aznar-Aleman, et al., 2019	<a href="https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.165">https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.165</a>
		Ethel Eljarrat	Retardants flama en fauna marina	Sala et al. 2019	<a href="https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.02.027">https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.02.027</a>
		Silvia Lacorte	Retardants flama en fauna marina	Escorcuela, et al 2017	<a href="https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.032">https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.032</a>
IEO Baleares	Salud Deudero		Microplásticos fauna	Nadal et al., 2016	<a href="https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.054">https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.054</a>
	Monserrat Compa		Microplásticos fauna	Compa et al., 2018	<a href="https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.009">https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.009</a>
	Carme Alomar		Microplàstics sediments	Alomar et al., 2016	<a href="https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.01.005">https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.01.005</a>
			Microplásticos fauna	Alomar and Deudero 2017	<a href="https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.015">https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.015</a>
			Microplásticos fauna	Deudero and Alomar 2015	<a href="https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139336">https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139336</a>
			Microplásticos fauna	Rios-Fuster et al., 2019	<a href="https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.064">https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.064</a>
			Microplásticos flotantes	Compa et al., 2020	<a href="https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104945">https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104945</a>
			Microplásticos fauna	Alomar et al., 2017	<a href="https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.07.043">https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.07.043</a>
Instituto Catalán de Investigación del Agua (ICRA)		Sara Rodríguez-Mozaz	Microplásticos en aguas continentales (revisión)	Wagner et al. 2014	<a href="https://link.springer.com/article/10.1186/s12302-014-0012-7">https://link.springer.com/article/10.1186/s12302-014-0012-7</a>
		Diana Álvarez-Muñoz			

# 8

## Conclusiones

1. Los microplásticos y los nanoplásticos están presentes en todos los compartimentos ambientales, incluyendo la biota. Una parte proviene de la degradación de todo tipo de plásticos de desecho, pero otra parte son micropartículas producidas expresamente para diferentes finalidades.
2. Empieza a existir un conocimiento relativamente esmerado de la concentración de microplásticos en las aguas oceánicas superficiales y en las aguas continentales. El conocimiento de los microplásticos en el aire, el suelo, los sedimentos marinos y las aguas oceánicas profundas es mucho más reducido.
3. Hay muy poca información sobre métodos de medición de los microplásticos, que deberían estandarizarse para hacer posibles las comparaciones entre áreas geográficas y países diferentes.
4. Los estudios que averiguan el destino, los efectos y los riesgos de los microplásticos, y muy especialmente de los nanoplásticos, aún son muy esporádicos y dispersos.
5. Por lo que respecta a los riesgos, es imprescindible estudiar las interacciones de micro- y nanoplásticos con otros productos y factores contaminantes, como las sustancias químicas ambientales, la eutrofización y acidificación de las aguas, el aumento de temperatura debido al cambio climático, etcétera.
6. El conocimiento del transporte de micro- y nanoplásticos en las redes tróficas naturales y en aquellas que incluyen la especie humana es todavía muy limitado. También, para evaluar los riesgos para la salud humana, es necesario conocer la concentración de micro- y nanoplásticos en el agua potable y en el aire, así como sus características físicas y químicas.
7. Aunque todavía no se tienen suficientes evidencias del efecto de nano- y microplásticos sobre los compartimentos ambientales naturales, ni sobre los organismos que son incorporados a la dieta humana, ni sobre la propia salud humana, es probable que los riesgos ecológicos de los microplásticos sean reducidos.
8. Los efectos sobre la salud humana provienen sobre todo de microplásticos inhalados en situaciones ocupacionales concretas en espacios cerrados. Los estudios sobre la presencia y los efectos de los microplásticos sobre la salud humana son todavía escasos, si bien estos parecerían mínimos.
9. Pese a esto, y dada relación entre el microbioma intestinal y los sistemas endocrino, inmunológico y nervioso humanos, es necesario estudiar los posibles efectos de la incorporación de microplásticos al microbioma humano y, en general, a la fisiología humana.
10. Sin embargo, es recomendable e incluso fundamental acometer acciones para reducir, prevenir y mitigar la contaminación debida a estas partículas. Las administraciones, a todos los niveles, tienen esta responsabilidad.
11. Los grupos de investigación que estudian los microplásticos en Cataluña son muy activos y diversos, desde la distribución hasta aspectos de sus efectos sobre el entorno natural y los organismos.

## 9

# Resumen ejecutivo

La contaminación por plásticos es uno de los principales retos ambientales generados por las sociedades humanas debido al uso y eliminación no sostenibles de productos elaborados con materiales plásticos. Es un problema global, multidimensional y multisectorial, con impactos ambientales, económicos, de salud pública, seguridad alimenticia e incluso culturales. La última parte del Antropoceno, la era geológica caracterizada por la presencia y actividad de la especie humana, se ha denominado Plasticeno Durante los últimos años, investigadores de distintas áreas han estado identificando fuentes, cantidades e impactos de la contaminación por plásticos, aunque el conocimiento todavía es limitado.

La presencia de plásticos de tamaño grande (macroplásticos) en el océano tiene graves consecuencias para la fauna marina y la salud humana. Los animales marinos a menudo se enredan en los artículos de plástico o los ingieren. Muchos polímeros plásticos tienen una densidad inferior al agua, por lo que flotan en la superficie, lo que dificulta el intercambio de oxígeno y la transmisión de la luz a través de la columna de agua.

Los plásticos comerciales contienen muchos aditivos químicos para mejorar su durabilidad y otras propiedades: plastificantes, colorantes, estabilizadores, ignífugos y antioxidantes, entre otros. Estos aditivos pueden migrar al medio acuático, alterar la química del agua y afectar a los organismos

marinos. La magnitud del lavado de estas sustancias depende de los tipos de plástico, de la química de los aditivos, de la etapa de degradación del plástico, etc.

Se ha estimado que se pueden liberar hasta 23 600 toneladas de carbono orgánico disuelto (DOC) del plástico que llega al océano cada año. El lavado o lixiviación de plásticos se potencia mediante la fotodegradación que causa la radiación ultravioleta, y los compuestos liberados tienen un peso molecular inferior a los 350 Da (daltones). Alrededor del 7% del peso del plástico puede perderse en forma de DOC bajo radiación ultravioleta. Los compuestos lixiviados pueden alterar la red alimentaria marina al estimular el crecimiento de bacterias marinas, pero también pueden afectar negativamente a la capacidad de efectuar la fotosíntesis y al crecimiento de los organismos fotosintéticos, lo que comporta una reducción de la producción de materia orgánica y de oxígeno.

Otra consecuencia de la presencia de plásticos en el medio acuático es la introducción de especies invasoras (bacterias, algas, hongos e invertebrados diversos) que los cubren con un biofilm. Las especies ajenas invasoras transportadas por desechos plásticos son una amenaza para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.

La presencia de los plásticos en el medio ambiente y, en particular, en los océanos está aumentando. Entre ellos, los microplásticos (MP) y los nanoplasticos (NP)

tienen un interés especial por su pequeño tamaño (inferior a 5 mm), pero también porque pueden ser otra fuente de contaminantes mediante la liberación de aditivos y plastificantes y la acumulación de contaminantes orgánicos e inorgánicos, y agentes patógenos del medio ambiente (aire, agua o partículas), lo que los convierte en un importante vector para el transporte de estos contaminantes a los organismos acuáticos. Debido a su pequeño tamaño, similar al plancton, los protozoos bentónicos y las bacterias, los microplásticos y los nanoplasticos pueden entrar en la red alimentaria marina mediante su ingestión por parte de los organismos acuáticos.

Debido al interés científico, económico, social y ambiental por los microplásticos, son numerosos los estudios que se dedican al tema, tanto trabajos específicos como trabajos de síntesis, que describen la situación general en cada momento del tiempo. Este informe ha hecho uso de estos trabajos de síntesis (Bowmer y Kershaw, 2010; GESAMP, 2015; Cózar *et al.*, 2015; Lusher *et al.*, 2017; Da Costa, 2017; SAPEA, 2019; ECHA, 2020; Llorca *et al.*, 2020), así como de diversos trabajos específicos, en especial de los investigadores catalanes y de la ribera del Mediterráneo.

## Caracterización física y química

Los microplásticos son fragmentos de plástico inferiores a 5 mm, a partir de 0,1  $\mu\text{m}$  o 1  $\mu\text{m}$ ; los fragmentos inferiores a este tamaño se llaman nanoplasticos. A efectos de este informe, hablaremos de

*microplásticos*, incluyendo a los nanoplásticos; si es necesario distinguirlos, lo especificaremos. Los microplásticos son partículas sólidas compuestas de mezclas de polímeros (el componente principal de los plásticos) y aditivos funcionales que mejoran las propiedades de los polímeros como la flexibilidad y la durabilidad (es decir, ignífugos, modificadores de impactos, antioxidantes, entre otros). Además, pueden contener también impurezas debidas al proceso de fabricación. Estos pequeños plásticos se pueden formar indirectamente mediante el desgaste de fragmentos de plástico más grandes (artículos diversos, textiles sintéticos, etc.), o se pueden fabricar directamente como añadidos a productos diversos, como perlas en exfoliantes faciales o corporales.

Los microplásticos incluyen una amplia gama de tipos de micropartículas (pelets, fragmentos, fibras, películas, espuma, etc.), y tienen también una amplia gama de tamaños, desde 5 mm (microplásticos) hasta 1 nm (nanoplásticos), así como una gran variedad de tipos de polímeros. Los más utilizados incluyen polietileno (PE, de alta y baja densidad, HDPE y LDPE), polipropileno (PP), cloruro de polivinilo (PVC), poliestireno (PS, incluido el expandido, EPS), poliuretano (PUR), tereftalato de polietileno (PET) y poliamidas (PA).

### Origen y medios de dispersión

Los microplásticos pueden ser primarios o secundarios, según si las partículas se fabrican originalmente en este tamaño (primarios) o bien si son el resultado de la fragmentación y descomposición de artículos más grandes (secundarios). Durante la fabricación de plástico se utilizan gránulos o pelets de resina virgen primaria. Otros microplásticos

primarios se utilizan como lavadores industriales, polvo de plástico para moldear y en formulaciones cosméticas como microperlas, etc. Los microplásticos secundarios son el resultado de la fragmentación y la meteorización de artículos de plástico más grandes durante la fabricación de diferentes productos, o bien en el seno del medio ambiente, sometidos a los diferentes meteoros y radiaciones.

Los microplásticos llegan al medio ambiente desde distintas fuentes. Los microplásticos primarios se liberan de las fábricas y de las aguas residuales, o se pierden en una pequeña proporción cuando son transportados como pelets vírgenes; también son dispersados y transportados por el viento. En cambio, las principales fuentes de distribución de los microplásticos secundarios son difíciles de identificar, puesto que dependen de la distribución de los macropásticos y de los procesos de degradación una vez llegan al medio ambiente.

En los sistemas fluviales (agua y sedimentos fluviales), la presencia de microplásticos se debe a mecanismos antropogénicos, mediante la descarga de estos productos desde industrias de fuentes directas, así como de plantas de tratamiento de aguas residuales (aunque la depuración de aguas elimina con eficacia del 80% al 90% de los microplásticos, porque son atrapados en los lodos de depuradora).

Los microplásticos que pasan por los sistemas fluviales llegan a los mares y los océanos por la descarga fluvial. Esta es una de las principales fuentes de microplásticos en el entorno marino, junto con la eliminación directa de plásticos más grandes, entre otras fuentes menores. Una vez allí, los polímeros de baja densidad

permanecen en la superficie del agua, mientras que los de alta densidad se hunden hasta los sedimentos. Pero los polímeros de baja densidad también pueden llegar a los sedimentos, ya que sus características físico-químicas pueden cambiar debido a efectos meteorológicos o incluso ser modulados por una ecocorona de organismos acuáticos que se instalan en su superficie y aumenten su densidad.

En cuanto a los suelos terrestres, los microplásticos llegan mediante diversos mecanismos físicos, biológicos y antropogénicos. En el caso de los suelos agrícolas, la presencia de microplásticos se explica por la reutilización de lodos procedentes de depuradoras como fertilizantes (compost) y por el riego con aguas residuales, por la meteorización y desintegración de la plasticultura sobre campos de cultivo, por la fragmentación de desechos y artículos de plástico y por la sedimentación de suelos procedentes de terrenos inundados.

Finalmente, los microplásticos que están muy extendidos por el medio ambiente pueden acumularse en animales por ingestión debido a su pequeño tamaño y, en último término, pueden ser consumidos por los seres humanos.

### Microplásticos en el medio ambiente

Los estudios recientes sobre el «ciclo de los plásticos» no solo desde la perspectiva del transporte desde los ambientes terrestres a los oceánicos, sino también incluyendo las ciencias de la atmósfera y la biogeoquímica, la transferencia trófica y la salud y la exposición humanas, han demostrado que los microplásticos pueden moverse entre diferentes compartimentos a gran escala, incluyendo el aire, los hábitats terrestres, los ríos y otros

ambientes de aguas continentales para llegar finalmente al océano.

### **Aguas continentales**

Hay microplásticos en los diferentes tipos de aguas continentales, en concentraciones similares a las que se encuentran en el mar. Los hay en la superficie del agua, en la columna de agua y en los sedimentos de lagos, ríos y estuarios. Las concentraciones de microplásticos en aguas continentales varían geográficamente, desde unos pocos ítems hasta miles de ítems por metro cúbico (ít./m<sup>3</sup>). Además, las concentraciones de microplásticos en sedimentos de aguas continentales son muy variables y pueden alcanzar varios miles de ítems por kilogramo (ít./kg) de sedimento; existe una correlación espacial entre los microplásticos en aguas continentales y las actividades humanas.

Un estudio realizado en arroyos y ríos de toda España ha encontrado microplásticos en las aguas superficiales de un 70 % de las muestras; los microplásticos son fibras, fragmentos y películas de treinta y tres polímeros distintos. Se han encontrado microplásticos, sobre todo fibras, en el delta del Ebro; se acumulan en los sedimentos del río, y la dinámica de cuña salina de los estuarios puede facilitar el desmoronamiento de los microplásticos que aportan los ríos.

### **Mares y océanos**

La aparición de plásticos y, específicamente, microplásticos en mares y océanos se ha evidenciado en muchos estudios; la concentración media de plástico en todo el océano podría ser aproximadamente igual a 2 ng/L, pero en las playas atlánticas que se hallan en las inmediaciones de zonas industriales, de áreas urbanas y/o de instalaciones de carga o

portuarias es donde se encuentra su mayor acumulación. En el mar Mediterráneo, se ha demostrado la presencia de estos contaminantes a lo largo de toda la costa y, sobre todo, en las playas; el mar Mediterráneo podría acumular entre 1 000 t y 3 000 t de desechos de plásticos flotantes, y es uno de los ambientes marinos más afectados por estos desechos.

El impacto del turismo en la generación de microplásticos directamente en las playas mediterráneas es bastante importante: durante la temporada alta, la fragmentación de los desechos de plástico se acelera por la degradación de la irradiación solar y la producida mecánicamente por fricción con la arena debido al alto número de visitantes: la acumulación de microplásticos es unas cinco veces superior en julio y agosto que durante la temporada baja. La presencia de plásticos en el mar Mediterráneo está relacionada con la alta presión antropogénica, combinada con la hidrodinámica de su cuenca semicerrada. Un estudio reciente señala que, de todos los plásticos que han entrado en el mar Mediterráneo desde 2006, entre 170 t y 420 t flotan en aguas superficiales, de las cuales entre un 49 % y un 63 % se encuentran en la zona cercana a la costa, y entre un 37 % y un 51 % se ha hundido.

Los microplásticos detectados en sistemas acuáticos dependen de sus propiedades físico-químicas, como la densidad y la forma, así como de su composición polimérica, los aditivos utilizados y las características del envejecimiento. Por lo general, los polímeros que se encuentran en ambientes marinos son PE, PP, PS, PET, PVC y PA. Las características del medio influyen en la interacción que presentan con otras partículas marinas, materia orgánica y organismos

que afectan a la flotabilidad o al hundimiento de los microplásticos. En general, las mayores cantidades de microplásticos se han detectado cerca de zonas industrializadas. Por ejemplo, el océano Atlántico es una de las zonas más contaminadas, con niveles que van desde menos de 1 000 ítm./km<sup>2</sup> hasta 1 300 000 000 ítm./km<sup>2</sup>, y algunos de sus mares marginales, como el mar Báltico y el mar del Norte, tienen una media de aproximadamente 179 256 ítm./km<sup>2</sup> y 14 632 398 ítm./km<sup>2</sup>, respectivamente.

Desde el litoral, los microplásticos son exportados hacia alta mar, donde las cantidades reportadas en el océano Pacífico oriental varían entre 100 000 ítm./km<sup>2</sup> y 1 000 000 ítm./km<sup>2</sup>, y se constata que la Gran Mancha de Basura del Pacífico acumula plástico rápidamente, mientras que los niveles de microplásticos en los mares occidentales del océano Pacífico, entre ellos el mar de Japón, el mar Amarillo, el mar interior de Seto y el mar de China Oriental, son bastante más altos (por debajo de 1 000 ítm./km<sup>2</sup> y hasta 46 334 000 000 ítm./km<sup>2</sup>). La contaminación por microplásticos también ha llegado a las aguas e incluso al hielo marino del océano Ártico, pero con valores muy inferiores.

En el mar Mediterráneo, los restos plásticos flotantes de toda la región se han estimado en un total de 1455 t de peso seco (DW). La mayor cantidad de microplásticos se encuentra en la parte más oriental, el mar de Levante, con valores entre 100 000 y 37 600 000 000 ítm./km<sup>2</sup>, con niveles muy inferiores al mar Egeo, el mar de Liguria, el mar de Cerdeña, el mar Adriático, el golfo de León y las partes más occidentales y centrales del mar Mediterráneo, incluyendo la costa catalana, donde las cantidades de plásticos se encuentran por debajo de 500 000 ítm./km<sup>2</sup>.

Los materiales plásticos con una densidad superior a la del agua del mar se hunden y se acumulan en los sedimentos del fondo marino, mientras que los materiales de baja densidad tienden inicialmente a flotar en la superficie o permanecen suspendidos en la columna de agua. Además, la asociación de partículas con material orgánico y organismos (conocida como bioincrustación -en inglés, *biofouling*-) produce una modificación de la densidad que facilita el hundimiento de desechos plásticos y de microplásticos. Los microplásticos tienen una movilidad excepcional una vez se encuentran en el medio marino, debido a la combinación de sus propiedades (densidad, composición química, forma) y la hidrodinámica externa, la sedimentología marina y las condiciones oceanográficas físicas.

Estudios recientes señalan que la forma de las partículas y la bioincrustación son los principales contribuyentes al comportamiento de decantación/suspensión de los microplásticos. Las fibras e hilos flotantes (partículas unidimensionales, 1-D) son las primeras en empezar a hundirse, seguidas de películas y copos 2-D y, a continuación, de fragmentos 3-D. Así, se han detectado grandes cantidades de microfibras en sedimentos de las aguas profundas del mar Cantábrico, el Negro y el Mediterráneo. La cantidad de microfibras es mayor en sedimentos de las aguas profundas (hasta cuatro órdenes de magnitud) que en la superficie del mar de zonas contaminadas del océano Atlántico, el océano Índico y el mar Mediterráneo. Los principales polímeros que se han detectado en sedimentos costeros y sedimentos de altura son la celulosa natural y regenerada y plásticos sintéticos como PS, PE, PP, acrílico y poliamida (incluido el nylon), y copolímeros de alcohol etileno-vinílico.

En el mar Mediterráneo, las cantidades de microplásticos detectadas en sedimentos marinos varían entre 4  $\mu\text{t./kg DW}$  (peso seco) y más de 2 000  $\mu\text{t./kg DW}$  de sedimento, y, en sedimentos costeros, entre 45,9  $\mu\text{t./kg DW}$  y 280,3  $\mu\text{t./kg DW}$ . Además, las concentraciones de microplásticos no están asociadas a fuentes locales de contaminación; por ejemplo, en sedimentos de Cabrera, un área marina protegida en las Islas Baleares, existen más microplásticos que en una zona turística y muy poblada en Mallorca. Lo mismo se ha encontrado en los mares Tirreno y Adriático; una de las zonas más contaminadas del mar Mediterráneo es la laguna de Venecia (Italia), seguida del parque regional de la Maremma, en el mar Tirreno.

En cuanto a los sedimentos de playa, se han registrado valores de hasta 422  $\mu\text{t./kg DW}$  en las playas del delta del Ebro, donde las fibras también son el tipo de microplástico más abundante, que es lo mismo que ocurre en sedimentos de aguas profundas o en playas de la zona de la albufera del Mar Menor y en la zona costera tunecina.

### Suelos

Las fuentes de microplásticos en el suelo pueden dividirse en tres categorías principales: las aportaciones de prácticas agrícolas, la influencia de la escorrentía y la deposición, y la fragmentación de residuos plásticos más grandes. Las prácticas agrícolas son el uso de compost y lodos de depuradora como fertilizante, la cubrición con plástico y el riego.

El compost se utiliza ampliamente en la agricultura como fertilizante. En 2008 se produjeron 18.000.000 t de compost en la Unión Europea; con una tasa de aplicación anual recomendada entre 30 t/ha y 35 t/

ha y un alcance de 2,38-180 mg de microplásticos por kilogramo de compost, esto podría representar un aporte anual a los suelos cultivados de 0,016 kg/ha a 6,3 kg/ha de microplásticos por año a escala europea.

El uso de lodos de depuradora como fertilizante es una práctica muy común en la agricultura. En Europa, aproximadamente el 50 % del total de lodos de depuradora producidos se utiliza en agricultura, proporción que puede llegar al 79 % en España. La concentración de microplásticos en fangos de aguas residuales varía entre 1 500 partículas por kilogramo (part./kg) y 24 000 part./kg; esto podría representar una carga anual entre 63 000 t y 430 000 t de microplásticos en el caso de la Unión Europea.

Se puede evaluar en una cantidad comprendida entre 21 000 t y 150 000 t la cantidad de microplásticos repartidos en el campo agrícola en España a partir del uso de lodos de depuradora, valor que se puede comparar con la contaminación por plásticos que flotan en las aguas superficiales del océano mundial, entre 93 000 t y 236 000 t.

Con unas 120 000 ha de superficie agrícola cubierta por plástico (plasticultura), España es el primer país europeo que utiliza esta cubrición, que representa aproximadamente el 28 % de la superficie agrícola cubierta total de Europa. Las cubiertas de plástico contienen entre 50 mg/kg y 120 mg/kg de ftalatos (un aditivo nocivo), lo que conduce a una concentración de ftalatos del 74 % al 208 % más alta en suelos con cubierta plástica en comparación con suelos no cubiertos.

En un futuro cercano, debido al cambio climático, el uso directo de aguas residuales parcialmente tratadas o no tratadas puede ser

la única fuente de agua para la agricultura en muchos lugares del mundo. Las concentraciones de microplásticos en las aguas residuales varían entre 1 000 part./m<sup>3</sup> y 627 000 part./m<sup>3</sup>, de las cuales aproximadamente el 75 % son fibras. Dependiendo del tipo de cultivo y de si consideramos países en vías de desarrollo o países desarrollados, el número anual de microplásticos que llegan a los suelos por hectárea de cultivo podría ser de  $2,2 \times 10^6$  part./ha a  $3,1 \times 10^9$  part./ha para los primeros y de ninguna partícula a  $625 \times 10^6$  part./ha para los segundos. En España, con una superficie de cultivo de 12,4 Mha, la carga anual de microplásticos relacionada con el riego podría representar 7,75  $\times$  10<sup>15</sup> partículas.

A lo largo de las carreteras y zonas urbanas, los desperdicios de plásticos que no son captados por los sistemas de alcantarillado pueden contaminar los suelos circundantes; pero prácticamente no hay ningún estudio que evalúe la cantidad de plástico introducido en el suelo por basura o vertidos ilegales, aunque se puede considerar una estimación de 0,85 kg/ha a 6,6 kg/ha de basura arrastrada por el agua desde las autopistas durante tormentas, a la que hay que añadir las partículas finas originadas por la abrasión de los neumáticos de vehículos en las carreteras. Las estimaciones varían entre las 10 000 y las 100.000 t de micropartículas en países europeos, pero no se dispone de ninguna estimación para España.

### **Aguas residuales**

Las aguas residuales municipales están contaminadas por microplásticos, con concentraciones que varían entre 10 part./m<sup>3</sup> y 107 part./m<sup>3</sup>. Los microplásticos entran en los sistemas de alcantarillado

procedentes de fuentes domésticas en forma de fibras textiles sintéticas, microperlas cosméticas y partes desintegradas de productos de consumo mayores que se tiran al inodoro. Las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) son un punto de entrada importante para los microplásticos en el medio acuático.

Los plásticos y otros materiales particulados se eliminan de los residuos líquidos por sedimentación y terminan en los fangos de alcantarillado. Dado que los lodos de depuradora se utilizan como fertilizante en muchos estados miembros de la Unión Europea, los microplásticos se introducen en las tierras agrícolas, desde donde afectan a los ecosistemas terrestres y, al menos en teoría, a los consumidores finales (ganado y humanos).

### **Aire**

Hay microplásticos tanto en el aire del interior de viviendas como en el exterior; la deposición atmosférica es dos órdenes de magnitud superior en ambientes cerrados, interiores: 11 000 microplásticos/m<sup>2</sup>. Un estudio llevado a cabo en las azoteas de París encontró fibras microplásticas en un rango de tamaños que van de 7-15  $\mu$ m a 100-500  $\mu$ m; las precipitaciones atmosféricas se estimaron en un abanico que va, diariamente, de 2 part./m<sup>2</sup> a 355 part./m<sup>2</sup>, con tasas más altas en lugares urbanos en comparación con lugares suburbanos. La cantidad de precipitaciones se estimó entre 3 t/año y 10 t/año para un área del tamaño de París.

Los valores más elevados de microplásticos en aire corresponden a áreas de carreteras, por el desgaste de los neumáticos de los vehículos, así como por el de la propia carretera; representan de

0,05 mg/m<sup>3</sup> a 0,70 mg/m<sup>3</sup> de la fracción de partículas de 10  $\mu$ m o menos. La evaluación del aire del interior de las fábricas indica altas concentraciones de microfibras de cloruro de polivinilo (PVC): 7 mg/m<sup>3</sup>. Incluso en áreas naturales muy alejadas de zonas industriales y urbanas, la lluvia y el viento aportan microplásticos, más de 1 000 t/año.

Puede haber otras fuentes de microplásticos en la atmósfera: la formación de aerosoles de sal marina; las partículas de plástico procedentes de lodos de depuradora secos desde suelos agrícolas; el polvo urbano, etc. La inhalación de estas micropartículas debe ser una vía importante de entrada al sistema respiratorio de animales y humanos.

### **Impactos de los microplásticos**

En el medio acuático, los materiales plásticos pueden concentrar contaminantes hidrofóbicos hasta diez millones de veces las concentraciones en el agua circundante, productos químicos que se podrían liberar en otras zonas cuando las condiciones ambientales cambien o después de pasar por el interior del cuerpo de los animales acuáticos.

### **Ecosistemas acuáticos**

Los microplásticos y los nanoplásticos pueden ser ingeridos por organismos acuáticos y, por lo tanto, se pueden introducir en la red alimentaria marina; algunas especies las ingieren inconscientemente o pasivamente (los suspensívoros y filtradores) y otras, como diferentes especies de peces, de forma selectiva. Esto también puede significar un riesgo para la salud humana debido a la acumulación potencial en especies comerciales como bivalvos y peces.

Los plásticos pueden alcanzar

factores de concentración de un millón o más en el interior de los organismos; un reciente estudio muestra que un 60% de las sardinas y anchoas capturadas en el mar Mediterráneo nororiental presentaban plástico en el tubo digestivo, y los individuos con cantidades de plástico más elevadas también tenían una gran cantidad de parásitos. Las fracciones de peces que contienen microplásticos en el tracto gastrointestinal son muy variables: por orden creciente, 0,0025 % en peces del mar del Norte, 17,5 % en peces de las costas atlántica y mediterránea española, 19,8 % en peces de la costa portuguesa, 58% en peces de aguas territoriales turcas y 100% en peces del mar de China Meridional. Estas diferencias dependen de la especie, de la concentración de plásticos presentes en el agua, del tamaño de los plásticos o de la metodología utilizada.

Estudios en un copépodo planctónico demuestran que la ingesta de microplásticos (poliestireno) reduce la tasa de ingesta de microalgas, la fecundidad y quizás la supervivencia de la especie; se ha estudiado también la transferencia de microplásticos a lo largo de cadenas tróficas del plancton marino, desde especies del mesozooplancton a otras del macrozooplancton. En cuanto a organismos bentónicos, existe transferencia de microplásticos a lo largo de las cadenas tróficas (de mejillones a cangrejos), pero en una concentración muy pequeña, que desaparece al cabo de una veintena de días. El efecto es una disminución de la energía disponible para los animales y reducción de su actividad alimentaria.

En corales, la contaminación por microplásticos conlleva reducción del crecimiento, reducción notable de enzimas detoxificadoras

e inmunitarias, aumento de la actividad de las enzimas antioxidantes, producción elevada de mucosa, reducción de la eficacia biológica y efectos negativos sobre la relación entre los corales y sus microalgas simbiotes.

En cuanto a la incorporación en las focas grises y en los peces que comen (arenques), hay transferencia, pero en cantidades muy escasas. Estudios en laboratorio en peces cebra indican que los microplásticos se acumulan en las células hepáticas de los animales adultos, y que sus larvas las acumulan en el tubo digestivo y el páncreas, pero que esto no afecta a su supervivencia.

No se sabe mucho sobre la translocación del plástico o de sus aditivos en los tejidos, órganos o sangre de los organismos. Se ha informado de la translocación en el hígado y en las branquias de diferentes especies, pero la presencia de microplásticos en la parte comestible del pescado que es consumida por los humanos no se conoce bien. Para los mejillones, se ha observado la translocación de microplásticos en el sistema circulatorio y su persistencia durante cuarenta y ocho días. Un estudio realizado en lubinas encontró que, incluso si los microplásticos de 1 µm a 5 µm eran capaces de trasladarse a filetes comidos habitualmente por humanos, lo hicieron a niveles relativamente bajos teniendo en cuenta los altos niveles de ingestión.

Sin embargo, el principal riesgo para la fauna y la salud humana asociado a la presencia de plástico en los productos del mar es probablemente la lixiviación de sus aditivos, productos químicos que pueden liberarse en el interior del organismo y trasladarlos fácilmente, lo que puede afectar a su crecimiento y funciones fisiológicas.

## Suelos

Una vez en los suelos, los microplásticos se pueden ingerir y transferir a los organismos que viven en ellos. Las lombrices expuestas a PBDE (éter de polibromodifenilo), un derivado de la espuma de poliuretano, lo acumulan en el cuerpo y de allí lo transfieren a los suelos. También, cuando se exponen a LDPE (polietileno de baja densidad), las lombrices de tierra se ven afectadas por altas concentraciones de microplásticos, retienen y transfieren microplásticos a otros organismos del ecosistema edáfico a través de la cadena alimentaria, y también retienen y transfieren microplásticos a las capas más profundas del suelo y, posiblemente, a las aguas subterráneas. Los microplásticos pueden servir como vía para los metales biodisponibles, incluido el zinc (Zn), en los ecosistemas edáficos, y los microplásticos ingeridos por los gusanos de tierra se pueden transferir a los humanos a través de la cadena alimentaria: las aves de corral alimentadas con lombrices de tierra muestra concentraciones más altas de microplásticos en las heces, pero también en la molleja, que se utiliza para el consumo humano.

Además de los impactos sobre organismos y ecosistemas edáficos, comienzan a investigarse otros efectos. Por ejemplo, los microplásticos se componen mayormente de carbono, que tiene una tasa de renovación lenta, y su aparición en los ecosistemas edáficos debería representar una fuente de carbono independiente de la fotosíntesis y de la producción primaria limpia. Se debería tener en cuenta en las evaluaciones del almacenamiento de carbono del suelo, una función fundamental del ecosistema.

Desde un punto de vista biofísico, los microplásticos pueden afectar a la densidad total, la capacidad de retención del agua y la relación funcional entre la actividad microbiana y los agregados estables de agua en los suelos. Asimismo, al reducir la densidad total del suelo, los microplásticos pueden conducir a un mayor crecimiento de las plantas, porque las raíces experimentan menos resistencia a crecer. Pero también son posibles efectos negativos sobre las plantas, relacionados con los aditivos plásticos.

#### **Los seres humanos**

Existen pocos datos sobre la fracción potencialmente inhalable de microplásticos presentes en el aire o en la dieta, ni sobre cuál es la ingesta diaria de nano- y microplásticos en el ser humano. Tampoco se conocen bien la cinética ni la biodistribución de los microplásticos tras la exposición.

Hay datos sobre los efectos inflamatorios del polvo de plástico en modelos animales, pero no está claro si estos efectos son aplicables a los seres humanos. Fibras de microplásticos con un diámetro entre 7  $\mu\text{m}$  y 15  $\mu\text{m}$  pueden entrar en las vías respiratorias. La exposición laboral a microfibras de plástico produce lesiones granulomatosas que contienen polvo de acrílico, poliéster y/o nylon, lo que provoca irritación respiratoria. El pulmón de los trabajadores de borra puede presentar una rara enfermedad pulmonar que se da en trabajadores textiles de nylon expuestos a polvo de fibra de tamaño respirable. Esta y otras enfermedades pulmonares pueden ser crónicas. A los productos plásticos se incorporan a menudo aditivos, colorantes y pigmentos, muchos de los cuales tienen efectos sobre la salud humana (entre otros, toxicidad reproductiva, carcinogenicidad y mutagenicidad).

En regiones pulmonares profundas, los microplásticos muy pequeños pueden ser captados por macrófagos y células epiteliales, y posiblemente se pueden trasladar a la circulación sistémica. Los nanoplásticos y microplásticos presentes en animales y plantas pueden entrar en el cuerpo humano por ingestión, pero hay pocos datos que cuantifiquen la exposición a la dieta, casi siempre referidos a productos de origen marino.

Un impacto potencial adicional puede deberse a la inhalación de microplásticos con colonización microbiana. Además de los riesgos asociados a las infecciones por especies patógenas, los microplásticos inhalados podrían causar un cambio en la estructura de las comunidades de los microbios que colonizan el pulmón.

También se desconoce si la forma fibrosa y no fibrosa de los microplásticos está relacionada con su posible toxicidad (por ejemplo, si fibras suficientemente pequeñas podrían causar efectos similares a los del amianto).

La otra vía de entrada de microplásticos en el cuerpo humano —a través de la ingesta alimentaria— está todavía poco estudiada. Ya se ha comentado la presencia de microplásticos en algunas especies comerciales, especialmente de peces. Otras vías de entrada son a través de los alimentos y bebidas que se adquieren envasados o del agua potable distribuida por los sistemas municipales de abastecimiento hídrico.

Tanto el plástico como el papel, cartón, madera, cerámica y metal que se emplean para envolver alimentos permiten el paso de material de los envoltorios a los alimentos. Una vez ingresados los microplásticos por ingestión, en el intestino la captación de partículas

(< 1  $\mu\text{m}$ ) puede producirse mediante endocitosis y fagocitosis o mediante la persorción para partículas más grandes.

Así pues, las consecuencias de la ingestión de microplásticos y sus efectos sobre el cuerpo humano todavía no son bien conocidos. Se podrían excretar sin consecuencias para la salud humana, pero no sabemos si estas partículas podrían trasladarse a órganos o tejidos. Sin embargo, el principal problema toxicológico relacionado con la ingestión de microplásticos está asociado probablemente a sus aditivos químicos.

Algunos de estos aditivos, como los ftalatos, presentan toxicidad en los humanos. Un estudio reciente realizado por diversas instituciones de investigación catalanas analizó la orina de voluntarios en busca de la presencia de aditivos plásticos. Encontraron más de 15 ftalatos y polifenoles diferentes que son aditivos plásticos habituales. Otro estudio, realizado en Austria, encontró fibras plásticas en las heces de varios voluntarios de distintos países. Estos estudios demuestran que los aditivos plásticos llegan al cuerpo humano. Se sabe que algunos de estos aditivos son disruptores endocrinos o incluso cancerígenos. Los aditivos presentes en la orina y las heces se excretan, pero se desconoce si estas sustancias químicas se traslocan a la sangre, órganos o tejidos. E incluso si fueran excretados, la exposición continuada del cuerpo humano a estos productos químicos podría provocar enfermedades de las que todavía no somos conscientes.

Los aditivos de los plásticos también pueden liberarse en las plantas de tratamiento de aguas residuales donde, después de la cloración, pueden formar trihalometanos perjudiciales para la

salud humana.

Los nanoplásticos pueden afectar también a la composición y la diversidad del microbioma humano; dado que existe un efecto de la microbiota intestinal sobre los sistemas endocrino, inmunológico y nervioso, esta afectación del microbioma intestinal puede tener efectos en muchos aspectos de la fisiología humana. Resulta también preocupante el hallazgo de microplásticos en la placenta de mujeres embarazadas, tanto en la parte exterior (de la madre) como en la interior (del feto) de la placenta. No existe, por el momento, ninguna indicación de los posibles efectos de esta presencia en mujeres gestantes.

#### **Aspectos sociales, de gestión y legislativos**

Las respuestas de gestión y legislativas a los microplásticos deben considerarse tanto en términos de microplásticos primarios como secundarios. En cuanto a los secundarios, las respuestas son amplias y abarcan los residuos de plástico en general, o macroplásticos. Tienen el objetivo final de evitar los escapes de plástico y los daños sobre el medio ambiente, donde los macroplásticos se acaban degradando en fragmentos más pequeños y se convierten en microplásticos. En los últimos años, se está promoviendo la economía circular como una forma de mantener los recursos en bucles cerrados y aprovechar al máximo el valor de los plásticos. Las iniciativas son múltiples, desde la escala global hasta la local, y tanto desde sectores públicos hasta sectores privados interesados, así como con iniciativas de colaboración público-privadas. En la Unión Europea (UE), los microplásticos que se pueden generar a consecuencia de una gestión de residuos parcial o

inexistente, o a consecuencia de la degradación de desechos de plásticos más grandes, están cubiertos por iniciativas de la Estrategia sobre los Plásticos para reducir los desechos de macroplásticos.

En Cataluña, la nueva ley de prevención y gestión de residuos y eficiencia de recursos, que se espera que se adopte en 2021, debería ser la referencia para promover la economía circular y evitar las entradas de plásticos en el medio ambiente. Las respuestas a los plásticos primarios pueden ser más relevantes a la vista de las posibles medidas políticas, ya que se dirigen a las fuentes directas de microplásticos en el medio ambiente, y podrían explicarse en términos de los responsables políticos, el sector privado y la sociedad.

#### **Respuestas de gestión pública**

Los microplásticos han recibido una atención mundial en los últimos años. La Asamblea del Medio Ambiente de la ONU (UNEA) se creó en 2012 por decisiones de la Conferencia Río+20 y de la Asamblea General de las Naciones Unidas (UNGA). UNEA-4 se reunió en Nairobi en marzo de 2019 y adoptó una resolución específica sobre basura plástica marina y microplásticos (UNEP / EA.4 / Res. 6). En cuanto a la Convención de Barcelona para la Protección del Mediterráneo, se prevé que los microplásticos sean incorporados a la revisión del Plan Regional para la Gestión y Prevención de Basura Marina en el Mediterráneo, a finales de 2021.

En septiembre de 2018, el Parlamento Europeo pidió a la Comisión Europea que introdujera una prohibición en toda la Unión Europea de añadir intencionadamente microplásticos

en productos cosméticos y detergentes en 2020, y que tomara medidas para minimizar la liberación de microplásticos de textiles, neumáticos, pinturas y colillas de cigarrillos. En enero de 2019, la Agencia Europea de Sustancias y Mezclas Químicas (ECHA) publicó una propuesta para restringir el uso de microplásticos. Se basa en los resultados de la evaluación de la ECHA sobre los riesgos para la salud y el medio ambiente de los microplásticos que se añaden intencionadamente a los productos. El proceso está en curso y puede conducir a una modificación del Anexo XVII de la Directiva REACH. En España, el borrador de ley sobre residuos y suelos contaminados establece la prohibición de los microplásticos añadidos intencionadamente en cosméticos y detergentes a partir del 3 de julio de 2021.

La Comisión Europea también investigó las opciones para reducir los microplásticos que se crean durante el ciclo de vida de un producto por desgaste, o que se emiten por vertidos accidentales: neumáticos, marcas viarias, pelets de plástico de preproducción y lavado de textiles sintéticos son grandes fuentes de emisión de microplásticos al medio ambiente.

En el caso de Cataluña, la nueva ley de prevención y eficiencia de recursos en preparación incluirá un capítulo específico sobre microplásticos. A escala local, algunos ayuntamientos han puesto en marcha iniciativas para reducir la carga de microplásticos de su entorno (por ejemplo, en 2020 los ayuntamientos de Calafell, L'Ampolla, Vinaròs, entre otros, han instalado boyas en el mar para filtrar microplásticos).

#### **Respuestas del sector privado**

Empresas de todo el mundo toman medidas para disminuir la pérdida

accidental de microplásticos o reducir las fugas por desgaste. La Operación Clean Sweep se dirige a todos los segmentos de la cadena de valor de los plásticos (productores de materias primas, cadena logística, recicladores y procesadores) con la implantación de buenas prácticas ambientales y la contención de vertidos de pelets, copos o polvo.

Por lo que respecta a los textiles, el problema de la contaminación por microfibras sintéticas es complicado y de una escala considerable, y el cambio de materiales sintéticos a naturales comportaría otros costes ambientales. La liberación de microfibras de plástico de ropa sintética exige un esfuerzo colaborativo de la industria textil. Las marcas de moda, así como los grupos de interés de toda la cadena de valor, están probando diversas soluciones, incluyendo los tratamientos de acabado de hilados y tejidos, sistemas de filtración en las lavadoras, lavados previos a la venta, detergentes y condiciones de lavado.

### ***Respuestas de la sociedad civil***

La sociedad civil y las organizaciones no gubernamentales

(ONG) han mostrado una gran preocupación por la crisis de la contaminación por plásticos y han puesto en marcha muchas acciones e iniciativas para que los gobiernos, las empresas y los consumidores asuman su responsabilidad. La campaña «Beat the microbead» («Derrotemos a las microperlas») consiguió que empresas como L'Óreal y Procter & Gamble eliminaran gradualmente las microperlas de sus productos de cuidado personal.

En Cataluña, la sociedad civil también toma medidas sobre los plásticos. Un ejemplo es Rezero, que realiza numerosas campañas sobre plásticos, como "Salud de plástico".

# 10

## Bibliografía

- ABIDLI, S.; ANTUNES, J. C.; FERREIRA, J. L.; LAHBIB, Y.; SOBRAL, P.; TRIGUI EL MENIF, N. (2018). «Microplastics in sediments from the littoral zone of the north Tunisian coast (Mediterranean Sea)». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 205, p. 1-9.
- ALOMAR, C.; ESTARELLAS, F.; DEUDERO, S. (2016). «Microplastics in the Mediterranean Sea: Deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size». *Marine Environmental Research*, 115, p. 1-10.
- AMAMIYA, K.; SAIDO, K.; CHUNG, S.-Y.; HIAKI, T.; LEE, D. S.; KWON, B. G. (2019). «Evidence of transport of styrene oligomers originated from polystyrene plastic to oceans by runoff». *Science of the Total Environment*, 667, p. 57-63.
- ANDERSON, S. C.; CRYAN, J. F.; DINAN, T. (2020). *La revolución psicobiótica: La nueva ciencia de la conexión entre el intestino y el cerebro*. Barcelona: RBA: National Geographic.
- ANDRADY, A. L. (2011). «Microplastics in the marine environment». *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), p. 1596-1605. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2011.05.030](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030).
- ANTUNES, J.; FRIAS, J.; MICAEL, A.; SOBRAL, P. (2013). «Resin pellets from beaches of the Portuguese coast and adsorbed persistent organic pollutants». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130, p. 62-69.
- ANTUNES, J.; FRIAS, J.; SOBRAL, P. (2018). «Microplastics on the Portuguese coast». *Marine Pollution Bulletin*, 131, p. 294-302.
- ARVANITOYANNIS, I. S.; BOSNEA, L. (2004). «Migration of substances from food packaging materials to foods». *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 44, p. 63-76.
- ASHTON, K.; HOLMES, L.; TURNER, A. (2010). «Association of metals with plastic production pellets in the marine environment». *Marine Pollution Bulletin*, 60, p. 2050-2055.
- BAINI, M.; FOSSI, M. C.; GALLI, M.; CALIANI, I.; CAMPANI, T.; FINOIA, M. G.; PANTI, C. (2018). «Abundance and characterization of microplastics in the coastal waters of Tuscany (Italy): The application of the MSFD monitoring protocol in the Mediterranean Sea». *Marine Pollution Bulletin*, 133, p. 543-552.
- BANK, M. S.; HANSSON, S. V. (2019). «The plastic cycle: A novel and holistic paradigm for the anthropocene». *Environmental Science & Technology*, 53(13), p. 7177-7179. DOI: [10.1021/acs.est.9b02942](https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02942).
- BARCELÓ, D.; PICÓ, Y. (2019). «Microplastics in the global aquatic environment: Analysis, effects, remediation and policy solutions». *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(5), art. núm. 103421. DOI: [10.1016/j.jece.2019.103421](https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103421).
- BAYO, J.; ROJO, D.; OLMOS, S. (2019). «Abundance, morphology and chemical composition of microplastics in sand and sediments from a protected coastal area: The Mar Menor lagoon (SE Spain)». *Environmental Pollution*, 252, p. 1357-1366.
- BAYO, J.; ROJO, D.; OLMOS, S.; LÓPEZ, M. (2020). «Microplastic pollution on the strandline of urban and natural city beaches: the role of local activities». *International Journal of Environmental Impacts*, 3, p. 155-167.
- BERGMANN, M.; GUTOW, L.; KLAGES, M. (ed.). (2015). *Marine anthropogenic litter*. Cham, Suissa: Springer.

BESSELING, E.; WEGNER, A.; FOEKEMA, E. M.; VAN DEN HEUVEL-GREVE, M. J.; KOELMANS, A. A. (2013). «Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.)». *Environmental Science & Technology*, 47(1), p. 593-600. DOI: [10.1021/es302763x](https://doi.org/10.1021/es302763x).

BHUNIA, K.; SABLANI, S. S.; TANG, J.; RASCO, B. (2013). «Migration of chemical compounds from packaging polymers during microwave, conventional heat treatment, and storage». *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 12, p. 523-545.

BLÄSING, M.; AMELUNG, W. (2018). «Plastics in soil: Analytical methods and possible sources». *Science of the Total Environment*, 612, p. 422-435. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.08.086](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.086).

BLAŠKOVIĆ, A.; FASTELLI, P.; ČIŽMEK, H.; GUERRANTI, C.; RENZI, M. (2017). «Plastic litter in sediments from the Croatian marine protected area of the natural park of Telašćica bay (Adriatic Sea)». *Marine Pollution Bulletin*, 114, p. 583-586.

BOAG, A. H.; COLBY, T. V.; FRAIRE, A. E.; KUHN, C.; ROGGLI, V. L.; TRAVIS, W. D.; VALLYATHAN, V. (1999). «The pathology of interstitial lung disease in nylon flock workers». *American Journal of Surgical Pathology*, 23(12), p. 1539-1545.

BOWMER, T.; KERSHAW, P. (2010). *Proceedings of the GESAMP International Workshop on microplastic particles as a vector in transporting persistent, bio-accumulating and toxic substances in the ocean*. UNESCO-IOC, 28-30 de juny de 2010. París: GESAMP.

BRADNEY, L.; WIJESEKARA, H.; PALANSOORIYA, K. N.; OBADAMUDALIGE, N.; BOLAN, N. S.; OK, Y. S.; RINKLEBE, J.; KIM, K.-H.; KIRKHAM, M. B. (2019). «Particulate plastics as a vector for toxic trace-element uptake by aquatic and terrestrial organisms and human health risk». *Environment International*, 131, art. núm. 104937.

BRAHNEY, J.; HALLERUD, M.; HEIM, E.; HAHNENBERGER, M.; SUKUMARAN, S. (2020). «Plastic rain in protected areas of the United States». *Science*, 368(6496), p. 1257-1260. DOI: [10.1126/science.aaz5819](https://doi.org/10.1126/science.aaz5819).

BRANDTS, I.; GARCIA-ORDOÑEZ, M.; TORT, L.; TELES, M.; ROHER, N. (2020). «Polystyrene nanoplastics accumulate in ZFL cell lysosomes and in zebrafish larvae after acute exposure, inducing a synergistic immune response in vitro without affecting larval survival in vivo». *Environmental Science: Nano*, 7, p. 2410-2422. DOI: [10.1039/D0EN00553C](https://doi.org/10.1039/D0EN00553C).

BROWNE, M. A.; DISSANAYAKE, A.; GALLOWAY, T. S.; LOWE, D. M.; THOMPSON, R. C. (2008). «Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.)». *Environmental Science & Technology*, 42, p. 5026-5031.

BURKHART, J.; PIACITELLI, C.; SCHWEGLER-BERRY, D.; JONES, W. (1999). «Environmental study of nylon flocking process». *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 57(1), p. 1-23. DOI: [10.1080/009841099157836](https://doi.org/10.1080/009841099157836).

CAI, L.; WANG, J.; PENG, J.; TAN, Z.; ZHAN, Z.; TAN, X.; CHEN, Q. (2017). «Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence». *Environmental Science and Pollution Research International*, 24(32), p. 24928-24935. DOI: [10.1007/s11356-017-0116-x](https://doi.org/10.1007/s11356-017-0116-x).

CALDWELL, J.; PETRI-FINK, A.; ROTHEN-RUTISHAUSER, B.; LEHNER, R. (2019). «Assessing meso- and microplastic pollution in the Ligurian and Tyrrhenian Seas». *Marine Pollution Bulletin*, 149, art. núm. 110572.

CAMINS, E.; DE HAAN, W. P.; SALVO, V.-S.; CANALS, M.; RAFFARD, A.; SÁNCHEZ-VIDAL, A. (2020). «Paddle surfing for science on microplastic pollution». *Science of the Total Environment*, 709, art. núm. 136178. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2019.136178](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136178).

CARVALHO, T. C.; PETERS, J. I.; WILLIAMS III, R. O. (2011). «Influence of particle size on regional lung deposition -what evidence is there?». *International Journal of Pharmaceutics*, 406(1-2), p. 1-10. DOI: [10.1016/j.ijpharm.2010.12.040](https://doi.org/10.1016/j.ijpharm.2010.12.040).

CATARINO, A. I.; MACCHIA, V.; SANDERSON, W. G.; THOMPSON, R. C.; HENRY, T. B. (2018). «Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal». *Environmental Pollution*, 237, p. 675-684. DOI: [10.1016/j.envpol.2018.02.069](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.069).

CHAE, Y.; AN, Y.-J. (2018). «Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: A review». *Environmental Pollution*, 240, p. 387-395. DOI: [10.1016/j.envpol.2018.05.008](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.008).

CHUBARENKO, I.; ESIUKOVA, E.; BAGAEV, A.; ISACHENKO, I.; DEMCHENKO, N.; ZOBKOV, M.; EFIMOVA, I.; BAGAEVA, M.; KHATMULLINA, L. (2018). «Behavior of microplastics in coastal zones». A: Zeng, E. Y. (ed.). *Microplastic contamination in aquatic environments*. Elsevier, p. 175-223.

CINCINELLI, A.; MARTELLINI, T.; GUERRANTI, C.; SCOPETANI, C.; CHELAZZI, D.; GIARRIZZO, T. (2019). «A potpourri of microplastics in the sea surface and water column of the Mediterranean Sea». *TrAC-Trends in Analytical Chemistry*, 110, p. 321-326.

COLE, M.; LINDEQUE, P.; FILEMAN, E.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. (2015). «The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*». *Environmental Science & Technology*, 49(2), p. 1130-1137. DOI: [10.1021/es504525u](https://doi.org/10.1021/es504525u).

COLE, M.; LINDEQUE, P.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. (2011). «Microplastics as contaminants in the marine environment: a review». *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), p. 2588-2597. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2011.09.025](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025).

CONSTANT, M.; KERHERVÉ, P.; MINO-VERCELLIO-VEROLLET, M.; DUMONTIER, M.; SÀNCHEZ-VIDAL, A.; CANALS, M.; HEUSSNER, S. (2019). «Beached microplastics in the Northwestern Mediterranean Sea». *Marine Pollution Bulletin*, 142, p. 263-273.

CORRADINI, F.; MEZA, P.; EGUILUZ, R.; CASADO, F.; HUERTA-LWANGA, E.; GEISSEN, V. (2019). «Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal». *Science of the Total Environment*, 671, p. 411-420.

CÓZAR, A.; SANZ-MARTÍN, M.; MARTÍ, E.; GONZÁLEZ-GORDILLO, J. I.; UBEDA, B.; GÁLVEZ, J. Á.; IRIGOIEN, X.; DUARTE, C. M. (2015). «Plastic accumulation in the Mediterranean Sea». *PLOS ONE*, 10, art. núm. e0121762. DOI: [10.1371/journal.pone.0121762](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121762).

DA COSTA, J. P.; DUARTE, A. C.; ROCHA-SANTOS, T. A. (2017). «Microplastics. Occurrence, fate and behaviour in the environment». *Comprehensive Analytical Chemistry*. Elsevier, 75, p. 1-24.

DE CARVALHO, D. G.; NETO, J. A. B. (2016). «Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil». *Ocean & Coastal Management*, 128, p. 10-17.

DE HAAN, W. P.; SÁNCHEZ-VIDAL, A.; CANALS, M. (2019). «Floating microplastics and aggregate formation in the Western Mediterranean Sea». *Marine Pollution Bulletin*, 140, p. 523-535. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2019.01.053](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.053).

DE LUCIA, G. A.; CALIANI, I.; MARRA, S.; CAMEDDA, A.; COPPA, S.; ALCARO, L.; CAMPANI, T.; GIANNETTI, M.; COPPOLA, D.; CICERO, A. M. (2014). «Amount and distribution of neustonic micro-plastic off the western Sardinian coast (Central-Western Mediterranean Sea)». *Marine Environmental Research*, 100, p. 10-16.

DE OLIVEIRA-SOARES, M.; MATOS, E.; LUCAS, C.; RIZZO, L.; ALCOCK, L.; ROSSI, S. (2020). «Microplastics in corals: an emergent threat». *Marine Pollution Bulletin*, 161A, art. núm. 111810.

DE SÁ, L. C.; OLIVEIRA, M.; RIBEIRO, F.; ROCHA, T. L.; FUTTER, M. N. (2018). «Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future?». *Science of the Total Environment*, 645, p. 1029-1039. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2018.07.207](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.207).

DE SOUZA-MACHADO, A. A.; LAU, C. W.; KLOAS, W.; BERGMANN, J.; BACHELIER, J. B.; FALTIN, E.; BECKER, R.; GÖRLICH, A. S.; RILLIG, M. C. (2019). «Microplastics can change soil properties and affect plant performance». *Environmental Science & Technology*, 53(10), p. 6044-6052. DOI: [10.1021/acs.est.9b01339](https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01339).

DE SOUZA-MACHADO, A. A.; LAU, C. W.; TILL, J.; KLOAS, W.; LEHMANN, A.; BECKER, R.; RILLIG, M. C. (2018). «Impacts of microplastics on the soil biophysical environment». *Environmental Science & Technology*, 52(17), p. 9656-9665. DOI: [10.1021/acs.est.8b02212](https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02212).

DESFORGES, J.-P. W.; GALBRAITH, M.; DANGERFIELD, N.; ROSS, P. S. (2014). «Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean». *Marine Pollution Bulletin*, 79, p. 94-99.

DRIS, R.; GASPERI, J.; MIRANDE, C.; MANDIN, C.; GUERROUACHE, M.; LANGLOIS, V.; TASSIN, B. (2017). «A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments». *Environmental Pollution*, 221, p. 453-458. DOI: [10.1016/j.envpol.2016.12.013](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013).

DRIS, R.; GASPERI, J.; SAAD, M.; MIRANDE, C.; TASSIN, B. (2016). «Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment?». *Marine Pollution Bulletin*, 104(1-2), p. 290-293. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2016.01.006](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006).

DUBAISH, F.; LIEBEZEIT, G. (2013). «Suspended microplastics and black carbon particles in the Jade system, southern North Sea». *Water, Air, & Soil Pollution*, 224, art. núm. 1352.

DUIS, K.; COORS, A. (2016). «Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects». *Environmental Sciences Europe*, 28(1), p. 1-25. DOI: [10.1186/s12302-015-0069-y](https://doi.org/10.1186/s12302-015-0069-y).

EERKES-MEDRANO, D.; THOMPSON, R. C.; ALDRIDGE, D. C. (2015). «Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs». *Water Research*, 75, p. 63-82. DOI: [10.1016/j.watres.2015.02.012](https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012).

ELDRIDGE, J. H.; MEULBROEK, J. A.; STAAS, J. K.; TICE, T. R.; GILLEY, R. M. (1989). «Vaccine-containing biodegradable microspheres specifically enter the gut-associated lymphoid tissue following oral administration and induce a disseminated mucosal immune response». *Advances in Experimental Medicine and Biology*, 251, p. 191-202.

ERIKSEN, M.; LIBOIRON, M.; KIESSLING, T.; CHARRON, L.; ALLING, A.; LEBRETON, L.; RICHARDS, H.; ROTH, B.; ORY, N. C.; HIDALGO-RUZ, V. (2018). «Microplastic sampling with the AVANI trawl compared to two neuston trawls in the Bay of Bengal and South Pacific». *Environmental Pollution*, 232, p. 430-439.

ERNI-CASSOLA, G.; ZADJELOVIC, V.; GIBSON, M. I.; CHRISTIE-OLEZA, J. A. (2019). «Distribution of plastic polymer types in the marine environment; A meta-analysis». *Journal of Hazardous Materials*, 369, p. 691-698. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2019.02.067](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.02.067).

ESCHENBACHER, W. L.; KREISS, K.; LOUGHEED, M. D.; PRANSKY, G. S.; DAY, B.; CASTELLAN, R. M. (1999). «Nylon flock-associated interstitial lung disease». *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 159(6), p. 2003-2008. DOI: [10.1164/ajrccm.159.6.9808002](https://doi.org/10.1164/ajrccm.159.6.9808002).

ESSEL, R.; AHRENS, R. H.; CARUS, M. (2015). *Quellen für Mikroplastik mit Relevanz für den Meeresschutz in Deutschland. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.*

EUROPEAN CHEMICALS AGENCY (ECHA). Microplastics [en línea]. Helsinki: ECHA, 2020. <<https://echa.europa.eu/hot-topics/microplastics>> [Consulta: 17 gener 2021]

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY (EFSA) (2016). «Statement on the presence of microplastics and

nanoplastics in food, with particular focus on seafood». *EFSA Journal*, 14(6), art. núm. 4501. DOI: [10.2903/j.efsa.2016.4501](https://doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4501).

EUROPEAN STATISTICS (EUROSTAT). *Sewage sludge production and disposal* [en línea]. [S. Il.]: Eurostat, 2018. <[https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-datasets/product?code=env\\_ww\\_spd](https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-datasets/product?code=env_ww_spd)> [Consulta: 17 gener 2021]

FARRELL, P.; NELSON, K. (2013). «Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.)». *Environmental Pollution*, 177, p. 1-3. DOI: [10.1016/j.envpol.2013.01.046](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046).

FASTELLI, P.; BLAŠKOVIĆ, A.; BERNARDI, G.; ROMEO, T.; ČIŽMEK, H.; ANDALORO, F.; RUSSO, G. F.; GUERRANTI, C.; RENZI, M. (2016). «Plastic litter in sediments from a marine area likely to become protected (Aeolian Archipelago's islands, Tyrrhenian Sea)». *Marine Pollution Bulletin*, 113, p. 526-529.

FILGUEIRAS, A. V.; GAGO, J.; CAMPILLO, J. A.; LEÓN, V. M. (2019). «Microplastic distribution in surface sediments along the Spanish Mediterranean continental shelf». *Environmental Science and Pollution Research*, 26, p. 21264-21273.

FOSSI, M. C.; MARSILI, L.; BAINI, M.; GIANNETTI, M.; COPPOLA, D.; GUERRANTI, C.; CALIANI, I.; MINUTOLI, R.; LAURIANO, G.; FINOIA, M. G. (2016). «Fin whales and microplastics: The Mediterranean Sea and the Sea of Cortez scenarios». *Environmental Pollution*, 209, p. 68-78.

FOSSI, M. C.; PANTI, C.; GUERRANTI, C.; COPPOLA, D.; GIANNETTI, M.; MARSILI, L.; MINUTOLI, R. (2012). «Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*)». *Marine Pollution Bulletin*, 64, p. 2374-2379.

FROMME, H.; HILGER, B.; KOPP, E.; MISEROK, M.; VÖLKEL, W. (2014). «Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), hexabromocyclododecane (HBCD) and "novel" brominated flame-retardants in house dust in Germany». *Environment International*, 64, p. 61-68. DOI: [10.1016/j.envint.2013.11.017](https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.11.017).

GAJŠT, T.; BIZJAK, T.; PALATINUS, A.; LIUBARTSEVA, S.; KRŽAN, A. (2016). «Sea surface microplastics in Slovenian part of the Northern Adriatic». *Marine Pollution Bulletin*, 113, p. 392-399.

GAYLOR, M. O.; HARVEY, E.; HALE, R. C. (2013). «Polybrominated diphenyl ether (PBDE) accumulation by earthworms (*Eisenia foetida*) exposed to biosolids-, polyurethane foam microparticle-, and Penta-BDE-amended soils». *Environmental Science & Technology*, 47(23), p. 13831-13839. DOI: [10.1021/es403750a](https://doi.org/10.1021/es403750a).

GEISER, M.; ROTHEN-RUTISHAUSER, B.; KAPP, N.; SCHÜRCH, S.; KREYLING, W.; SCHULZ, H.; GEHR, P. (2005). «Ultrafine particles cross cellular membranes by nonphagocytic mechanisms in klngs and in cultured cells». *Environmental Health Perspectives*, 113(11), p. 1555-1560. DOI: [10.1289/ehp.8006](https://doi.org/10.1289/ehp.8006).

GRELAUD, M.; ZIVERI, P. (2020). «The generation of marine litter in Mediterranean island beaches as an effect of tourism and its mitigation». *Scientific Reports*, 10, art. núm. 20326. DOI: [10.1038/s41598-020-77225-5](https://doi.org/10.1038/s41598-020-77225-5).

GUERRANTI, C.; CANNAS, S.; SCOPETANI, C.; FASTELLI, P.; CINCINELLI, A.; RENZI, M. (2017). «Plastic litter in aquatic environments of Maremma Regional Park (Tyrrhenian Sea, Italy): Contribution by the Ombrone River and levels in marine sediments». *Marine Pollution Bulletin*, 117, p. 366-370.

GÜNDOĞDU, S.; ÇEVİK, C. (2017). «Micro- and mesoplastics in Northeast Levantine coast of Turkey: The preliminary results from surface samples». *Marine Pollution Bulletin*, 118, p. 341-347.  
— (2019). «Mediterranean dirty edge: High level of meso and macroplastics pollution on the Turkish coast». *Environmental Pollution*, 255(3), art. núm. 113351.

GÜVEN, O.; GÖKDAĞ, K.; JOVANOVIĆ, B.; KIDEYŞ, A. E. (2017). «Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish». *Environmental Pollution*, 223, p. 286-294.

HANN, S.; SHERRINGTON, C.; JAMIESON, O.; HICKMAN, M.; KERSHAW, P.; BAPASOLA, A.; COLE, G. (2018). *Investigating options for reducing releases in the aquatic environment of microplastics emitted by (but not intentionally added in) products. Final Report*. Bristol: Eunomia.

HARAM, L. E.; CARLTON, J. T.; RUIZ, G. M.; MAXIMENKO, N. A. (2020). «A plasticene lexicon». *Marine Pollution Bulletin*, 150, art. núm. 110714. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2019.110714](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110714).

HARRISON, J. P.; SAPP, M.; SCHRATZBERGER, M.; OSBORN, A. M. (2011). «Interactions between microorganisms and marine microplastics: a call for research». *Marine Technology Society Journal*, 45, p. 12-20.

HODSON, M. E.; DUFFUS-HODSON, C. A.; CLARK, A.; PRENDERGAST-MILLER, M. T.; THORPE, K. L. (2017). «Plastic Bag Derived-Microplastics as a Vector for Metal Exposure in Terrestrial Invertebrates». *Environmental Science & Technology*, 51(8), p. 4714-4721. DOI: [10.1021/acs.est.7b00635](https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00635).

HOPPE, M.; FORNARI, R.; DE VOOGT, P.; FRANZ, R. (2017). «Migration of oligomers from PET: determination of diffusion coefficients and comparison of experimental versus modelled migration». *Food Additives and Contaminants*, 34A, p. 1251-1260.

HORTON, A. A.; WALTON, A.; SPURGEON, D. J.; LAHIVE, E.; SVENDSEN, C. (2017). «Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities». *Science of the Total Environment*, 586, p. 27-141. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.01.190](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190).

HUERTA-LWANGA, E.; GERTSEN, H.; GOOREN, H.; PETERS, P.; SALÁNKI, T.; VAN DER PLOEG, M.; BESSELING, E.; KOELMANS, A. A.; GEISSEN, V. (2016). «Microplastics in the terrestrial ecosystem: Implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae)». *Environmental Science & Technology*, 50(5), p. 2685-2691. DOI: [10.1021/acs.est.5b05478](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05478).

HUERTA-LWANGA, E.; MENDOZA-VEGA, J.; KU-QUEJ, V.; CHI, J. de los A.; SÁNCHEZ DEL CID, L.; CHI, C.; ESCALONA-SEGURA, G.; GERTSEN, H.; SALÁNKI, T.; VAN DER PLOEG, M.; KOELMANS, A. A.; GEISSEN, V. (2017). «Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain». *Scientific Reports*, 7(1), art. núm. 14071. DOI: [10.1038/s41598-017-14588-2](https://doi.org/10.1038/s41598-017-14588-2).

HURLEY, R. R.; WOODWARD, J. C.; ROTHWELL, J. J. (2018). «Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding». *Nature Geoscience*, 11(4), p. 251-257. DOI: [10.1038/s41561-018-0080-1](https://doi.org/10.1038/s41561-018-0080-1).

ISOBE, A.; KUBO, K.; TAMURA, Y.; NAKASHIMA, E.; FUJII, N. (2014). «Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal waters». *Marine Pollution Bulletin*, 89, p. 324-330.

JEMEC-KOKALJ, A.; HORVAT, P.; SKALAR, T.; KRŽAN, A. (2018). «Plastic bag and facial cleanser derived microplastic do not affect feeding behaviour and energy reserves of terrestrial isopods». *Science of The Total Environment*, 615, p. 761-766. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.10.020](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.020).

KAANDORP, M. L. A.; DIJKSTRA, H. A.; VAN SEBILLE, E. (2020). «Closing the Mediterranean marine floating plastic mass budget: Inverse modeling of sources and sinks». *Environmental Science and Technology*, 54, 19, p. 11980-11989. DOI: [10.1021/acs.est.0c01984](https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01984).

KACPRZAK, M.; NECZAJ, E.; FIJALKOWSKI, K.; GROBELAK, A.; GROSSER, A.; WORWAG, M.; SINGH, B. R. (2017). «Sewage sludge disposal strategies for sustainable development». *Environmental Research*, 156, p. 39-46. DOI: [10.1016/j.envres.2017.03.010](https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.010).

KANE, I. A.; CLARE, M. A. (2019). «Dispersion, accumulation, and the ultimate fate of microplastics in deep-marine environments: a review and future directions». *Frontiers in Earth Science*, 7, art. núm. 80. DOI: [10.3389/feart.2019.00080](https://doi.org/10.3389/feart.2019.00080).

- KANE, I. A.; CLARE, M. A.; MIRAMONTES, E.; WOGELIUS, R.; ROTHWELL, J. J.; GARREAU, P.; POHL, F. (2020). «Seafloor microplastic hotspots controlled by deep-sea circulation». *Science*, 368, art. núm. 6495, p. 1140-1145. DOI: [10.1126/science.aba5899](https://doi.org/10.1126/science.aba5899).
- KAZOUR, M.; JEMAA, S.; ISSA, C.; KHALAF, G.; AMARA, R. (2019). «Microplastics pollution along the Lebanese coast (Eastern Mediterranean Basin): Occurrence in surface water, sediments and biota samples». *Science of the Total Environment*, 696, art. núm. 133933.
- KERSHAW, P. J. (ed.) (2015). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. Londres: International Maritime Organization. (GESAMP Reports and Studies; 90), p. 96.
- KIM, I.-S.; CHAE, D.-H.; KIM, S.-K.; CHOI, S.; WOO, S.-B. (2015). «Factors influencing the spatial variation of microplastics on high-tidal coastal beaches in Korea». *Archives of environmental contamination and toxicology*, 69, p. 299-309.
- KIM, L.-H.; KANG, J.; KAYHANIAN, M.; GIL, K.-I.; STENSTROM, M. K.; ZOH, K.-D. (2006). «Characteristics of litter waste in highway storm runoff». *Water Science and Technology*, 53(2), p. 225-234. DOI: [10.2166/wst.2006.056](https://doi.org/10.2166/wst.2006.056).
- KIM, L.-H.; KAYHANIAN, M.; STENSTROM, M. (2004). «Event mean concentration and loading of litter from highways during storms». *Science of the Total Environment*, 330(1-3), p. 101-113. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2004.02.012](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.02.012).
- KIRSTEIN, I. V.; KIRMIZI, S.; WICHELS, A.; GARIN-FERNANDEZ, A.; ERLER, R.; LODER, M.; GERDTS, G. (2016). «Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles». *Marine Environmental Research*, 120, p. 1-8. DOI: [10.1016/j.marenvres.2016.07.004](https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.07.004).
- KLEUNEN, M.; BRUMER, A.; GUTBROD, L.; ZHANG, Z. (2020). «A microplastic used as infill material in artificial sport turfs reduces plant growth». *Plants, People, Planet*, 2(2), p. 157-166. DOI: [10.1002/ppp3.10071](https://doi.org/10.1002/ppp3.10071).
- KOELMANS, A. A.; BAKIR, A.; BURTON, G. A.; JANSSEN, C. R. (2016). «Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: Critical review and model-supported reinterpretation of empirical studies». *Environmental Science & Technology*, 50(7), p. 3315-3326. DOI: [10.1021/acs.est.5b06069](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06069).
- KOELMANS, A. A.; MOHAMED-NOR, N. H.; HERMSEN, E.; KOOI, M.; MINTENIG, S. M.; DE FRANCE, J. (2019). «Microplastics in freshwater and drinking water: Critical review and assessment of data quality». *Water Research*, 155. DOI: [10.1016/j.watres.2019.02.054](https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054).
- KONG, S.; JI, Y.; LIU, L.; CHEN, L.; ZHAO, X.; WANG, J.; BAI, Z.; SUN, Z. (2012). «Diversities of phthalate esters in suburban agricultural soils and wasteland soil appeared with urbanization in China». *Environmental Pollution*, 170, p. 161-168. DOI: [10.1016/j.envpol.2012.06.017](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.06.017).
- KOSUTH, M.; MASON, S. A.; WATTENBERG, E. V. (2018). «Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt». *PLOS ONE*, 13(4), art. núm. e0194970. DOI: [10.1371/journal.pone.0194970](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194970).
- KREMER, A. M.; PAL, T. M.; BOLEIJ, J. S.; SCHOUTEN, J. P.; RIJCKEN, B. (1994). «Airway hyper-responsiveness and the prevalence of work-related symptoms in workers exposed to irritants». *Occupational and Environmental Medicine*, 51(1), p. 3-13.
- LAMBERT, S.; WAGNER, M. (2016). «Formation of microscopic particles during the degradation of different polymers». *Chemosphere*, 161, p. 510-517. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2016.07.042](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.042).
- LAW, K. L.; MORÉT-FERGUSON, S.; MAXIMENKO, N. A.; PROSKUROWSKI, G.; PEACOCK, E. E.; HAFNER, J.; REDDY, C. M. (2010). «Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre». *Science*, 329, p. 1185-1188.
- LEBRETON, L. C. M.; GREER, S. D.; BORRERO, J. C. (2012). «Numerical modelling of floating debris in the world's oceans». *Marine Pollution Bulletin*, 64, p. 653-661.

LEBRETON, L.; SLAT, B.; FERRARI, F.; SAINTE-ROSE, B.; AITKEN, J.; MARTHOUSE, R.; HAJBANE, S.; CUNSOLO, S.; SCHWARZ, A.; LEVIVIER, A. (2018). «Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic». *Scientific Reports*, 8, art. núm. 4666.

LEE, Y. K.; ROMERA-CASTILLO, C.; HONG, S.; HUR, J. (2020). «Characteristics of microplastic polymer-derived dissolved organic matter and its potential as a disinfection byproduct precursor». *Water Research*, 175, art. núm. 115678.

LEÓN, V. M.; GARCÍA-AGÜERA, I.; GONZÁLEZ, E.; SAMPER, R.; FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, V.; MUNIATEGUI-LORENZO, S. (2018). «Potential transfer of organic pollutants from littoral plastics debris to the marine environment». *Environmental Pollution*, 236, art. núm. 442.

LEÓN, V. M.; GARCÍA-AGÜERA, I.; MOLTÓ, V.; FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, V.; LLORCA-PÉREZ, L.; ANDRADE, J. M.; MUNIATEGUI-LORENZO, S.; CAMPILLO, J. A. (2019). «PAHs, pesticides, personal care products and plastic additives in plastic debris from Spanish Mediterranean beaches». *Science of the Total Environment*, 670, p. 672-684.

LEÓN-MUEZ, D.; PEÑALVER-DUQUE, P.; CIUDAD, C.; MUÑOZ, M.; INFANTE, O.; GÜEMES-SANTOS, S.; PARRILLA-GIRÁLDEZ, R.; SERRANO, L. (2020). «Primer muestreo de microplásticos en arroyos y ríos de la España peninsular». *Ecosistemas*, 29(2), art. núm. 2087. DOI: [10.7818/ECOS.2087](https://doi.org/10.7818/ECOS.2087).

LI, J.; LIU, H.; PAUL CHEN, J. (2018). «Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection». *Water Research*, 137, p. 362-374. DOI: [10.1016/j.watres.2017.12.056](https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056).

LI, X.; CHEN, L.; MEI, Q.; DONG, B.; DAI, X.; DING, G.; ZENG, E. Y. (2018). «Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China». *Water Research* 142, p. 75.

LINARES, V.; BELLÉS, M.; DOMINGO, J. L. (2015). «Human exposure to PBDE and critical evaluation of health hazards». *Archives of Toxicology*, 89(3), p. 335-356. DOI: [10.1007/s00204-015-1457-1](https://doi.org/10.1007/s00204-015-1457-1).

LITHNER, D.; LARSSON, A.; DAVE, G. (2011). «Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition». *Science of the Total Environment*, 409(18), p. 3309-3324. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2011.04.038](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038).

LLORCA, M.; ÁLVAREZ-MUÑOZ, D.; ÁBALOS, M.; RODRÍGUEZ-MOZAZ, S.; SANTOS, L. H. M. L. M.; LEÓN, V. M.; CAMPILLO, J. A.; MARTÍNEZ-GÓMEZ, C.; ABAD, E.; FARRÉ, M. (2020). «Microplastics in Mediterranean coastal area: toxicity and impact for the environment and human Health». *TrAC, Trends in Analytical Chemistry*, 27, art. núm. e00090. DOI: [10.1016/j.teac.2020.e00090](https://doi.org/10.1016/j.teac.2020.e00090).

LLORCA, M.; FARRÉ, M.; KARAPANAGIOTI, H. K.; BARCELÓ, D. (2014). «Levels and fate of perfluoroalkyl substances in beached plastic pellets and sediments collected from Greece». *Marine Pollution Bulletin*, 87, p. 286-291.

LÖNNSTEDT, O. M.; EKLÖV, P. (2016). «Environmentally relevant concentrations of microplastic particles influence larval fish ecology». *Science*, 352, art. núm. 1213.

LUSHER, A. L. (2015). «Microplastics in the marine environment: distribution, interactions and effects». A: BERGMANN, M.; GUTOW, L.; KLAGES, M. (ed.). *Marine Anthropogenic Litter*. Cham: Springer, p. 245-307.

LUSHER, A. L.; BURKE, A.; O'CONNOR, I.; OFFICER, R. (2014). «Microplastic pollution in the Northeast Atlantic Ocean: Validated and opportunistic sampling». *Marine Pollution Bulletin*, 88, p. 325-333.

LUSHER, A. L.; HERNANDEZ-MILIAN, G.; O'BRIEN, J.; BERROW, S.; O'CONNOR, I.; OFFICER, R. (2015). «Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: the True's beaked whale *Mesoplodon mirus*». *Environmental Pollution*, 199, p. 185-191.

LUSHER, A. L.; HOLLMAN, P.; MENDOZA-HILL, J. (2017). *Microplastics in fisheries and aquaculture: Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety*. Roma: FAO.

MAAß, S.; DAPHI, D.; LEHMANN, A.; RILLIG, M. C. (2017). «Transport of microplastics by two collembolan species». *Environmental Pollution*, 225, p. 456-459. DOI: [10.1016/j.envpol.2017.03.009](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.009).

MASON, S. A.; WELCH, V. G.; NERATKO, J. (2018). «Synthetic polymer contamination in bottled water». *Frontiers in Chemistry*, 6, art. núm. 407. DOI: [10.3389/fchem.2018.00407](https://doi.org/10.3389/fchem.2018.00407).

MINTENIG, S. M.; LODER, M. G. J.; PRIMPKE, S.; GERDTS, G. (2019). «Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources». *Science of the Total Environment*, 648, p. 631-635. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2018.08.178](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.178).

MISTRI, M.; INFANTINI, V.; SCOPONI, M.; GRANATA, T.; MORUZZI, L.; MASSARA, F.; DE DONATI, M.; MUNARI, C. (2017). «Small plastic debris in sediments from the Central Adriatic Sea: Types, occurrence and distribution». *Marine Pollution Bulletin*, 124, p. 435-440.

MOURGKOGIANNIS, N.; KALAVROUZOTIS, I. K.; KARAPANAGIOTI, H. K. (2018). «Questionnaire-based survey to managers of 101 wastewater treatment plants in Greece confirms their potential as plastic marine litter sources». *Marine Pollution Bulletin*, 133, p. 822-827. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2018.06.044](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.044).

MUNARI, C.; SCOPONI, M.; MISTRI, M. (2017). «Plastic debris in the Mediterranean Sea: Types, occurrence and distribution along Adriatic shorelines». *Waste Management*, 67, p. 385-391.

MURPHY, F.; EWINS, C.; CARBONNIER, F.; QUINN, B. (2016). «Wastewater treatment Works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment». *Environmental Science & Technology*, 50(11), p. 5800-5808. DOI: [10.1021/acs.est.5b05416](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416).

NELMS, S. E.; GALLOWAY, T. S.; GODLEY, B. J.; JARVIS, D. S.; LINDEQUE, P. K. (2018). «Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators». *Environmental Pollution*, 238, p. 999-1007. DOI: [10.1016/j.envpol.2018.02.016](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.016).

NIZZETTO, L.; FUTTER, M.; LANGAAS, S. (2016a). «Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin?». *Environmental Science and Technology*, 50(20), p. 10777-10779. DOI: [10.1021/acs.est.6b04140](https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140).

NIZZETTO, L.; LANGAAS, S.; FUTTER, M. (2016b). «Pollution: Do microplastics spill on to farm soils?» *Nature*, 537(7621), p. 488. DOI: [10.1038/537488b](https://doi.org/10.1038/537488b).

NORÉN, F.; NAUSTVOLL, L.-J. (2011) [2010]. *Survey of microscopic anthropogenic particles in Skagerrak*. Oslo: Klimag og forurensningsdirektoratet. TA-2779, p. 1-20.

OBBARD, R. W.; SADRI, S.; WONG, Y. Q.; KHITUN, A. A.; BAKER, I.; THOMPSON, R. C. (2014). «Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice». *Earth's Future*, 2, p. 315-320.

OSSMANN, B. E.; SARAU, G.; HOLTSMANNSPOTTER, H.; PISCHETSRIEDER, M.; CHRISTIANSEN, S. H.; DICKE, W. (2018). «Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water». *Water Research*, 141, p. 307-316. DOI: [10.1016/j.watres.2018.05.027](https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.027).

PALATINUS, A.; KOVAČ VIRŠEK, M.; ROBIČ, U.; GREGO, M.; BAJT, O.; ŠILJIĆ, J.; SUARIA, G.; LIUBARTSEVA, S.; COPPINI, G.; PETERLIN, M. (2019). «Marine litter in the Croatian part of the middle Adriatic Sea: Simultaneous assessment of floating and seabed macro- and micro- litter abundance and composition». *Marine Pollution Bulletin*, 139, p. 427-439.

PANKO, J. M.; CHU, J.; KREIDER, M. L.; UNICE, K. M. (2013). «Measurement of airborne concentrations of tire and

road wear particles in urban and rural areas of France, Japan, and the United States». *Atmospheric Environment*, 72, p. 192-199. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2013.01.040](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.01.040).

PANTI, C.; GIANNETTI, M.; BAINI, M.; RUBEGNI, F.; MINUTOLI, R.; FOSSI, M. C. (2015). «Occurrence, relative abundance and spatial distribution of microplastics and zooplankton NW of Sardinia in the Pelagos Sanctuary Protected Area, Mediterranean Sea». *Environmental Chemistry*, 12, p. 618-626.

PEDROTTI, M. L.; BRUZAUD, S.; DUMONTET, B.; ELINEAU, A.; PETIT, S.; GROHENS, Y.; VOISIN, P.; CREBASSA, J.-C.; GORSKY, G. (2014). «Plastic fragments on the surface of Mediterranean waters». A: [BRIAND, F. (ed.)]. CIESM. *Marine litter in the Mediterranean and Black Seas*. Mónaco: CIESM. (CIESM Workshop Monograph; 46), p. 115.

PEDROTTI, M. L.; PETIT, S.; ELINEAU, A.; BRUZAUD, S.; CREBASSA, J.-C.; DUMONTET, B.; MARTÍ, E.; GORSKY, G.; CÓZAR, A. (2016). «Changes in the floating plastic pollution of the Mediterranean Sea in relation to the distance to land». *PLOS ONE*, 11, art. núm. e0161581. DOI: [10.1371/journal.pone.0161581](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161581).

PENNINO, M. G.; BACHILLER, E.; LLORET-LLORET, E.; ALBO-PUIGSERVER, M.; ESTEBAN, A.; JADAUD, A.; BELLIDO, J. M.; COLL, M. (2020). «Ingestion of microplastics and occurrence of parasite association in Mediterranean anchovy and sardine». *Marine Pollution Bulletin*, 158, art. núm. 111399.

PIMENTEL, J. C.; AVILA, R.; LOURENÇO, A. G. (1975). «Respiratory disease caused by synthetic fibres: a new occupational disease». *Thorax*, 30(2), p. 204-219.

PITTURA, L.; AVIO, C. G.; GIULIANI, M. E.; D'ERRICO, G.; KEITER, S. H.; CORMIER, B.; GORBI, S.; REGOLI, F. (2018). «Microplastics as vehicles of environmental PAHs to marine organisms: combined chemical and physical hazards to the Mediterranean mussels *Mytilus galloprovincialis*». *Frontiers in Marine Science*, 5, p. 103. DOI: [10.3389/fmars.2018.00103](https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00103).

«Polymer Properties Database». A: CROW: Polymer science [en línea], 2021. <<http://www.polymerdatabase.com/polymer%20physics/pp%20index.html>> [Consulta: 17 gener 2021]

POLITIKOS, D. V.; IOAKEIMIDIS, C.; PAPTAEODOROU, G.; TSIARAS, K. (2017). «Modeling the fate and distribution of floating litter particles in the Aegean Sea (E. Mediterranean)». *Frontiers in Marine Science*, 4, p. 191. DOI: [10.3389/fmars.2017.00191](https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00191).

PORTA, M.; GASULL, M.; PUMAREGA, J. (2019). *Resultats de l'anàlisi de les concentracions en orina de ftalats i compostos fenòlics dins la campanya «Salut de Plàstic»*. Barcelona: IMIM-UAB. També disponible en línia a: <<https://www.imim.cat/media/upload/arxius/porta/Informe%20tecnic%20IMIM%20-%20v15b.pdf?t=1570779352>> [Consulta: 17 gener 2021]

RAGUSA, A.; SVELATO, A.; SANTACROCE, C.; CATALANO, P.; NOTARSTEFANO, V.; CARNEVALI, O.; PAPA, F.; RONGIOLETTI, M. C. A.; BAIOTTO, F.; DRAGHI, S.; D'AMORE, E.; RINALDO, D.; MATTA, M.; GIORGINI, E. 2021. «Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta». *Environment International*, 146, art. núm. 106274. DOI: [10.1101/2020.07.15.198325](https://doi.org/10.1101/2020.07.15.198325).

RECH, S.; BORRELL, Y.; GARCÍA-VÁZQUEZ, E. (2016). «Marine litter as a vector for non-native species: What we need to know». *Marine Pollution Bulletin*, 113(1), p. 40-43.

REZANIA, S.; PARK, J.; MD-DIN, M. F.; MAT-TAIB, S.; TALAIEKHOZANI, A.; KUMAR-YADAV, K.; KAMYAB, H. (2018). «Microplastics pollution in different aquatic environments and biota: A review of recent studies». *Marine Pollution Bulletin*, 133, p. 191-208. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2018.05.022](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.022).

RILLIG, M. C. (2012). «Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil?». *Environmental Science & Technology*, 46(12), p. 6453-6454. DOI: [10.1021/es302011r](https://doi.org/10.1021/es302011r).

— (2018). «Microplastic disguising as soil carbon storage». *Environmental Science & Technology*, 52(11), p. 6079-6080. DOI: [10.1021/acs.est.8b02338](https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02338).

- RILLIG, M. C.; INGRAFFIA, R.; DE SOUZA MACHADO, A. A. (2017). «Microplastic incorporation into soil in agroecosystems». *Frontiers in Plant Science*, 8, p. 1805. DOI: [10.3389/fpls.2017.01805](https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01805).
- RILLIG, M. C.; LEHMANN, A. (2020). «Microplastic in terrestrial ecosystems». *Science*, 368(6498), p. 1430-1431. DOI: [10.1126/science.abb5979](https://doi.org/10.1126/science.abb5979).
- RIOS, L. M.; MOORE, C.; JONES, P. R. (2007). «Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment». *Marine Pollution Bulletin*, 54, p. 1230-1237.
- ROCHMAN, C. M. (2018). «Microplastics research: From sink to source». *Science*, 360, p. 28.
- RODRÍGUEZ, C. M.; ANTÓN, M. T.; QUINTANA, X.; ARMENGOL, X. (2020). «Ingesta de microplásticos por el pez exótico *Gambusia holbrooki* en dos lagunas costeras mediterráneas». *Ecosistemas*, 29(2), art. núm. 2097. DOI: [10.7818/ECOS.2097](https://doi.org/10.7818/ECOS.2097).
- RODRIGUEZ-SEIJO, A.; LOURENÇO, J.; ROCHA-SANTOS, T. A. P.; DA COSTA, J.; DUARTE, A. C.; VALA, H.; PEREIRA, R. (2017). «Histopathological and molecular effects of microplastics in *Eisenia andrei* Bouché». *Environmental Pollution*, 220, p. 495-503. DOI: [10.1016/j.envpol.2016.09.092](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.092).
- ROMEO, T.; D'ALESSANDRO, M.; ESPOSITO, V.; SCOTTI, G.; BERTO, D.; FORMALEWICZ, M.; NOVENTA, S.; GIULIANI, S.; MACCHIA, S.; SARTORI, D.; MAZZOLA, A.; ANDALORO, F.; GIACOBBE, S.; DEIDUN, A.; RENZI, M. (2015). «Environmental quality assessment of Grand Harbour (Valletta, Maltese Islands): a case study of a busy harbour in the Central Mediterranean Sea». *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, art. núm. 747.
- ROMERA-CASTILLO, C.; PINTO, M.; LANGER, T. M.; ALVAREZ-SALGADO, X. A.; HERNDL, G. J. (2018). «Dissolved organic carbon leaching from plastics stimulates microbial activity in the ocean». *Nature Communications*, 9, art. núm. 1430.
- ROMERO, J. (2004). *Posidònia: Els prats del fons del mar*. Badalona: Ajuntament de Badalona.
- ROS, J. (2001). *Vora el mar broix: Problemàtica ambiental del litoral mediterrani*. Barcelona: Empúries.
- (2011). «Contaminación del mar por hidrocarburos y plásticos». A: 22a Rassegna del mare. Siracusa, p. 22-24. [També hi ha disponible una versió de la revista en anglès]
- (2012). «Contaminación por plásticos en el océano». A: 23a Rassegna del mare. Rimini, p. 22-23. [També hi ha disponible una versió de la revista en anglès]
- (2014). *Més de quaranta senyals: Noves reflexions sobre medi ambient*. Lleida: Pagès.
- ROS, J. D.; CARDELL, M. J. (1991). «Effect on benthic communities of a major input of organic matter and other pollutants (coast off Barcelona, Western Mediterranean)». *Toxicological and Environmental Chemistry*, 31, p. 441-450.
- RUIZ-OREJÓN, L. F.; SARDÁ, R.; RAMIS-PUJOL, J. (2016). «Floating plastic debris in the Central and Western Mediterranean Sea». *Marine Environmental Research*, 120, p. 136-144.
- SÁNCHEZ-VIDAL, A.; CANALS, M.; DE HAAN, W. P.; ROMERO, J.; VENY, M. (2021). «Seagrasses provide a novel ecosystem service by trapping marine plastics». *Scientific Reports*, 11, art. núm. 254. DOI: [10.1038/s41598-020-79370-3](https://doi.org/10.1038/s41598-020-79370-3).
- SÁNCHEZ-VIDAL, A.; THOMPSON, R. C.; CANALS, M.; DE HAAN, W. P. (2018). «The imprint of microfibres in southern European deep seas». *PLOS ONE*, 13, art. núm. e0207033. DOI: [10.1371/journal.pone.0207033](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0207033).
- SCARASCIA-MUGNOZZA, G.; SICA, C.; RUSSO, G. (2012). «Plastic materials in European agriculture: actual use and perspectives». *Journal of Agricultural Engineering*, 42(3), p. 15. DOI: [10.4081/jae.2011.3.15](https://doi.org/10.4081/jae.2011.3.15).
- SCHEURER, M.; BIGALKE, M. (2018). «Microplastics in Swiss floodplain soils». *Environmental Science & Technology*, 52(6), p. 3591-3598. DOI: [10.1021/acs.est.7b06003](https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06003).
- SCHIRINZI, G. F.; LLORCA, M.; SERÓ, R.; MOYANO, E.; BARCELÓ, D.; ABAD, E.; FARRÉ, M. (2019). «Trace analysis of

polystyrene microplastics in natural waters». *Chemosphere*, 236, art. núm. 124321.

SCHMIDT, N.; THIBAUT, D.; GALGANI, F.; PALUSELLI, A.; SEMPÉRÉ, R. (2018). «Occurrence of microplastics in surface waters of the Gulf of Lion (NW Mediterranean Sea)». *Progress in Oceanography*, 163, p. 214-220.

SCHWABL, P.; KÖPPEL, S.; KÖNIGSHOFER, P.; BUCSICS, T.; TRAUNER, M.; REIBERGER, T.; LIEBMANN, B. (2019). «Detection of various microplastics in human stool». *Annals of International Medicine*, 171, p. 453-457. DOI: [10.7326/M19-0618](https://doi.org/10.7326/M19-0618).

SCHYMANSKI, D.; GOLDBECK, C.; HUMPF, H. U.; FURST, P. (2018). «Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water». *Water Research*, 129, p. 154-162. DOI: [10.1016/j.watres.2017.11.011](https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.11.011).

SCIENCE ADVICE FOR POLICY BY EUROPEAN ACADEMIES (SAPEA) (2019). *A scientific perspective on microplastics in nature and society*. Berlín: SAPEA. DOI: [10.26356/microplastics](https://doi.org/10.26356/microplastics).

SETALA, O.; FLEMING-LEHTINEN, V.; LEHTINIEMI, M. (2014). «Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web». *Environmental Pollution*, 185, p. 77-83. DOI: [10.1016/j.envpol.2013.10.013](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.013).

SHAHUL-HAMID, F.; BHATTI, M. S.; ANUAR, N[orkhairiyah]; ANUAR, N[orkhairah]; MOHAN, P.; PERIATHAMBY, A. (2018). «Worldwide distribution and abundance of microplastic: How dire is the situation?». *Waste Management and Research*, 36, p. 873-897.

SIMÓN-SÁNCHEZ, L.; GRELAUD, M.; GARCÍA-ORELLANA, J.; ZIVERI, P. (2019). «River Deltas as hotspots of microplastic accumulation: The case study of the Ebro River (NW Mediterranean)». *Science of the Total Environment*, 687, p. 1186-1196.

STEMMER, K. L.; BINGHAM, E.; BARKLEY, W. (1975). «Pulmonary response to polyurethane dust». *Environmental Health Perspectives*, 11, p. 109-113. DOI: [10.1289/ehp.7511109](https://doi.org/10.1289/ehp.7511109).

SUARIA, G.; AVIO, C. G.; MINEO, A.; LATTIN, G. L.; MAGALDI, M. G.; BELMONTE, G.; MOORE, C. J.; REGOLI, F.; ALIANI, S. (2016). «The Mediterranean Plastic Soup: synthetic polymers in Mediterranean surface waters». *Scientific Reports*, 6, art. núm. 37551. DOI: [10.1038/srep37551](https://doi.org/10.1038/srep37551).

TELES, M.; BALASCH, J. C.; OLIVEIRA, M.; SARDANS, J.; PEÑUELAS, J. (2020). «Insights into nanoplastics effects on human Health». *Science Bulletin*, 65, 23, p. 1966-1969.

TETU, S. G.; SCHRAMMEYER, I. V.; PICKFORD, R.; ELBOURNE, L. D. H.; MOORE, L. R.; PAULSEN, I. T. (2019). «Plastic leachates impair growth and oxygen production in *Prochlorococcus*, the ocean's most abundant photosynthetic bacteria». *Communications Biology*, 2, art. núm. 184.

THOMPSON, R. C.; OLSEN, Y.; MITCHELL, R. P.; DAVIS, A.; ROWLAND, S. J.; JOHN, A. W. G.; MCGONIGLE, D.; RUSSEL, A. E. (2004). «Lost at sea: where is all the plastic?». *Science*, 304, art. núm. 5672, p. 838. DOI: [10.1126/science.1094559](https://doi.org/10.1126/science.1094559).

TOPÇU, E. N.; ÖZTÜRK, B. (2010). «Abundance and composition of solid waste materials on the western part of the Turkish Black Sea seabed». *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 13, p. 301-306.

UVIEDO, O.; HIGUERAS, S.; BALLESTEROS, M.; CURTO, X.; DE HAAN, W. P.; SÁNCHEZ-VIDAL, A. (2020). *Paddle surfing for science on microplastic pollution* [pòster en línia], núm. 334119. <<https://www.micro.infini.fr/IMG/pdf/334119.pdf>> [Consulta: 17 gener 2021]

VAN DEN BERG, P.; HUERTA-LWANGA, E.; CORRADINI, F.; GEISSEN, V. (2020). «Sewage sludge application as a vehicle for microplastics in eastern Spanish agricultural soils». *Environmental Pollution*, 261, art. núm. 114198. DOI: [10.1016/j.envpol.2020.114198](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114198).

VAN DER HAL, N.; ARIEL, A.; ANGEL, D. L. (2017). «Exceptionally high abundances of microplastics in the oligotrophic Israeli Mediterranean coastal waters». *Marine Pollution Bulletin*, 116, p. 151-155.

VAN SEBILLE, E.; WILCOX, C.; LEBRETON, L.; MAXIMENKO, N.; HARDESTY, B. D.; VAN FRANEKER, J. A.; ERIKSEN, M.; SIEGEL, D.; GALGANI, F.; LAW, K. L. (2015). «A global inventory of small floating plastic debris». *Environmental Research Letters*, 10(12), art. núm. 124006. DOI: [10.1088/1748-9326/10/12/124006](https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124006).

VIANELLO, A.; BOLDRIN, A.; GUERRIERO, P.; MOSCHINO, V.; RELLA, R.; STURARO, A.; DA ROS, L. (2013). «Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130, p. 54-61.

VIANELLO, A.; DA ROS, L.; BOLDRIN, A.; MARCETA, T.; MOSCHINO, V. (2018). «First evaluation of floating microplastics in the Northwestern Adriatic Sea». *Environmental Science and Pollution Research*, 25(28), p. 28546-28561.

VILÀ, C. (2021). «Analitzen els microplàstics a la zona de bany de la costa gironina». *Diari de Girona* (17 de gener), p. 16.

VOLKHEIMER, G. (1993). «[Persorption of microparticles]». *Der Pathologe*, 14(5), p. 247-252.

WAGNER, M.; LAMBERT, S. (2018). *Freshwater microplastics: Emerging environmental contaminants?* Cham, Suïssa: Springer.

WALLER, C. L.; GRIFFITHS, H. J.; WALUDA, C. M.; THORPE, S. E.; LOAIZA, I.; MORENO, B.; PACHERRES, C. O.; HUGHES, K. A. (2017). «Microplastics in the Antarctic marine system: An emerging area of research». *Science of the Total Environment*, 598, p. 220-227.

WARDROP, P.; SHIMETA, J.; NUGEGODA, D.; MORRISON, P. D.; MIRANDA, A.; TANG, M.; CLARKE, B. O. (2016). «Chemical pollutants sorbed to ingested microbeads from personal care products accumulate in fish». *Environmental Science & Technology*, 50, p. 4037-4044.

WARHEIT, D. B.; HART, G. A.; HESTERBERG, T. W.; COLLINS, J. J.; DYER, W. M.; SWAEN, G. M. H.; KENNEDY, G. L. (2001). «Potential pulmonary effects of man-made organic fiber (MMOF) dusts». *Critical Reviews in Toxicology*, 31(6), p. 697-736. DOI: [10.1080/20014091111965](https://doi.org/10.1080/20014091111965).

WATTS, A. J. R.; URBINA, M. A.; CORR, S.; LEWIS, C.; GALLOWAY, T. S. (2015). «Ingestion of plastic microfibers by the crab *Carcinus maenas* and its effect on food consumption and energy balance». *Environmental Science & Technology*, 49(24), p. 14597-14604. DOI: [10.1021/acs.est.5b04026](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04026).

WOODALL, L. C.; SÁNCHEZ-VIDAL, A.; CANALS, M.; PATERSON, G. L. J.; COPPOCK, R.; SLEIGHT, V.; CALAFAT, A.; ROGERS, A. D.; NARAYANASWAMY, B. E.; THOMPSON, R. C. (2014). «The deep sea is a major sink for microplastic debris». *Royal Society Open Science*, 1(4), art. núm. 140317. DOI: [10.1098/rsos.140317](https://doi.org/10.1098/rsos.140317).

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO) (2006). *WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater*. També disponible en línia a: [https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/gsuweg4/en](https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/gsuweg4/en) [Consulta: 17 gener 2021]

WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. (2013). «The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review». *Environmental Pollution*, 178, p. 483-492.

YANG, D.; SHI, H.; LI, L.; LI, J.; JABEEN, K.; KOLANDHASAMY, P. (2015). «Microplastic pollution in table salts from China». *Environmental Science & Technology*, 49(22), p. 13622-13627. DOI: [10.1021/acs.est.5b03163](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03163).

ZERI, C.; ADAMOPOULOU, A.; BOJANIĆ-VAREZIĆ, D.; FORTIBUONI, T.; KOVAČ-VIRŠEK, M.; KRŽAN, A.; MANDIĆ, M.; MAZZIOTTI, C.; PALATINUS, A.; PETERLIN, M.; PRVAN, M.; RONCHI, F.; SILJIC, J.; TUTMAN, P.; VLACHOGIANNI,

T. (2018). «Floating plastics in Adriatic waters (Mediterranean Sea): From the macro- to the micro-scale». *Marine Pollution Bulletin*, 136, p. 341-350.

ZETTLER, E. R.; MINCER, T. J.; AMARAL-ZETTLER, L. A. (2013). «Life in the “plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris». *Environmental Science & Technology*, 47(13), p. 7137-7146. DOI: [10.1021/es401288x](https://doi.org/10.1021/es401288x).

ZEYDIN, S.; WAGNER, G.; MACKAY-ROBERTS, N.; GERDTS, G.; SCHUIRMANN, E.; KLOCKMANN, S.; SLATER, M. (2020). «Quantifying microplastic translocation from feed to the fillet in European sea bass *Dicentrarchus labrax*». *Marine Pollution Bulletin*, 156, art. núm. 111210.

ZHU, L.; ZHAO, S.; BITTAR, T. B.; STUBBINS, A.; LI, D. (2020). «Photochemical dissolution of buoyant microplastics to dissolved organic carbon: Rates and microbial impacts». *Journal of Hazardous Materials*, 383, art. núm. 121065.

**Fundación Catalana para la  
Investigación y la Innovación**

Passeig Lluís Companys, 23  
08010 Barcelona

T. +34 932 687 704  
F. +34 933 150 140  
info@fundaciorecerca.cat



[fundaciorecerca.cat](http://fundaciorecerca.cat)