

## REVISIÓN

### Efectos ecológicos de macro-, meso- y microplásticos.

**Ecotox- 05/2019**



*Estación de Ciencias Mariñas de Toralla (ECIMAT) - Universidade de Vigo*

10 Noviembre 2019

UniversidadeVigo

---

## Ficha Técnica

---

### Título

***Revisión: Efectos ecológicos de macro-, meso- y microplásticos.***

---

### Proyecto

**REPESCA\_PLAS2:** Valoración material de residuos plásticos recuperados del mar: protocolo de muestreo, toxicología y diseño de valorización de basuras marinas.

---

### Autores

Pedro Campoy, *Departamento de Ecología e Biología Animal, Universidade de Vigo.*

Ricardo Beiras, *Departamento de Ecología e Biología Animal, Universidade de Vigo.*

---

### Contacto

Ricardo Beiras, *Departamento de Ecología e Biología Animal, Universidade de Vigo.*

Email: [rbeiras@uvigo.es](mailto:rbeiras@uvigo.es)

Web: <http://ecotox.es/>

---

Fecha	Versión	Nº de págs.
10 de noviembre de 2019	1	35

---

Código: Actividad 4.3

---

Este documento debe ser citado como:

Campoy P., Beiras R., 2019. Revisión: Efectos ecológicos de macro-, meso- y microplásticos. Proyecto REPESCAPLAS2. Actividad 4.3, 35 pp.

Las opiniones y documentación aportadas en esta publicación son responsabilidad del autor o autores de los mismos, y no reflejan necesariamente los puntos de vista de las entidades que apoyan económicamente el proyecto.

## ÍNDICE

<b>RESUMEN</b> .....	<b>1</b>
<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>2</b>
<b>CLASIFICACIÓN DE LOS PLÁSTICOS SEGÚN SU TAMAÑO</b> .....	<b>6</b>
<b>EFFECTOS ECOLÓGICOS DE MACROPLÁSTICOS</b> .....	<b>7</b>
CAMBIOS FÍSICOS EN LOS FONDOS MARINOS .....	8
INGESTIÓN .....	8
ENREDOS O ENMALLAMIENTOS .....	9
TRANSPORTE DE ESPECIES INVASORAS .....	12
<b>EFFECTOS DE MESOPLÁSTICOS</b> .....	<b>13</b>
INGESTIÓN .....	13
<b>EFFECTOS DE MICROPLÁSTICOS</b> .....	<b>16</b>
INGESTIÓN .....	17
MICROPLÁSTICOS GRANDES .....	18
MICROPLÁSTICOS PEQUEÑOS .....	19
VECTORES DE CONTAMINANTES .....	20
<b>CONSIDERACIONES FINALES</b> .....	<b>21</b>
<b>AGRADECIMIENTOS</b> .....	<b>22</b>
<b>REFERENCIAS</b> .....	<b>23</b>

## RESUMEN

Las basuras marinas y en concreto las procedentes de residuos plásticos son una amenaza para los ecosistemas marinos debido a su ubicuidad y persistencia, ya que está demostrado que se encuentran en las masas de agua y sedimentos de todo el mundo. En esta revisión se trata de documentar por medio de una revisión de la literatura científica, los principales efectos ecológicos que causan los residuos plásticos de acuerdo a su tamaño. Los efectos ecológicos de macroplásticos (> 25mm) se pueden clasificar en cuatro: cambios físicos en los fondos marinos, efectos nocivos por ingestión, enmallamientos / enredos, y transporte de especies alóctonas a nuevos hábitats. Los efectos de mesoplásticos (5 - 25mm) son principalmente fisiológicos debidos a su ingestión. En lo referente a los microplásticos (< 5mm), podemos diferenciar microplásticos grandes (1 - 5mm), que afectan principalmente a peces, y microplásticos pequeños (1µm - 1mm), que afectan a organismos filtradores y pequeños invertebrados. En ambos casos pueden causar efectos a nivel fisiológico y bioquímico. Sin embargo, los estudios de laboratorio encuentran efectos con concentraciones muy por encima de las existentes en el ambiente, y muchos utilizan partículas que por su forma (microesferas) y composición (poliestireno con sondas fluorescentes) no se asemejan a las naturales. Por último, esta revisión discute el hecho de que los microplásticos actúen como vector de contaminantes y aumenten la biodisponibilidad de estos al ser ingeridos por los organismos.

## INTRODUCCIÓN

Los plásticos convencionales son polímeros orgánicos sintéticos que se forman por la polimerización de monómeros extraídos del petróleo (Cole *et al.*, 2011). La principal característica que hace este material atractivo para el ser humano es su durabilidad, a la vez que es también su mayor problema ya que es extremadamente resistente a su degradación (Derraik, 2002). El plástico se ha convertido en la actualidad en uno de los materiales más usados por nuestra sociedad, su uso ofrece grandes ventajas ya que son económicos, versátiles y duraderos (Andrady y Neal, 2009).

Los primeros polímeros sintéticos se comenzaron a desarrollar a mediados del siglo XIX y principios del XX, lo que marcó el comienzo de la "Era del plástico" (Law, 2017). Existen una variedad de aplicaciones en la industria desde el envasado de alimentos, materiales de construcción civil, aplicaciones en automóviles y medicina, hasta componentes electrónicos, que ha desencadenado que se pasen de producir 1.5 millones de toneladas en el año 1960 hasta alcanzar los 350 millones de toneladas en el año 2017 (PlasticsEurope, 2018).

Hay aproximadamente 50 tipos básicos diferentes de polímeros incluidos en 60,000 formulaciones plásticas (Shashoua, 2008), siendo los más comunes el polietileno de alta densidad (HDPE), el polietileno de baja densidad (LDPE), el policloruro de vinilo (PVC), el poliestireno (PS), el polipropileno (PP) y el tereftalato de polietileno (PET) (LI *et al.*, 2016; PlasticsEurope, 2018), una vez que llegan al mar, su distribución depende principalmente de la densidad del polímero (Tabla 1).

**Tabla 1.** Tipos de plásticos más comunes encontrados en el medio marino (acrónimos, nombre completo, densidad, porcentaje de producción y productos característicos). Basado en Andrady (2011) y Avio et al. (2017). \*Porcentaje de la producción mundial de plásticos en 2015 (Geyer et al., 2017), textiles no incluidos.

Acrónimo	Nombre completo	Densidad (g/cm <sup>3</sup> )	Producción (%)*	Ejemplos
PET (PETE)	Polietileno tereftalato	1.38 - 1.39	7%	Botellas de bebida
LDPE	Polietileno de baja densidad	0.91 - 0.93	21%	Bolsas, anillas de refrescos, pajitas, redes
HDPE	Polietileno de alta densidad	0.94	17%	Envases de detergentes, leche y zumos
PVC	Policloruro de vinilo	1.20 - 1.45	19%	Construcción, electrónica, automóviles, tuberías
PP	Polipropileno	0.89 - 0.91	24%	Tapones de botellas, cuerdas, redes
PS	Poliestireno	1.04 - 1.11	6%	Envases / utensilios de comida
PES	Poliéster	1.40	-	Ropa
PA	Poliamida	1.13 - 1.5	<3%	Cepillos de dientes, hilos de pesca (nailon)

Los plásticos convencionales no son biodegradables, lo que les permite permanecer potencialmente cientos de años en el medio marino. Sin embargo recientemente ha habido un cambio de paradigma, al comprobarse que estos plásticos expuestos a la luz y el hidrodinamismo pierden los aditivos que los hacen flexibles y fruto de la degradación mecánica (oleaje o mareas), biológica (acción de organismos), de la fotodegradación (radiación UV), degradación térmica o termo-oxidativa (altas y bajas temperaturas) o por hidrólisis

(reacción con el agua) se fragmentan en trozos más pequeños que se denominan meso- y microplásticos (Andrady, 2011).

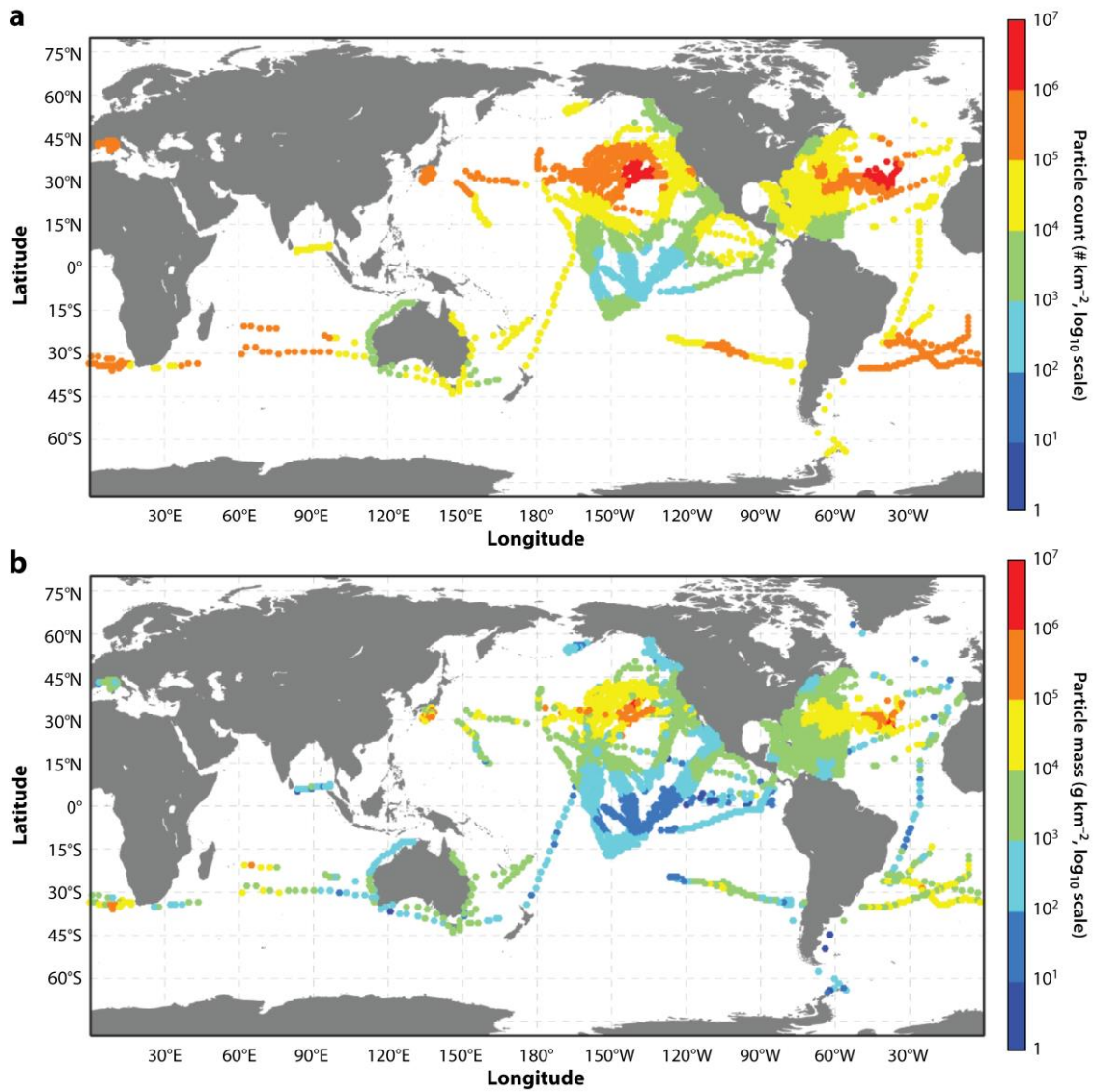
De acuerdo con Jambeck *et al.* (2015), se generaron 275 millones de toneladas métricas de desechos plásticos en 192 países costeros en 2010, y de 4.8 a 12.7 millones de toneladas métricas ingresaron al océano. Cózar *et al.* (2014) consideran que podría haber entre 7000 y 35000 toneladas de plástico en los océanos y otros autores sugieren que más de cinco billones de piezas de plástico están flotando actualmente (Eriksen *et al.*, 2014). Se estima que el 60-80% de la basura producida en todo el mundo es en forma de plástico (Derraik, 2002) y que el 10% del total acaba en los océanos proveniente de ríos, vertidos de aguas residuales, de la contaminación directa desde la costa, del transporte de basura terrestre por el viento y procedente de barcos (Ryan *et al.*, 2009; Cooper y Corcoran, 2010). Si cuando se utilizan los plásticos su durabilidad es un beneficio, cuando se tira y se convierte en residuo, esta durabilidad es un hándicap: un plástico tirado puede durar hasta cientos de años. La percepción de los plásticos por parte de la sociedad es como un material barato, cuyo empleo es de “usar y tirar” y estos acaban siendo encontrados en las basuras marinas de playas (figura 1) y aguas de todo el mundo (Andrady, 2003).



**Figura 1.** Ejemplos de basuras marinas frecuentemente encontradas en zonas costeras, tanto expuestas como abrigadas. (A) Playa El Rompido, Huelva; (B) paseo marítimo de Cambados, ría de Arousa. Los envases de plástico de un sólo uso son los principales objetos encontrados. Fotografías: Ricardo Beiras.

Los informes de contaminación por plásticos en los océanos aparecieron por primera vez a principios de la década de 1970 (Carpenter y Smith, 1972). Posteriormente, el descubrimiento de un área extensa de acumulación de residuos plásticos en el giro del Pacífico Norte, que incluye redes de pesca abandonadas, botellas, cepillos de dientes, recipientes, cajas y

pequeñas partículas de plástico que son degradadas por la acción de las olas o por el proceso de fotodegradación (Moore *et al.*, 2001), muestra que el problema del plástico en los océanos alcanza una escala nunca antes admitida. Además de la ya conocida acumulación de basura plástica del Pacífico Norte, los científicos han comprobado la existencia de acumulaciones similares (figura 2) en el centro del Atlántico Norte, el Pacífico Sur, el Atlántico Sur y el Océano Índico (Cózar *et al.*, 2014; Law, 2017).



**Figura 2.** Concentraciones de desechos plásticos en las aguas superficiales del océano. Los círculos de colores indican concentraciones (a) recuento de partículas y (b) masa de partículas de muestras de plástico recogidas de 11854 puntos de muestreo con redes de arrastre para plancton por superficie. Extraído de Van Sebille *et al.* (2015) y Law (2017).

La contaminación por plásticos afecta a diversos taxones en el medio marino, desde invertebrados hasta vertebrados (Deudero y Alomar, 2015). Ha habido un aumento en el

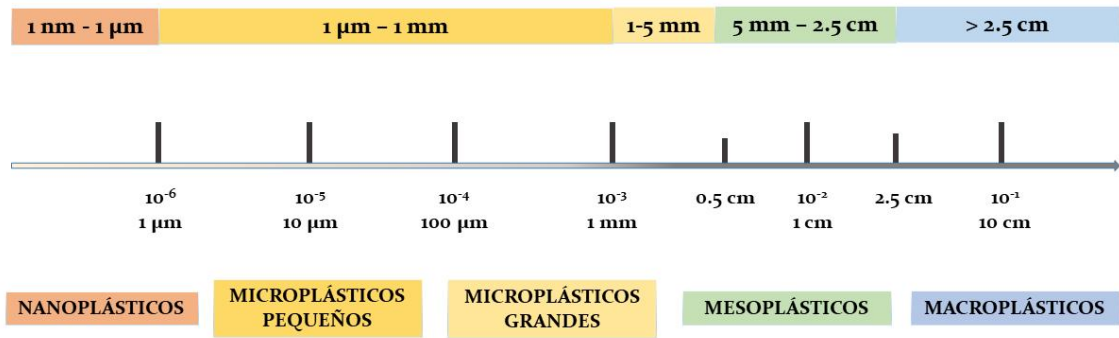


número de registros sobre aves marinas, mamíferos marinos, tortugas, peces e invertebrados amenazados por la basura marina durante los últimos años (Kühn *et al.*, 2015; LI *et al.*, 2016; Barboza *et al.*, 2019), y su presencia en ambientes marinos es ahora uno de los mayores problemas ambientales de nuestro tiempo.

## CLASIFICACIÓN DE LOS PLÁSTICOS SEGÚN SU TAMAÑO

Para monitorear y cuantificar los posibles impactos en la biota, los residuos plásticos se clasifican en diferentes clases de acuerdo a su tamaño. Existen diferentes clasificaciones según los tamaños de los residuos plásticos y diferentes autores han notado la dificultad de poder comparar datos entre estudios (Ryan *et al.*, 2009; Blettler *et al.*, 2017). Esta dificultad se debe en gran parte a las diferencias en los protocolos de muestreo (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Cózar *et al.*, 2014; Blettler *et al.*, 2017). Aunque diferentes autoridades recomiendan límites de tamaño ligeramente diferentes (Ryan *et al.*, 2009), los desechos procedentes de los plásticos se pueden dividir en cuatro clases (figura 3), nano- (1 nm a 1  $\mu\text{m}$ ), micro- (1  $\mu\text{m}$  a 5 mm), meso- (5 mm a 25 mm) o macroplásticos (> 25 mm). Esta escala ha sido adoptada por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, UNEP (Cheshire *et al.*, 2013), por la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina, MSFD (Technical Subgroup on Marine Litter, 2013) y por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica, NOAA (Lippiatt *et al.*, 2013). Respecto a los microplásticos, podemos diferenciar los microplásticos grandes (1 a 5 mm), generalmente no ingeridos por los animales filtradores, y los microplásticos pequeños (< 1mm) (Hanvey *et al.*, 2017).

Los macroplásticos, presentan el riesgo de enredos o enmallamientos, ingestión y asfixia, principalmente para aves, tortugas, peces y mamíferos marinos que viven en áreas contaminadas, mientras que una gran variedad de organismos marinos pueden ingerir meso- y microplásticos, lo que puede tener graves consecuencias para estas especies (LI *et al.*, 2016; Barboza *et al.*, 2019). Los efectos ecológicos de macro-, meso- y microplásticos se analizan en esta revisión.



**Figura 3.** Clasificación de los diferentes tamaños de plásticos encontrados en el medio marino. Basado en la clasificación de la UNEP 2011, CE 2013 y NOAA 2014.

### EFFECTOS ECOLÓGICOS DE MACROPLÁSTICOS

La contaminación por macroplásticos es un problema mundial y se percibe como una de las formas más severas de contaminación en las costas, océanos y masas de agua dulce. El problema ha sido ampliamente descrito desde la década de 1990 (Shomura y Godfrey, 1990), y los macroplásticos han sido objeto de numerosos estudios. Más recientemente, este tema ha atraído una mayor atención pública y ahora está cubierto por varias regulaciones internacionales (Vince y Hardesty, 2017; Dauvergne, 2018). Las campañas de limpieza generalmente se han centrado en los plásticos más grandes que se encuentran en las playas. Existe una gran variabilidad derivada de la orientación de la playa, grado de exposición, dirección y fuerza del viento y el oleaje en los momentos previos al muestreo (Herrera *et al.*, 2018). Todo ello aumenta la dificultad de identificar patrones geográficos y tendencias temporales. Los macroplásticos se definen generalmente como fragmentos que tienen un tamaño > 25 mm (Romeo *et al.*, 2015), pero, a pesar de su mayor tamaño, se ha informado que son ingeridos y retenidos regularmente por diversas especies marinas, incluidos mamíferos marinos, grandes peces y tortugas marinas (Derraik, 2002; Teuten *et al.*, 2007). Los efectos ecológicos de macroplásticos se pueden clasificar en cuatro: cambios físicos en los fondos marinos, efectos nocivos por ingestión, enmallamientos/enredos y transporte de especies alóctonas a nuevos hábitats.

## CAMBIOS FÍSICOS EN LOS FONDOS MARINOS

Los macroplásticos modifican los ambientes marinos, además de causar un impacto ambiental visual o paisajístico, dañan especies comercialmente importantes y alteran las comunidades marinas y los servicios ecosistémicos que brindan (Green *et al.*, 2015). La asfixia del fondo marino, que es el sumidero definitivo de los macroplásticos, también provoca cambios en los parámetros físicos (Gregory, 2009). Nelms *et al.* (2015), observaron que las alteraciones en la temperatura y la permeabilidad de los sedimentos en las playas de anidación de tortugas influía en el éxito reproductivo, ya que los macroplásticos dentro de la columna de arena puede evitar que las crías abandonen la cámara de huevos o anidación, atrapándolas bajo la superficie.

Tales cambios físicos perjudican directamente a diferentes taxones de invertebrados, ya que afecta su eficiencia durante la búsqueda de alimento (Aloy *et al.*, 2011). Pero los macroplásticos también dañan a la flora marina, reducen la luminosidad y crean ambientes tóxicos a través de la inhibición del intercambio de gases entre la interfaz sedimento-agua (Rochman, 2015). Por lo tanto, la nutrición de los organismos filtradores es limitada debido a una disminución en la circulación del agua, y la reducción de la luminosidad puede reducir las densidades de diatomeas (Kühn *et al.*, 2015). Las condiciones anormales reducen la productividad primaria y la materia orgánica y, por lo tanto, pueden alterar la comunidad marina. Las posibles causas principales son la colonización del plástico por epifauna, la migración de especies móviles y la obstrucción al asentamiento de algunas especies con una etapa larval planctónica (Green *et al.*, 2015). Los arrecifes de coral también se ven afectados por la contaminación por macroplásticos, dado que los plásticos pueden sombrear, asfixiar y matar corales, por lo que existe una correlación negativa entre el nivel de cobertura de coral y la cobertura de macroplásticos (Richards y Beger, 2011).

## INGESTIÓN

Para la fauna marina, una de las principales interacciones biológicas derivadas del contacto con macroplásticos están relacionadas con la ingestión. Este problema no se limita a aves marinas y peces (véase sección mesoplásticos): las tortugas marinas también son vulnerables a los desechos plásticos marinos. Una revisión de Schuyler *et al.* (2014) estimaron que la ingestión de plástico por las tortugas verdes aumentó en casi un 20% entre 1985 y 2012. Se supone que la mayoría de estos desechos fueron ingeridos durante las actividades de depredación (Schuyler *et al.*, 2014). Varios estudios informaron que las partículas de plástico ingeridas eran

blancas o transparentes (Bugoni *et al.*, 2001; da Silva Mendes *et al.*, 2015); por lo tanto, es posible que las tortugas confundan el plástico blanco con las medusas (da Silva Mendes *et al.*, 2015). Además de las tortugas, se informó que al menos 48 especies de cetáceos, como ballenas y delfines, sufrieron ingestión de plástico entre 2000 y 2010, 11 veces más que entre 1960 y 1970 (Lusher *et al.*, 2018). Muchas regulaciones ahora restringen la caza de ballenas o delfines para proteger especies en peligro de extinción, y los desechos plásticos son un peligro nuevo y significativo. La muerte de un manatí antillano (*Trichechus manatus*), una especie en peligro de extinción, en Florida, pudo deberse al bloqueo del tracto digestivo por una gran pieza de plástico (Laist, 1987). Un estudio más reciente en el mar Mediterráneo, atribuyó la muerte de un cachalote de 4.5 t a 7.6 kg de macropásticos en su estómago y la muerte podría atribuirse a la inanición o la ruptura gástrica causada por los desechos plásticos (De Stephanis *et al.*, 2013). Lusher *et al.* (2015) reportaron en un estudio hecho con individuos adultos de zifios (*Mesoplodon mirus*) en los que encontraron fragmentos de macropásticos en sus tractos digestivos.

La ingestión de macropásticos puede asfixiar a los animales marinos o dar una sensación artificial de estar lleno, lo que lleva al hambre (Nicolau *et al.*, 2016). La muerte por inanición puede ocurrir debido a la acumulación de desechos plásticos en el intestino de los animales que causa la obstrucción del tracto digestivo. Algunas especies de tortugas y mamíferos marinos pueden pasar plástico a través de su sistema digestivo y las aves marinas pueden regurgitar contenidos no digeribles (Sigler, 2014).

Sin embargo, esas basuras aún pueden conducir a la desnutrición y causar lesiones internas, perforar o bloquear el tracto digestivo y causar úlceras (Kühn *et al.*, 2015; Acampora *et al.*, 2017). Además, la acumulación de plástico dentro de los intestinos da una flotabilidad positiva a los animales marinos, modificando su comportamiento de natación, afectando su control de flotabilidad y provocando ahogamiento (Nelms *et al.*, 2015). Todos estos efectos pueden aumentar el riesgo de depredación, asfixia o incluso trastornos reproductivos y del desarrollo (Oehlmann *et al.*, 2009).

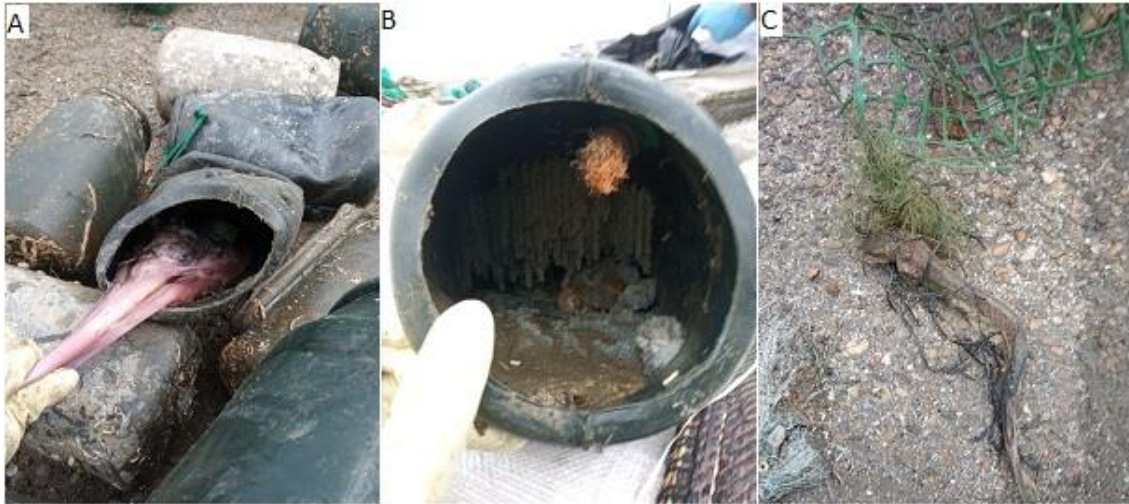
## **ENREDOS O ENMALLAMIENTOS**

Los enredos o enmallamientos ocurren cuando láminas o bucles de cualquier tipo de plástico, obstruyen los órganos natatorios de los animales o los atrapan, lo que a menudo resulta en la muerte por ahogamiento, asfixia o estrangulamiento (Moore, 2008). El enredo puede causar lesiones o afectar la capacidad de natación de los animales, lo que lleva al hambre a través de

la reducción de la eficiencia de alimentación y dificulta la huida de los depredadores (Allsopp *et al.*, 2008). Además, las crías de varias especies marinas pueden verse especialmente afectadas por redes de pesca u otros artefactos plásticos, y cuando estos se enredan alrededor de sus cuellos o cuerpos, aprietan y estrangulan al animal a medida que crece (Derraik, 2002). En este caso se ven afectadas diferentes especies, incluidas aves, tortugas, mamíferos, peces y crustáceos.

Una amplia variedad de basuras marinas causa enredos o enmallamientos, como aparejos de pesca abandonados, fragmentos de redes, líneas, señuelos, cajas de cebo, cuerdas, anillas de refrescos y flejes de embalaje, son las fuentes más comunes de este problema (Allsopp *et al.*, 2008). Los impactos de la denominada "pesca fantasma" a través de aparejos de pesca abandonados son, sin duda, los más graves entre todos los peligros de enredos. La pesca fantasma se refiere a redes de enmalle, redes de arrastre o trampas / nasas utilizadas para la captura de peces, crustáceos y cefalópodos que han sido extraviadas o abandonadas, pero que continúan capturando especies objetivo y no objetivo después de que el equipo de pesca ya no está bajo el control de un pescador (ver figura 4) (Smolowitz *et al.*, 1978). Como su nombre lo indica, la consecuencia más considerable de este problema es la captura continua de animales marinos que se atascan en ellos y mueren (NOAA, 2015).

Los aparejos de pesca pueden permanecer activos durante largos períodos, por lo que las características biológicas de los organismos encontrados pueden variar, dependiendo también de los tipos y tamaños de redes, y la naturaleza del hábitat (Browne *et al.*, 2015a; Browne *et al.*, 2015b). En los últimos años, el problema de la pesca fantasma ha empeorado debido a la introducción de equipos sintéticos con alta durabilidad. Aunque es muy difícil tener un número global preciso, las estimaciones sugieren que los artes de pesca extraviados o abandonados constituyen aproximadamente el 10% (640,000 toneladas) de las basuras marinas (Macfadyen *et al.*, 2009). Este número es alarmante y obviamente es responsable de numerosos impactos.



**Figura 4.** Efectos de la “pesca fantasma” en aparejos de pesca abandonados traídos por pescadores del puerto de Marín, Pontevedra, observación in-situ en las caracterizaciones mensuales realizadas para el Proyecto REPESCAPLAS2. A: adulto de pulpo común, *Octopus vulgaris*, en un alcatruz/nasa; B: puesta de pulpo; C: pintarroja, *Scyliorhinus canicula*, enredada en nailon. Fecha: 24/09/2019.

Pero la incidencia de enredos para una especie, también depende de su comportamiento (Derraik, 2002). Las tortugas marinas son especies susceptibles a la "pesca fantasma", ya que con frecuencia utilizan objetos flotantes como refugio para evitar la depredación o como zonas de alimentación (White, 2006). Se ha descubierto que un tamaño de malla más grande puede plantear mayores problemas porque aumenta el alcance de la captura de animales, especialmente para estos organismos (López-Barrera *et al.*, 2012; Wilcox *et al.*, 2015). También se ha informado ampliamente sobre encuentros de enmallamientos para focas y leones marinos, que son otras de las especies vulnerables al enredo (Lawson *et al.*, 2015). Los materiales como los bucles y flejes de embalaje pueden atraer el interés de este tipo de mamíferos, especialmente los juveniles (Page *et al.*, 2004; Boren *et al.*, 2006); los animales jóvenes pueden ser particularmente más vulnerables al enredo debido a su curiosidad (Page *et al.*, 2004). Además, los leones marinos y focas jóvenes y de menor tamaño, se enredan más fácilmente en el material plástico ya que es más fácil que sus cuellos o patas pasen a través del material (Lawson *et al.*, 2015). No obstante, los datos publicados, arrojan tasas de enmallamiento bajas en este tipo de mamíferos que van del 0.024 al 0.4% en focas antárticas, *Arctophoca gazella* (Hofmeyr *et al.*, 2006; Waluda y Staniland, 2013), entre el 0.6 y el 2.8 % en focas de Nueva Zelanda, *Arctophoca forsteri* (Page *et al.*, 2004; Boren *et al.*, 2006), del 0.7% para la foca monje de Hawái, *Neomonachus schauinsl* (Henderson, 2001), 0.26% para el león marino de Steller, *Eumetopias jubatus* (Raum-Suryan *et al.*, 2009) y 0.83% en el león marino de Australia, *Neophoca cinerea* (Page *et al.*, 2004). Sin embargo, los porcentajes de avistamientos

de enredos en focas pueden ser subestimados (LI *et al.*, 2016). La dificultad de monitorizar episodios de enredo en estas poblaciones radica en que algunos animales pueden morir dentro del mar o en áreas inaccesibles para los observadores.

Los tiburones, también son susceptibles de sufrir la denominada “pesca fantasma”, Parton *et al.* (2019), realizaron una revisión de la literatura sobre enmalles de especies de elasmobranchios y arrojó 47 eventos de enredo publicados, con 16 familias diferentes y 34 especies en las 3 principales cuencas oceánicas afectadas. Entre los objetos de enredo más comunes fueron los aparejos de pesca (74%) seguidos de bandas de fleje de polipropileno (11%), y otros materiales como restos plásticos circulares, bolsas de polietileno y goma de neumáticos que comprenden el 1% del total de animales enredados. La mayoría de los casos provienen de los océanos Pacífico y Atlántico (49 y 46%, respectivamente). En otro estudio de Lusher *et al.* (2018), mostraron que 11 especies de cetáceos tuvieron interacciones con plásticos procedentes de la pesca. Solo el 6% de estos cetáceos eran ballenas, mientras que los animales restantes eran delfines. La pesca fantasma se relacionó positivamente con el 52.7% de los enredos. El 26.5% de individuos fueron encontrados con algún tipo de afección en sus aletas, como laceraciones. Sin embargo, del 20.8% de individuos que fueron identificados como enredados no pudieron ser atribuidos directamente a la pesca.

## **TRANSPORTE DE ESPECIES INVASORAS**

Otro efecto ecológico causado por los macroplásticos es su función como vector de transporte de especies exóticas o invasoras. Según el Convenio sobre la Diversidad Biológica de 1992, las especies invasoras se definen como cualquier especie que se asiente en lugares fuera de su área de distribución natural y luego prolifere sin control, lo que representa una amenaza para las especies nativas y la integridad del ecosistema. Las consecuencias de las invasiones de especies exóticas pueden ser irreversibles para los ecosistemas litorales (Thevenon *et al.*, 2014).

Aunque hay un número significativo de estudios que informan la invasión de la vida marina en los desechos plásticos, la mayoría de ellos solo compilan información sobre la cantidad de material y los organismos que contiene (Browne *et al.*, 2015a; Browne *et al.*, 2015b; Rech *et al.*, 2018). Por lo tanto, los efectos de los desechos plásticos marinos como vector de transporte se muestran como uno de los problemas menos reconocidos y documentados. Esto significa que el movimiento de especies invasoras sobre macroplásticos en el océano abierto no ha sido ampliamente informado en la literatura, y los vínculos entre la presencia de

especies exóticas en material flotante y su llegada, supervivencia, capacidad de reproducción y asentamiento de la población en nuevas áreas no están establecidas (Browne *et al.*, 2015a; Browne *et al.*, 2015b; Rech *et al.*, 2018; Barboza *et al.*, 2019).

## EFFECTOS DE MESOPLÁSTICOS

Durante esta revisión bibliográfica, se han encontrado un menor número de estudios que reflejen el impacto e incidencia de los mesoplásticos sobre los ecosistemas marinos respecto a macro- y microplásticos. Esto es debido al rango de tamaño (fragmentos de 5 a 25 milímetros, susceptibles de ser degradados y convertirse en microplásticos) y a las variaciones sufridas por las diferentes clasificaciones en los últimos años, cuando hasta hace poco sólo se diferenciaba entre macro- y microplásticos. Es a partir del año 2011, cuando Andrady, introdujo este nuevo término.

La abundancia de mesoplásticos se estima en un 18% del total de partículas plásticas en el Mar Mediterráneo, sufriendo ligeras variaciones a lo largo del año (Collignon *et al.*, 2014), y está demostrado que el tamaño y la cantidad de mesoplásticos aumentan gradualmente cuanto más cerca de la costa (Isobe *et al.*, 2014). El principal efecto ecológico de los mesoplásticos que sufre la fauna marina se debe a la ingestión.

## INGESTIÓN

Se ha reportado ingestión de mesoplásticos para una amplia variedad de organismos. Se han reportado fragmentos de plástico en el estómago de las aves marinas desde la década de 1960 y las especies que se alimentan en la superficie, como las gaviotas, las pardelas y los fulmares, son las especies más vulnerables a la ingestión del plástico flotante (Ryan, 1987). La cantidad de plástico ingerida por las aves marinas varía con sus prácticas de alimentación, técnica de alimentación y dieta (Cole *et al.*, 2011). En el fulmar boreal (*Fulmarus glacialis*), del que se tienen mayores estudios, encontraron que el 79% de las aves habían ingerido plástico. En promedio, los fulmares ingirieron un promedio de 11.6 piezas o 0.151 g por individuo (Avery-Gomm *et al.*, 2018). En otro estudio, con pardela de Tasmania (*Puffinus tenuirostris*) en el pacífico Norte se han reportado un 100% de aves con plásticos en sus estómagos (Yamashita *et al.*, 2011), pero en otro estudio con la misma especie, pero esta ocasión en Australia, un 67% de incidencia (Acampora *et al.*, 2014). En otra especie, pardela del Pacífico (*Ardenna pacifica*), sólo encontraron un 21% de aves afectadas, con una media de  $10.17 \pm 4.55$  piezas de plástico por individuo (Verlis *et al.*, 2013). Y en un estudio de Codina-García *et al.*, (2013), realizado en



costas catalanas del Mar Mediterráneo, reportaron un 50% de gaviota tridáctila, *Rissa tridactyla*, un 25% de gaviota cabecinegra, *Larus melanocephalus* y 13% de gaviota de Audouin, *Larus audouinii*, de incidencia de individuos con plásticos en sus estómagos.

Una de las posibles causas de este consumo “accidental” de plásticos por parte de las aves marinas, es que especies zooplantívoras como, por ejemplo, el mérgulo atlántico (*Alle alle*), son susceptibles a la ingestión porque puede ser difícil para ellos distinguir entre zooplancton, como anfípodos, copépodos o eufausiáceos, y pequeños desechos de plástico (Avery-Gomm *et al.*, 2013). Muchos estudios han encontrado que las aves juveniles ingieren cantidades significativamente mayores de desechos plásticos en comparación con las aves adultas (Codina-García *et al.*, 2013; Acampora *et al.*, 2014).

Un estudio realizado por Ryan (1988) investigó e imitó los efectos potenciales de la ingestión de plástico por las aves marinas utilizando polluelos domésticos (*Gallus domesticus*). Los polluelos alimentados con gránulos de polietileno habían reducido el consumo de alimentos debido a las reducciones en el volumen de almacenamiento del estómago. Sin embargo, otros estudios informaron que algunos organismos podrían regurgitar los desechos plásticos ingeridos, lo que reduciría los posibles efectos adversos (Sigler, 2014). La acumulación resultante de plástico en su tracto gastrointestinal eventualmente conducirá a un bloqueo gastrointestinal o problemas con los estímulos de alimentación y los niveles de actividad (Derraik, 2002).

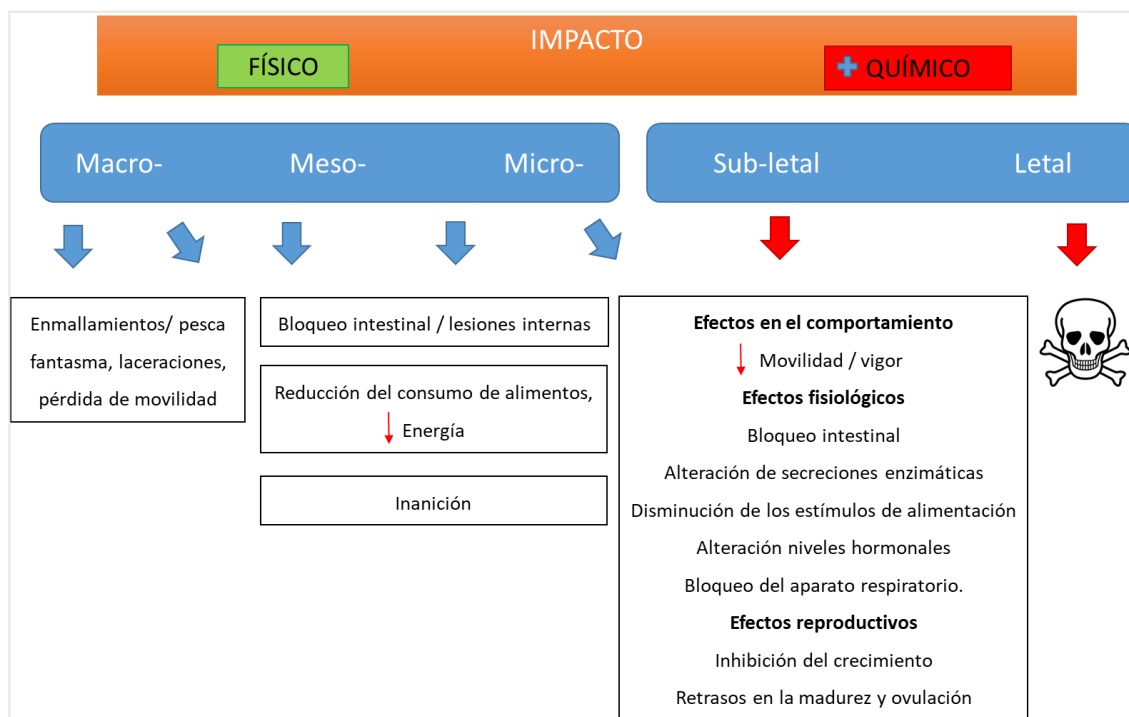
Por otro lado, como ya se citó en el apartado anterior, más de la mitad de las tortugas marinas del mundo han ingerido plástico y otros desechos producidos por el hombre que pueden variar entre los rangos de tamaño de macro- a meso- (Schuyler *et al.*, 2016). El consumo de basuras ocurre notablemente en las costas donde vienen a desovar y el riesgo de hambre para las tortugas es preocupante. Los animales dejan de alimentarse porque sienten el volumen indigestible de plástico en el estómago y, debido a esta saciedad constante, pueden morir de hambre (Gregory, 2009), o también por asfixia debido a fragmentos de plásticos alojados en las cavidades nasales o tráqueas (Nicolau *et al.*, 2016).

En peces, Jabeen *et al.* (2017), reportaron que el 43.5% de especies de agua dulce y el 70.9% de agua salada contenían mesoplásticos en sus estómagos, principalmente fibras y láminas, y se pone de relevancia una abundancia de mesoplásticos en el océano significativamente mayor en peces demersales sobre pelágicos, y también de pelágicos de agua salada respecto a los de agua dulce. Pero este estudio fue realizado en China, otro estudio de Romeo *et al.* (2015) que

reporta la incidencia de mesoplásticos en peces del Mar Mediterráneo, identificaron 29 fragmentos de plástico a partir del contenido estomacal de 22 grandes peces pelágicos (18.2%) y en particular 7 eran de pez espada, *Xiphias gladius*, (12.5%), 11 de atún rojo, *Thunnus thynnus* (32.4%) y 4 de atún blanco, *Thunnus alalunga* (12.9%). Los mesoplásticos fueron más abundantes en los estómagos de pez espada (44.4%) mientras que el atún blanco habían ingerido más microplásticos (75.0%). En el atún rojo, la proporción de macro- y mesoplásticos era prácticamente idéntica (31,3%). López-López *et al.* (2018) examinaron la ingestión de mesoplásticos por peces y elasmobranquios con hábitos de vida bentónica y demersal en 39 especies en el Noroeste de la Península Ibérica entre 1999 y 2016, sólo en 7 de las 39 especies examinadas, y en una proporción muy baja encontraron plásticos en los estómagos (< 0.3% de los individuos en todos los casos). Las tasas más altas se encontraron entre los elasmobranquios de alimentación bentónica, incluidos la raya, *Leucoraja naevus* y la pintarroja, *Scyliorhinus canicula*. Otro estudio realizado en costas italianas del Mar Mediterráneo por Bernardini *et al.* (2018), analizaron 139 estómagos de tiburón azul (*Prionace glauca*), y en el que más del 50% de las piezas de plástico encontradas pertenecían a la clase mesoplásticos.

Con todo ello y según el Programa de basuras marinas de NOAA (2014), los efectos de ingestión de mesoplásticos en la salud de la vida silvestre se pueden dividir en dos categorías principales: efectos físicos y efectos fisiológicos, ambos intrínsecamente relacionados. Los efectos físicos son (1) laceraciones y lesiones, que suceden cuando los mesoplásticos punzantes perforan el revestimiento del sistema digestivo, lo que provoca ulceración, lesiones, infección e inflamación; (2) bloqueo, que ocurre porque las láminas, fibras y fragmentos de plástico indigeridos y alojados en el sistema gástrico, exponen los órganos a gran cantidad de fluidos digestivos y causan una falsa sensación de saciedad; y (3) retención, que se refiere a la larga residencia de las basuras en el tracto digestivo. Todos los efectos físicos eventualmente conducen a los efectos fisiológicos que pueden ser nutricionales, de desarrollo, inmunológicos y toxicológicos, por tanto, son un peligro físico para los organismos que los ingieren (Fendall y Sewell, 2009). Los efectos incluyen bloqueo del tracto intestinal, inhibición de la secreción de enzimas gástricas, reducción de los estímulos de alimentación, disminución de los niveles de hormonas, retrasos en la ovulación y falta de reproducción (véase figura 5) (da Costa *et al.*, 2016). La ingestión rara vez conduce a la mortalidad en los organismos; sin embargo, podrían tener lugar efectos subletales a largo plazo. La revisión de Derraik (2002) sugiere que la ingestión de plásticos por parte de los organismos marinos puede conducir a una reducción en el consumo de alimentos. Los mesoplásticos y en mayor medida los microplásticos, también se

asocian con sustancias químicas tóxicas responsables de los efectos subletales en el desarrollo animal, así como del ciclo reproductivo y la dinámica de la población, con consecuencias a largo plazo (Oehlmann *et al.*, 2009; Thompson *et al.*, 2009), debido principalmente al potencial que tienen los microplásticos de transferencia y acumulación de contaminantes. Estos efectos son abordados en la siguiente sección.



**Figura 5.** Esquema que ilustra los potenciales efectos de residuos plásticos degradados en diferentes tamaños. Adaptado de da Costa *et al.*, 2016.

### EFFECTOS DE MICROPLÁSTICOS

El término microplástico (MP) fue utilizado por primera vez por Thompson *et al.* (2004), para describir la acumulación de piezas microscópicas de plásticos en sedimentos marinos y aguas del Atlántico NE. Arthur *et al.* (2009), propusieron el límite superior de este término conocido como “partículas de plástico menores a 5 milímetros”. Posteriormente, Cole *et al.* (2011), clasificaron los MPs de acuerdo a su origen en MPs primarios, producidos con una finalidad desde la industria, generalmente como abrasivos (pellets o microesferas usadas en productos de cuidado personal (PCPs), exfoliantes y dentífricos, productos de limpieza para fachadas, detergentes y también en productos textiles), y MPs secundarios, resultado de la degradación y fragmentación de macro- y mesoplásticos en el medio ambiente (ver figura 6).

La presencia de MPs puede afectar a los organismos marinos de diversas formas, principalmente: por ser ingeridos, por transferirse a lo largo de la cadena trófica y por interaccionar en la incorporación de otros contaminantes. Sin embargo, de acuerdo con diferentes autores (Lee *et al.*, 2013; Lusher *et al.*, 2015; Barboza *et al.*, 2019), el impacto y los efectos ecológicos de los MPs se pueden dividir según el tamaño de las partículas, en esta revisión se diferencia entre MPs grandes, de 1 a 5 mm, que son susceptibles de afectar a la alimentación y digestión de ciertos organismos principalmente peces, y MPs pequeños, de 1  $\mu\text{m}$  a 1mm, estos son ingeridos de manera activa por pequeños invertebrados, aunque también son expulsados sin efectos en la salud de los individuos por medio de heces o pseudoheces (Cole *et al.*, 2013).



**Figura 6.** Partículas de meso- y microplásticos, probablemente poliestireno expandido, encontrados en la orilla de la playa de El Rompido, Huelva. Fotografías: Ricardo Beiras.

## INGESTIÓN

Los MPs han sido documentados en casi todos los hábitats del mundo desde océanos abiertos a mares cerrados, aguas superficiales y costeras, aguas profundas y sedimentos oceánicos y costeros. Especialmente llamativo ha sido la noticia de que se han encontrado MPs en aguas de grifo de todo el mundo, pero a una concentración que se estima en menos de 1 partícula por  $\text{m}^3$  (Mintenig *et al.*, 2019). En aguas costeras, las concentraciones de MPs reportadas son de entre 0.0002 a  $0.32\text{mg L}^{-1}$  (Beiras, 2018), y su distribución depende de las condiciones ambientales que incluye corrientes oceánicas, viento, mareas, efecto del biofouling y las

propias propiedades del polímero. La definición de MP más aceptada, como partícula de menos de 5 mm, permitió la proliferación de estudios oceanográficos que cuantificaron la abundancia de microplásticos usando mallas para plancton. Pero con ello se creó un desfase de aproximadamente 3 órdenes de magnitud entre el tamaño de las partículas registradas en las campañas oceanográficas y el tamaño típico de las microesferas empleadas en estudios de laboratorio orientados a conocer su interacción con los organismos acuáticos (>300  $\mu\text{m}$  vs 3  $\mu\text{m}$  respectivamente; Isobe *et al.* (2019)). Por otra parte, el uso de microesferas frecuentemente fluorescentes hizo que ni la forma ni la composición química de estos modelos experimentales fueses semejantes a MPs reales. Las sondas fluorescentes pueden aportar una toxicidad de la que carecen los MPs ambientales, y en cambio las formas irregulares de las fibras y los fragmentos presentes en el mar pueden tener un comportamiento diferente en el tubo digestivo al de las microesferas. Sabemos por ejemplo que las fibras causan más efectos nocivos al ser ingeridas que las “perlas” (beads) o los fragmentos más regulares (Au *et al.*, 2015; Gray y Weinstein, 2017).

En lo que se refiere al tamaño, parece claro que a menor tamaño mayor toxicidad y que los nanoplásticos son más tóxicos que los microplásticos (Jeong *et al.*, 2016; Ma *et al.*, 2016; Sjollem *et al.*, 2016; Chen *et al.*, 2017; Jeong *et al.*, 2017; Rist *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2017), aunque esta revisión no profundizará en los efectos de nanoplásticos. Una posible explicación es que las partículas mayores son expulsadas más rápidamente tras la ingestión (ver Fig. 4 en Jeong *et al.* (2016), Fig. 3 en Fernández y Albentosa (2019)).

## **MICROPLÁSTICOS GRANDES**

Los MPs en el extremo superior del espectro de tamaño (1 – 5 mm) pueden comprometer la alimentación y la digestión. Por ejemplo, Codina-García *et al.* (2013) aislaron gránulos y fragmentos de este tamaño en estómagos de aves marinas del Mar Mediterráneo y Basto *et al.* (2019) en las costas de Portugal. En peces, organismos de los que se tienen más registros para este tamaño de partículas, Foekema *et al.* (2013) examinaron siete especies comunes (1203 individuos) en el Mar del Norte, el 2.6% de los cuales contenían MPs que varían en tamaño de 0.04 a 4.88 mm. En este estudio, pone de patente que los efectos físicos causados por el plástico ingerido fueron insignificantes porque las cantidades ingeridas eran demasiado bajas y los tamaños de partícula demasiado pequeños para causar bloqueo intestinal o sensación de saciedad. En otro estudio, se observó una alta ocurrencia (36.5%) de polímeros sintéticos en el tracto gastrointestinal de 504 peces del Canal de la Mancha (Lusher *et al.*, 2013), con 92.4% de

los desechos plásticos ingeridos clasificados como MPs y de ellos, un 68.3% compuesto por fibras. Sin embargo, anteriormente Hoss y Settle (1990) sugirieron que el bloqueo del sistema digestivo ocurriría en organismos pequeños si se acumularan grandes cantidades de desechos plásticos en el intestino, de manera similar a los efectos causados por partículas plásticas grandes en organismos más grandes. Otro estudio realizado con tres especies demersales de interés comercial en España, documenta la ingestión de microplásticos en las costas atlánticas y mediterráneas españolas, la pintarroja *Scyliorhinus canicula*, la merluza europea *Merluccius merluccius* y el salmonete *Mullus barbatus*. El porcentaje de peces con microplásticos fue del 17.5% (15.3% de pintarroja, 16.7% de merluzas y 18.8% de salmonetes), con un promedio de  $1.56 \pm 0.5$  partículas por pez, y el tamaño de los microplásticos varió de 0.38 a 3.1 mm (Bellas *et al.*, 2016). Las actividades de depredación se consideran los medios más comunes de ingestión de plástico por parte de los peces. Battaglia *et al.* (2013) sugirieron que la ingestión de microplásticos por peces mesopelágicos provocó la acumulación de plástico dentro de *Thunnus thynnus* en el Océano Pacífico. Además, una dieta carnívora conduce a la ingestión secundaria de plástico contenido en la presa, como sucede con grandes depredadores como cetáceos (Burkhardt-Holm y N'Guyen, 2019).

## MICROPLÁSTICOS PEQUEÑOS

Los MPs de  $1\mu\text{m}$  - 1mm son ingeridos por pequeños peces pelágicos e invertebrados filtradores, y estudios de laboratorio ratifican que las partículas  $< 20\mu\text{m}$  son ingeridas de forma activa por numerosas especies del holo y meroplancton (Cole *et al.*, 2013; Lee *et al.*, 2013; Beiras *et al.*, 2018). Algunos estudios de laboratorio encontraron una reducción de la actividad filtradora a concentraciones muy altas de MPs. En realidad, esto no es exclusivo de MPs y forma parte de la respuesta funcional de los animales filtradores a concentraciones altas de cualquier tipo de partículas. Es un mecanismo adaptativo que no afecta a la eficacia biológica de los organismos (Rist *et al.*, 2017). No obstante, algunos estudios encontraron una disminución de las reservas energéticas asociada a la ingesta de microplásticos en cangrejos y gusanos de arena (Wright *et al.*, 2013; Watts *et al.*, 2015), e incluso una reducción en el número y tamaño de oocitos en ostras (Sussarellu *et al.*, 2016).

En relación a los efectos de la ingestión de MPs, por desgracia la mayoría de los estudios no describen curvas dosis-respuesta, sino que se limitan a testar concentraciones puntuales, por lo que tienen poco valor para estudios de Evaluación de Riesgo Ambiental. La exposición a MPs incluso a concentraciones órdenes de magnitud por encima de las que se encuentran en el

medio marino en general no causa efectos letales ni reducción del crecimiento (Besseling *et al.*, 2012; Browne *et al.*, 2013; Cole y Galloway, 2015; Cole *et al.*, 2015; Van Cauwenberghe *et al.*, 2015; Green, 2016; Green *et al.*, 2016; Pedà *et al.*, 2016; Espinosa *et al.*, 2017; Bour *et al.*, 2018; Espinosa *et al.*, 2018; O'Donovan *et al.*, 2018; Weber *et al.*, 2018), aunque también hay excepciones en las que se muestra reducción del crecimiento (Straub *et al.*, 2017) o incluso mortalidad, 0% de supervivencia en mejillones asiáticos expuestos a  $2,16 \text{ g L}^{-1}$  de PVC durante 91 días (Rist *et al.*, 2016).

Los efectos a nivel bioquímico o fisiológico son más frecuentes. Algunos estudios reportaron que la ingesta de microplásticos en altas concentraciones en laboratorio causa estrés oxidativo, respuestas inmunitarias o alteraciones histológicas locales. Por ejemplo las microesferas de poliestireno ( $2 - 6 \mu\text{m}$ ) indujeron generación de radicales oxidantes (ROS) y actividad antioxidante (GST, SOD, GPx y GR) en rotíferos (Jeong *et al.*, 2016), e incrementaron la mortalidad de hemocitos en mejillón (Paul-Pont *et al.*, 2016), y las partículas de PVC suministradas a través del alimento causaron alteraciones histológicas en el intestino de lubina (Pedà *et al.*, 2016; Espinosa *et al.*, 2018).

## VECTORES DE CONTAMINANTES

Como queda dicho, los MPs más pequeños son fácilmente ingeridos por los organismos filtradores del bentos y del plancton. Muchos contaminantes poco solubles en agua se concentran en las partículas orgánicas como los MPs a altas concentraciones, por lo que su ingestión se propuso como un mecanismo potencial de transferencia de estos contaminantes a los organismos (Carpenter y Smith, 1972; Andrady, 2011; Bakir *et al.*, 2014). La primera parte del proceso, la concentración de contaminantes orgánicos en MP ambientales, está bien descrita. Las partículas de plástico son particularmente efectivas para transportar contaminantes orgánicos, ya que están compuestos de materiales altamente hidrófobos (do Sul y Costa, 2014). Por ejemplo, se descubrió que la concentración de PCBs que contienen los MPs es un millón de veces mayor que en el agua circundante (Betts, 2008). Además, Mato *et al.* (2001) demostraron que gránulos de polipropileno no contaminados acumularon o absorbieron fácilmente del agua contaminantes hidrofóbicos como PCB, p-clorofenol y dicloro difenil dicloroetileno (DDE) durante un período de 7 días. Se han detectado PCB y DDE en gránulos de resina plástica a lo largo de la costa japonesa (Ogata *et al.*, 2009). En Europa, se han detectado PCBs ( $0.02 - 15.56 \text{ ng g}^{-1}$ ) y DDT ( $0.16 - 4.5 \text{ ng g}^{-1}$ ) en gránulos de plástico de la costa portuguesa (Frias *et al.*, 2010) y tasas de desorción en agua de mar tras 24 horas con

PCBs ( $0.03 - 1.00 \text{ ng g}^{-1}$ ), HAPs ( $0.31 - 24.90 \text{ ng g}^{-1}$ ) y aditivos plásticos ( $56.12 - 492.64 \text{ ng g}^{-1}$ ) en las costas del Mar Menor (León *et al.*, 2018).

La segunda parte, la transferencia de los contaminantes adsorbidos del plástico ingerido al organismo, necesaria para afirmar que el MP actúe como vector de transferencia de contaminantes del medio a los organismos, es mucho más dudosa. Bakir *et al.* (2014) observaron que la tasa de desorción en laboratorio de contaminantes orgánicos de pellets de plástico es mayor en presencia de tensioactivos intestinales que en agua de mar. Sin embargo, la afinidad de polímeros amorfos como el polietileno por contaminantes orgánicos hidrófobos es muy alta, y los modelos termodinámicos no apoyan la desorción de los contaminantes hidrófobos del plástico al organismo sino más bien lo contrario (Gouin *et al.*, 2011). De hecho los estudios experimentales describen algunos casos de aumento de la disponibilidad de los contaminantes en presencia de MPs (Besseling *et al.*, 2012; Browne *et al.*, 2013; Prata *et al.*, 2018), y otros muchos en los que los microplásticos no tienen efecto (Herzke *et al.*, 2016; Koelmans *et al.*, 2016; Paul-Pont *et al.*, 2016; Ziccardi *et al.*, 2016; Lohmann, 2017; Pittura *et al.*, 2018), o incluso reducen la biodisponibilidad de los contaminantes (Chua *et al.*, 2014; Beckingham y Ghosh, 2017; Garrido *et al.*, 2019; Rivera-Hernández *et al.*, 2019). Beiras y colaboradores (Beiras *et al.*, 2019; Beiras y Tato, 2019) encontraron que la presencia de MP de PE nunca incrementó la bioacumulación de contaminantes orgánicos en larvas de erizo ni su toxicidad sobre larvas de erizo y copépodos. La bioacumulación fue una función lineal de la concentración en el agua con independencia de la densidad de MP. La toxicidad de las sustancias testadas fue o bien independiente o bien en alguna ocasión significativamente menor en presencia de MPs.

## CONSIDERACIONES FINALES

Las basuras marinas están constituidas predominantemente por plásticos, ya sean de origen industrial o doméstico (NOAA, 2014). Los desechos de plástico se encuentran actualmente en cuerpos de agua y sedimentos de todo el mundo y su origen proviene principalmente de fuentes terrestres. Una vez que los desechos plásticos han ingresado al medio ambiente, es difícil su biodegradación y solo se fragmentan en pedazos más pequeños originando los microplásticos que se pueden incorporar a las redes tróficas. Por lo tanto, aunque los niveles actuales de microplásticos en los compartimentos marinos están por debajo de los que causan efectos nocivos ecológicamente relevantes a los organismos urge tomar medidas para reducir la producción de plásticos, el ingreso de plásticos en el medio marino, y cambiar su



composición para garantizar su falta de toxicidad. Dado que el plástico en el océano sigue una circulación global, las medidas prioritarias para minimizar el problema implican políticas internacionales. Además, las industrias de plásticos deben asumir la responsabilidad del final de la vida útil de sus productos mediante la introducción de programas de reutilización y reciclaje, e informar de la composición de sus productos plásticos. El papel de las personas consumidoras, informadas y participativas es de gran importancia para posibilitar políticas sostenibles y saludables de cara al medio ambiente y nuestra propia salud.

## **AGRADECIMIENTOS**

Este proyecto se desarrolla con la colaboración de la Fundación Biodiversidad, del Ministerio para la Transición Ecológica, a través del Programa Pleamar, cofinanciado por el FEMP.

## REFERENCIAS

- Acampora, H., S. Berrow, S. Newton and I. O'Connor. 2017. Presence of plastic litter in pellets from Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) in Ireland. *Marine pollution bulletin*, **117** (1-2): 512-514.
- Acampora, H., Q. A. Schuyler, K. A. Townsend and B. D. Hardesty. 2014. Comparing plastic ingestion in juvenile and adult stranded short-tailed shearwaters (*Puffinus tenuirostris*) in eastern Australia. *Marine pollution bulletin*, **78** (1-2): 63-68.
- Allsopp, M., S. E. Pambuccian, P. Johnston and D. Santillo. 2008. *State of the World's Oceans*. Springer Science & Business Media.
- Aloy, A. B., B. M. Vallejo Jr and M. A. Juinio-Meñez. 2011. Increased plastic litter cover affects the foraging activity of the sandy intertidal gastropod *Nassarius pullus*. *Marine pollution bulletin*, **62** (8): 1772-1779.
- Andrady, A. L. 2003. *Plastics and the Environment*. John Wiley & Sons.
- Andrady, A. L. 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine pollution bulletin*, **62** (8): 1596-1605.
- Andrady, A. L. and M. A. Neal. 2009. Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **364** (1526): 1977-1984.
- Arthur, C., J. E. Baker and H. A. Bamford. 2009. *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris, September 9-11, 2008, University of Washington Tacoma, Tacoma, WA, USA*.
- Au, S. Y., T. F. Bruce, W. C. Bridges and S. J. Klaine. 2015. Responses of *Hyaella azteca* to acute and chronic microplastic exposures. *Environmental toxicology and chemistry*, **34** (11): 2564-2572.
- Avery-Gomm, S., J. Provencher, K. Morgan and D. Bertram. 2013. Plastic ingestion in marine-associated bird species from the eastern North Pacific. *Marine pollution bulletin*, **72** (1): 257-259.
- Avery-Gomm, S., J. F. Provencher, M. Liboiron, F. E. Poon and P. A. Smith. 2018. Plastic pollution in the Labrador Sea: An assessment using the seabird northern fulmar *Fulmarus glacialis* as a biological monitoring species. *Marine pollution bulletin*, **127**: 817-822.
- Avio, C. G., S. Gorbi and F. Regoli. 2017. Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. *Marine Environmental Research*, **128**: 2-11.

- Bakir, A., S. J. Rowland and R. C. Thompson. 2014. Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. *Environmental Pollution*, **185**: 16-23.
- Barboza, L. G. A., A. Cózar, B. C. Gimenez, T. L. Barros, P. J. Kershaw and L. Guilhermino. 2019. Macroplastics pollution in the marine environment. *World Seas: an Environmental Evaluation*. Elsevier. 305-328.
- Basto, M. N., K. R. Nicastro, A. I. Tavares, C. D. McQuaid, M. Casero, F. Azevedo and G. I. Zardi. 2019. Plastic ingestion in aquatic birds in Portugal. *Marine pollution bulletin*, **138**: 19-24.
- Battaglia, P., F. Andaloro, P. Consoli, V. Esposito, D. Malara, S. Musolino, C. Pedà and T. Romeo. 2013. Feeding habits of the Atlantic bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (L. 1758), in the central Mediterranean Sea (Strait of Messina). *Helgoland Marine Research*, **67** (1): 97.
- Beckingham, B. and U. Ghosh. 2017. Differential bioavailability of polychlorinated biphenyls associated with environmental particles: microplastic in comparison to wood, coal and biochar. *Environmental Pollution*, **220**: 150-158.
- Beiras, R. 2018. *Marine pollution. Sources, Fate and Effects of Pollutants in Coastal Ecosystems*. Elsevier.
- Beiras, R., J. Bellas, J. Cachot, B. Cormier, X. Cousin, M. Engwall, C. Gambardella, F. Garaventa, S. Keiter and F. Le Bihanic. 2018. Ingestion and contact with polyethylene microplastics does not cause acute toxicity on marine zooplankton. *Journal of hazardous materials*, **360**: 452-460.
- Beiras, R., S. Muniategui-Lorenzo, R. Rodil, T. Tato, R. Montes, S. López-Ibáñez, E. Concha-Graña, P. Campoy-López, N. Salgueiro-González and J. B. Quintana. 2019. Polyethylene microplastics do not increase bioaccumulation or toxicity of nonylphenol and 4-MBC to marine zooplankton. *Science of the Total Environment*, **692**: 1-9.
- Beiras, R. and T. Tato. 2019. Microplastics do not increase toxicity of a hydrophobic organic chemical to marine plankton. *Marine pollution bulletin*, **138**: 58-62.
- Bellas, J., J. Martínez-Armental, A. Martínez-Cámara, V. Besada and C. Martínez-Gómez. 2016. Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. *Marine pollution bulletin*, **109** (1): 55-60.
- Bernardini, I., F. Garibaldi, L. Canesi, M. C. Fossi and M. Baini. 2018. First data on plastic ingestion by blue sharks (*Prionace glauca*) from the Ligurian Sea (North-Western Mediterranean Sea). *Marine pollution bulletin*, **135**: 303-310.

- Besseling, E., A. Wegner, E. M. Foekema, M. J. Van Den Heuvel-Greve and A. A. Koelmans. 2012. Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.). *Environmental Science & Technology*, **47** (1): 593-600.
- Betts, K. 2008. Why small plastic particles may pose a big problem in the oceans, ACS Publications.
- Blettler, M. C. M., M. A. Ulla, A. P. Rabuffetti and N. Garello. 2017. Plastic pollution in freshwater ecosystems: macro-, meso-, and microplastic debris in a floodplain lake. *Environmental Monitoring and Assessment*, **189** (11): 581.
- Boren, L. J., M. Morrissey, C. G. Muller and N. J. Gemmill. 2006. Entanglement of New Zealand fur seals in man-made debris at Kaikoura, New Zealand. *Marine pollution bulletin*, **52** (4): 442-446.
- Bour, A., A. Haarr, S. Keiter and K. Hylland. 2018. Environmentally relevant microplastic exposure affects sediment-dwelling bivalves. *Environmental Pollution*, **236**: 652-660.
- Browne, M. A., M. G. Chapman, R. C. Thompson, L. A. Amaral Zettler, J. Jambeck and N. J. Mallos. 2015a. Spatial and temporal patterns of stranded intertidal marine debris: is there a picture of global change? *Environmental Science & Technology*, **49** (12): 7082-7094.
- Browne, M. A., S. J. Niven, T. S. Galloway, S. J. Rowland and R. C. Thompson. 2013. Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity. *Current Biology*, **23** (23): 2388-2392.
- Browne, M. A., A. Underwood, M. Chapman, R. Williams, R. C. Thompson and J. A. van Franeker. 2015b. Linking effects of anthropogenic debris to ecological impacts. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **282** (1807): 20142929.
- Bugoni, L., L. g. Krause and M. V. n. Petry. 2001. Marine debris and human impacts on sea turtles in southern Brazil. *Marine pollution bulletin*, **42** (12): 1330-1334.
- Burkhardt-Holm, P. and A. N'Guyen. 2019. Ingestion of microplastics by fish and other prey organisms of cetaceans, exemplified for two large baleen whale species. *Marine pollution bulletin*, **144**: 224-234.
- Carpenter, E. J. and K. Smith. 1972. Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, **175** (4027): 1240-1241.
- Chen, Q., M. Gundlach, S. Yang, J. Jiang, M. Velki, D. Yin and H. Hollert. 2017. Quantitative investigation of the mechanisms of microplastics and nanoplastics toward zebrafish larvae locomotor activity. *Science of the Total Environment*, **584-585**: 1022-1031.

- Cheshire, A., E. Adler, J. Barbière, Y. Cohen, S. Evans, S. Jarayabhand, L. Jeftic, R. Jung, S. Kinsey and E. Kusui. 2013. IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter. UNEP Regional Seas Reports and Studies (186).
- Chua, E. M., J. Shimeta, D. Nugegoda, P. D. Morrison and B. O. Clarke. 2014. Assimilation of polybrominated diphenyl ethers from microplastics by the marine amphipod, *Allorchestes compressa*. *Environmental Science & Technology*, **48** (14): 8127-8134.
- Codina-García, M., T. Militão, J. Moreno and J. González-Solís. 2013. Plastic debris in Mediterranean seabirds. *Marine pollution bulletin*, **77** (1-2): 220-226.
- Cole, M. and T. S. Galloway. 2015. Ingestion of nanoplastics and microplastics by Pacific oyster larvae. *Environmental Science & Technology*, **49** (24): 14625-14632.
- Cole, M., P. Lindeque, E. Fileman, C. Halsband and T. S. Galloway. 2015. The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. *Environmental Science & Technology*, **49** (2): 1130-1137.
- Cole, M., P. Lindeque, E. Fileman, C. Halsband, R. Goodhead, J. Moger and T. S. Galloway. 2013. Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environmental Science & Technology*, **47** (12): 6646-6655.
- Cole, M., P. Lindeque, C. Halsband and T. S. Galloway. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine pollution bulletin*, **62** (12): 2588-2597.
- Collignon, A., J.-H. Hecq, F. Galgani, F. Collard and A. Goffart. 2014. Annual variation in neustonic micro- and meso-plastic particles and zooplankton in the Bay of Calvi (Mediterranean–Corsica). *Marine pollution bulletin*, **79** (1): 293-298.
- Cooper, D. A. and P. L. Corcoran. 2010. Effects of mechanical and chemical processes on the degradation of plastic beach debris on the island of Kauai, Hawaii. *Marine pollution bulletin*, **60** (5): 650-654.
- Cózar, A., F. Echevarría, J. I. González-Gordillo, X. Irigoien, B. Úbeda, S. Hernández-León, Á. T. Palma, S. Navarro, J. García-de-Lomas and A. Ruiz. 2014. Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **111** (28): 10239-10244.
- da Costa, J. P., P. S. Santos, A. C. Duarte and T. Rocha-Santos. 2016. (Nano) plastics in the environment—sources, fates and effects. *Science of the Total Environment*, **566**: 15-26.
- da Silva Mendes, S., R. H. de Carvalho, A. F. de Faria and B. M. de Sousa. 2015. Marine debris ingestion by *Chelonia mydas* (Testudines: Cheloniidae) on the Brazilian coast. *Marine pollution bulletin*, **92** (1-2): 8-10.
- Dauvergne, P. 2018. The power of environmental norms: marine plastic pollution and the politics of microbeads. *Environmental Politics*, **27** (4): 579-597.

- De Stephanis, R., J. Giménez, E. Carpinelli, C. Gutierrez-Exposito and A. Cañadas. 2013. As main meal for sperm whales: Plastics debris. *Marine pollution bulletin*, **69** (1-2): 206-214.
- Derraik, J. G. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine pollution bulletin*, **44** (9): 842-852.
- Deudero, S. and C. Alomar. 2015. Mediterranean marine biodiversity under threat: reviewing influence of marine litter on species. *Marine pollution bulletin*, **98** (1-2): 58-68.
- do Sul, J. A. I. and M. F. Costa. 2014. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*, **185**: 352-364.
- Eriksen, M., L. C. Lebreton, H. S. Carson, M. Thiel, C. J. Moore, J. C. Borerro, F. Galgani, P. G. Ryan and J. Reisser. 2014. Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PloS one*, **9** (12): e111913.
- Espinosa, C., J. M. G. Beltrán, M. A. Esteban and A. Cuesta. 2018. In vitro effects of virgin microplastics on fish head-kidney leucocyte activities. *Environmental Pollution*, **235**: 30-38.
- Espinosa, C., A. Cuesta and M. Á. Esteban. 2017. Effects of dietary polyvinylchloride microparticles on general health, immune status and expression of several genes related to stress in gilthead seabream (*Sparus aurata* L.). *Fish & shellfish immunology*, **68**: 251-259.
- Fendall, L. S. and M. A. Sewell. 2009. Contributing to marine pollution by washing your face: microplastics in facial cleansers. *Marine pollution bulletin*, **58** (8): 1225-1228.
- Fernández, B. and M. Albentosa. 2019. Insights into the uptake, elimination and accumulation of microplastics in mussel. *Environmental Pollution*, **249**: 321-329.
- Foekema, E. M., C. De Grijter, M. T. Mergia, J. A. van Franeker, A. J. Murk and A. A. Koelmans. 2013. Plastic in north sea fish. *Environmental Science & Technology*, **47** (15): 8818-8824.
- Frias, J., P. Sobral and A. Ferreira. 2010. Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. *Marine pollution bulletin*, **60** (11): 1988-1992.
- Garrido, S., M. Linares, J. A. Campillo and M. Albentosa. 2019. Effect of microplastics on the toxicity of chlorpyrifos to the microalgae *Isochrysis galbana*, clone t-ISO. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **173**: 103-109.
- Geyer, R., J. R. Jambeck and K. L. Law. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, **3** (7): e1700782.
- Gouin, T., N. Roche, R. Lohmann and G. Hodges. 2011. A thermodynamic approach for assessing the environmental exposure of chemicals absorbed to microplastic. *Environmental Science & Technology*, **45** (4): 1466-1472.

- Gray, A. D. and J. E. Weinstein. 2017. Size-and shape-dependent effects of microplastic particles on adult daggerblade grass shrimp (*Palaemonetes pugio*). *Environmental toxicology and chemistry*, **36** (11): 3074-3080.
- Green, D. S. 2016. Effects of microplastics on European flat oysters, *Ostrea edulis* and their associated benthic communities. *Environmental Pollution*, **216**: 95-103.
- Green, D. S., B. Boots, D. J. Blockley, C. Rocha and R. Thompson. 2015. Impacts of discarded plastic bags on marine assemblages and ecosystem functioning. *Environmental Science & Technology*, **49** (9): 5380-5389.
- Green, D. S., B. Boots, J. Sigwart, S. Jiang and C. Rocha. 2016. Effects of conventional and biodegradable microplastics on a marine ecosystem engineer (*Arenicola marina*) and sediment nutrient cycling. *Environmental Pollution*, **208**: 426-434.
- Gregory, M. R. 2009. Environmental implications of plastic debris in marine settings—entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **364** (1526): 2013-2025.
- Hanvey, J. S., P. J. Lewis, J. L. Lavers, N. D. Crosbie, K. Pozo and B. O. Clarke. 2017. A review of analytical techniques for quantifying microplastics in sediments. *Analytical Methods*, **9** (9): 1369-1383.
- Herrera, A., M. Asensio, I. Martínez, A. Santana, T. Packard and M. Gómez. 2018. Microplastic and tar pollution on three Canary Islands beaches: An annual study. *Marine pollution bulletin*, **129** (2): 494-502.
- Herzke, D., T. Anker-Nilssen, T. H. Nøst, A. Götsch, S. Christensen-Dalsgaard, M. Langset, K. Fangel and A. A. Koelmans. 2016. Negligible impact of ingested microplastics on tissue concentrations of persistent organic pollutants in northern fulmars off coastal Norway. *Environmental Science & Technology*, **50** (4): 1924-1933.
- Hidalgo-Ruz, V., L. Gutow, R. C. Thompson and M. Thiel. 2012. Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology*, **46** (6): 3060-3075.
- Hofmeyr, G. G., M. N. Bester, S. P. Kirkman, C. Lydersen and K. M. Kovacs. 2006. Entanglement of antarctic fur seals at Bouvetøya, Southern Ocean. *Marine pollution bulletin*, **52** (9): 1077-1080.
- Hoss, D. E. and L. R. Settle. 1990. Ingestion of plastics by teleost fishes. *En: Proceedings of the Second International Conference on Marine Debris*. NOAA Technical Memorandum. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-154. Miami, FL, 693-709.

- Isobe, A., S. Iwasaki, K. Uchida and T. Tokai. 2019. Abundance of non-conservative microplastics in the upper ocean from 1957 to 2066. *Nature communications*, **10** (1): 417.
- Isobe, A., K. Kubo, Y. Tamura, S. i. Kako, E. Nakashima and N. Fujii. 2014. Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal waters. *Marine pollution bulletin*, **89** (1): 324-330.
- Jabeen, K., L. Su, J. Li, D. Yang, C. Tong, J. Mu and H. Shi. 2017. Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. *Environmental Pollution*, **221**: 141-149.
- Jambeck, J. R., R. Geyer, C. Wilcox, T. R. Siegler, M. Perryman, A. Andrady, R. Narayan and K. L. Law. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, **347** (6223): 768-771.
- Jeong, C.-B., H.-M. Kang, M.-C. Lee, D.-H. Kim, J. Han, D.-S. Hwang, S. Souissi, S.-J. Lee, K.-H. Shin and H. G. Park. 2017. Adverse effects of microplastics and oxidative stress-induced MAPK/Nrf2 pathway-mediated defense mechanisms in the marine copepod *Paracyclops nana*. *Scientific reports*, **7**: 41323.
- Jeong, C.-B., E.-J. Won, H.-M. Kang, M.-C. Lee, D.-S. Hwang, U.-K. Hwang, B. Zhou, S. Souissi, S.-J. Lee and J.-S. Lee. 2016. Microplastic size-dependent toxicity, oxidative stress induction, and p-JNK and p-p38 activation in the monogonont rotifer (*Brachionus koreanus*). *Environmental Science & Technology*, **50** (16): 8849-8857.
- Koelmans, A. A., A. Bakir, G. A. Burton and C. R. Janssen. 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): 3315-3326.
- Kühn, S., E. L. B. Rebolledo and J. A. van Franeker. 2015. Deleterious effects of litter on marine life. *Marine anthropogenic litter*. Springer, Cham. 75-116.
- Laist, D. W. 1987. Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. *Marine pollution bulletin*, **18** (6): 319-326.
- Law, K. L. 2017. Plastics in the marine environment. *Annual review of marine science*, **9**: 205-229.
- Lawson, T., C. Wilcox, K. Johns, P. Dann and B. D. Hardesty. 2015. Characteristics of marine debris that entangle Australian fur seals (*Arctocephalus pusillus doriferus*) in southern Australia. *Marine pollution bulletin*, **98** (1-2): 354-357.
- Lee, K.-W., W. J. Shim, O. Y. Kwon and J.-H. Kang. 2013. Size-dependent effects of micro polystyrene particles in the marine copepod *Tigriopus japonicus*. *Environmental Science & Technology*, **47** (19): 11278-11283.



- León, V. M., I. García, E. González, R. Samper, V. Fernández-González and S. Muniategui-Lorenzo. 2018. Potential transfer of organic pollutants from littoral plastics debris to the marine environment. *Environmental Pollution*, **236**: 442-453.
- Li, W. C., H. Tse and L. FOK. 2016. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of the Total Environment*, **566**: 333-349.
- Lippiatt, S., S. Opfer and C. Arthur. 2013. Marine debris monitoring and assessment : recommendations for Monitoring Debris Trends in the Marine Environment. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-46.
- Lohmann, R. 2017. Microplastics are not important for the cycling and bioaccumulation of organic pollutants in the oceans—but should microplastics be considered POPs themselves? *Integrated environmental assessment and management*, **13** (3): 460-465.
- López-Barrera, E., G. Longo and E. Monteiro-Filho. 2012. Incidental capture of green turtle (*Chelonia mydas*) in gillnets of small-scale fisheries in the Paranaguá Bay, Southern Brazil. *Ocean & coastal management*, **60**: 11-18.
- López-López, L., I. Preciado, J. M. González-Irusta, N. L. Arroyo, I. Muñoz, A. Punzón and A. Serrano. 2018. Incidental ingestion of meso- and macro-plastic debris by benthic and demersal fish. *Food Webs*, **14**: 1-4.
- Lusher, A., M. Mchugh and R. Thompson. 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine pollution bulletin*, **67** (1-2): 94-99.
- Lusher, A. L., G. Hernandez-Milian, S. Berrow, E. Rogan and I. O'Connor. 2018. Incidence of marine debris in cetaceans stranded and bycaught in Ireland: Recent findings and a review of historical knowledge. *Environmental Pollution*, **232**: 467-476.
- Lusher, A. L., G. Hernandez-Milian, J. O'Brien, S. Berrow, I. O'Connor and R. Officer. 2015. Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: the True's beaked whale *Mesoplodon mirus*. *Environmental Pollution*, **199**: 185-191.
- Ma, Y., A. Huang, S. Cao, F. Sun, L. Wang, H. Guo and R. Ji. 2016. Effects of nanoplastics and microplastics on toxicity, bioaccumulation, and environmental fate of phenanthrene in fresh water. *Environmental Pollution*, **219**: 166-173.
- Macfadyen, G., T. Huntington and R. Cappell. 2009. Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Mato, Y., T. Isobe, H. Takada, H. Kanehiro, C. Ohtake and T. Kaminuma. 2001. Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science & Technology*, **35** (2): 318-324.

- Mintenig, S. M., M. G. J. Löder, S. Primpke and G. Gerds. 2019. Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. *Science of the Total Environment*, **648**: 631-635.
- Moore, C. J. 2008. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, **108** (2): 131-139.
- Moore, C. J., S. L. Moore, M. K. Leecaster and S. B. Weisberg. 2001. A comparison of plastic and plankton in the North Pacific central gyre. *Marine pollution bulletin*, **42** (12): 1297-1300.
- Nelms, S. E., E. M. Duncan, A. C. Broderick, T. S. Galloway, M. H. Godfrey, M. Hamann, P. K. Lindeque and B. J. Godley. 2015. Plastic and marine turtles: a review and call for research. *ICES Journal of Marine Science*, **73** (2): 165-181.
- Nicolau, L., A. Marçalo, M. Ferreira, S. Sá, J. Vingada and C. Eira. 2016. Ingestion of marine litter by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in Portuguese continental waters. *Marine pollution bulletin*, **103** (1-2): 179-185.
- NOAA. 2014. Report on the Occurrence and Health Effects of Anthropogenic Debris Ingested by Marine Organisms. Silver Spring, MD. 19pp. Retrieved from: [https://marinedebris.noaa.gov/sites/default/files/mdp\\_ingestion.pdf](https://marinedebris.noaa.gov/sites/default/files/mdp_ingestion.pdf).
- NOAA. 2015. Report on the impacts of "ghost fishing" via derelict fishing gear. Silver Spring, MD. 25 pp. Retrieved from: [https://marinedebris.noaa.gov/sites/default/files/publications/files/Ghostfishing\\_DFG.pdf](https://marinedebris.noaa.gov/sites/default/files/publications/files/Ghostfishing_DFG.pdf).
- O'Donovan, S., N. C. Mestre, S. Abel, T. G. Fonseca, C. C. Carteny, B. Cormier, S. H. Keiter and M. J. Bebianno. 2018. Ecotoxicological Effects of Chemical Contaminants Adsorbed to Microplastics in the Clam *Scrobicularia plana*. *Frontiers in Marine Science*, **5** (143).
- Oehlmann, J., U. Schulte-Oehlmann, W. Kloas, O. Jagnytsch, I. Lutz, K. O. Kusk, L. Wollenberger, E. M. Santos, G. C. Paull and K. J. Van Look. 2009. A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **364** (1526): 2047-2062.
- Ogata, Y., H. Takada, K. Mizukawa, H. Hirai, S. Iwasa, S. Endo, Y. Mato, M. Saha, K. Okuda and A. Nakashima. 2009. International pellet watch: global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Marine pollution bulletin*, **58** (10): 1437-1446.
- Page, B., J. McKenzie, R. McIntosh, A. Baylis, A. Morrissey, N. Calvert, T. Haase, M. Berris, D. Dowie and P. D. Shaughnessy. 2004. Entanglement of Australian sea lions and New Zealand fur seals in lost fishing gear and other marine debris before and after

- Government and industry attempts to reduce the problem. Marine pollution bulletin, **49** (1-2): 33-42.
- Parton, K. J., T. S. Galloway and B. J. Godley. 2019. Global review of shark and ray entanglement in anthropogenic marine debris. *Endangered Species Research*, **39**: 173-190.
- Paul-Pont, I., C. Lacroix, C. G. Fernández, H. Hégarret, C. Lambert, N. Le Goïc, L. Frère, A.-L. Cassone, R. Sussarellu and C. Fabioux. 2016. Exposure of marine mussels *Mytilus spp.* to polystyrene microplastics: toxicity and influence on fluoranthene bioaccumulation. *Environmental Pollution*, **216**: 724-737.
- Pedà, C., L. Caccamo, M. C. Fossi, F. Gai, F. Andaloro, L. Genovese, A. Perdichizzi, T. Romeo and G. Maricchiolo. 2016. Intestinal alterations in European sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) exposed to microplastics: preliminary results. *Environmental Pollution*, **212**: 251-256.
- Pittura, L., C. G. Avio, M. E. Giuliani, G. d'Errico, S. H. Keiter, B. Cormier, S. Gorbi and F. Regoli. 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**: 103.
- PlasticsEurope. 2018. Plastics - the Facts 2018. An analysis of European plastics production, demand and waste data. [https://www.plasticseurope.org/application/files/6315/4510/9658/Plastics\\_the\\_facts\\_2018\\_AF\\_web.pdf](https://www.plasticseurope.org/application/files/6315/4510/9658/Plastics_the_facts_2018_AF_web.pdf).
- Prata, J. C., B. R. Lavorante, B. Maria da Conceição and L. Guilhermino. 2018. Influence of microplastics on the toxicity of the pharmaceuticals procainamide and doxycycline on the marine microalgae *Tetraselmis chuii*. *Aquatic toxicology*, **197**: 143-152.
- Raum-Suryan, K. L., L. A. Jemison and K. W. Pitcher. 2009. Entanglement of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in marine debris: Identifying causes and finding solutions. *Marine pollution bulletin*, **58** (10): 1487-1495.
- Rech, S., M. Thiel, Y. J. B. Pichs and E. García-Vazquez. 2018. Travelling light: Fouling biota on macroplastics arriving on beaches of remote Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific Subtropical Gyre. *Marine pollution bulletin*, **137**: 119-128.
- Richards, Z. T. and M. Beger. 2011. A quantification of the standing stock of macro-debris in Majuro lagoon and its effect on hard coral communities. *Marine pollution bulletin*, **62** (8): 1693-1701.

- Rist, S., A. Baun and N. B. Hartmann. 2017. Ingestion of micro-and nanoplastics in *Daphnia magna*—Quantification of body burdens and assessment of feeding rates and reproduction. *Environmental Pollution*, **228**: 398-407.
- Rist, S. E., K. Assidqi, N. P. Zamani, D. Appel, M. Perschke, M. Huhn and M. Lenz. 2016. Suspended micro-sized PVC particles impair the performance and decrease survival in the Asian green mussel *Perna viridis*. *Marine pollution bulletin*, **111** (1-2): 213-220.
- Rivera-Hernández, J. R., B. Fernández, J. Santos-Echeandía, S. Garrido, M. Morante, P. Santos and M. Albentosa. 2019. Biodynamics of mercury in mussel tissues as a function of exposure pathway: natural vs microplastic routes. *Science of the Total Environment*, **674**: 412-423.
- Rochman, C. M. 2015. The complex mixture, fate and toxicity of chemicals associated with plastic debris in the marine environment. *Marine anthropogenic litter*. Springer, Cham. 117-140.
- Romeo, T., B. Pietro, C. Pedà, P. Consoli, F. Andaloro and M. C. Fossi. 2015. First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. *Marine pollution bulletin*, **95** (1): 358-361.
- Ryan, P. 1988. Effects of ingested plastic on seabird feeding: evidence from chickens. *Marine pollution bulletin*, **19** (3): 125-128.
- Ryan, P. G. 1987. The incidence and characteristics of plastic particles ingested by seabirds. *Marine Environmental Research*, **23** (3): 175-206.
- Ryan, P. G., C. J. Moore, J. A. van Franeker and C. L. Moloney. 2009. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **364** (1526): 1999-2012.
- Schuyler, Q., B. D. Hardesty, C. Wilcox and K. Townsend. 2014. Global analysis of anthropogenic debris ingestion by sea turtles. *Conservation biology*, **28** (1): 129-139.
- Schuyler, Q. A., C. Wilcox, K. A. Townsend, K. R. Wedemeyer-Strombel, G. Balazs, E. van Sebille and B. D. Hardesty. 2016. Risk analysis reveals global hotspots for marine debris ingestion by sea turtles. *Global Change Biology*, **22** (2): 567-576.
- Shashoua, Y. 2008. Conservation of plastics: materials science. *Degradation and Preservation*.
- Shomura, R. S. and M. L. Godfrey. 1990. Proceedings of the Second International Conference on Marine Debris, 2-7 April 1989, Honolulu, Hawaii.
- Sigler, M. 2014. The effects of plastic pollution on aquatic wildlife: current situations and future solutions. *Water, Air, & Soil Pollution*, **225** (11): 2184.

- Sjollema, S. B., P. Redondo-Hasselerharm, H. A. Leslie, M. H. Kraak and A. D. Vethaak. 2016. Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth? *Aquatic toxicology*, **170**: 259-261.
- Smolowitz, R. J., L. N. Corps and N. F. Center. 1978. Lobster, *Homarus americanus*, trap design and ghost fishing. *Marine Fisheries Review*, **40** (5-6): 2-8.
- Straub, S., P. E. Hirsch and P. Burkhardt-Holm. 2017. Biodegradable and petroleum-based microplastics do not differ in their ingestion and excretion but in their biological effects in a freshwater invertebrate *Gammarus fossarum*. *International journal of environmental research and public health*, **14** (7): 774.
- Sussarellu, R., M. Suquet, Y. Thomas, C. Lambert, C. Fabioux, M. E. J. Pernet, N. Le Goïc, V. Quillien, C. Mingant and Y. Epelboin. 2016. Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **113** (9): 2430-2435.
- Technical Subgroup on Marine Litter, M. 2013. Guidance on monitoring of marine litter in European Seas. Joint Research Centre Scientific and Policy Reports, European Commission. Directive, Strategy Framework.: 128.
- Teuten, E. L., S. J. Rowland, T. S. Galloway and R. C. Thompson. 2007. Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental Science & Technology*, **41** (22): 7759-7764.
- Thevenon, F., C. Carroll and J. Sousa. 2014. Plastic debris in the ocean: the characterization of marine plastics and their environmental impacts, situation analysis report. Gland, Switzerland: IUCN, **52**.
- Thompson, R. C., C. J. Moore, F. S. Vom Saal and S. H. Swan. 2009. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **364** (1526): 2153-2166.
- Thompson, R. C., Y. Olsen, R. P. Mitchell, A. Davis, S. J. Rowland, A. W. John, D. McGonigle and A. E. Russell. 2004. Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, **304** (5672): 838-838.
- Van Cauwenberghe, L., M. Claessens, M. B. Vandegehuchte and C. R. Janssen. 2015. Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environmental Pollution*, **199**: 10-17.
- Van Sebille, E., C. Wilcox, L. Lebreton, N. Maximenko, B. D. Hardesty, J. A. Van Franeker, M. Eriksen, D. Siegel, F. Galgani and K. L. Law. 2015. A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters*, **10** (12): 124006.

- Verlis, K., M. L. Campbell and S. P. Wilson. 2013. Ingestion of marine debris plastic by the wedge-tailed shearwater *Ardenna pacifica* in the Great Barrier Reef, Australia. *Marine pollution bulletin*, **72** (1): 244-249.
- Vince, J. and B. D. Hardesty. 2017. Plastic pollution challenges in marine and coastal environments: from local to global governance. *Restoration Ecology*, **25** (1): 123-128.
- Waluda, C. M. and I. J. Staniland. 2013. Entanglement of Antarctic fur seals at Bird Island, South Georgia. *Marine pollution bulletin*, **74** (1): 244-252.
- Watts, A. J., M. A. Urbina, S. Corr, C. Lewis and T. S. Galloway. 2015. Ingestion of plastic microfibers by the crab *Carcinus maenas* and its effect on food consumption and energy balance. *Environmental Science & Technology*, **49** (24): 14597-14604.
- Weber, A., C. Scherer, N. Brennholt, G. Reifferscheid and M. Wagner. 2018. PET microplastics do not negatively affect the survival, development, metabolism and feeding activity of the freshwater invertebrate *Gammarus pulex*. *Environmental Pollution*, **234**: 181-189.
- White, D. 2006. Marine debris in Northern Territory waters 2004. WWF Australia.
- Wilcox, C., G. Heathcote, J. Goldberg, R. Gunn, D. Peel and B. D. Hardesty. 2015. Understanding the sources and effects of abandoned, lost, and discarded fishing gear on marine turtles in northern Australia. *Conservation biology*, **29** (1): 198-206.
- Wright, S. L., D. Rowe, R. C. Thompson and T. S. Galloway. 2013. Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. *Current Biology*, **23** (23): R1031-R1033.
- Yamashita, R., H. Takada, M.-a. Fukuwaka and Y. Watanuki. 2011. Physical and chemical effects of ingested plastic debris on short-tailed shearwaters, *Puffinus tenuirostris*, in the North Pacific Ocean. *Marine pollution bulletin*, **62** (12): 2845-2849.
- Zhang, C., X. Chen, J. Wang and L. Tan. 2017. Toxic effects of microplastic on marine microalgae *Skeletonema costatum*: interactions between microplastic and algae. *Environmental Pollution*, **220**: 1282-1288.
- Ziccardi, L. M., A. Edgington, K. Hentz, K. J. Kulacki and S. K. Driscoll. 2016. Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: A state-of-the-science review. *Environmental toxicology and chemistry*, **35** (7): 1667-1676.