

---

# - Microplásticos en el medio ambiente y su impacto en la cadena trófica

---

*Trabajo Final de Máster Nutrición y Salud*

---

Autor: José Antonio García Regueiro

Directora: Mercè Garí de Barbarà

---

1º Semestre de 2019



Aquesta obra està subjecta a una llicència de Reconeixement-NoComercial-SenseObraDerivada (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/es/deed.ca>)

# Índex

Resumen.....	3
Abstract .....	4
1 Introducción .....	5
1.1. Microplásticos .....	9
2 Objetivos .....	12
3 Metodología .....	13
4 Resultados .....	15
4.1. Microplásticos en el medio marino, bioacumulación y efectos toxicológicos.....	15
4.2. Presencia de microplásticos en agua embotellada.....	24
4.3. Métodos de análisis de micropartículas de microplásticos. ....	28
5. Discusión .....	32
6. Aplicabilidad y nuevas líneas de investigación.....	35
7. Conclusiones.....	37
8. Bibliografía .....	38

## Resumen

Los plásticos son materiales que se usan en múltiples actividades humanas. Una parte considerable de los plásticos se usan en la industria alimentaria para envasar alimentos, el ciclo de vida es corto en este caso y genera una cantidad muy elevada de residuos parte de los cuales se recicla. La contaminación por partículas de plásticos y los compuestos asociados es un hecho experimental. La presencia y distribución de partículas de microplásticos (MP) en el medio marino se ha contrastado al identificarlos en algas, invertebrados, peces y mamíferos marinos. El objetivo del presente estudio es conocer datos sobre el alcance de esta contaminación y las cantidades de partículas de MP que se detectan a lo largo de la cadena trófica, en especial en invertebrados y peces de consumo humano. La posible ingestión de MP en alimentos envasados se considera en el caso del agua embotellada. Se realizó una revisión bibliográfica para conocer el impacto y el grado de afectación en el medio marino, con el objetivo de comparar los resultados, los métodos de análisis y una estimación aproximada de la ingesta en la dieta humana. En todos los trabajos consultados se detectaron micropartículas de diferentes tamaños entre 5 mm y 10  $\mu\text{m}$  y los polímeros más abundantes fueron el polipropileno (PP), el polietileno (PE) y el poliestireno (PS). Las fibras y los fragmentos fueron las partículas más abundantes y en menor grado se observó la presencia de microesferas. Las partículas más numerosas fueron las del intervalo de tamaño 100 – 10  $\mu\text{m}$  lo que tiene una relevancia por su mayor potencial tóxico. La técnica analítica influyó en los resultados debido a la diferente capacidad de resolución, sensibilidad, intervalo espectral, interferencias y a la limitación para el análisis en poco tiempo una superficie tipo de 4 mm x 4 mm que puede contener más de 100 partículas de diferentes tipos. La mayor parte de los datos describieron la presencia en invertebrados marinos y en menor cantidad a lo largo de toda la cadena trófica. El agua embotellada contuvo cantidades elevadas de partículas, del orden de 200 – 10000 MP p/L; sin embargo, presentó una gran variabilidad al depender del proceso de preparación in situ de los envases. Las MP fueron tóxicas tanto para varias especies marinas como para células epiteliales y neuronales humanas.

### **Palabras clave**

*Microplásticos, ecosistema acuático, agua embotellada, métodos de análisis, toxicología, salud humana*

## Abstract

i

Plastics are used in multiple human activities. A considerable part of the plastics is used in the food industry for food packaging and the life cycle is short that generates a very high amount of plastic debris. The contamination of the environment by plastic particles and related compounds is a well-established fact. The presence and distribution of microplastic particles (MP) in the marine environment has been contrasted by identifying them in algae, invertebrates, fish and marine mammals. The objective of this study is to know data about the extent of this contamination and the amounts of MP particles that are detected along the food chain, especially in invertebrates and fish for human consumption. The possible ingestion of MP from food packaging was considered for bottled water as a reference data of the potential risk of different MP sources. A bibliographic review was carried out to know the impact and the degree of affectation in the marine environment, with the objective of comparing the results, the methods of analysis and a rough estimation of the intake in the human diet. In all the works consulted, microparticles of different sizes between 5 mm and 10  $\mu\text{m}$  were detected and the most abundant polymers were polypropylene (PP), polyethylene (PE) and polystyrene (PS). Fibers and fragments were the most abundant particles and to a lesser degree the presence of microspheres was observed. The most numerous particles were those in the size range 100 - 10  $\mu\text{m}$ , which is relevant because of its greater toxic potential. The analytical technique influenced the results due to the different capacity of resolution, sensitivity, spectral range, interferences and to the drawback of the analysis time needed for a surface type of 4 mm x 4 mm that could contain more than 100 particles of different types. Most of the data collected described the presence in marine invertebrates and in smaller quantity throughout the whole trophic chain. The bottled water contained high amounts of particles, of the order of 200 - 10000 MP p/ L; however, a great variability was observed related to the process of preparation in situ of the plastic bottles. MP were toxic for both marine species and human epithelial and neuronal cells.

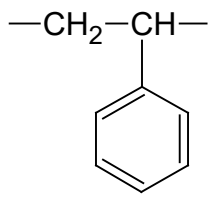
## Key words

*Microplastics, aquatic ecosystems, bottled water, analytical methods, toxicology, human health*

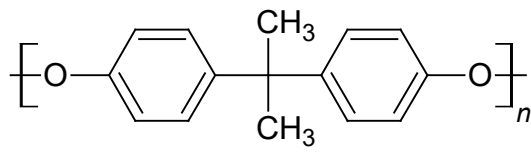
## 1 Introducció

Un plàstic se puede definir como un polímero generado a partir de la adición o la condensación de monómeros. Según el RD 118/2003 de 31 de enero de 2003 se entiende por materia plástica a “todo compuesto macromolecular orgánico obtenido por polimerización, policondensación, poliadición u otro procedimiento similar a partir de moléculas de peso molecular inferior o por modificación química de macromoléculas naturales”. Las moléculas de peso molecular inferior son los monómeros para las materias termoplásticas y materiales base para las resinas termoendurecidas. Los plásticos son materiales que se usan en aplicaciones que cubren casi todas las actividades humanas: construcción, electrónica, vehículos de transporte de todo tipo, salud, alimentación, materiales y equipos de obtención de energía, textil, invernaderos, herramientas, impresión 3D (PlasticsEurope, 2018). Nuestra sociedad no puede prescindir de los plásticos sin un coste inasumible en la situación actual. Quizás el principal problema es el ciclo de vida de este tipo de materiales y el tratamiento de los residuos que se generan, de modo especial en usos muy intensivos con un tiempo de vida muy corto como es el caso de materiales de un solo uso (envases, cubiertos, vajilla, bolsas...). Es necesario minimizar al máximo los residuos que llegan al medio ambiente para evitar riesgos importantes para los ecosistemas y su estabilidad a corto y largo plazo. El logro de este objetivo requiere producción de plásticos más adecuados para un ciclo de vida óptimo, menos aditivos, un uso limitado a las aplicaciones esenciales y la mejora del tratamiento de residuos en el contexto de la denominada economía circular.

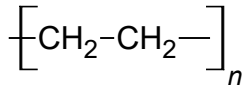
En la **Figura 1** se muestran algunos monómeros de plásticos comunes o muy utilizados. Las estructuras moleculares de los polímeros plásticos presentan una gran estabilidad química en función de la presencia o no de átomos de oxígeno o de nitrógeno en la cadena, lo que las hace más susceptibles a la degradación por ácidos, bases o, incluso, por enzimas microbianas. Los polímeros que contienen sólo átomos de carbono e hidrógeno sin dobles enlaces pueden presentar una estabilidad muy elevada.



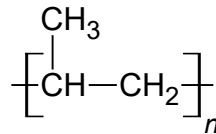
Poliestireno



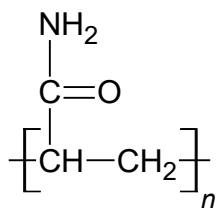
Polibisfenol A



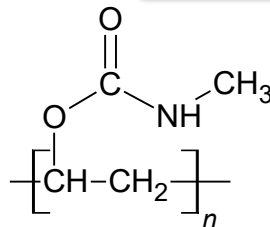
Polietileno



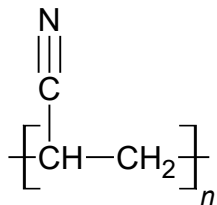
Polipropileno



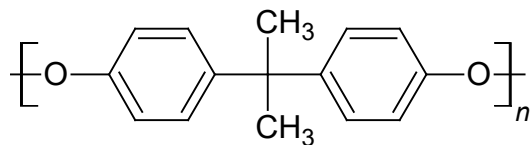
Poliacrilamida



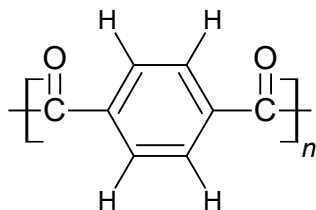
Polivinilmetilcarbamato



Poliacrilonitrilo



Polibisfenol A



Politerftalato (PET)

**Figura 1.** Estructura de monómeros de varios plásticos. En color resaltado naranja polímeros que contienen átomos de N.

En la **tabla 1** se muestran algunos de plásticos más comunes junto con sus monómeros.

**Tabla 1.** Algunos de los plásticos utilizados en varias aplicaciones y sus monómeros

Plástico	Polímero	Monómero	Monómero 2
PE	Polietileno	$H_2C=CH_2$	NA
PP	Polipropileno	$CH_3-CH=CH_2$	NA
PS	Poliestireno	Estireno	NA
PAMS	Poli(p-metilestireno)	Metilestireno	NA
PET	Poliestireno tereftalato	Ácido 1,4-bencenodioico	Etilenglicol
PIB	Poliisobutileno	Isobutileno	NA
PVAC	Poli acetato de vinilo	Acetato de vinilo	NA
PVC	Policloruro de vinilo	Cloruro de vinilo	NA
PA	Poliamidas	Hexametilendiamina	Hexanodioico
PCA	Policarbonato	Bisfenol A	$(OCH_3)_2-C=O$
Teflón	Politetrafluoroetileno	$F_2C=CF_2$	NA
PU	Poliuretano	Poli-isocianato	Poliol
PES	Poliésteres insaturados	Diácido	Diol
	Poli acetal	Formaldehído	Dioxalano
PSU	Polisulfona	Bis(4-clorofenil) sulfona	Sal (Na) Difenol

La tabla 2 muestra la temperatura de cristalización ( $T_g$ ) y aditivos usados en distintos plásticos que pueden migrar a alimentos. El valor de  $T_g$  nos indica la temperatura de transición del cristal del polímero y determina la flexibilidad de las moléculas de plástico. Valores bajos de  $T_g$  se asocian con una mayor velocidad de migración.

**Tabla 2.** Propiedades y aplicaciones de plásticos usados en alimentación

Polímero	$T_g$ (°C)	Posibles migraciones	Aplicaciones alimentos
LDPE	-20	Antioxidantes (BHA, BHT) * Antiéstáticos Pigmentos Antideslizantes	<b>Películas</b> <b>Bolsas de charcutería</b> <b>Envoltorios cereales</b>
HDPE	-20	Igual que LDPE	<b>Botellas</b> <b>Tapones</b> <b>Bolsas y envoltorios (LDPE)</b>
PP	+5	Antioxidantes Pigmentos Absorbentes UV	<b>Envoltorios caramelos</b> <b>Bolsas de aperitivos</b> <b>Botes de margarina</b> <b>Comida rápida</b>
PS	+90 +100	Estireno Absorbentes UV Modificadores (alto impacto)	<b>Bandejas de carne</b> <b>Galletas</b> <b>Contenedores de comida rápida</b>
APET	+67	Ácido tereftálico Trímeros de PET Catalizadores	<b>Botellas</b> <b>Bandejas para hornos</b>
PVC	+80	Estabilizadores Pigmentos Cloruro de vinilo	<b>Película para carne y queso</b>
PC	149	Bisfenol A Emulsionante Antioxidantes	<b>Botellas</b> <b>Envoltorios</b> <b>Bandejas para hornos</b>

Si la temperatura es inferior al valor de Tg las moléculas del polímero están rígidas (estado cristalino) y la probabilidad de que migre una molécula a través de un hueco es más baja. Por el contrario, a temperaturas superiores a la Tg existe mayor flexibilidad y migración. Así, podemos definir a los plásticos como termoplásticos (PET, PE, PP, PVC, PS...) que son aquellos que se pueden moldear en caliente y que al enfriarse conservan la estructura del molde, el cual puede ser de nuevo calentado para modificar su forma, y en “*thermosets*” (termoendurecidos) (PUR, Poliésteres insaturados, resinas epóxido, resinas de melamina, resinas acrílicas...) que al calentarse sufren reacciones químicas que modifican su estructura tridimensional y que no se pueden volver a fundir ni moldear.

La base de aprobación de uso de un plástico se basa en estudios de migración en los que se establecen unos valores (mg/Kg) que no se pueden superar según la legislación europea o de otros países (Directiva del Consejo de 18 de octubre de 1982, 82/711/CE, Brydson, 1999, Lau y Wong, 2000, Helmroth et al. 2002, Pichardo et al. 2012) En los ensayos descritos en la legislación no se contempla la migración de *microplásticos* o *nanoplásticos* al producto. Los estudios de migración se basan en la presencia de monómeros y de algunas moléculas asociadas a un plástico específico, pero no de oligómeros o partículas.

Los plásticos que se encuentran en el medio ambiente se pueden clasificar en dos clases: primarios y secundarios. Los plásticos primarios son aquellos que se introducen en el medio ambiente por su uso directo como es el caso de los productos de higiene personal, restos o componentes de la migración de desechos de alimentos, residuos de la impresión 3D, partículas en atmósferas de plantas de producción industrial, producción agrícola y contaminación atmosférica entre otras fuentes. Los plásticos secundarios son lo que se forman en el medio ambiente a partir de residuos de plásticos que se han usado en aplicaciones que no provocan su acceso directo al medio ambiente como es el caso de envases, tapones, residuos de construcción, materiales de un solo uso, tubos, redes, cuerdas, material sanitario; el reciclado de estos materiales es el punto crítico para evitar su entrada en el medio ambiente.



## 1.1. Microplásticos

Los Microplásticos (MP)<sup>1</sup> son partículas provenientes de plásticos con diferentes formas y tamaños comprendidos entre los 5 mm y los 0,001 mm (1,0 µm). Entre 5 mm y 1 µm se denominan *microplásticos*, entre 1 µm y 100 nm *nanoplásticos*. Se producen por degradación mecánica y química del plástico en todo tipo de procesos de producción, usos, plantas de depuración de aguas depuradas en agricultura y de todo tipo de aplicaciones industriales y comerciales. También es importante el procedimiento de reciclado de cada plástico que exige una clasificación en las plantas de tratamiento.

La mayoría de los estudios sobre microplásticos se centran en el impacto en el medio ambiente y en gran medida en el medio marino. El efecto y la presencia en los alimentos envasados en plástico no ha recibido la misma atención excepto en el agua embotellada en recipientes de plástico. Hay menos estudios del efecto potencial de las partículas de plásticos en suspensión en la atmósfera de las ciudades o en los procesos cotidianos donde se corta, se envuelve y se transportan diferentes objetos con plásticos.

La presencia de MP se ha detectado en diferentes partes de los ecosistemas marinos y terrestres, principalmente en el marino: arena de playa, sedimentos, zooplancton, invertebrados y peces (EFSA, 2016, Santillo et al. 2017, Martellini et al 2018). La bioacumulación se produce por absorción a través de las branquias en peces, por ingestión mediante filtración (mejillones e invertebrados bentónicos) y por depredadores que ingieren presas que contienen microplásticos (Foley et al. 2018).

La presencia de MP en vieiras es un ejemplo de la existencia de este tipo de contaminación, se ha demostrado la presencia de MP en hepatopáncreas y en menor grado en la zona renal (Al-Sid-Cheick et al. 2018). Un metaanálisis del contenido de MP en invertebrados marinos apoya la evidencia científica de su presencia en numerosas muestras biológicas marinas sobre todo en *Mytillus edulis* (mejillones), en *Daphnia magna* y en *Oestra edulis* (Foley et al. 2018). La cantidad de estudios sobre la presencia de partículas de MP han aumentado en los últimos años (He et al. 2018, University of Bayreut, 2018). Courtene-Jones (2019) muestran la bioacumulación de MP durante cuatro décadas (1976-2015) en los invertebrados *Ophiomusium lymani* y

---

<sup>1</sup> En este trabajo se identificarán los Microplásticos que engloban tanto *microplásticos* (5 mm – 1 µm) como *nanoplásticos* (1 µm – 100nm) con el símbolo **MP**. Mientras que las dos clases se identificarán con la expresión completa, pero con minúsculas y en cursiva.

*Hynemaster pellucidus* del fondo marino Rocjall Trough situado al noroeste del Reino Unido a casi 58° de latitud norte. Estudios toxicológicos en mejillones y ratones muestran la distribución tisular, las rutas de excreción y algunos efectos de estos contaminantes en invertebrados y su riesgo para la salud humana (Wang et al. 2019). Por el contrario, existen estudios que discrepan de la toxicidad potencial en el ser humano, así como de su riesgo ambiental (BfR 2018)

Existe un debate intenso sobre los riesgos de la contaminación ambiental de los MP sobre los seres vivos de los distintos ecosistemas. El estudio "***A scientific perspective on microplastics in nature and society***" de la organización **SAPEA** (2019) [<https://www.sapea.info/topics/microplastics/>] indica que el riesgo no está bien establecido y que en la actualidad el impacto es muy reducido; a pesar de esta conclusión, consideran que puede ser un problema grave a partir del año 2030 y que requiere estudios mejor diseñados tanto en experimentos in vitro como en la mejora de los métodos de análisis de MP en animales, suelo, agua y plantas. El BfR (2018) (Bundesinstitut für Risikobewertung) en un comunicado de 29.10.2018 da una opinión similar.

Otros autores, como Scott (2019), consideran que las personas estamos ingiriendo MP a través de nuestros alimentos. Hemos de considerar que los alimentos están en contacto con varios tipos de plásticos desde los invernaderos hasta los envases, y además estamos expuestos a otras fuentes dado que los materiales plásticos son ubicuos en muchos materiales y en productos como los cosméticos o de cuidado personal. Los Estados Unidos de América del Norte prohibieron en julio de 2018 el uso de micro-perlas "microbeads" de plástico en este tipo de productos. La UE los prohibirá, probablemente, en el año 2021. Vethaak & Heather (2016) consideran que el impacto de los residuos de plástico en la salud humana es una prioridad, en este sentido el *Germany's Ministry of Education and Research* ha financiado 18 proyectos sobre el efecto de los plásticos en el medio ambiente. Los microplásticos forman parte de las prioridades de investigación de la Agencia Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) [Programa Horizon 2020 (enero 2017)] (Kass et al. 2017).

Los MP no son solo un riesgo como tales, también se pueden asociar a riesgos indirectos debidos a la adsorción de compuestos hidrofóbicos contaminantes (PCBs, PAHs...), aditivos y colorantes presentes en el propio plástico (como es el caso de la presencia de metales como el antimonio Sb en PET), monómeros como el Bisfenol A que se usa en el policarbonato, y la presencia de bacterias en la superficie de los MP (McCormick et al. 2014).

Una de las dificultades mayores para discernir el riesgo de los MP es la escasez de datos comparables y la discutida fiabilidad de estos. Aunque se dispone de métodos analíticos, los procedimientos para identificar y cuantificar MP no han alcanzado el nivel de validación necesario. Las técnicas más utilizadas son la microespectroscopía Raman ( $\mu$ -Raman), la espectrometría en el infrarrojo con transformada de Fourier (FTIR) y la pirólisis acoplada a la cromatografía de gases y espectrometría de masas (pirólisis-GC/MS) (Fries et al. 2013). La técnica de  $\mu$ -Raman es la que se considera más adecuada, permite identificar partículas en el intervalo de  $1\mu\text{m} - 5\text{ mm}$  en pequeñas áreas de la superficie gracias al empleo de la microscopía, los espectros Raman son característicos para cada tipo de microplástico (Anger et al. 2018; He et al. 2018). Las dificultades mayores de la  $\mu$ -Raman son la resolución basada en la distancia entre partículas, la longitud de onda de radiación de la muestra y la reducción del ruido de la señal provocada por la propia muestra debida a la fluorescencia de la propia muestra. La importancia del estudio de los MP se pone de manifiesto en el desarrollo de equipos comerciales diseñados específicamente para este fin por las empresas referentes en la instrumentación química: Bruker (2018), Agilent con equipos de laboratorio y campo (2019), Perkin-Elmer con equipos de laboratorio (2014).

Este trabajo pretende recoger, comparar y valorar resultados de la presencia de MP en el medio marino y su distribución en diferentes ambientes y hábitats del ecosistema marino. El debate sobre los riesgos de los MP para la salud humana está condicionado por los intereses económicos, políticos y la necesidad real de la utilización del plástico en diferentes procesos tecnológicos y sobre todo en el campo de la sanidad. Es importante observar si su uso en la industria alimentaria es razonable y, dado su impacto en la naturaleza, si debiera ser la actividad en la que es más aconsejable la retirada progresiva del uso de plásticos. La estimación del riesgo en sistemas complejos y caóticos, como el de la contaminación por MP, es impredecible en términos matemáticos dado que no es un proceso lineal exento de ergodicidad, pero para poder argumentar la toma de decisiones son necesarios argumentos que apoyen este escenario futuro. Un trabajo final de Máster es limitado en cuanto a tiempo y capacidad de recopilar información suficiente, pero puede aspirar a poner de manifiesto la gran dispersión de los datos, su difícil comparación y la ausencia de un acuerdo sobre la toxicidad lo que se traduce en un retraso para la toma de decisiones efectivas.

## 2 Objetivos

**El objetivo principal de este estudio es elaborar una revisión bibliográfica de publicaciones que traten sobre la presencia de MP de diferentes orígenes en ecosistemas acuáticos con incidencia en la cadena trófica.**

Los objetivos específicos son:

- Analizar cualitativa y cuantitativamente los datos obtenidos de MP en el medio marino con especial incidencia en algunos organismos marinos
- Valorar la exposición a microplásticos en agua embotellada como referencia para comparar la exposición directa con la que se produce a través de la cadena trófica
- Comparar algunos estudios que aporten evidencia científica de la toxicidad en diferentes especies, células o tejidos con especial énfasis en el ser humano
- Valorar la fiabilidad de los procedimientos analíticos para la identificación y cuantificación de MP (micro y nano) en muestras de invertebrados marinos y de tejidos y vísceras de peces

### 3 Metodología

- **Bases de datos:**

*Scifinder* : <https://sso.cas.org/as/Ozzb4/resume/as/authorization.ping>

*Science Direct* : <https://www.sciencedirect.com/>

*Google Scholar* : <https://scholar.google.es/>

*Biblioteca UOC*:

[http://cv.uoc.edu/webapps/UocBLTI\\_c/BLTIConsumer?provider=provider\\_biblioteca&s=23b9ce2d70ee93ceaf5c1febae3ce10ee10ff034c2d65b4e7e8fb8ba08a87528781ff9c98b849613737514b5d52b046420a2edbccebfd5379891704d7ea96668](http://cv.uoc.edu/webapps/UocBLTI_c/BLTIConsumer?provider=provider_biblioteca&s=23b9ce2d70ee93ceaf5c1febae3ce10ee10ff034c2d65b4e7e8fb8ba08a87528781ff9c98b849613737514b5d52b046420a2edbccebfd5379891704d7ea96668)

**Revistas:**

*Water Research*

*Marine Pollution Bulletin*

*Environmental Science & Technology*

*Environmental Pollution*

*Environmental Research*

*Science of Total Environment*

- **Palabras clave:** *microplastics, nanoplastics, residues, pollution, ocean, sea, marine environment, phytoplankton, invertebrates, mussels, sediments, fibres, fragments, particles, intake, toxicology, excretion, food chain, food packaging, Raman spectroscopy, FTIR, GC/MS, mass spectrometry, analysis of microplastics, metanalysis, EFSA, EU directives*

- **Criterios de selección:**

La selección de los artículos de distribución de MP en el medio marino se ha efectuado en base a revisiones de estudios con descripción de las especies (algas, invertebrados y peces), las concentraciones de MP y la descripción de los métodos de análisis.

Los artículos sobre los métodos analíticos se han seleccionado por la información sobre la validación del método, así como la descripción de las fuentes de error y las limitaciones de las técnicas más utilizadas como la  $\mu$ -Raman y la FTIR.

Los artículos sobre agua embotellada se seleccionaron aquellos que incluyeron varias marcas de agua comercial, así como descripción de las concentraciones de partículas, clasificación de los tamaños y posible presencia de aditivos provenientes del envase.

Se han seleccionado algunos artículos con descripción de efectos ecotoxicológicos y toxicología en células humanas. En estos casos los estudios han presentado evidencia científica en modelos animales o en cultivos celulares.

Se han obtenido un número elevado de artículos, pero no se ha dispuesto de tiempo para su lectura completa de todos ellos. En los artículos no incluidos en las tablas se ha leído el resumen para seleccionar en una segunda fase nuevos artículos para ampliar el estudio con una lectura más detallada que ayude a completar los resultados y conclusiones derivadas de los primeros.

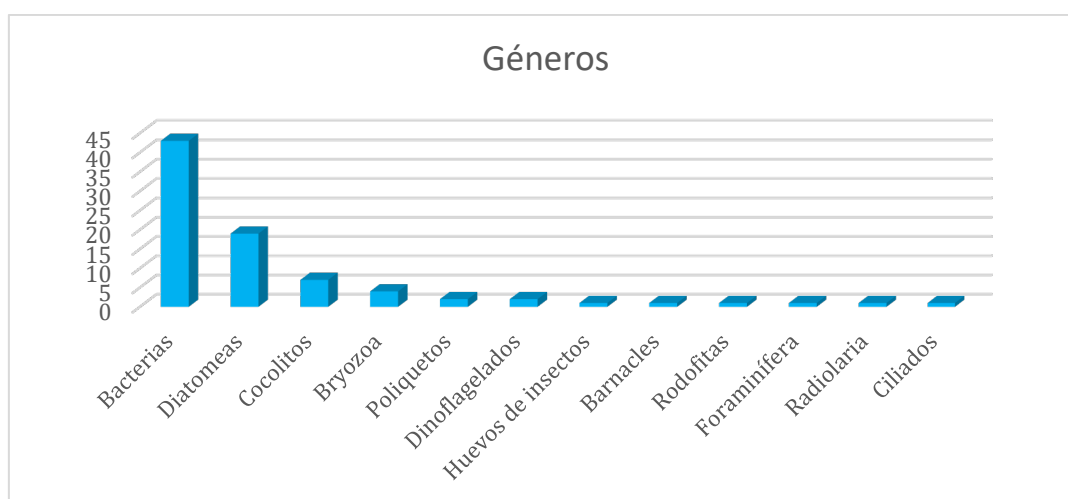
- **Sistema de lectura crítica:**

Los diferentes artículos seleccionados tenían que incluir información adecuada en cuanto al diseño experimental estadístico. Los estudios que no incluían blancos se han considerado de menor validez, en el caso de los artículos sobre agua embotellada era una condición excluyente. La comparación de los datos se fue compleja ya que las unidades no fueron equivalentes en muchos trabajos, así como el tratamiento de las muestras, las diferentes metodologías de identificación del polímero, las técnicas de muestreo y los modelos experimentales. Una dificultad adicional es el estudio de especies muy diferentes en el medio marino en los diferentes trabajos, si bien el mejillón fue una de las especies escogidas para el control de la contaminación. En el caso de metaanálisis se escogió un artículo con un modelo estadístico adecuado para este tipo de estudios, aún y así los datos que incluía provenían de trabajos en los que los modelos experimentales eran muy diferentes, pero los habían seleccionado previamente con criterios que incluían datos y modelos comparables estadísticamente.

## 4 Resultados

### 4.1. Microplásticos en el medio marino, bioacumulación y efectos toxicológicos

En el año 2016 la producción de plásticos fue de 335 millones de Tm y la cantidad de residuos vertidos a los océanos se estimó en 8 millones de Tm/año (Wang et al., 2019). Foley et al. (2018) compararon, en un estudio de metaanálisis, los efectos de los microplásticos en varios grupos taxonómicos del medio marino a partir de 234 publicaciones de las que se seleccionaron 29 mediante los criterios siguientes: estudio del efecto directo de la ingesta de microplásticos en el consumo, crecimiento, reproducción y supervivencia; experimentos con un grupo control, datos que incluyeron tamaño de la muestra, media y valores de la varianza. La mayoría de los estudios fueron in vitro y se usaron microplásticos tanto de formas redondeadas como lineales. Se aplicó la prueba de Hedge's g para determinar la tendencia e intensidad del efecto. La correlación significativa ( $P < 0,0001$ ) se dio entre el crecimiento y la exposición máxima. Otras correlaciones con menor probabilidad fueron el consumo y la exposición máxima a microplásticos ( $P \leq 0,01$ ), el tamaño del plástico ( $P \leq 0,34$ ) y la temperatura ( $P \leq 0,23$ ). La supervivencia no mostró correlación con la temperatura, la exposición y tamaño. La Figura 1 muestra los géneros más afectados.



**Figura 1.** Número de géneros asociados a la presencia de microplásticos en el hábitat pelágico. Basado en Reisser et al. (2014)

La tabla 3 muestra los estudios más destacados en los que se basa el análisis de resultados en el ecosistema marino.

Tabla 3. Estudios de toxicología y de medio ambiente.

MP Tamaño de partícula Tipo de partículas	Tipo de muestras Método de análisis	Toxicología/Efectos observables	Concentraciones	Clase de estudio	Publicación
PVC 1 µm - 1 mm Microesferas	<i>Skeletonema costatum</i>  SEM	Reducción del contenido de clorofila y la eficiencia de la fotosíntesis. La oscuridad no afecta a la reducción del crecimiento. Las partículas de PVC de 1 µm reducen el crecimiento en un 40%, se atribuye a la adsorción y a la agregación. Las partículas de 1 mm no afectan al crecimiento.		Estudio experimental en laboratorio con cultivo del alga en condiciones controladas	Zhang et al. 2017
PS, PE, PVC, HDPE, PP, 0,055-5000 µm Fragmentos, esferas, fibras	Varios (base 690 especies según (Provencher et al. 2017), en los trabajos el número es mucho menor. Fitoplancton, crustáceos, poliquetos, moluscos, peces, tortugas, mamíferos, pájaros.  Según publicación	Revisión de 39 artículos con datos sobre cantidad de MP y localización, efectos biológicos tanto en medio marino como en aguas continentales, interacción con otros contaminantes. Valoración de la transferencia trófica.	Se incluyen datos de ambientes naturales marinos (con 0,27 partículas/g de tejido fresco a 1,2 partículas/g de tejido fresco) y de aguas continentales (0,2-129 MP p/g de tejido fresco; en el caso de pájaros: 4,3 partículas/pájaro. El resto de los estudios son de experimentos controlados con ingestas conocidas para valorar los efectos: 0-1100 mg/L en el agua.	Revisión	Wang et. (2019)
PS 0,5 µm y 50 µm Microesferas	Ratones  Biomarcadores: triglicéridos, colesterol total, piruvato. Flora: <i>Firmicutes</i> , <i>α-Proteobacteria</i> , <i>Actinobacteria</i> . mRNA hepático	Inducción de disbiosis en la flora intestinal y cambios en el metabolismo hepático	100 µg/L (1,456 x 10 <sup>10</sup> p/L) para partículas de 0,5 µm    1000 µg/L (1,456 x 10 <sup>4</sup> p/L) para partículas de 50 µm	Estudio de modelo animal con ratones 5 Grupos (1 control) expuestos a dos tamaños de partículas. Duración: 5 semanas. Biomarcadores lípidos, peso corporal, flora en heces	Lu et al. (2018)



PE, PS (adicional: experimentos con grafeno) 3 - 10µm y 16 µm Microesferas 3-16 µm, junto con NPs (100-600 nm); 10 µm PS con NPs (40-250 nm)	Citotoxicidad en células cerebrales (T98G) y epiteliales (HeLa)  In vitro toxicidad: 25.000 células/pocillo, 24-4h, HCA (High Content Analysis) CellInsight NXT/HCS. Se estudia la viabilidad y ROS (ensayo citotóxico con DHE)	PE induce un 40% de ROS a 0,05 mg/mL y 25% a 0,1 mg/mL. PS induce un 20-25% a 0,05-0,1-1 mg/mL y un 90% a 10 mg/L en células cerebrales. En HeLa PS 90% a 10 mg/L. El valor de EC50 PE: 41,22 mg/L (T98G) y 40.96 mg/L (HeLa). PS EC50 PE: 9,617 mg/L (T98G) y 13,56 mg/L (HeLa)	10 ng/mL - 10 µg/mL	Estudio celular in vitro	Schirinzi et al. (2017)
MP fragmentos, fibras y perlas No se dan datos de los polímeros 0,3 - 5 mm	Muestras de contenido intestinal de delfines varados en la costa  Estéreo microscopía con software de análisis de imagen  No hay blancos	No se encontró correlación entre la presencia de MP y la longitud y sexo del delfín	No se dan datos de concentraciones en tejidos	Estudio del contenido estomacal de delfines en las costas de Galicia	Hernández-Gonzalez et al. (2018)
PES PTFE Fibras textiles Colores: azul y negro	Pesca convencional de caballa en las islas Canarias. Profundidad: 40 - 50 m Se analizó en intestino Estéreo-microscopía FTIR	Presencia en caballa de MP No hay valoración de riesgo en consonancia con la ausencia de la valoración del riesgo por las entidades internacionales. Pero dado que no se come el intestino se consideró, sin más datos, un riesgo muy bajo para la salud humana	Valor medio: 2,17 items/pez Medianas: Lanzarote: 2,55 items/pez Gran Canaria: 1,78 items/pez	MP en caballa de las islas de Gran Canaria y Lanzarote	Herrera et al. (2019)
PP y PE	Mejillones Sepia <i>Ruditapes decussatus</i> <i>Crassostrea gigas</i> <i>Hexaplex trunculus</i> <i>Bolinus brandaris</i>  Estéreo-microscopía FTIR	Ingesta anual estimada para la población tunecina 80 g. Con los datos de este estudio entre 22 - 44 items/persona/año	Mejillones: 800 MP/Kg ww Sepia: 700 MP/Kg ww <i>R. decussatus</i> : 1400 MP/Kg ww <i>Crassostrea gigas</i> : 1400 MP/Kg ww <i>Hexaplex trunculus</i> : 750 MP/Kg ww <i>Bolinus brandaris</i> : 900 MP/Kg ww	MP en moluscos comerciales en el lagoon Bizerte (Túnez)	Abidli et al. (2019)
PE, PP, PS, PUR, PET, etinilo vinil acetato, PVC, ABS y fluorocarbonos Se detectaron tanto macroplásticos como microplásticos 0,33 - 40 mm	Estaciones en aguas marinas de las costas del Norte de Cataluña, Cartagena y Almería (Campo de Dalías)	No hay ningún dato sobre efectos en seres vivos Se destaca la mayor cantidad de MP en la desembocadura del Tordera en comparación con la del río Besós	Norte de Cataluña: 0,04 mg/m <sup>2</sup> Almería: 0,07 mg/m <sup>2</sup> Cartagena: 0,05 mg/m <sup>2</sup>	MP flotantes y agregados en el Mediterráneo Occidental	De Haan et al. (2019)

<p>0,1 – 5 mm Fibras y fragmentos Colores: claros y en menor grado negro y azul PET, PA, PVC, PP, PAN, PE</p>	<p>Muestras de la columna de agua Zooplankton y MP en suspensión Peces pelágicos (sardina y anchoa) En los peces se analizó el tracto intestinal (estómago) Espectroscopía FTIR</p>	<p>El 98% de las sardinas y anchoas presentaron MP con tamaños mayoritarios en el intervalo 0,5 1,5 mm Columna de agua: 1,81 ± 1,42 mm Sardinas: 1,77 ± 1,67 mm Anchoas: 1,81 ± 1,52 mm Mucha más cantidad de fibras que de fragmentos PET (más abundante de todos los MP)</p>	<p>Columna agua: 0,23 ± 0,20 MP/m<sup>3</sup> Sardinas: 0,20 ± 0,69 MP/m<sup>3</sup> Anchoas: 0,11 ± 0,31 MP/m<sup>3</sup> Columna de agua: color claro 51% Sardinas: color claro 59% Anchoas: color claro 45%</p>	<p>MP en la columna de agua y tractos intestinal de peces pelágicos en el golfo de León</p>	<p>Lefebvre et al. (2019)</p>
<p>PETE, HDPE, PVC, LDPE, PP, PS 0,05 – 5 mm Fragmentos, fibras</p>	<p>Estudios de migración de aditivos a alimentos en condiciones diferentes. Las condiciones pueden ayudar a valorar la potencial en el medio ambiente</p>	<p>Riesgo aumentado por los aditivos (plastificantes, retardantes de llama, estabilizadores, agentes deslizantes, lubricantes, agentes de soplado, biocidas, colorantes) en los plásticos y la capacidad para adsorber contaminantes como metales, PCBs, PAHs, DDTs, antibióticos.</p>	<p>Corriente Kuroshio (Pacífico N): 0 -3,52 x 106 piezas/Km<sup>2</sup>  En la celda central de presiones del Pacífico Norte: 3,34 x 105 piezas/Km<sup>2</sup></p>	<p>Overview de aditivos químicos en plásticos: migración e impacto ambiental (uso, comercialización y reciclado)</p>	<p>Hahladakis et al. (2018)</p>
<p>PE, PP, PVC, PS, PET, PA6, PA66 0,02-1 mm 1-5 mm Todos los tipos</p>	<p>Ensayos en laboratorio sobre la degradación en condiciones ambientales, adsorción de metales, PAHs, PCBs, DDTs. Datos de muestras ambientales tanto de MP como de contaminantes asociados</p>	<p>Interacciones entre contaminantes químicos y metales con MP. Efectos en organismos marinos no descritos, especulación sobre el impacto del transporte de contaminantes en la cadena trófica y el potencial riesgo de los MP. Se destaca la necesidad de nuevos métodos y de nuevos enfoques en el estudio de los MP</p>	<p>Las concentraciones se sitúan en el intervalo de <b>0,05 x 10<sup>5</sup> – 7,58 x 10<sup>5</sup> items/Km<sup>2</sup></b> en aguas de superficie. El dato más elevado es: <b>900324 items/Km<sup>2</sup></b> en las Islas Baleares (Ruiz-Orejón et al. 2018) Se resalta que las unidades de los datos y la ausencia de métodos standard no permiten un análisis estadístico fiable</p>	<p>Revisión de la química de los MP en el ambiente marino</p>	<p>Guo y Wang (2019)</p>
<p>1,7-24,3 mm, mediana: 3,2 mm  Introducen el término <b>epiclásico</b> para describir los MP de entre 2 µm – 400 µm presentes en diatomeas e invertebrados  No se identifican los polímeros de plástico</p>	<p>Microscopía electrónica SEM Estudio del color de los plásticos Se controla la contaminación atmosférica para evitar errores</p>	<p>Presencia en diatomeas (14 géneros), gusano marino, EN huevos de Halobates sp. En bacterias, cianobacterias.</p>	<p>No hay datos de concentraciones. Se indica la abundancia o frecuencia en valores de items por mm<sup>-2</sup>. Los valores más elevados se encontraron en bacterias: 1833 y en diatomeas 1188 por mm<sup>-2</sup>. Los más bajos en dinoflagelados</p>	<p>MP en microorganismos e invertebrados de ambientes pelágicos de las costas de Australia</p>	<p>Reisser et al. (2014)</p>
<p>MP PA, Poliéster, acrílico, PE y PS Tamaño: 0,21 - 4,90 mm La mayoría fueron fibras con menor incidencia de fragmentos</p>	<p>FTIR microscopía en modo de transmisión Tratamiento de las muestras mediante enzimas hidrolíticas Identificación del color</p>	<p>MP en <i>Ophiomusium lymani</i> y <i>Hymenaster pellucidus</i>. Se demuestra un efecto de ingestión de MP, pero solo un 16% de los MP se consideran de origen sintético, el resto se identificaron como partículas de origen natural</p>	<p>2015: 2,11 MP/g ww 2013: 4,61 MP/g ww 1995: 2,11 MP/g ww 1990: 2,48 MP/g ww 1985: 2,55 MP/g ww 1980: 2,51 MP/g ww 1976: 1,96 MP/g ww</p>	<p>MP ingestión por invertebrados marinos <i>Ophiomusium lymani</i> y <i>Hymenaster pellucidus</i> durante el periodo 1976-2015</p>	<p>Couterne-Jones et al. (2019)</p>

MP	<p>Mejillones del estuario del río Po, del estuario del río Tagus de Portugal y del delta del río Ebro.</p> <p>Digestión ácida de las muestras con nítrico y mezcla de ácidos. Análisis de MP mediante (comprobar)</p>	<p>Probable ingesta de MP al comer mejillones provenientes de varios países de Europa. Del orden de 1 partícula por 10 g de peso húmedo</p>	<p>Concentración media: <math>0,18 \pm 0,14</math> MP/g de peso húmedo (mezcla de ácidos) y de <math>0,12 \pm 0,04</math> MP/g de peso húmedo (ácido nítrico)</p> <p>En el estudio en cinco países europeos: <math>0,13 \pm 0,14</math> MP/g de peso húmedo</p>	<p>Mejillones de estuarios y deltas de Europa. Estudio ampliado a muestras de Dinamarca, Francia, España, Italia y Holanda</p>	<p>Vandermeersch et al. (2015)</p>
MP 1 mm	<p>Tejido blando de mejillones (<i>Mytilus edulis</i> y <i>Crassostrea gigas</i>)</p>	<p>Ingesta del orden de 11000 MP/año en consumidores de bivalvos y crustáceos. Problemas para establecer el riesgo de los MP por la complejidad de la valoración aislada del riesgo</p>	<p>Mejillón: <math>0,36 \pm 0,07</math> partículas/g <i>C. gigas</i>: <math>0,47 \pm 0,16</math> partículas/g</p>	<p>Mejillones y bivalvos de Europa</p>	<p>Van Cauwenberghe et al. (2014)</p>

Wang et al. (2019) evaluaron los efectos ecotoxicológicos en un trabajo de revisión que abarcó la cadena trófica acuática. Las partículas de microplásticos de menor tamaño se asociaron con efectos más adversos en el crecimiento de las algas. Las microesferas de PVC contribuyeron a la reducción de la clorofila y una eficiencia menor de la fotosíntesis. Las algas formaron heteroagregados con micropartículas de plástico a causa de la liberación de polisacáridos extracelulares pegajosos (“sticky”) (Long et al. 2017). El estrés oxidativo se asoció con la ingesta o presencia de micropartículas (Lagarde et al. 2016, Mao et al. 2019), este efecto produjo el aumento de radicales libres.

Lu et al. (2018) estudiaron el efecto de la ingesta de microplásticos de poliestireno (dos grupos con partículas de 0,5  $\mu\text{m}$  y 50  $\mu\text{m}$ ) en la microbiota intestinal y el metabolismo lipídico hepático de ratones. Los tamaños de partícula usados se escogieron por la similitud con algunos empleados como micro-perlas “*microbeads*” en cosmética o en productos de higiene personal. Observaron una disminución de la secreción de mucosa intestinal junto con alteraciones importantes en la estructura histológica. Además, la síntesis de triglicéridos y colesterol total fue menor, en cambio se produjo un aumento de la formación de piruvato y la disbiosis de la flora intestinal (basada en las especies: *Firmicutes*, *Proteobacteria*, *Actinobacteria*).

Abidli et al. 2019 estudiaron la presencia de MP en mejillones en el lagoon Bizerte (Túnez). Las concentraciones en **items/Kg peso húmedo** fueron de: **703,95  $\pm$  109,80 y 1482,82  $\pm$  19,20**. Suaria et al. (2016) estiman que en el mar Mediterráneo se encuentra niveles de 1,25 millones items/Km<sup>2</sup>. Se analizaron muestras, recogidas manualmente, de 6 especies en el lagoon Bizerte. Mejillones, sepia, *Ruditapes decussatus*, *Crassostrea gigas*, *Hexaplex trunculus*, *Bolinus brandaris*. Estas muestras se recogieron manualmente. Los tejidos se limpiaron con agua bidestilada y se trataron alícuotas de 200 mL con 10% KOH. La filtración se efectuó con papel Whatman GF/C 1  $\mu\text{m}$  de poro, 47 mm de diámetro. El análisis con estéreo-microscopía y FTIR para identificar los polímeros. Se detectaron fibras, fragmentos y films, con colores: blanco, claro, azul, negro, rojo, verde y amarillo; así como 3 grupos de tamaños de partículas: 0,05 - 0,1 mm, >0,1 - 1mm, >1 - 5 mm. La tabla 4 muestra los datos más relevantes. El color mayoritario de las fibras en todas las especies fue el negro. Las fibras representaron un 91,30% de todos los MP, con un tamaño de 1,09  $\pm$  0,31 mm, que en el caso de los fragmentos fue de 0,21  $\pm$  0,15 mm y en el de los filmes de 0,5  $\pm$  0,68 mm. Los MP más abundantes se encontraron en el intervalo de 0,1 - 1 mm y los polímeros mayoritarios fueron: PP y PE.

**Tabla 4.** Concentraciones de MP en diferentes especies del lagoon Bizerte (Túnez)

<b>Especie</b>	<b>MPs/Kg w.w</b>	<b>Tipo MP</b>
<b><i>Mytilus galloprovincialis</i></b>	<b>800</b>	<b>Fibras</b>
<b><i>Crassostrea gigas</i></b>	<b>1400</b>	<b>Fibras</b>
<b><i>Ruditapes decussatus</i></b>	<b>1400</b>	<b>Fibras</b>
<b><i>Hexaplex trunculus</i></b>	<b>750</b>	<b>Fibras</b>
<b><i>Bolinus brandaris</i></b>	<b>900</b>	<b>Fibras</b>
<b><i>Sepia officinalis</i></b>	<b>700</b>	<b>Fibras</b>

Adaptado de Abidli et al. (2019)

La ingesta media de moluscos de la población tunecina se estimó en 80 g/persona/año. Con las concentraciones o datos de este trabajo se calculó una ingesta *per capita* entre 22,73 - 43,73 items/persona/año.

Hernandez-Gonzalez et al. (2018) observaron la presencia de MP en el contenido estomacal de delfines en las costas de Galicia durante el periodo comprendido entre 2005 y 2010. Se clasificaron los animales como "frescos" (2 días muertos) y "descompuestos" (4 días muertos). El contenido estomacal se mantuvo en 70% etanol y se refrigeró para su conservación. El método de análisis es visual mediante estéreo-microscopía con un "Image Analysis Software Program". Se detectaron 3 tipos de partículas: fibras, fragmentos y "perlas". No se identificaron macroplásticos en ninguna de las muestras, excepto una fibra de longitud 5,88 mm. La cantidad de MPs fue de 411, de los cuales 397 fueron fibras, 13 fragmentos, 1 perla, con 3 - 41 elementos/estómago, y una media de 12. El tamaño de las fibras fue de 0,29 - 4,92 mm, de media 2,11 mm, los fragmentos de 0,49-4,07 mm, de media 1,29 mm. y la perla tuvo un diámetro de 0,95 mm. Se estimó una correlación negativa del número de MP respecto de los años de estudio. No hubo correlación entre la "longitud" del delfín y los MP, tampoco con el sexo. Un problema de este trabajo es que no se analizaron blancos, solo se contemplaron medidas para evitar la contaminación cruzada en el laboratorio y fueron limitadas; por lo que no se puede excluir algún grado de influencia en algunos datos, para minimizar este problema no se estudiaron partículas por debajo de los 0,3 mm, esto a su vez implicó una limitación en el conocimiento de la presencia de MP con tamaños pequeños al poseer un mayor potencial toxicológico. El azul fue el color más abundante (45,6-38,5 %). Se consideró que los MP pudieran obstruir el intestino.

Haan et al. (2019) estudiaron la presencia de MP en el Mediterráneo Occidental. Las zonas de muestreo fueron la costa catalana en las desembocaduras de los ríos Muga, Fluviá, Ter, Tordera y Besós, la costa de Cartagena y la zona de Campo de Dalías en Almería. En este estudio se

consideró la contribución del efecto de las corrientes marinas: la del golfo de León y la del mar de Alborán relacionada, esta última, con la entrada de agua procedente del Océano Atlántico. Se detectó la presencia de mesoplásticos y MP. En la costa catalana las cantidades más elevadas se observaron en la desembocadura del Tordera, con valores de 0,18 items/m<sup>2</sup> en estaciones situadas a 15-20 Km de la línea de costa. En comparación las cantidades detectadas en Barcelona fueron cuatro veces inferiores. En la desembocadura del Ter no se detectaron prácticamente MP, esto se atribuyó a la actividad agrícola preponderante en la zona en comparación con la más industrial que se asoció al río Tordera. También las corrientes del golfo de León con dirección norte-sur y que circulan en paralelo a la costa junto con la orografía marina fueron consideradas factores importantes en estos resultados; de todos modos, no fue fácil establecer su influencia, se estimó que la capacidad de transporte desde el mar de Liguria pudo ser de hasta 1 trillón de partículas con un peso asociado de unas 86 Tm. La concentración estimada en el Norte de Cataluña fue de 0,04 mg/m<sup>2</sup> con una dispersión muy elevada del orden del 100% (0,04 mg/m<sup>2</sup>). En Almería se observó una mayor presencia de macroplásticos que de MP, el tamaño de partícula osciló entre 0,33 – 40 mm con una concentración de 0,07 mg/m<sup>2</sup>. Las cantidades en la costa de Cartagena fueron de 0,05 mg/m<sup>2</sup>. De modo general abundaron más los MP al considerar el conjunto de estaciones de muestreo (94,6%) aunque en peso los macroplásticos se situaron en el 50%, lo que se debió a su mayor tamaño o volumen. Los polímeros principales fueron el PE (tanto de baja como de alta densidad), el PP y en menor proporción PS, PUR, PET, etileno vinil acetato, PVC, acrilonitrilobutadieno estireno (ABS) y fluorocarbonos. Cabe destacar que el PS fue abundante en Almería y que en el Norte de Cataluña lo fue el PE. Se destacó la importancia de la agregación entre partículas de plástico, pero no fue crítica para determinar el tamaño de los MP flotantes. Lebreton et al. (2012) indicaron que la costa catalana es una de las zonas más contaminadas, y que hasta un 8% de MP flotantes en el mundo se puede asociar a esta zona del Mediterráneo, pero este dato no se asoció a la contribución de una zona geográfica específica sino también al transporte a través de todos los mares occidentales del Mediterráneo y a la influencia de toda la costa noroeste desde Italia hasta la desembocadura del río Ebro.

Herrera et al. (2019) estudiaron la presencia de MP en caballa pescada en las costas de las islas Gran Canaria y Lanzarote. Los peces se pescaron con la técnica habitual de los pescadores de la zona, a unos 40 – 50 m de profundidad; se extrajo el intestino de los peces para la observación de la presencia de MP. La técnica de análisis utilizada fue la de estereomicroscopía con análisis espectral de las partículas mediante FT-IR. El 78% de todos los peces mostraron presencia de MP en los intestinos, las fibras fueron el tipo más abundante (74% de todos los MP) y a continuación los fragmentos (17%). El valor medio fue de 2,17 items MP/pez, las caballas de

Lanzarote presentaron una mediana de 2,55 items MP/pez y las de Gran Canaria de 1,78 items MP/pez. El color del 55% de los MP detectados fue el azul y el negro el del 30%. En este estudio se dio importancia al transporte de MP por las corrientes marinas para la explicación de las concentraciones ya que no se pudieron asociar a un factor “estático” como es el punto de muestreo. Los MP mayoritarios fueron fibras textiles: PES, PTFE. La posible transferencia de los MP en el consumo de caballa en la dieta se consideró poco probable ya que al eliminarse los intestinos en la limpieza del pescado el riesgo de transferencia a los tejidos (muscular, hepático...) se consideró muy limitada.

Horn et al (2019) usaron como organismo de comprobación el cangrejo *Emerita analoga* en el estudio de MP en la costa de California. La selección se debió a que el hábitat típico del cangrejo es la interfase entre la arena y el agua en las playas. Se estudiaron 51 playas, y se encontraron MP en cangrejos de 38 playas. El 35% de los especímenes estudiados presentaron MP en el intestino.

En Europa se estudiaron mejillones de diferentes localizaciones para determinar la presencia de MP (Van Cauwenberghe et al. 2014, Vandermeersch et al. 2015). Se analizaron mejillones de los deltas de los ríos Po, Ebro y Targus, y de las costas de Francia, Dinamarca, España, Holanda e Italia. La cantidad de MP estuvieron comprendidas en el intervalo de 0,18 – 0,36 partículas/g de peso húmedo. Se compararon diferentes métodos de tratamiento ácido de la muestra sin grandes diferencias. El resultado más importante fue la confirmación de la contaminación por MP de los mejillones en Europa y su más que posible ingesta en la dieta humana por consumo de este bivalvo.

## 4.2. Presencia de microplásticos en agua embotellada.

El estudio de la transferencia de partículas de MP a través de la cadena trófica mostró evidencias de la presencia potencial en alimentos de consumo humano con los riesgos asociados observados en los efectos en ecosistemas y en diferentes especies desde algas hasta peces. Durante el análisis de los datos recopilados se apreció que otras fuentes de alimentos presentaron concentraciones de MP del mismo o mayor orden. Entre éstas se identificó el agua embotellada con un consumo elevado diario (0,5 – 1 L). en la tabla 5 se muestran estudios de la presencia de MP en agua embotellada. Además, el agua es solo es una parte de todos los alimentos envasados en plásticos de diferentes tipos y sometidos a procesos tecnológicos muy diferentes por lo que la ingesta “directa” se puede considerar aún mayor en una dieta estándar europea. Por todo ello, se consideró que además de la potencial ingesta de MP a través de la cadena trófica era importante valorar una fuente “directa” como es el agua embotellada de consumo diario.

Mason et al. (2018) analizaron en agua embotellada que se muestreó en 19 localizaciones diferentes en nueve países la presencia de microplásticos. El número de muestras (botellas) fue de 259, de las cuales el 93% presentó indicios de la presencia de microplásticos. La mayor parte fueron fragmentos (66%) con fibras de plástico en segundo lugar. Las marcas de agua embotellada fueron: Danone, Pepsico, Coca-Cola, Bisleri, Epura (GEPP), Gerolsteiner, Minalba (Edson Queiroz Group), Nestlé y Wahaha (Hangzhou Wahaha Group), y en: Indonesia, USA, India, México, Reino Unido, Francia, Alemania, Brasil, Líbano, Italia y China. Se observó una gran variabilidad de valores: 0 densidades de plásticos por litro (MPP/L botella) hasta 4692 en la misma marca. Sin embargo, en la mayoría de las muestras los datos se encontraron en el intervalo entre 10-200, con valores máximos de 10351 MP p/L en alguna muestra. La gran variabilidad se asoció al hecho de que los plásticos se preparan de modo local y como consecuencia de las diferentes condiciones ambientales. El tamaño de las partículas más abundantes correspondió al intervalo de 6,5-100  $\mu\text{m}$  (3,15-2247 MP p/L) en comparación con las de más de 100  $\mu\text{m}$  con valores inferiores de (0,57-26,0 MP p/L)



Tabla 5. Presencia de MP en agua embotellada y concentraciones reportadas

MP Tamaño de partícula Tipo de partículas	Tipo de muestras Método de análisis Uso de blancos	Concentraciones	Clase de estudio	Publicación
<p>PE, PP, PS, PVC, PET, PA, Acrílico, PEST, PMMA, PUR, Nylon, Poliéster, Celulosa, Celofán, SAN, PC, PDMS, PLA, PTFE, SBR, Silicona, Resina epóxido</p> <p>&lt;100 µm - 5 mm</p> <p>Fragmentos, Fibras, Film, Espuma, Pellet, esfera, line, micropartícula (bead), copos, hoja, granulo, pintura, lámina, nurdle</p>	<p>Agua embotellada, Agua de red, Aguas residuales</p> <p>FTIR, micro-Raman, GC/MS</p> <p>Según publicación</p>	<p>Intervalo: 10<sup>6</sup>/m<sup>3</sup> - 10/m<sup>3</sup></p>	<p>Revisión Bibliográfica</p>	<p>Koelmans et al. (2019)</p>
<p>PET</p> <p>Diámetros 1,3 - 4,2 µm. Intervalo de densidad del PET de las 10 marcas: 1,24 - 2,36 (g/cm<sup>3</sup>)</p> <p>Fragmentos</p>	<p>Agua embotellada 500 mL, 10 marcas, 3 lotes por marca.</p> <p>Industrial Invention: Italian Ministry of Economic Development number no. 102018000003337 of March 7 of 2018 entitled "Method for the extraction and determination of MPs in organic and inorganic matrix samples)</p> <p>Si</p>	<p>Blancos: 200 µg/L. Muestras: 100 - 3000 µg/L. Partículas: &lt; 10<sup>7</sup> p/L (blancos) ; 3,2 10<sup>7</sup> - 9 10<sup>7</sup> p/L (muestras)</p>	<p>Estudio experimental de análisis de muestras de agua embotellada</p>	<p>Zuccarello et al. (2019)</p>
<p>PP, Nylon, PS, PE, PEST/PET</p> <p>6,5-100 µm y &gt;100 µm</p> <p>Fragmentos, Film, Fibras, Espuma, Pellet</p>	<p>10 marcas de agua embotellada en 19 localizaciones mundiales. Muestras de 500-600 mL</p> <p>NR + FTIR, FTIR</p> <p>Si para el control del software "Galaxy Count"</p>	<p>PP el más abundante (54%), media de todas las botellas 325 MP p/L. Intervalo: 0-10000 p/L. La contaminación se asocia al sistema de llenado y de embotellamiento.</p>	<p>Estudio experimental de análisis de muestras de agua embotellada</p>	<p>Mason et al. (2018)</p>
<p>Metales provenientes del material de envasado As, Cd, Pb, Cr, Ni, Sb, Sn</p>	<p>Análisis de metales del envase por XRF y de la salsa de tomate mediante ICP/MS</p>	<p>La salsa de tomate envasada en plástico presentó una concentración de Cr de 0,30 mg /Kg y de &lt; 0,0018 mg/Kg de Sb. El plástico fue el material con la mayor concentración de Cr: 155 mg/Kg y de Sb (&lt;178 mg/Kg)</p>	<p>Salsa de tomate envasada en diferentes materiales</p>	<p>Muniz et al. (2018)</p>

Dupont et al (2016) revisaron el ciclo de vida del antimonio (Sb)<sup>2</sup> en diferentes procesos industriales. El estudio valoró la aportación del uso en aplicaciones entre las que se incluyó la fabricación de PET como catalizador (6% del consumo total de antimonio a nivel mundial). La concentración residual de antimonio en PET se estimó en el intervalo de 100-300 mg/Kg, y en el agua envasada en PET fue del orden de 1 µg/Kg (la ingesta de 1 L de agua ≡ 1 µg, densidad estimada de 1 g/cm<sup>3</sup>) inferior al valor límite de referencia de la EEC de 20 µg/Kg. Entre el año 2000 y el año 2010 se produjo un aumento de un 6,6 % en el uso de Sb en la producción de PET y de un 6,4% en la de PVC; lo que implicó pasar de 6000 Tm a 11400 Tm en el caso del PET. Además, plásticos inflamables, como PP, PE, PS, PU, necesitaron concentraciones de Sb<sub>2</sub>O<sub>3</sub> entre 5-16% en peso húmedo junto con retardantes de llama con bromo (BFR, “*brominated flame retardants*”) para reducir su inflamabilidad.

Estudiaron la actividad hormonal producida por recipientes de plástico que contenían agua. La idea fue comprobar si los aditivos que se pueden liberar generan respuesta hormonal similar al 17β-estradiol. Se usó un test basado en un receptor humano y también el crecimiento de un molusco (tipo caracol) en botellas que contienen agua o que han contenido agua. Los resultados muestran actividad estrogénica derivada de recipientes con PET, Tetra-Brik® e incluso con vidrio. Se estudiaron 20 muestras de diferentes aguas minerales que incluyeron 9 en vidrio y plástico, 2 en Tetra-Brik® procedentes de 4 productores de agua embotellada. Para la prueba de la actividad estrogénica (“estrogen screen”) se usó una levadura con “*transfected human estrogen receptor (alfa) 8hERα gene*” y un plásmido [“*expression plasmid containing the reporter gene lacZ encoding β-galactosidase under the control of estrogen response elements (ERE)*”]. Una vez activado el receptor se unió a ERE que expresó la β-galactosidasa cuya actividad se midió a 540 nm por la acción de la liberación o escisión del grupo cromogénico del clorofenol rojo – β-galactopiranosido (CPRG). La respuesta más elevada en estos experimentos alcanzó el valor de casi 80 ng/L (Tabla 6).

---

<sup>2</sup> Sb, pertenece al grupo V (VB/VA) de la tabla periódica. Estructura atómica: [Kr] 4d<sup>10</sup> 5s<sup>2</sup> 5p<sup>3</sup>. Es un semimetal diamagnético. Presenta dos isótopos: <sup>121</sup>Sb (57,21%) y <sup>123</sup>Sb (42,79%)

**Tabla 6.** Valores de equivalentes de 17 $\beta$ -estradiol en materiales de envases

Material	EEQ (ng/L)	Envase de un solo uso	n
<b>Vidrio</b>	<b>27,5</b>	NO	67
<b>Vidrio</b>	<b>73,0</b>	NO	67
PET	<b>75,2</b>	SI	67
<b>PET</b>	<b>26,1</b>	SI	68
<b>PET</b>	<b>41,6</b>	SI	68
<b>Tetra Brik</b>	<b>43,9</b>	SI	68
<b>Tetra Brik</b>	<b>14,5</b>	SI	65

Las botellas PET y Tetra Brik fueron las más estrogénicas que las de vidrio. La carga total media de actividad estrogénica fue 18,0 ng/L (sd: 0,80 ng/L). Hartman et al. (1998) propusieron los productos lácteos como una fuente principal de actividad estrogénica con una ingesta diaria total de 80-100 ng en adultos. Recientemente Courant et al. (2007) encontraron en leche 23 ng/L de 17 $\beta$ -estradiol. En comparación los datos del estudio mostraron una ingesta de 54 ng EEQ/día con 3 L de agua/día. En las muestras más contaminadas este valor podría llegar hasta 226 ng que excede, hasta en un 100%, la ingesta natural de estrógenos contenidos en alimentos. En el estudio se concluye que hay tres fuentes principales:

- *Agua que puede ser estrogénica por si misma con presencia de 17 $\alpha$ -etinilestradiol y otros fármacos en el agua sin depurar*
- *Proceso de producción del agua que contamina el agua de modo independiente del material de envasado por detergentes residuales y desinfectantes (nolifenoles)*
- *El material de envasado*

La contaminación por MP se asoció a la de metales. Muniz et al. (2018) detectaron la presencia de metales en salsa de tomate envasado con diferentes materiales. La concentración de cromo fue superior en los envases de plástico, del orden de 0,30 mg/Kg en el material. El estado de oxidación no se determinó por lo que el potencial tóxico es desconocido. Este estudio mostró la importancia de la contaminación asociada a la de los MP, al sumarse la de aditivos de la producción del plástico y elementos asociados al etiquetado de los alimentos.

### 4.3. Métodos de análisis de micropartículas de microplásticos.

Los métodos de análisis que se aplicaron en la mayoría de los estudios se basaron en sistemas de pretratamiento con y sin digestión, filtración mediante filtros especiales de celulosa o policarbonato y análisis instrumental mediante FTIR (Infrarrojo con transformada de Fourier) y Micro-espectroscopia Raman ( $\mu$ -Raman). El tratamiento de la muestra se realizó en medio básico 10% KOH, ácido con HNO<sub>3</sub> o por digestión enzimática. La etapa de filtración es crítica ya que se requirieron filtros especiales con un recubrimiento de oro para facilitar el examen microscópico de la superficie que suele comprender una zona de análisis de 4 x 4 mm para poder efectuar estimaciones de la cantidad de MP adecuadas. El tiempo que tarda cada técnica en el análisis de una partícula determina la viabilidad práctica del procedimiento. Existen procedimientos que necesitan horas para cada muestra.

La tabla 8 (página 26) muestra la comparación de cuatro estudios en los que se aplicaron las técnicas de la espectroscopia de infrarrojo con transformada de Fourier (FTIR) y la  $\mu$ -Raman. Estas técnicas instrumentales son las más utilizadas para la identificación y cuantificación de partículas de MP en muestras de todo tipo: agua, tejidos, organismos como invertebrados, sedimentos, arena y suelos.

La técnica  $\mu$ -Raman presentó los mejores resultados tanto en sensibilidad como en el intervalo de tamaño de partículas: 10  $\mu$ m – 5 mm, con resultados mejores que la FTIR en el caso de las partículas con tamaños inferiores a los 500 – 200  $\mu$ m. Un problema de la  $\mu$ -Raman es la fluorescencia que afectó a la relación señal/ruido (S/N) y que se debió a la presencia de materia orgánica y de aditivos del plástico, esto provocó que el espectro Raman presentó derivas importantes. Para evitar este problema se recurrió a la eliminación de la materia orgánica mediante digestión ácida o básica, oxidación y tratamiento enzimático. Por el contrario, la FTIR no presentó este problema, pero solo resultó efectiva para las partículas de MP de mayor tamaño (1 – 5 mm). Los espectros de los polímeros de MP presentaron diferencias en las bandas de absorción/transmisión de modo que es factible su identificación cuando el espectro no está afectado por la fluorescencia en el caso de la  $\mu$ -Raman o por irregularidades en la superficie en el caso de la FTIR. Ambas técnicas permitieron la cuantificación de partículas de MP con errores

aceptables entre el 10-30% según el tamaño de la muestra (contenido de MP) y el tamaño de la partícula. Se observó que las unidades usadas para los datos no fueron siempre comparables, se expresaron como partículas/m<sup>3</sup>, g MP/g tejido, partículas/L, partículas/organismo, partículas/g tejido.

Las frecuencias de desplazamiento Raman en cm<sup>-1</sup> se exponen en la tabla 7, extraídas del gráfico publicado por Anger et al. (2018). La zona de elongación del enlace C-H también es útil, en esta los espectros Raman del PP y del PE presentaron un perfil similar pero diferente al de los otros polímeros.

**Tabla 7.** Desplazamientos en el espectro Raman. Región de huella digital (cm<sup>-1</sup>)

PS	PC	PP	PE	PET	PVC	PA	PTFE	PMMA	PLA	PCL
966	862	0	0	1552	586	1379	724	793	862	1069
	1069			1690	655					
	1207									
	1552									

Adaptado de gráfica espectral en Anger et al. (2018)

El análisis de MP presentó dificultades comunes en todos los estudios analíticos. Un aspecto crítico fue el tiempo de análisis necesario para analizar cada partícula en una superficie de por si pequeña (del orden de 2 x 2 mm o de 4 x 4 mm). El empleo de la FTIR o de la  $\mu$ -Raman no condujo a resultados equivalentes, aunque si comparables; la  $\mu$ -Raman presentó problemas debidos a la fluorescencia generada por la muestra, pero su selectividad espectral fue mayor. Los datos se expresaron como partículas/g, partículas/L, partículas/m<sup>2</sup>, partículas/Km<sup>3</sup>, items/animal; lo que no facilitó la comparación entre estudios.

Tabla 8. Métodos mediante  $\mu$ -Raman y FTIR

Tipo de muestra	Tratamiento muestra y Técnica Instrumental	Polímeros	Dimensiones partículas	Límite de detección	Relación S/N	$\lambda$ (nm)	Selectividad	Publicación
General	Lavado material con detergente y agua Milli Q. Uso de cabinas de flujo laminar. Eliminar materia orgánica por digestión (HNO <sub>3</sub> , KOH, enzimas) Filtración con filtros PC o Si con cubierta de oro. Analizar blancos  Microespectroscopia Raman ( $\mu$ -Raman)	PE PET PLA, PMMA PP PS PTFE PVC PC PA PCL	500 nm-1 mm	Se necesitan 10 <sup>6</sup> partículas para obtener una submuestra de 300 partículas de que permita un error del 30 %; si aumentamos a 1000 partículas el error es del 20%	Efecto tiempo de muestreo y presencia de fluorescencia por la presencia de aditivos o de la propia muestra	532, 633, 785	Espectros característicos. Región de "huella dactilar": 250 - 1500 cm <sup>-1</sup> . C-H: 2600 - 3500 cm <sup>-1</sup> .	Anger et al. (2018)
Agua marina	Filtración en el mar con redes de 100 $\mu$ m. Separación visual de las partículas >500 $\mu$ m después de filtrar con un filtro de acero. La fracción con partículas <500 $\mu$ m se trata con enzimas y un procedimiento oxidativo (Löder et al. 2017). La materia inorgánica se separa por densidad en una solución de ZnCl <sub>2</sub> . Análisis $\mu$ -Raman en un espejo cubierto con oro. Se analizan blancos. $\mu$ -Raman FTIR Imaging FTIR	PE PP Varnish PV alcohol, PS PES PAC, PA PC PVC	500 $\mu$ m-5mm 10-500 $\mu$ m 10-5 $\mu$ m	Según el intervalo de tamaño: 10-25 $\mu$ m (250 p/m <sup>3</sup> ) 25-50 $\mu$ m (70 p/m <sup>3</sup> ) 500-1000 $\mu$ m (1,7 p/m <sup>3</sup> )	La fluorescencia es un problema en la $\mu$ -Raman que en este estudio se solucionó con el tratamiento enzimático y oxidativo. La $\mu$ -Raman permite la detección de partículas con tamaños < 500 $\mu$ m mejor que la FTIR. Tiempo de muestreo 30 s	785	Espectros característicos. Uso de "Single Particle Explorer for Life and Science" (ASPEX- $\mu$ -Raman)	Cabernard et al. 2018
Agua embotellada en envases de plástico de un solo uso y retornables. Agua en botellas de vidrio. País: Alemania	Filtración del volumen total de la botella con filtros de PC recubiertos con oro. Se toma una superficie de 4,4 mm x 4,4 mm para el análisis mediante $\mu$ -Raman  $\mu$ -Raman	PET PES PE PA PS PP Parafilm PPTA PTFE y PVC	5-10 $\mu$ m 10-20 $\mu$ m 20-50 $\mu$ m 50-100 $\mu$ m >100 $\mu$ m	>30 p/L	5s de tiempo de muestreo. Blanco: <30 p/L	532 intervalo espectral: 200-3200 cm <sup>-1</sup>	Espectros característicos. Uso de "Single Particle Explorer for Life and Science"	Schymanski et al. (2018)

<p>MP Fragmentos en el medio ambiente: arena de la ciudad de Ottawa</p>	<p>Análisis directo de fragmentos de PE obtenidos por rotura de envases o piezas de plástico  ToF-SIMS junto con análisis de imagen</p>	<p>PE</p>	<p>&lt;10 µm</p>	<p>NA Se identifica la degradación en la formación de partículas más pequeñas: después de 14 a 30 días en arena se observa un aumento de un 50 – 350 % en la formación de partículas de menores tamaños</p>	<p>NA</p>	<p>iones m/z característicos de PE</p>	<p>Imágenes creada mediante la relación entre la intensidad y valor de los iones m/z y los componentes de la muestra</p>	<p>Jungnickel et al. (2016)</p>
---	---	-----------	------------------	---	-----------	--	--	---------------------------------

## 5. Discusión

El término MP es muy genérico y es una forma de obviar la enorme complejidad química de la contaminación por plásticos. En primer lugar, cabe señalar que los plásticos forman un conjunto de polímeros con propiedades químicas y físicas muy diferentes lo que se refleja en sus aplicaciones industriales en sectores muy variados. La consecuencia es que nos encontramos con materiales que se producen como fibras, recipientes con distintos grados de estado cristalino, perlas y nanomateriales. Los plásticos son imprescindibles para muchas actividades de nuestra sociedad actual y no existen sustitutos para aplicaciones como, por ejemplo, el material sanitario. Dada la evidencia de la complejidad del ciclo de vida útil se está considerando la limitación e incluso la prohibición de plásticos en aplicaciones con ciclos de vida útil muy cortos como es el caso del envasado de alimentos. No es de extrañar que los plásticos se hayan convertido en contaminantes ubicuos en todo el planeta (Guo y Wang, 2019, Reisser et al. 2014). Sabemos que sólo en el proceso de producción es inevitable la contaminación del aire y del agua; podemos minimizarla, pero no suprimirla por completo. El reciclado requiere más etapas que la producción con lo que aumentamos las posibilidades de contaminación por pérdidas en los procesos que son inevitables (Hahladakis et al. 2018)

La presencia de MP en el medio marino está demostrada por numerosos trabajos publicados en la última década (Tabla 5), aunque en fechas muy tempranas ya se demostró su existencia (Gregory, 1978; citado en Foley et al. 2018). Durante mucho tiempo esta contaminación no fue objeto de una preocupación seria hasta que la opinión pública se conmocionó a través de las redes sociales, ONG ambientales, las noticias en prensa y medios audiovisuales por las imágenes que mostraban la formación de “islas de plástico”; todo ello unido al hallazgo de animales varados en playas y costas con MP en sus intestinos.

Las entidades oficiales (entre ellas las agencias de seguridad alimentaria) que asesoran a los gobiernos enfocan este problema sin contemplar un riesgo no lineal y con una estimación muy moderada del riesgo toxicológico por ausencia de evidencia científica en el ser humano. Sin embargo, las partículas de plásticos son ubicuas en el aire, en el agua y en el suelo; se pueden ingerir por inhalación al respirar e ingestión por el consumo de alimentos; en todos los casos



pueden generar respuestas fisiológicas si interaccionan con receptores y membranas celulares como se ha demostrado en estudios con animales y cultivos celulares (Zhang et al. 2017, Lu et al. 2018, Schirinzi et al. 2017) en los que se observa la toxicidad en ratones al modificar el metabolismo hepático (Lu et al. 2018) y la estructura tisular del intestino, así como alteraciones en células epiteliales y cerebrales. Una de las razones para considerar un riesgo bajo es que los MP son excretados junto con las heces y que su efecto es “neutro”, pero esta asunción no tiene en cuenta que en el tracto intestinal se producen interacciones con la flora intestinal (microbioma), las mucosas y los epitelios intestinales, efectos muy poco conocidos que muestran la ausencia de prueba más que la prueba de ausencia de efectos tóxicos. En este sentido, es importante destacar la necesidad de la aplicación de las técnicas “ómicas” para abordar el problema en términos de biología de sistemas tanto en el medio ambiente, en la producción animal y vegetal, y en el ser humano.

No es que las instituciones como la ONU, EFSA, FDA, FAO y similares de otros países o regiones del mundo no están trabajando para valorar el riesgo en toda su amplitud, pero dependen de la financiación que reciban las universidades y centros de investigación para realizar estudios que permitan justificar propuestas legales. Así, la inercia de la burocracia y la lentitud en la toma de decisiones pueden provocar que cuando los gobiernos se decidan a encarar el problema sea tarde, como ha ocurrido con el cambio climático. N. N. Taleb muestra que, en un sistema complejo, que no se pueda describir con una distribución estadística normal (Gaussiana), la toma de decisiones es crítica porque no es posible la aplicación de modelos predictivos fiables junto con la potencial aparición de un suceso inesperado e impredecible para el que no hay ninguna contingencia preparada (Taleb, 2015). Los MP se encuentran muy cercanos a esta situación, la información disponible presenta lagunas y es muy difícil el uso de los datos que no se dan en unidades comparables, el empleo de técnicas de análisis similares pero con sensibilidad y selectividad diferentes, modelos experimentales sin controles de blancos del entorno de trabajo, inexistencia de un acuerdo para la sistemática de muestreo, criterios de clasificación y agrupamientos de los datos según polímero y tamaño de partícula, carencia de datos sobre nanopartículas de plástico y sobre la interacción en este caso con la radiación que tiene longitudes de onda del orden del tamaño del nanoplástico (cita).

El análisis de la información disponible (en este caso de los artículos leídos en este trabajo, del orden de 35; y de la lectura de varios resúmenes) pone de manifiesto que el medio marino está contaminado por MP; su presencia en la denominada columna de agua marina (zooplancton), en los sedimentos y en todas las especies del hábitat marino, varias de las

cuales son de consumo humano, como es el caso de los mejillones (Van Cauwenberghe y Janssen, 2014, Abidli et al. 2019, Santillo et al. 2017)). Los datos nos muestran que cada vez que ingerimos mejillones la probabilidad de ingerir una partícula de plástico se acerca al 100% si el peso es de unos 20 g. Las implicaciones toxicológicas de esas partículas no están claras por falta de la evidencia científica que se obtendría de estudios de intervención con humanos; costosos y complejos, pero necesarios. Si consideramos que en el aire hay MP que inhalamos, el problema se complica ya que no es fácil aislar el efecto de los MP asociados a la ingestión de alimentos del de otras fuentes, así como con vías de bioacumulación radicalmente diferentes.

Otro hecho es la ingesta directa de MP a través de los alimentos envasados, esto se ha demostrado fuera de duda en el caso del agua embotellada. Otra fuente son los envases en plástico y en particular aquellos en que el contacto entre alimento y plástico es total como en el caso de envases al vacío. Si estos envases o similares se someten a tratamientos térmicos, como microondas, o de otro tipo como en tratamientos a altas presiones hidrostáticas (*en una búsqueda sobre este tema no se encontraron datos*) considerada una técnica “suave” por usar temperaturas bajas; pero en la que se aplica una presión tan elevada como 600 MPa que genera una fuerza y un trabajo que tiene una incidencia en los materiales que se someten a esas condiciones, y que se consideran compensados pero que al mismo tiempo provocan cambios en el volumen molar de las biomoléculas. La reducción del riesgo potencial obligaría a evitar envasar alimentos en plástico, el problema es que no hay sustitutos viables, pero ello no es justificación para negar la evidencia de que si no modificamos esta práctica las consecuencias son desconocidas porque no sabemos si la exposición es aditiva o multiplicativa (Peters y Gell-Mann, 2015) para una estimación de la probabilidad de daños en el tiempo.

Los ecosistemas marinos están respondiendo a la presencia de MP con modificaciones y adaptaciones que generan cambios y mutaciones. La presencia de bacterias en la superficie de MP, algunas de las cuales son desconocidas, la inclusión de MP en diatomeas (Reisser et al. 2014), la capacidad de los depredadores para diferenciar un MP de una presa y la posibilidad de usar algunas MP como fuentes de carbono provocan cambios en los equilibrios inestables del ecosistema. Es decir, en el ecosistema hay un nuevo elemento que inciden en la dinámica de poblaciones y en la evolución de las especies. Esta contaminación es reciente por lo que no podemos observar que consecuencias tendrá a medio y largo plazo, solo que ya forma parte de todos los compartimentos del ecosistema marino y que provocará cambios que habría que estudiar con técnicas de la biología molecular como se ha mencionado, así como llevar a cabo una vigilancia programa y continua en el tiempo de la presencia de MP en las costas de todos

los países del mundo, en el modo que se hizo para los plaguicidas organoclorados y PCBs (Mussel Watch Monitoring).

El reciclado de los materiales de envasado, y de los plásticos en general, es muy complejo. En el proceso se pueden generar compuestos tóxicos, así como liberar aditivos de los polímeros. En caso de reutilizar el material reciclado es muy difícil mantener las propiedades del material original, así como la migración estimada a pesar de la obligación de cumplir la normativa para los plásticos no reciclados. El tratamiento puede producir liberación de contaminantes al medio ambiente. En el caso del papel nos encontramos con una situación similar en la que se liberan compuestos que pueden llegar al medio, como es el caso de los ftalatos. El papel contiene pinturas en envases que también pueden contaminar y que no es fácil de distinguir si están asociadas al plástico o al envase. Los materiales multicapa son más difíciles de reciclar al contener materiales con propiedades diferentes (Geuke et al. 2018). El vidrio y las latas de acero parecen materiales más fáciles de reciclar, aunque también presentan problemas. La vida circular es crítica en todos estos materiales, sería más adecuado usar bolsas y recipientes reutilizables en los hogares de modo que el envasado se redujera de modo considerable.

## **6. Aplicabilidad y nuevas líneas de investigación**

La aplicación de este Trabajo se centra en las importantes lagunas y dificultades en el estudio de MP en el medio marino y por deriva en alimentos. Los datos existentes son un punto de partida, pero insuficiente para la toma de decisiones para reducir el impacto de los MP en los alimentos y en el medio ambiente. De hecho, es probable que las decisiones políticas sobre la prohibición de determinados utensilios y productos de cuidado personal se deba más a la presión mediática que a la evidencia científica disponible que no es suficiente para que organismos como la EFSA establezcan límites de partículas en alimentos envasados en diferentes plásticos. Si bien existe legislación para la migración de monómeros y de algunos aditivos en alimentos no ocurre lo mismo con las partículas que no se consideran una amenaza toxicológica.

En el ámbito de la nutrición pública y de la salud humana el trabajo aspiraría a la prudencia en el envasado de alimentos y a favorecer la prevención en el caso de la aplicación de nuevas tecnologías como las altas presiones hidrostáticas (HHP); para evitar la aparición a medio plazo de efectos indeseables los pocos estudios toxicológicos muestran que habría que reconsiderar

el envasado y reducirlo progresivamente. Es conocido que la industria del plástico está estudiando nuevos materiales y es probable que en un futuro dispongamos de mejores materiales para el envasado, esto implica que las personas involucradas en la ciencia y tecnología de los alimentos deben participar en ese desarrollo de modo activo y crítico para no ser meros espectadores pasivos.

Una de las preguntas a responder es por qué hemos contaminado el planeta con MP, la respuesta sencilla es que era inevitable, la probabilidad de que ocurriera lo contrario era prácticamente cero. Ahora bien, ¿Es admisible el grado de contaminación provocado?, En este caso la respuesta sería que no. La producción y distribución de alimentos centralizada es una de las causas: el transporte de alimentos a cualquier lugar de mundo obliga a sistemas de envasado o empaquetado a gran escala, esto a su vez complica la gestión del reciclado. La ineficiencia en el sistema de reciclado y de la recogida de basuras es otro factor junto con un concepto de economía circular discutible cuando los plásticos reciclados presentan problemas adicionales. En general, podemos decir que la solución más sencilla sería la de sustracción: no envasar en plástico de modo progresivo pero constante y reservar este material para aplicaciones en productos con una vida de varios años: ropa, informática, tuberías y material sanitario a modo de ejemplo.

#### Nuevas líneas de investigación:

- a) Estudios de intervención con humanos. Para salvar los problemas éticos se podría optar por grupos de personas que comieran los alimentos que se compran de modo normal en cualquier supermercado o tienda, una parte de los cuales estarán envasados. Otro grupo sería el control que no ingeriría ningún alimento envasado durante el estudio. Se analizaría la presencia de MP en los alimentos que se ingieren, en las heces, en orina y en sangre. Para observar posibles efectos se estudiaría el proteoma de las personas en una primera fase, así como biomarcadores relacionados con el estrés y la inflamación. La justificación es la necesidad de datos para la toma de decisiones sobre riesgos para la salud humana.
- b) Desarrollo de métodos analíticos de referencia: hay un cierto acuerdo en el tratamiento previo de la muestra antes de la estero-micro

espectroscopía FTIR o  $\mu$ -Raman, pero para mejorar la comparación de los datos es necesaria la disponibilidad de procedimientos con métodos similares a los de la EPA para plaguicidas, PCBs, dioxinas y PAHs, entre otros. El problema de la detección de partículas de menos de 10  $\mu\text{m}$  requiere la aplicación de técnicas basadas en la espectrometría de masas con sistema de desorción tipo MALDI, este sería un campo de desarrollo importante junto con la combinación de técnicas de separación como la GPC o el fraccionamiento de campo. Un problema es la inercia de todos los grupos al aplicar dos técnicas a pesar de los problemas que se han asociado a las mismas. También se deben unificar las unidades en que se dan los datos en vez de usar de modo arbitrario: mg, items, partículas y superficies, volúmenes, animales, peso húmedo; al mismo tiempo que se clasifican los grupos de tamaños de partículas y los colores asociados.

- c) Estudios de la presencia de MP en plantas cultivadas en invernaderos que están recubiertos de plástico, así como la posible transferencia de MP a animales de granja de producción intensiva como cerdos y aves. De especial interés es la investigación de la contaminación de los suelos en invernaderos y su efecto sobre los microorganismos y seres vivos de ese hábitat. La deposición sobre las hojas de las plantas de partículas atmosférica de MP puede tener incidencia en la fotosíntesis y el metabolismo de las plantas y sus sistema de defensa y adaptación.

## 7. Conclusiones

La conclusión general es que el envasado de alimentos en plásticos es un problema para la salud humana y el medio ambiente por el ciclo corto de vida, la generación masiva de residuos que contienen polímeros de varios tipos y la ineficiencia del sistema de reciclado por la evidencia de la presencia en todo el planeta de microplásticos, además de macroplásticos.

Las concentraciones expresadas en diferentes unidades muestran que un valor promedio en el contenido de MP es de 1 partícula/animal en el caso de mejillones, sardinas y anchoas. En otros invertebrados y peces los valores son similares, pero, en todos los casos, la gran dispersión de los valores hace difícil precisar una ingesta diaria. La ingesta anual se puede situar entre las 20 - 100 partículas de MP en el caso de los mejillones.

No existe una metodología analítica fiable para la obtención de datos comparables, ni se han realizado estudios de intercomparación de métodos en diferentes laboratorios. Se aplican protocolos iguales para polímeros con características fisicoquímicas muy diferentes lo que implica fuentes potenciales de error que se amplifican por la ausencia de validación de métodos con adición de MP en las diferentes muestras desde algas, zooplancton, invertebrados, bivalvos, crustáceos, peces y mamíferos marinos. Al no conocer la recuperación ni la incertidumbre experimental de los métodos los datos obtenidos no son cuantitativos por lo que el análisis estadístico en estudios de metaanálisis no es viable.

La necesidad de establecer un sistema de vigilancia de las costas de todos los países es una posible solución para conocer la ingesta de MP en la dieta. En el caso de Europa se necesitaría un acuerdo de la UE para aplicar un sistema similar al de las micotoxinas marinas adaptándolo a los requerimientos y objetivos del control de la presencia de MP.

## 8. Bibliografía

“[Http://Ec.Europa.Eu/Food/Food/Chemicalsafety/Foodcontact/Index\\_en.Htm](http://Ec.Europa.Eu/Food/Food/Chemicalsafety/Foodcontact/Index_en.Htm)

[Http://Ec.Europa.Eu/Enterprise/Sectors/Chemicals/REACH/Index\\_en.Htm.](http://Ec.Europa.Eu/Enterprise/Sectors/Chemicals/REACH/Index_en.Htm)” 2013, no. April: 1-5.

Abidli, Sami, Youssef Lahbib, and Najoua Trigui El Menif. 2019. “Microplastics in Commercial Molluscs from the Lagoon of Bizerte (Northern Tunisia).” *Marine Pollution Bulletin*, 142:243-52.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.048>.

Agilent.com [sede web] (2019) [Acceso: 27 de marzo de 2019] FTIR Microscopes &

Imaging Systems Cary 620FTIR Microscopes. Disponible en:

<https://www.agilent.com/en/products/ftir/ftir-microscopes-imaging-systems/cary-620-ftir-microscopes>

- Andrady, Anthony L. 2017. "The Plastic in Microplastics: A Review." *Marine Pollution Bulletin* 119 (1): 12–22.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>.
- Anger, Philipp M., Elisabeth von der Esch, Thomas Baumann, Martin Elsner, Reinhard Niessner, and Natalia P. Ivleva. 2018. "Raman Microspectroscopy as a Tool for Microplastic Particle Analysis." *TrAC - Trends in Analytical Chemistry* 109: 214–26.  
<https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.010>.
- Anger, Philipp M., Elisabeth von der Esch, Thomas Baumann, Martin Elsner, Reinhard Niessner, Natalia P. Ivleva, Wenfeng Wang, et al. 2018. "The Ecotoxicological Effects of Microplastics on Aquatic Food Web, from Primary Producer to Human: A Review." *Science of the Total Environment* 173 (November 2018): 214–26.  
<https://doi.org/10.1016/j.ECOENV.2019.01.113>.
- Austrian, The, and Federal Environment. 2018. "Is There a Risk to Human Health from Microplastics? More Research and Scientific Data Needed," no. 033: 1–3.
- Baini, Matteo, Maria Cristina Fossi, Matteo Galli, Ilaria Caliani, Tommaso Campani, Maria Grazia Finoia, and Cristina Panti. 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: 543–52.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.016>.
- Bannick, Claus Gerhard, Regine Szewzyk, Mathias Ricking, Sara Schniegler, Nathan Obermaier, Anne Kathrin Barthel, Korinna Altmann, Paul Eisentraut, and Ulrike Braun. 2019. "Development and Testing of a Fractionated Filtration for Sampling of Microplastics in Water." *Water Research* 149: 650–58.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.10.045>.
- BfR (2018). Is there a risk to human from microplastics? More research and scientific data needed. BfR Communication No 033/2018 of 29.10.2018. [www.bfr.bund.de](http://www.bfr.bund.de)
- Briddell, C. (2019) [Acceso 02/05/2019]. Challenges and innovations in safer materials for Food Packagign. Blog: Green Chemistry: The Nexus Blog.  
<https://communities.acs.org/community/science/sustainability/greenchemistry>
- Bruker.com [sede web] Hyperion Series 2018 [Acceso 28 de marzo de 2019] Bruker  
 Hyperion Series FT-IR Microscopes. Disponible en:  
<https://www.bruker.com/products/infrared-near-infrared-and-raman-spectroscopy/ft-ir-microscopes-raman-microscopes/hyperion/overview.html>
- Cabernard, Livia, Lisa Roscher, Claudia Lorenz, Gunnar Gerdts, and Sebastian Pimpke. 2018. "Comparison of Raman and Fourier Transform Infrared Spectroscopy for the Quantification of Microplastics in the Aquatic Environment." Research-article.

*Environmental Science and Technology* 52 (22): 13279–88.  
<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03438>.

Carneado, S., E. Hernández-Nataren, J. F. López-Sánchez, and A. Sahuquillo. 2015. "Migration of Antimony from Polyethylene Terephthalate Used in Mineral Water Bottles." *Food Chemistry* 166 (V): 544–50. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2014.06.041>.

Cauwenberghe, L. Van, Janssen, R. Colin, (2014) Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, 193: 65-70.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010>

Clayburgh, Daniel R., Le Shen, and Jerrold R. Turner. 2004. "A Porous Defense: The Leaky Epithelial Barrier in Intestinal Disease." *Laboratory Investigation* 84 (3): 282–91.  
<https://doi.org/10.1038/labinvest.3700050>.

Courtene-Jones, W., Quinn, B., Ewins, C., Gary, S. F., Narayanaswamy, B. E. (2019) Consistent microplastic ingestion in Deep-sea invertebrates over the last four decades (1976-2015), a study from the North East Atlantic. *Environmental Pollution*, 244: 503-512.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.090>

Dehaut, A., Cassone, A-L., Frère, L., Hermabessiere, L., Himber, C., Rinnert, E., Rivière, G., Lambert, C., Soudant, P., Huvet, A., Duflos, G., Paul-Pont, I. (2016) Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental Pollution*, 215: 223-233.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.018>

Deng, Yongfeng, Yan Zhang, Bernardo Lemos, and Hongqiang Ren. 2017. "Tissue Accumulation of Microplastics in Mice and Biomarker Responses Suggest Widespread Health Risks of Exposure." *Scientific Reports* 7. <https://doi.org/10.1038/srep46687>.

EFSA (2016) "Presence of Microplastics and Nanoplastics in Food, with Particular Focus on Seafood." 2016. *EFSA Journal* 14 (6). <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4501>.

EFSA (2017). "Update on EFSA's Activities on Emerging Risks 2012–2013." *EFSA Supporting Publications* 11 (4). <https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2014.en-585>.

Foley, Carolyn J., Zachary S. Feiner, Timothy D. Malinich, and Tomas O. Höök. 2018. "A Meta-Analysis of the Effects of Exposure to Microplastics on Fish and Aquatic Invertebrates." *Science of the Total Environment* 631–632: 550–59.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.046>.

Fries, Elke, Jens H. Dekiff, Jana Willmeyer, Marie Theres Nuelle, Martin Ebert, and Dominique Remy. 2013. "Identification of Polymer Types and Additives in Marine Microplastic Particles Using Pyrolysis-GC/MS and Scanning Electron Microscopy."



- Environmental Sciences: Processes and Impacts* 15 (10): 1949–56.  
<https://doi.org/10.1039/c3em00214d>.
- Geueke, Birgit, Ksenia Groh, and\* Jane Muncke. 2018. "Food Packaging in the Circular Economy: Overview of Chemical Safety Aspects for Commonly Used Materials." *Journal of Cleaner Production* 193: 491–505. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.005>.
- Giani, Dario, Matteo Bani, Matteo Galli, Silvia Casini, and Maria Cristina Fossi. 2019. "Microplastics Occurrence in Edible Fish Species (Mullus Barbatulus and Merluccius Merluccius) Collected in Three Different Geographical Sub-Areas of the Mediterranean Sea." *Marine Pollution Bulletin* 140 (January): 129–37. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.005>.
- Gong, J., Kong, T., Li, Y., Li, Q., Li, Z., Zhang, J. (2018) Biodegradation of Microplastic derived from Poly(ethylene terephthalate) with bacterial whole-cell biocatalysts. *Polymers*, 10: 1326 (1-13). doi:10.3390/polym10121326
- Guo, Xuan, and Jianlong Wang. 2019. "The Chemical Behaviors of Microplastics in Marine Environment: A Review." *Marine Pollution Bulletin* 142: 1–14. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.019>.
- Gregory, M. R. (1978) Accumulation and distribution of virgin plastic granules on New Zealand beaches. *N.Z. J. Mar. Freshw. Res.*, 12: 399-414. <https://doi.org/10.1080/00288330.1978.9515768>
- Haan, William P de, Anna Sanchez-Vidal, and Miquel Canals. 2019. "Floating Microplastics and Aggregate Formation in the Western Mediterranean Sea." *Marine Pollution Bulletin* 140: 523–35. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.053>.
- Hahladakis, John N., Costas A. Velis, Roland Weber, Eleni Iacovidou, and Phil Purnell. 2018. "An Overview of Chemical Additives Present in Plastics: Migration, Release, Fate and Environmental Impact during Their Use, Disposal and Recycling." *Journal of Hazardous Materials* 344: 179–99. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.014>.
- Han, Jia Wei, Luis Ruiz-Garcia, Jian Ping Qian, and Xin Ting Yang. 2018. "Food Packaging: A Comprehensive Review and Future Trends." *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety* 17 (4): 860–77. <https://doi.org/10.1111/1541-4337.12343>.
- He, Defu, Yongming Luo, Shibo Lu, Mengting Liu, Yang Song, and Lili Lei. 2018. "Microplastics in Soils: Analytical Methods, Pollution Characteristics and Ecological Risks." *TrAC - Trends in Analytical Chemistry* 109: 163–72. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.006>.
- Hernandez-Gonzalez, Alberto, Camilo Saavedra, Jesús Gago, Pablo Covelo, M Begoña Santos, and Graham J Pierce. 2018. "Microplastics in the Stomach Contents of Common Dolphin (Delphinus Delphis) Stranded on the Galician Coasts (NW Spain, 2005–2010)." *Marine*

- <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.026>.
- Herrera, A, A Štindlová, I Martínez, J Rapp, V Romero-Kutzner, M D Samper, T Montoto, B Aguiar-González, T Packard, and M Gómez. 2019. “Microplastic Ingestion by Atlantic Chub Mackerel (*Scomber Colias*) in the Canary Islands Coast.” *Marine Pollution Bulletin* 139: 127–35. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.022>.
- Hobbs, S. Y. 1978. “Characterization of Rubber-Toughened Plastics by Scanning Electron Microscopy.” *Journal of Polymer Science: Polymer Physics Edition* 16 (7): 1321–23. <https://doi.org/10.1002/pol.1978.180160713>.
- Horn, Dorothy, Michaela Miller, Sean Anderson, and Clare Steele. 2019. “Microplastics Are Ubiquitous on California Beaches and Enter the Coastal Food Web through Consumption by Pacific Mole Crabs.” *Marine Pollution Bulletin* 139: 231–37. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.039>
- Jungnickel, H., Pund, R., Tentschert, J., Reichardt, P., Laux, P., Harbach H., Luch, A. (2016). Time-of-flight secondary ion mass spectrometry (ToF-SIMS)-based analysis and imaging of polyethylene microplastics formation during sea surf simulation. *Science of the Total Environment*, 563-564: 261-266. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.025>
- Jan Kole, Pieter, Ansje J. Löhr, Frank G.A.J. Van Belleghem, and Ad M.J. Ragas. 2017. “Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment.” *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14 (10): 2–3. <https://doi.org/10.3390/ijerph14101265>.
- Käppler, Andrea, Dieter Fischer, Sonja Oberbeckmann, Gerald Schernewski, Matthias Labrenz, Klaus Jochen Eichhorn, and Brigitte Voit. 2016. “Analysis of Environmental Microplastics by Vibrational Microspectroscopy: FTIR, Raman or Both?” *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 408 (29): 8377–91. <https://doi.org/10.1007/s00216-016-9956-3>.
- Kass, Georges, Jeffrey Moon, and Tobin Robinson. 2017. “Horizon 2020: EFSA’s Priority Research Topics.” *EFSA Supporting Publications* 14 (1): 1166E. <https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2017.en-1166>.
- Koelmans, Albert A., Nur Hazimah Mohamed Nor, Enya Hermsen, Merel Kooi, Svenja M. Mintenig, and Jennifer De France. 2019. “Microplastics in Freshwaters and Drinking Water: Critical Review and Assessment of Data Quality.” *Water Research* 155: 410–22. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>.
- Presidencia, Ministerio DE La, and Relaciones E Con Las Cortes Igualdad. 2018. “Real Decreto 902/2018, de 20 de Julio.” <http://www.boe.es>.

- Lefebvre, Charlotte, Claire Saraux, Olivier Heitz, Antoine Nowaczyk, and Delphine Bonnet. 2019. "Microplastics FTIR Characterisation and Distribution in the Water Column and Digestive Tracts of Small Pelagic Fish in the Gulf of Lions." *Marine Pollution Bulletin* 142: 510–19. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.025>.
- Lu, Liang, Zhiqin Wan, Ting Luo, Zhengwei Fu, and Yuanxiang Jin. 2018. "Polystyrene Microplastics Induce Gut Microbiota Dysbiosis and Hepatic Lipid Metabolism Disorder in Mice." *Science of the Total Environment* 631–632: 449–58. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.051>.
- Martellini, Tania, Cristiana Guerranti, Costanza Scopetani, Alberto Ugolini, David Chelazzi, and Alessandra Cincinelli. 2018. "A Snapshot of Microplastics in the Coastal Areas of the Mediterranean Sea." *TrAC - Trends in Analytical Chemistry* 109: 173–79. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.09.028>.
- Martínez-Bueno, M. J., M. J. Gómez Ramos, A. Bauer, and A. R. Fernández-Alba. 2019. "An Overview of Non-Targeted Screening Strategies Based on High Resolution Accurate Mass Spectrometry for the Identification of Migrants Coming from Plastic Food Packaging Materials." *TrAC - Trends in Analytical Chemistry* 110: 191–203. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.035>.
- Mason, S. A., Welch, V. G., Neratko, J. (2018) Synthetic polymer contamination in bottled water. *Frontiers in Chemistry*, 6: 1-11. <http://doi:10.3389/chem.2018.00407>
- McCormick, Amanda, Timothy J. Hoellein, Sherri A. Mason, Joseph Schlupe, and John J. Kelly. 2014. "Microplastic Is an Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River." *Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1021/es503610r>.
- Muniz, L. P., dos Santos, L. M. G., do Couto, K. L. M., Jacob, S. C. (2018) Evaluation of metals in tomato sauce stored in different types of packaging. *Food Sci. Technol.*, 38: 383-389. <https://doi.org/10.1590/fst.27916>
- Oßmann, Barbara E., George Sarau, Heinrich Holtmannspötter, Monika Pischetsrieder, Silke H. Christiansen, and Wilhelm Dicke. 2018. "Small-Sized Microplastics and Pigmented Particles in Bottled Mineral Water." *Water Research* 141 (September): 307–16. <https://doi.org/10.1016/j.WATRES.2018.05.027>.
- Parlamento Europeo, Consejo Unión Europea. 2004. "3, 1 2 3" 2004: 7–49.
- Pauly, John L., Sharon J. Stegmeier, Heather A. Allaart, Richard T. Cheney, Paul J. Zhang, Andrew G. Mayer, and Richard J. Streck. 1998. "Inhaled Cellulosic and Plastic Fibers Found in Human Lung Tissue." *Cancer Epidemiology Biomarkers and Prevention* 7 (5): 419–28.
- Perkin-Elmer.com [sede web] (2014) [Acceso: 29 de marzo de 2019] Water pollution by microscopic plastic particles. Disponible en:

[http://www.perkinelmer.com/lab-solutions/resources/docs/ATL\\_Water\\_Pollution\\_by\\_Microscopic\\_Plastic\\_Particles\\_Article.pdf](http://www.perkinelmer.com/lab-solutions/resources/docs/ATL_Water_Pollution_by_Microscopic_Plastic_Particles_Article.pdf)

Peters, O., Gell.-Mann, M. (2016) Evaluating gambles using Dynamics. *Chaos*, 26, 023103.

<https://doi.org/10.1063/1.4940236>

Peters, Colleen A, Erik Hendrickson, Elizabeth C Minor, Kathryn Schreiner, Julie Halbur, and Susan P Bratton. 2018. "Pyr-GC/MS Analysis of Microplastics Extracted from the Stomach Content of Benthivore Fish from the Texas Gulf Coast." *Marine Pollution Bulletin* 137: 91–95.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.049>.

Pivokonsky, Martin, Lenka Cermakova, Katerina Novotna, Petra Peer, Tomas Cajthaml, and Vaclav Janda. 2018. "Occurrence of Microplastics in Raw and Treated Drinking Water." *Science of The Total Environment* 643 (December): 1644–51.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.102>.

PlasticsEurope. (2018) "Plastics–theFacts," 59.

[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).

Reisser, J., Shaw, J., Hallegraeff, G., Proietti, M., Barnes, D. K. A., Thums, M., Wilcox, C., Hardesty, B. D., Pattiaratchi, C. (2014). Millimeter-Sized marine plastics: a new pelagic habitat for microorganisms and invertebrates. *PLOS ONE*, 9(6): 1-11. [www.plosone.org](http://www.plosone.org). e1000289

Rochman, Chelsea M., Eunha Hoh, Tomofumi Kurobe, and Swee J. Teh. 2013. "Ingested Plastic Transfers Hazardous Chemicals to Fish and Induces Hepatic Stress." *Scientific Reports* 3: 1–7. <https://doi.org/10.1038/srep03263>.

Santillo, David, Kathryn Miller, and Paul Johnston. 2017. "Microplastics as Contaminants in Commercially Important Seafood Species." *Integrated Environmental Assessment and Management* 13 (3): 516–21. <https://doi.org/10.1002/ieam.1909>.

SAPEA.info (2019) [web oficial] "***A scientific perspective on microplastics in nature and society***" de la organización SAPEA. Disponible en:

<https://www.sapea.info/topics/microplastics/>

Schirinzi, Gabriella F., Ignacio Pérez-Pomeda, Josep Sanchís, Cesare Rossini, Marinella Farré, and Damià Barceló. 2017. "Cytotoxic Effects of Commonly Used Nanomaterials and Microplastics on Cerebral and Epithelial Human Cells." *Environmental Research* 159.

<https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.08.043>.

Schymanski, Darena, Christophe Goldbeck, Hans Ulrich Humpf, and Peter Fürst. 2018. "Analysis of Microplastics in Water by Micro-Raman Spectroscopy: Release of Plastic

- Particles from Different Packaging into Mineral Water.” *Water Research* 129: 154–62.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.11.011>.
- Sun, Bingbing, Yuanan Hu, Hefa Cheng, and Shu Tao. 2019. “Releases of Brominated Flame Retardants (BFRs) from Microplastics in Aqueous Medium: Kinetics and Molecular-Size Dependence of Diffusion.” *Water Research* 151: 215–25.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.017>.
- The Lancet Planetary Health. 2017. “Microplastics and Human Health—an Urgent Problem.” *The Lancet Planetary Health* 1 (7): e254. [https://doi.org/10.1016/s2542-5196\(17\)30121-3](https://doi.org/10.1016/s2542-5196(17)30121-3).
- Cauwenberghe, Lisbeth Van, and Colin R. Janssen. 2014. “Microplastics in Bivalves Cultured for Human Consumption.” *Environmental Pollution* 193: 65–70.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010>.
- University of Bayreuth (2018) [sede web] Press Release No. 037/2018, 15 March 2018  
 [Acceso 29 de marzo de 2019] Microplastics in Rivers: The University of Bayreuth provides basis for new study from five German States. Disponible en:  
<https://www.uni-bayreuth.de/en/university/press/press-releases/2018/037-microplastics-report/index.html>
- Vandermeersch, Griet, Lisbeth Van Cauwenberghe, Colin R Janssen, Antonio Marques, Kit Granby, Gabriella Fait, Michiel J J Kotterman, et al. 2015. “A Critical View on Microplastic Quantification in Aquatic Organisms.” *Environmental Research* 143 (Pt B): 46–55. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.07.016>.
- Vethaak, A. D., & Leslie, H. A. (2016). Plastic Debris is a Human Health Issue.  
*Environmental Science and Technology*.  
<https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02569>
- Wagner, M., Oehlmann, J. (2009) Endocrine disruptors in bottled mineral water: total estrogenic burden and migration from plastic bottles. *Environ Sci Pollut Res*, 16: 278-286. DOI 10.1007/s11356-009-0107-7
- Wang, Wenfeng, Hui Gao, Shuaichen Jin, Ruijing Li, and Guangshui Na. 2019. “The Ecotoxicological Effects of Microplastics on Aquatic Food Web, from Primary Producer to Human: A Review.” *Ecotoxicology and Environmental Safety* 173 (November 2018): 110–17. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.113>.
- Yang, Ying Fei, Chi Yun Chen, Tien Hsuan Lu, and Chung Min Liao. 2019. “Toxicity-Based Toxicokinetic/Toxicodynamic Assessment for Bioaccumulation of Polystyrene Microplastics in Mice.” *Journal of Hazardous Materials*, 703–13.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.12.048>.

Zuccarello, P., Ferrante, M., Cristaldi, A., Copat, C., Grasso, A., Sangregorio, D., Fiore, N., Oliveri Conti, G. (2019) Exposure to microplastics (<10µm) associated to plastic bottles mineral water consumption: The first quantitative study. *Water Research*, 157: 365-371. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.091>

ANEXO:

<b>Acrónimo</b>	<b>Plástico</b>
PA	Poliacrilato
PA	Poliamida (nylon)
PAMS	Poli (alfa metilestireno)
PAN	Poliacrilonitrilo
PB	Polibutadieno
PB	Polibuteno-1
PBT	Tereftalato de Polibutileno
PC	Policarbonato
PCTFE	Polychlorotrifluoroethylene (aka Kel-F)
PCTG	PCT modificado con glicol
PCU	Policarbonato de uretano
PDAP	Poli (ftalato de dialilo)
PE	Polietileno
PEG	Polietilenglicol
PEN	Naftalato de polietileno
PEO	Poli (óxido de etileno)
PEOX	Poli (óxido de etileno)
PES	Polietersulfona
PESU	Polietersulfona
PET	Tereftalato De Polietileno
PETG	PET modificado con CHDM
PEX	Polietileno reticulado
PFA	Perfluoroalkoxy
PI	Poliimida
PIB	Poliisobutileno
PIR	Espuma de poliisocianurato
PMMA	Polimetilmetacrilato (también conocido como acrílico, plexiglas)
PMP	Polimetilpenteno
PO	Poliolefina
PP	Polipropileno
PPG	Polipropilenglicol
PS	Poliestireno
PSU	Polisulfona
PTFE	Politetrafluoroetileno (también conocido como teflón)
PTMG	Politetrametileno Glycol
PTT	Tereftalato de Politrimetileno
PU	Poliuretano
PUR	Poliuretano
PVAC	Acetato de polivinilo)
PVAL	Alcohol de polivinilo)
PVB	Poli (Vinyl Butiral)
PVC	Cloruro de polivinilo
PVCA	Poli (cloruro de vinilo-acetato)

PVDC	Cloruro de polivinilideno
------	---------------------------