



Revista EIA
ISSN 1794-1237
e-ISSN 2463-0950
Año XIX/ Volumen 21/ Edición N.41
Enero - junio de 2024
Reia4103 pp. 1-60

Publicación científica semestral
Universidad EIA, Envigado, Colombia

**PARA CITAR ESTE ARTÍCULO /
TO REFERENCE THIS ARTICLE /**

Eraza Ordóñez, M. J. y Révérend Lizcano, C. A.
Impacto en la salud causado por los nanoplásticos contenidos en alimentos y su posible atenuación mediante un proceso de bioingeniería
Revista EIA, 21(41), Reia413.
pp. 1-60.
<https://doi.org/10.24050/reia.v21i41.1712>

 *Autor de correspondencia:*

Eraza Ordóñez, M. J.
Ingeniera de Procesos
MSc. Sistemas Integrados de Gestión
Universidad Mariana
Correo electrónico:
mjerazo@umariana.edu.co

Recibido: 07-06-2023
Aceptado: 09-11-2023
Disponibile online: 01-01-2024

Impacto en la salud causado por los nanoplásticos contenidos en alimentos y su posible atenuación mediante un proceso de bioingeniería

 **María Jimena Erazo Ordóñez¹**
Carlos Arturo Révérend Lizcano²

1. Universidad Mariana
2. Universidad Nacional de Colombia, Universidad Pedagógica de Colombia

Resumen

A través de los siglos, las poblaciones de seres humanos asentadas en los alrededores de afluentes hídricos han dispuesto indiscriminadamente sus desechos arrojándolos a los ríos, lagos, océanos, y terrenos aledaños. Cuando las cantidades de desechos, en su mayoría biodegradables son bajas, las consecuencias ambientales y sobre la salud de las comunidades bióticas son mínimas. Sin embargo, la fabricación y disposición en masa de materiales sintéticos no biodegradables desde mediados del siglo XX ha tenido profundos efectos biológicos y ambientales. Los plásticos son el ejemplo más significativo de estos ubicuos materiales sintéticos, usualmente de un solo uso, no biodegradables y con altas cantidades de aditivos químicos tóxicos. Debido a la alta estabilidad y resistencia del plástico, es imposible vincularlo rápidamente en procesos que permitan su degradación y descomposición; por ello, se han convertido en la mitad de los residuos que hoy existen en el planeta. La deriva de estos materiales conlleva a que, bajo condiciones ambientales, paulatinamente se vayan fragmentando en partículas alcanzando las escalas de los micrómetros y los nanómetros, a estas partículas se les ha categorizado como contaminantes incidentales: micro y nanoplásticos. Hoy en día, el mundo contempla el boom de la nanotecnología y cada vez más industrias se interesan por el uso de esta tecnología emergente; producen micro y nanoplásticos de manera intencional para ser incorporados en productos cosméticos, fibras textiles, entre muchos otros propósitos. La contaminación de estas partículas plásticas de dimensiones imperceptibles, llega a los alimentos de consumo humano a través de la persistencia en los ecosistemas y la bioacumulación, por diferentes vías de

exposición, principalmente por ingesta en las diferentes cadenas que componen la red trófica mundial, además, de la migración del material empleado para el almacenamiento, preservación y empaque de los alimentos. Los nanoplásticos y algunos microplásticos al ser ingeridos atraviesan las barreras físicas epiteliales y se distribuyen por todo el organismo ingresando en prácticamente todos los tejidos corporales, alterando su funcionamiento y aumentando la carga de enfermedad de las comunidades bióticas incluyendo la humana. Al ser considerados materiales inertes y heterogéneos, su identificación y recuperación es compleja, además de no ser completamente efectiva. El presente escrito busca revisar información que permita evaluar el impacto de los nanoplásticos presentes en los alimentos, resaltando los efectos tóxicos que poseen estos materiales para la salud humana a través de la bioacumulación y biomagnificación en las cadenas tróficas a nivel biomolecular subcelular y, por otro lado, describir las técnicas de recuperación de los nanoplásticos para reducir su presencia en los alimentos.

Palabras clave: nanoplásticos; microplásticos; alimentos; salud humana; cadena trófica; medio ambiente; bioacumulación; disruptores endocrinos

Impact on health caused by nanoplastics contained in food and its possible attenuation through a bioengineering process

Abstract

Over the centuries, the populations of human beings settled in the surroundings of water tributaries have indiscriminately disposed of their waste, throwing it into rivers, lakes, oceans, and surrounding land. When the amounts of waste, mostly biodegradable, are low, the environmental consequences and the health of biotic communities are minimal. However, the mass manufacture and disposal of non-biodegradable synthetic materials since the mid-20th century has had profound biological and environmental effects. Plastics are the most significant example of these ubiquitous synthetic materials, usually single-use, non-biodegradable and with high amounts of toxic chemical additives. Due to the high stability and resistance of plastic, it is impossible to quickly bind it in processes that allow its degradation and decomposition; for this reason, they have become half of the waste that exists on the planet today. The drift of these materials leads them, under ambient conditions, to gradually fragment into particles reaching the scales of micrometers and nanometers. These particles have been categorized as incidental contaminants: micro and nanoplastics. Today, the world is witnessing

the nanotechnology boom and more and more industries are interested in the use of this emerging technology; They intentionally produce micro and nanoplastics to be incorporated into cosmetic products, textile fibers, among many other purposes. The contamination of these plastic particles of imperceptible dimensions, reaches food for human consumption through persistence in ecosystems and bioaccumulation, through different routes of exposure, mainly through ingestion in the different chains that make up the global trophic web, in addition, of the migration of the material used for the storage, preservation and packaging of food. When ingested, nanoplastics and some microplastics cross physical epithelial barriers and are distributed throughout the body, entering practically all body tissues, altering their function and increasing the disease burden of biotic communities, including humans. As they are considered inert and heterogeneous materials, their identification and recovery are complex, in addition to not being completely effective. This paper seeks to review information that allows evaluating the impact of nanoplastics present in food, highlighting the toxic effects that these materials have for human health through bioaccumulation and biomagnification in food chains at the subcellular biomolecular level and, on the other hand, describe recovery techniques for nanoplastics to reduce their presence in food.

Keywords: nanoplastics; microplastics; food; Human health; food chain; environment; bioaccumulation; endocrine disruptors

1. Introducción

Los plásticos provienen de un proceso de transformación de síntesis química a partir de derivados fósiles no renovables como el petróleo, cuya producción resulta económica y fácil, lo que posibilita fabricar grandes volúmenes industriales. Este material presenta características atractivas como la durabilidad, maleabilidad, resistencia e impermeabilidad, lo cual permite su uso en diversas escalas de consumo en el mercado. No se puede negar que el plástico ha facilitado el desarrollo de diversas actividades cotidianas e industriales a lo largo de la historia contemporánea de la humanidad, para garantizar la inocuidad, transporte de alimentos y medicamentos de manera higiénica y segura, el avance de la industria textil y tecnológica, entre muchas otras aplicaciones (Beltrán & Marcilla, 2012; Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), 2018).

Una de las principales problemáticas que actualmente se presenta

en el mundo, es la generación excesiva de residuos plásticos; según la ONG ambientalista internacional Greenpeace (2021), un tercio del consumo de plástico en Estados Unidos y Europa representa el uso de productos de uso único (productos desechables), tales como envases, utensilios para alimentación y bolsas para residuos. En su mayoría son de un solo uso, para lo cual hoy no existen unos lineamientos claros y definidos que permitan su aprovechamiento por medio de sistemas eficientes para la gestión de residuos sólidos —que hoy en día se limita a técnicas insuficientes de reciclaje y reutilización—. Es necesario implementar procesos de transformación a través de los cuales se obtenga subproductos de valor agregado que puedan ser reincorporados a la cadena productiva, con el objetivo de evitar que se acumulen y conviertan en residuos que tienen como destino final los ecosistemas globales (Gómez, 2016).

Los residuos plásticos representan serias implicaciones medioambientales, impactando principalmente los ecosistemas acuáticos, ya que se demoran más de cinco siglos en descomponerse, más no en degradarse (Calderón, 2016), y que, a diferencia de la materia orgánica, la cual una vez entra en contacto con el ambiente, se degrada y se reduce a formas más simples de asimilación por los ecosistemas. Caso contrario, el plástico poco a poco se desintegra en fracciones cada vez más pequeñas conocidas como micro y nanoplásticos (Andrady, 2011; National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), 2015; European Chemicals Agency (ECHA), 2018).

Varios estudios han determinado que, debido a su tamaño, los nanoplásticos pueden incorporarse fácilmente en los diferentes eslabones —de lo que llamaremos aquí las redes tróficas alimentarias en virtud de que el comportamiento alimentario no es lineal— hecho que genera preocupación, en vista de que causan efectos adversos en la salud humana. Los nanoplásticos han sido identificados en diferentes tipos de alimentos de consumo humano como la sal marina, pescado, crustáceos, cerveza, agua embotellada, entre otros (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2017).

El efecto tóxico de los nanoplásticos va más allá del que puede producir la resina pura en sí misma, sino que además se convierte

en un material de liberación de aditivos químicos presentes en el plástico durante su proceso de fabricación, como el Butil Bencil Ftalato (BBP), Bisfenol A (BPA), difenil éteres polibromados, Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) y Bifenilos Policlorados (PCB), catalogados como sustancias persistentes, bioacumulativas, cuya toxicidad está probada desde hace ya varias décadas (Comité Científico de la Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición (AESAN), 2019; Convenio de Estocolmo para Sustancias Tóxicas Persistentes, 2001). Por lo tanto, no se ahondará en estos aspectos.

Los micro nanoplásticos son considerados un nuevo tipo de contaminación emergente, que ha empezado a prender las alarmas, ya que se convierten en residuos imperceptibles, que permanecen suspendidos en los océanos, dispersos por el aire o presentes en los suelos, pudiendo por su diminuto tamaño, ser fácilmente asimilados como un alimento generando altos grados de bioacumulación en los organismos de diferentes especies que integran la red trófica incluido el organismo humano y que no desaparecen, dando lugar a una deriva ambiental que incrementa la biopersistencia de estos materiales en los ecosistemas que constituyen la biosfera (PNUMA, 2018; Tian et al. 2023; Yeo, et al., 2023).

En concordancia con lo anterior, este escrito pretende centrarse en revisar información que permita evaluar el impacto de los nanoplásticos presentes en los alimentos, resaltando los efectos tóxicos que poseen estos materiales para la salud humana a través de la bioacumulación y biomagnificación en las cadenas tróficas a nivel biomolecular-subcelular y, por otro lado, describir las técnicas de recuperación de los nanoplásticos en ecosistemas para reducir su presencia en los alimentos.

2. Metodología

Para dar curso al propósito del documento, se implementó una búsqueda de material bibliográfico entre agosto de 2022 y marzo de 2023, seleccionando en las bases de datos Scopus, Springer y CORDIS (resultados de investigaciones de la UE), PubMed, Google Scholar y

Web of Science aquellas publicaciones que aparecieron cuando se utilizaron combinaciones de palabras para formar ecuaciones de búsqueda mediante operadores booleanos (AND, OR y NOT) de la siguiente manera:

“Nanoplastics AND Human Health”, “Nanoplastics AND Food”, “Nanoplastics NOT Microplastics”, “Nanoplastics AND Food chain”, “Nanoplastics OR Nanotoxicity”, “Nanoplastic AND Toxicity”, “Nanoplastics AND Environment”, “Nanoplastics AND Endocrine disruptors”, “Nanoplastics AND Bioaccumulation”, “Nanoplastics AND Recuperation”, “Nanoplastics AND Recovery techniques”, “Nanoplastics AND Removal methods”, “Nanoplastics AND Treatment processes”.

Con ayuda del gestor *Preferred Reporting Items for Systematic reviews and Meta-Analyses* (PRISMA), todas las publicaciones obtenidas fueron revisadas y seleccionadas de acuerdo con los siguientes criterios:

Documentos de investigación en español e inglés, publicados en los últimos 10 años en los cuales, se mencionen los nanoplasticos presentes en diferentes ecosistemas; la presencia de nanoplasticos en diferentes eslabones de las cadenas tróficas, incluyendo a los humanos; la toxicidad de los nanoplasticos presentes en los alimentos de consumo humano y, aquellas publicaciones en las que se presenten diferentes técnicas de identificación, captación y biorremediación de nanoplasticos.

La información bibliográfica recopilada fue revisada y filtrada utilizando la herramienta informática RAYAN lo cual permitió eliminar los documentos duplicados, los resúmenes de presentaciones en congresos o eventos, los resúmenes y las cartas al editor.

Se realizó lectura del título y resumen de cada artículo, teniendo en cuenta los criterios de inclusión y exclusión definidos. Los artículos preseleccionados pasaron por la revisión del docente asesor, con quien en conjunto se definió la lista definitiva, de acuerdo con el título, resumen, revista, año, impacto, metodología, calidad y pertinencia de los resultados presentados en cada artículo. Además, con ayuda del gestor de citas y referencias bibliográficas Mendeley, se verificaron

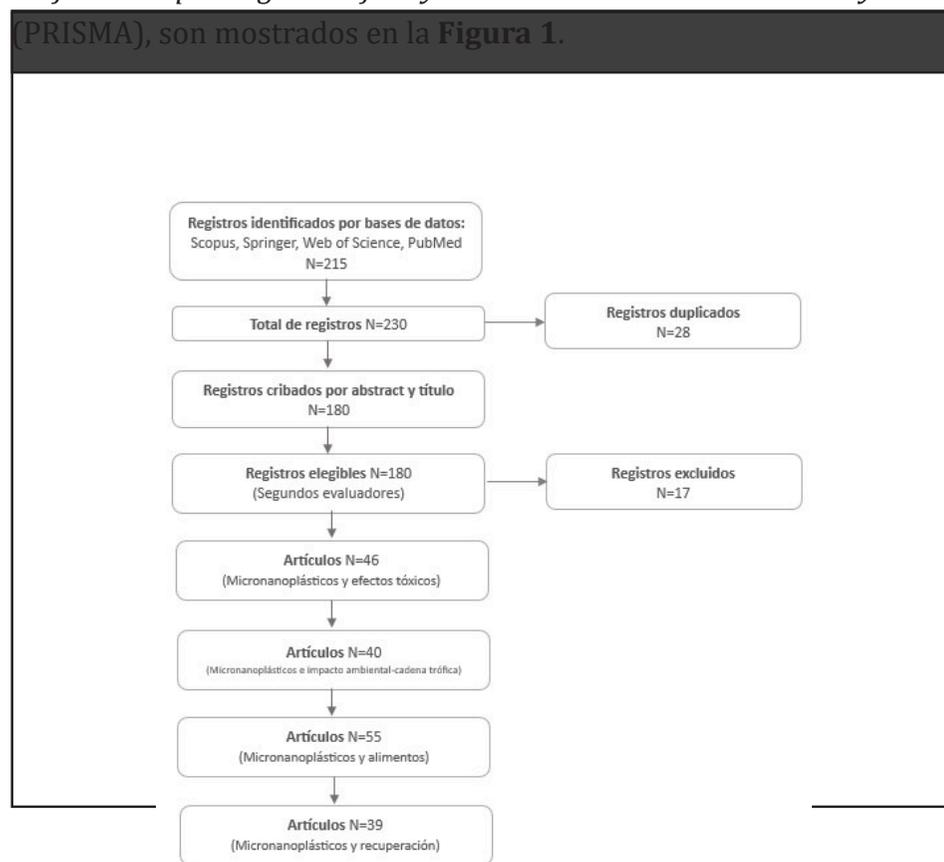
las fuentes relacionadas en cada artículo de interés, en busca de las fuentes de información primaria de alta relevancia para este estudio.

3. Resultados

Revisión Bibliográfica

La búsqueda arrojó 230 resultados, de los cuales 28 eran duplicados. De los artículos filtrados y seleccionados se leyeron 180 artículos completos; de estos, 163 artículos cumplieron con todos los criterios de calidad e inclusión requeridos para este estudio.

Los Resultados obtenidos de la revisión bibliográfica con el gestor *Preferred Reporting Items for Systematic reviews and Meta-Analyses* (PRISMA), son mostrados en la **Figura 1**.



Desarrollo del tema

Problemática global de los plásticos a diferentes escalas

Un poco después de la segunda guerra mundial, el mundo enfrentaba la dificultad de consecución y procesamiento de materiales naturales,

por esto, la industria fue estimulada a buscar nuevos materiales más resistentes y de bajo costo, momento en el cual apareció la síntesis química de plásticos en la industria petroquímica. Los plásticos tuvieron desde entonces, enorme acogida en todos los sectores económicos, lo cual desató una acelerada producción de plásticos que persiste y aumenta en la actualidad (Fundación Heinrich Böll, 2019).

La palabra plástico es usada para definir una subcategoría de la clase más grande de materiales llamados polímeros sintéticos. Son moléculas muy grandes construidas por la repetición de pequeñas unidades químicas simples que forman cadenas más largas que hacen que tengan pesos moleculares altos (Billmeyer, 2020).

Las fuerzas responsables de la cohesión entre las diferentes cadenas pueden ser de naturaleza muy diversa y están fuertemente condicionadas por las características propias de los átomos y de los sustituyentes de la cadena principal. La polaridad y el volumen de los átomos constituyentes afecta especialmente a las fuerzas de cohesión por entrecruzamiento de las cadenas, que a su vez determinan la flexibilidad del material, temperatura de transición vítrea, temperatura de fusión, capacidad de cristalización, entre otras propiedades fisicoquímicas (Beltrán & Marcilla, 2012).

Los polímeros plásticos sintéticos y semisintéticos son derivados de recursos fósiles no renovables (carbón, gas natural, petróleo crudo) y de base biológica, que incluyen celulosa, sales y compuestos renovables obtenidos a partir de maíz, patata, remolacha, almidón, algas, entre otros. Los sintéticos contienen normalmente entre uno y tres tipos diferentes de unidades poliméricas que se repiten. (Beltrán & Marcilla, 2012).

Actualmente, los polímeros plásticos sintéticos, son clasificados en tres mayores familias con base en su respuesta al calor, elasticidad y otras propiedades físicas (proceso de moldeado): termoestables como poliuretano, resinas epóxicas y siliconas; termoplásticos como polietileno (PE), polipropileno (PP), cloruro de polivinilo (PVC), tereftalato de polietileno (PET), poliestireno (PS), poliamidas (PA); y elastómeros como neopreno y caucho. De estos, solamente los termoplásticos pueden ser remodelados por calentamiento.

Industrialmente las resinas vírgenes de estos plásticos se

presentan en forma granulada (*pellets*), los cuales son fácilmente transportados y usados para la fabricación de objetos de plástico; adicionalmente, las resinas son mezcladas con numerosos aditivos para mejorar el rendimiento mecánico del material (plastificantes, antioxidantes, retardantes de llama, estabilizadores UV, lubricantes y colorantes). (Grupo de expertos sobre los aspectos científicos de la protección ambiental marina (GESAMP), 2018) (Fundación Vasca para la Seguridad Agroalimentaria (ELIKA), 2021).

La **tabla 1** muestra un resumen de la clasificación de los polímeros más usados a escala industrial y doméstica, con sus principales aplicaciones, así como algunas de sus propiedades, en la que se incluye código de reciclaje, densidad y temperatura de fusión

Tipo de Polímero	Aplicaciones	Punto de Fusión (°C)	Densidad (g/cm ³)
Polietileno (PE) de alta densidad (PEAD) y baja densidad (PEBD)	(PEAD): Se aplica para la fabricación de envases para detergentes, aceites de motor, champú, lácteos, bolsas para supermercados, bazar y menaje, cajones para gaseosas, cervezas, baldes para pintura, helados, caños para gas, agua, drenaje y uso sanitario, macetas, bolsas tejidas. (PEBD) se utiliza para la fabricación de bolsas de supermercados, boutiques, panificación, etc. Películas para agricultura (invernaderos), base para pañales descartables, bolsas para suero, contenedores herméticos domésticos.	(PEAD) 125-135 (PEBD) 110-120	(PEAD) 0,95-0,97 (PEBD) 0,91-0,94

Tipo de Polímero	Aplicaciones	Punto de Fusión (°C)	Densidad (g/cm ³)
Tereftalato de polietileno (PET)	Se aplica para la fabricación de envases para gaseosas, aceites, agua mineral, cosmética, películas transparentes, fibras textiles, laminados de barrera, productos alimenticios, bandejas para microondas, geotextiles (pavimentación/caminos), películas radiográficas.	250-270	1,37-1,4
Poliestireno (PS)	Envases para lácteos (yogurt, postres, etc.), helados, dulces, etc., vasos, bandejas de supermercado, contraportas y anaqueles, máquinas de afeitar descartables, platos, cubiertos, juguetes, casetes.	70-115	1,04-1,09
Polipropileno (PP)	Película / Film (para alimentos, golosinas, indumentaria), bolsas de rafia tejidas, envases industriales, hilos, tapas en general, envases, cajas para bebidas, baldes para pintura, fibras para tapicería, cajas de baterías.	160-170	0,9-0,91

Fuente: Adaptado de Polanco (2019); Campos y Tenazoa (2018).

Desde su origen, los beneficios que el plástico ha traído consigo, en el desarrollo y avance de la humanidad son innegables, los plásticos son un tipo de material económico, liviano y de fácil producción, es usado en aplicaciones tecnológicas avanzadas como la aeronáutica, telecomunicaciones, medicina, la expansión de energías limpias provenientes de turbinas de viento y paneles solares, el transporte y almacenamiento seguro de los alimentos; también se usa en un sinnúmero de situaciones y actividades de nuestra vida diaria, lo que hace que esté presente en todas partes. Desgraciadamente, también está presente en forma de desechos, representando casi la mitad de todos los residuos sólidos a nivel mundial. (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), 2018).

La excesiva generación de residuos plásticos es el resultado de

una industrialización no saludable, irresponsable y promovida por el consumo. Cabe resaltar que muchos de los plásticos son desechables o de un solo uso, utilizados como envases de alimentos, artículos de bioseguridad (tapabocas), bolsas, botellas, recipientes, vasos y cubiertos, que pocos minutos después de su uso se convierten en residuos que terminan en rellenos sanitarios, cultivos agrícolas, emisiones tóxicas o fuentes hídricas. Cada año se producen 500 mil millones de botellas plásticas, de las cuales se estima que alrededor de un 50% terminan rápidamente en vertederos, debido a que su promedio de utilización es de menos de 6 meses. Para el 2015, se alcanzó una producción de plásticos de 380 millones de toneladas. A nivel mundial la contaminación por plásticos ha sido reconocida como un grave problema ambiental, sin embargo, esta contaminación es creciente debido a que siguen aumentando los nuevos usos y aplicaciones de este tipo de material (FAO, 2017).

Según PNUMA (2018), se han producido alrededor de ocho mil millones de toneladas de plástico desde 1950 —para el 2010, 12.7 millones de toneladas de desechos de plástico habían sido descargados al océano (Jambeck et al., 2015) —. Se estima que para el 2021 ya había aproximadamente 1 tonelada de plástico por cada habitante del planeta, pues la producción de plástico y la cantidad de estos residuos aumentó durante la pandemia de SARS-COV2 en 2019 debido al mercado de consumo excesivo de los plásticos de un solo uso como tapabocas, bolsas y recipientes para domicilios. (Greenpeace, 2021). Por otro lado, sólo un 9% de todo el plástico producido ha sido reciclado, un 12% ha sido quemado produciendo grandes cantidades de emisiones tóxicas al medio ambiente, y el resto (79%) se encuentra en vertederos de basura o ecosistemas (Geyer et al., 2017).

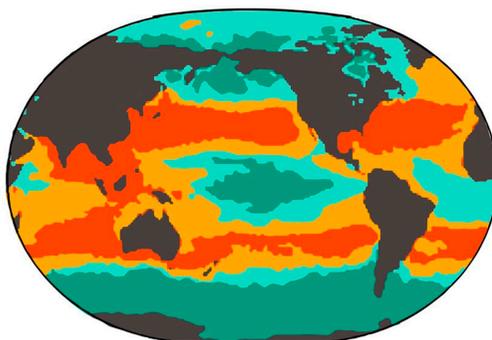
Dentro de las regiones con mayor producción de plásticos, se encuentra Asia en primer lugar, siendo responsable de la mitad de la producción mundial (51%), de esta región, China es el principal productor de plásticos con un 30% del total para el 2018, seguido por América del Norte con un 18%, mientras que Europa ha pasado a un tercer puesto en la lista con un 17% del total. En Europa durante 2018, más de dos tercios de la producción anual de plásticos se concentró en Alemania (24,6%), Italia (13,9%), Francia

(9,4%), España (7,6%), Reino Unido (7,3%), y Polonia (6.8%) (Greenpeace, 2021).

Por medio de modelos oceanográficos de dispersión de escombros flotantes, en la **Figura 2**, se identificó de manera general las zonas de mayor acumulación de microplásticos a nivel mundial, con un estimado de 5,25 billones de partículas dispersas que pesan alrededor de 268.940 toneladas. Entre las zonas más afectadas se encuentran el mar Mediterráneo, los mares del este, el sureste asiático y las zonas de convergencia ecuatorial (giros) al norte del Atlántico y del Pacífico, lo cual concuerda con las regiones donde existe la mayor producción de plásticos (Eriksen et al., 2014).

Estados Unidos, la Unión Europea (UE), Arabia Saudí y Corea del Sur son los mayores exportadores de formas primarias de plástico, China es el principal exportador de productos manufacturados intermedios y finales derivados, incluidos los textiles sintéticos y los envases de plástico vacíos. También es el principal importador de plásticos primarios (Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo (UNCTAD) 2021).

La **Figura 2** muestra la distribución mundial de producción de plásticos para 2021. Las tonalidades anaranjadas, indican las zonas oceánicas con mayor cantidad de residuos plásticos flotantes.



Fuente: Imagen construida con los datos presentados por Eriksen et al., 2014; Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo (UNCTAD) 2021.

El problema alcanza las escalas más pequeñas en tamaño, pero constituye el problema más grande a enfrentar

Como una consecuencia de su inapropiada eliminación, y los efectos de la actividad humana y del resto de la naturaleza, los plásticos pueden ser degradados en partículas más pequeñas que son generalmente categorizadas de acuerdo con su tamaño como macro (> 25 mm), meso (25 mm–5 mm), micro (5 mm–0.1 μm) y nanoplásticos (< 0.1 μm) (Garrido, 2022).

La producción mundial de plásticos inició en la década de los cincuenta (Plastics Europe, 2020). Veinte años después, en 1972, los biólogos estadounidenses Carpenter y Smith observaron que las piezas plásticas que habían sido depositadas en ecosistemas acuáticos tenían un aspecto ya quebradizo, aparentemente debido a la erosión del material expuesto a las condiciones naturales del ambiente; las partículas detectadas presentaban forma de gránulos de aproximadamente 0,25 a 0,5 cm de diámetro, dispersas en las aguas del Mar de los Sargazos (región del océano Atlántico), en concentraciones promedio de 3500 piezas y 290 g/km² (Carpenter y Smith 1972).

La forma y tamaño que adquieren los plásticos después de estar en el ambiente expuestos a diferentes fenómenos fisicoquímicos y biológicos como la temperatura, lluvia, radiación solar, presión atmosférica, microorganismos presentes en suelos y lixiviados, entre otros factores, terminan por desencadenar una serie de reacciones químicas en donde además de descomponerse en pequeñísimas partículas formando micro y nanoplásticos, liberan gases tóxicos de efecto invernadero como el metano y el etileno (Ford et al., 2022; PNUMA, 2018).

Los macro residuos plásticos que se descomponen en microplásticos y nanoplásticos, pueden ser de origen primario cuando son fabricados como materiales para ser usados en productos cosméticos, microfibras textiles o redes de pesca; los de origen secundario se generan por la descomposición de grandes plásticos después de su introducción al medio ambiente donde quedan expuestos a condiciones como degradación foto oxidativa UVB,

temperatura, humedad, estrés mecánico, precipitación y depósitos de polvo. Las características que la superficie de los microplásticos presenta frente a los signos de degradación es heterogénea, pero pueden revelar el tipo de degradación que experimentan frente al ambiente físico, (Zbyszewski et al., 2014), o degradación potencialmente biológica, por medio de la intervención de microbios que tienen la capacidad de colonizar y degradar hidrocarburos y sus derivados (Zettler et al., 2013).

Por medio de modelos oceanográficos de dispersión de escombros flotantes, se ha identificado de manera general, las zonas de mayor acumulación de microplásticos a nivel mundial, con un estimado de 5,25 billones de partículas dispersas que pesan alrededor de 268.940 toneladas. Entre las zonas más afectadas se encuentran el mar Mediterráneo, los mares del este, el sureste asiático y las zonas de convergencia ecuatorial al norte del Atlántico y del Pacífico, lo cual concuerda con las regiones donde existe la mayor producción de plásticos (Eriksen et al., 2014).

Los microplásticos se han encontrado presentes en aguas superficiales con cantidades estimadas de 100.000 fragmentos por m³ (Desforges et al., 2014), pueden descomponerse en tamaño dando origen a fragmentos por debajo del límite del micrómetro, es decir entrar en la escala de los nanómetros. Un nanómetro es la mil millonésima parte de un metro, o la millonésima parte de un milímetro y para propósitos de comparación las bacterias o virus miden miles o cientos de nanómetros respectivamente (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks (SCHEER), 2018).

Para comprender qué son los nanoplásticos, es necesario conocer el término “nanomaterial”, el cual es descrito como un material natural, incidental o manufacturado de cualquier forma que contiene partículas, en estado libre o como un agregado o aglomerado, los cuales se encuentran en un tamaño de partícula menor o igual en a 100 nm en sus tres dimensiones, en cuanto a su presentación, pueden presentarse como nanoesferas, nanotubos, entre otras (Unión Europea (UE), 2011).

Las nanopartículas se pueden encontrar como aerosoles

(sólidos o líquidos en el aire), suspensiones (sólidos en líquidos) o como emulsiones (líquidos en líquidos). Se han utilizado en una amplia gama de tecnologías, incluida la adhesión, la lubricación, la estabilización y la floculación controlada de dispersiones coloidales (Yu, 2012).

Las nanopartículas presentan propiedades físicas y químicas muy diferentes a las de los mismos materiales a escala convencional, lo cual depende de su forma, tamaño, características de superficie y estructura interna. Entre más pequeña es la nanopartícula, el punto de fusión decrece, debido a que aumenta considerablemente la proporción de átomos superficiales con respecto de los átomos totales contenidos. En presencia de agentes químicos (surfactantes), las propiedades superficiales e interfaciales pueden verse modificadas. La fuerza de gravedad no aplica como en macropartículas, ya que esta resulta despreciable frente a fuerzas viscosas o intermoleculares; en cuanto a las interacciones partícula-partícula están dominadas por fuerzas débiles de Van der Waals, interacciones polares y electrostáticas más fuertes o interacciones covalentes (Boggiano et al., 2021; Hyun-jong & Arya, 2020; Zambrano, 2020).

Los nanomateriales tienen múltiples propiedades fisicoquímicas, dependiendo de su tamaño y diseño, que incluyen variaciones en la conducción eléctrica, alta resistencia a la tracción y límite elástico, tolerancia al calor, alta estabilidad química, propiedades hidrofóbicas o hidrofílicas, alta capacidad para el transporte de corriente eléctrica y almacenamiento de hidrógeno, superconductividad, capacidad de bloqueo de luz ultravioleta y actividad antimicrobiana, por lo tanto, los nanomateriales se han convertido en una de las opciones más llamativas para la próxima generación de materiales utilizados en la industria (Unión Europea (UE), 2011).

De acuerdo con lo descrito en los párrafos precedentes, los nanoplásticos son considerados como nanopartículas producidas no intencionalmente (Gigault et al., 2018), las cuales se originan por la liberación directa de macro materiales plásticos, que inicialmente se fragmentan en micropartículas y con el tiempo llegan finalmente a ser considerados nanopartículas que presentan un comportamiento coloidal a un tamaño de partícula menor o igual a 100 nm en

cualquiera de sus tres dimensiones (Bergmann et al., 2015).

Se tiene claro que las principales fuentes de micro y nanoplásticos, provienen de cuatro tipos principales de plásticos: Polietileno (PE), Polyester (PET) y Polipropileno (PP), Cloruro de polivinilo (PVC), como resultado de sus múltiples usos; las nuevas aplicaciones del plástico siguen aumentando, entre estas nuevas aplicaciones se encuentran como ejemplo las impresoras 3D que funcionan con resinas plásticas, su uso origina nanoplásticos en cada impresión. Las partículas de plástico de tamaño nanométrico se forman fácilmente cuando los residuos de resina se disuelven en alcohol y se exponen a radiación ultravioleta de la luz solar en el medio ambiente (Rodríguez-Hernandez et al., 2020).

Los micro y nanoplásticos manufacturados para aplicaciones en productos cosméticos y de cuidado personal, como las microesferas en los exfoliantes o las nanopartículas poliméricas empleadas en fragancias para perfumes, detergentes, cremas corporales y suavizantes de ropa son moléculas volátiles, muy a menudo se encapsulan en nanopartículas plásticas que median en su liberación y prolongan la percepción de la fragancia (Wright & Kelly, 2017; Manfredini et al., 2020).

Se ha visto con gran preocupación la presencia de micro y nanoplásticos contenidos en lodos de desecho, que llegan a las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), los cuales tienen un contenido significativo de materia orgánica y agua que resulta en la transferencia de líquido-sólido-gas y otros medios múltiples, lo que dificulta la caracterización y separación de los compuestos. Una PTAR, reporta que se liberan diariamente un aproximado de 44 millones de micropartículas plásticas en el agua receptora, incluso otros tipos de residuos como el vidrio, los metales, el papel, los textiles, la madera y el caucho son superados por el plástico, por lo tanto, la eliminación de lodos, como la aplicación de estos al suelo, es una fuente importante de contaminación por micro y nanoplásticos en el medio ambiente (Yafei et al., 2023).

Li X et al. (2018) evaluaron la aparición de microplásticos en 79 muestras de lodos de depuradora recolectadas de 28 PTAR en 11 provincias chinas. Las concentraciones de microplásticos en

las muestras de lodo oscilaron entre 1,60 y $56,4 \times 10^3$ partículas por kilogramo de lodo seco; los contenidos de microplásticos fueron mayores en el este de China que en el oeste de China y variaron durante los diferentes meses. Sus colores y tipos fueron principalmente blanco (59,6%) y fibras (63%), respectivamente. El análisis por espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier reveló que la mayoría de las microplásticos pertenecían a poliolefina, fibras acrílicas, polietileno y poliamida. Se estimó que la cantidad promedio de microplásticos presentes en lodos que ingresan al medio ambiente es de $1,56 \times 10^{14}$ partículas por año.

Los micro y nanoplásticos de PET se han detectado previamente en diferentes muestras ambientales, incluidas agua dulce y lodos de aguas residuales. Tian et al. 2023, evaluaron el número de partículas plásticas de PET con un diámetro inferior a 5 mm en afluentes y efluentes recolectados de diez PTAR holandesas, por medio de tres pasos de secado, (en matriz) despolimerización de PET en etilenglicol y análisis de cromatografía líquida-espectrometría de masas (LC-MS) para la cuantificación de micro y nanopartículas de PET. La recuperación de PET fue del 98 % en la matriz de aguas residuales. Los límites de detección de PET en afluentes y efluentes fueron 2,0 $\mu\text{g/L}$ y 1,2 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Los resultados confirmaron que los efluentes de la PTAR pueden ser una fuente de micro y nanopartículas de PET en el medio ambiente (Tian et al. 2023).

La evidencia muestra que la mayoría de los microplásticos presentes en ecosistemas acuáticos podrían ser microfibras que pueden originarse directamente de fuentes masivas como producción de textiles, desprendimiento y lavado de prendas de vestir, textiles agrícolas, así como el desgaste de los neumáticos. La mayoría de los estudios de campo acuático presentaron valores de microfibras superiores al 50%. Las concentraciones de microplásticos variaron de 0,3 a 8925 partículas por m^3 en lagos, de 0,69 a $8,7 \times 10^6$ partículas por m^3 en arroyos y ríos, de 0,16 a 192000 partículas por m^3 en estuarios y de 0 a 4600 partículas por m^3 en el océano (Arias et al., 2022).

Los residuos del desgaste de los neumáticos en los ambientes acuáticos mostraron concentraciones de hasta 179 mg/L en sedimentos de escorrentía de ríos y de hasta 480mg/g en sedimentos

de escorrentía de carreteras. Los nanoplasticos del desgaste de los neumáticos son significativos en el polo norte, pero no en el polo sur (Arias et al., 2022; Materić et al., 2022).

Las emisiones de partículas por el desgaste de neumáticos están aumentando y tienen impactos negativos en el medio ambiente y la salud humana, Prenner et al (2021) planteó la cuantificación de los flujos de masa de caucho, incluido el negro de humo de los neumáticos de vehículos en Austria. Se utilizaron factores de emisión específicos del vehículo y dependientes del kilometraje para calcular las emisiones. Los resultados del año 2018 indican que el 80% del caucho de las llantas permaneció en uso, mientras que el 14% fue reencauchado, reciclado, incinerado o exportado como llantas fuera de uso, y el 6% fue emitido como emisiones de partículas al aire, suelo o aguas superficiales. De las 21.200 partículas de neumáticos (ton/año) liberadas y pérdidas por disipación, el 6 % se encontraban en la microescala, con un tamaño entre 0,1 y 10 μm , y el 0,3 % eran de nano escala por debajo de 0,1 μm .

Los textiles en todas las etapas de producción, uso y eliminación son la principal fuente de microfibras sintéticas presentes en el agua. Las estimaciones de lavado mostraron una liberación promedio de hasta 279.972 toneladas por año de las cuales 123.000 toneladas fluyen anualmente a través de efluentes no tratados a ríos, arroyos, lagos o directamente al océano, debido a que el agua de lavado es considerada como residuo doméstico, lo cual representan una amenaza potencial para los organismos marinos y no marinos. La presencia de las microfibras también está documentada en muestras terrestres. Se midió la cantidad de microfibras que se desprenden de los textiles sintéticos para tres materiales (acrílico, nylon, poliéster), tejidos con diferentes calibres y técnicas. Se encontró que todos los textiles se desprenden, pero las telas de poliéster arrojan las mayores cantidades, con un promedio de 7360 fibras/ m^2L . (Almroth et al., 2018; Arias et al., 2022).

La acumulación de micro nanoplasticos contaminan los ecosistemas, se bioacumulan y potencian en los nichos que componen las redes tróficas e impactan a todas las especies del planeta

El material plástico que es vertido en los océanos cada año, constituye alrededor de un 80 % de todos los desechos marinos que se encuentran desde las aguas superficiales hasta los sedimentos de aguas profundas, en donde las especies marinas ingieren o se enredan en los desechos plásticos (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), 2021).

Desde la década de 1960 han sido identificados en aves y especies marinas pequeños fragmentos de plástico (Harper & Fowler 1987). En el 2015, se registraron más de 700 especies afectadas por el plástico (Gall & Thompson, 2015) y se considera que los residuos plásticos oceánicos son causantes de la muerte de cientos de miles de especies marinas cada año (PNUMA, 2018).

Las proyecciones que se tienen son aún más preocupantes, se considera que si no se cambian las pautas de consumo, para el 2050 habrían unos 12.000 millones de toneladas de basura plástica, de los cuales, 8.000 millones de toneladas de plástico estarán en ecosistemas naturales, principalmente en ecosistemas acuáticos (Sherrington, 2016), lo que representaría 1 tonelada métrica de plástico por cada 3 toneladas métricas de peces (Ellen Macarthur Foundation, 2017), además de consecuencias nefastas para la salud, la economía, la biodiversidad y el clima (ONU, 2021).

El aumento de la producción de plásticos sin duda alguna dará lugar a incrementos en la concentración de estas partículas sobre todo en ecosistemas acuáticos, partículas que hace tres décadas, aún no eran consideradas como un potencial tóxico ya que se pensaba que gracias a las características del plástico (alta resistencia y durabilidad), estos eran inertes, estables y no reaccionaban con el medio (Gregory & Ryan, 1997; Bouwmeester et al., 2015).

Con respecto a la producción de alimentos, la necesidad de alternativas inteligentes y prácticas más sostenibles son cruciales para enfrentar el aumento constante de la población humana y el agotamiento de los recursos. La implementación de la nanotecnología en la agricultura de precisión ofrece sistemas inteligentes de suministro de nutrientes, pesticidas y materiales genéticos para mejorar la fertilidad del suelo y protección, junto

con rasgos mejorados para una mejor tolerancia al estrés; además, la nanotecnología puede desempeñar un papel importante en el procesamiento y envasado de alimentos después de la cosecha para reducir la contaminación y el desperdicio de alimentos, procesos de los cuales se pueden generar nanopartículas residuales tóxicas, incluidos los nanoplasticos, que son consumidas junto con los alimentos (Ali et al., 2021).

Efectos tóxicos de los micro y nanoplasticos presentes en alimentos de consumo humano

Existe gran cantidad de estudios en torno a los residuos plásticos y sus afectaciones al medio ambiente, la contaminación por plásticos amenaza la seguridad y la calidad de los alimentos, la salud humana, el turismo costero y contribuye al incremento del cambio climático (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), 2021). Sin embargo, muy poco se sabe acerca del efecto tóxico que puede darse en la salud humana a corto, mediano y largo plazo, generado por la descomposición gradual en micro y nanoplasticos.

Hasta el año 2020 no existía una legislación que regulara la presencia de los micro y nanoplasticos como contaminantes en los alimentos (Shopova et al., 2020), sin embargo, la FAO se encuentra trabajando conjuntamente con la Organización Mundial de la Salud (OMS) para llevar a cabo una evaluación de la información acerca de la existencia de microplásticos en alimentos, la contaminación por microplásticos a lo largo de las cadenas de valor alimentarias y la migración de los plásticos desde los materiales que se encuentran en contacto con los alimentos, además de incluirse un examen de la bibliografía existente sobre la toxicidad de los monómeros, polímeros y aditivos plásticos más comunes. Este proceso sentará las bases para evaluar si es viable la realización de un ejercicio de evaluación de riesgos y ofrecer opciones para su gestión (Comisión del Códex Alimentarius, 2021 CX/FFP 21/35/3 - REP21/CAC).

Del consumo de alimentos y bebidas corrientes puede resultar que las personas podrían estar ingiriendo aproximadamente 2000 piezas diminutas de plástico (5 g) de plástico por semana, que es el peso equivalente a una tarjeta de crédito (The University of Newcastle - Dalberg, 2019). Adicionalmente, cabe resaltar que el

incremento del consumo de comida rápida empacada o servida en materiales plásticos y aumento del uso de envases plásticos en el hogar, incrementa la exposición a los micro nanoplasticos, los cuales son ingeridos involuntariamente junto con los alimentos (De-la-Torre, 2019; Schwabl et al., 2019).

Recientemente, se ha abordado el tema de la exposición humana a nanopartículas plásticas y las posibles consecuencias toxicológicas resultantes, desencadenadas por el descubrimiento de micro y nanoplasticos en los alimentos. Además de la exposición oral a través de alimentos y bebidas contaminados, se deben considerar otras vías de exposición, la respiratoria en contacto con el aire y la dérmica en contacto con la ropa, cosméticos, polvos, cremas, entre otros. (Comité Científico de la Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición (AESAN), 2019).

La mayor fuente de ingestión de plásticos es el agua potable, y se ha encontrado plástico en el agua subterránea, superficial, del grifo y embotellada de todo el mundo. Una persona promedio puede consumir hasta 1769 partículas de plástico semanales solo provenientes del agua (Senathirajah et al., 2021).

Los micro y nanoplasticos, por su tamaño pueden fácilmente incorporarse a las cadenas alimentarias animal y humana y se han encontrado presentes en productos de mar (pescados, crustáceos, moluscos y harinas de pescado), miel, huevos, carne, cerveza o sal de mesa **Tabla 2.** (Bouwmeester et al., 2015; Garrido, et al

2022), principalmente se ha enfatizado desde hace muchos años la contaminación alimentaria a través de los productos de mar (EFSA, 2016).

En la **Tabla 2**, se muestra una recopilación de resultados de muestras de alimentos tomadas en diferentes partes del mundo, y que presentan contaminación por micro y nanoplásticos.

Tipo de alimento	Nivel de contaminación por micro y nanoplásticos
Miel	<p>19 muestras tomadas de producto embotellado (8 supermercados) y (11) en el lugar de producción. Localizados en Francia, Italia, España y México, en los cuales se encontraron: 40-660 fibras coloreadas/kg de miel, con un valor medio de 166 ± 147/kg de miel; 0-38 fragmentos/kg de miel; fibras y fragmentos sintéticos.</p> <p>47 muestras tomadas de supermercados y apicultores locales alemanes, en las que se encontraron 10-336 fibras/kg y 2-82 fragmentos/kg sintéticos</p> <p>El contenido medio de micro y nanoplásticos informado para la miel es de 0,166 fibras/g y 0,009 fragmentos/g</p> <p>5 muestras tomadas en producto embotellado de diferentes supermercados de Suiza, encontrándose de 32-108 fibras coloreadas/kg (principalmente celulosa, pero una pequeña parte son fibras de PET); 8-28 partículas azules/kg (origen desconocido)</p>
Pescado	<p>20 muestras tomadas de diferentes marcas comerciales de sardinas y espadines enlatados (latas que contienen de 2 a 30 pescados cada una), de los mercados de Australia y Malasia (con origen de producción en Canadá, Alemania, Irán, Japón, Letonia, Malasia, Marruecos, Polonia, Portugal, Rusia, Escocia, Tailandia, Vietnam) en las cuales se encontró que contenían entre 1-3 partículas/lata.</p>
Cerveza	<p>24 muestras tomadas de supermercados alemanes, en donde se encontraron de 2-79 fibras/L, 12-109 fragmentos/L, 2-66 gránulos/L.</p> <p>12 muestras tomadas de cervecerías que utilizan agua de los cinco grandes Lagos Laurentinos (EE. UU.), en las cuales se halló un promedio de 4,05 partículas/L.</p> <p>En la cerveza se han encontrado fibras, fragmentos y gránulos en las siguientes cantidades 0,025, 0,033 y 0,017 por ml, respectivamente.</p>

Tipo de alimento	Nivel de contaminación por micro y nanoplasticos
Azúcar	5 muestras tomadas de azúcares comerciales: 217 ± 123 fibras transparentes y coloreadas/kg de azúcar; 32 ± 7 fragmentos/kg de azúcar.
Sal	<p>16 muestras tomadas del mercado turco: 16-84 artículos/kg (sal marina), 8-102 artículos/kg (sal de lago) y 9-16 artículos/kg (sal de roca).</p> <p>12 muestras tomadas de supermercados de EE. UU. (con diferentes orígenes de producción: celta, siciliano, mediterráneo, Utah, hawaiano, Océanos Atlántico y Pacífico, Baja Seas e Himalaya), en las cuales se identificaron un promedio 212 partículas/kg.</p> <p>17 muestras tomadas de un mercado de Malasia (con diferentes orígenes de producción: Australia, Francia, Irán, Japón, Malasia, Nueva Zelanda, Portugal, Sudáfrica), en los cuales se detectaron de 1-10 partículas/kg.</p> <p>21 muestras tomadas directamente desde las aguas del Océano Atlántico (Huelva, Cádiz, Lanzarote, La Palma, Galicia), Mar Mediterráneo (Barcelona, Gerona, Valencia, Alicante, Murcia, Menorca, Alicante, Cuenca, Añana), encontrándose alrededor de 50± 7-280± 3 artículos/kg sal.</p> <p>15 muestras tomadas de diferentes supermercados en China: 7 a 680 artículos/kg (550 a 681 partículas/kg en sales marinas, 43 a 364 partículas/kg en sales de lago y 7 a 204 partículas/kg en sales de roca)</p> <p>Para las sales de mesa se han encontrado contenidos de microplásticos entre 0,007 y 0,68 partículas/g. 025, 0,033 y 0,017 por ml, respectivamente.</p>
Agua embotellada	<p>259 muestras de 11 marcas comerciales, tomadas en 9 países (China, EE. UU., Brasil, India, Indonesia, México, Líbano, Tailandia, Alemania), en las que se encontraron 10,4 partículas (> 100 µm) /L; 325 partículas (6,5-100 µm) /L; 242 botellas contaminadas, todas las botellas de plástico de un solo uso, excepto una sola botella de vidrio.</p> <p>Se tomaron 22 muestras de supermercados alemanes (3 cartones, 10 botellas plásticas y 9 botellas de vidrio), en las que se detectó 14 ± 14 partículas/L (botellas de plástico de un solo uso), 50 ± 52 partículas/L (botellas de vidrio) y 11 ± 8 partículas/L (cartones).</p>
Agua de grifo	<p>159 muestras tomadas de Cuba (1), Ecuador (24), Inglaterra (3), Francia (1), Alemania (2), India (17), Indonesia (21), Irlanda (1), Italia (1), Líbano (16), Eslovaquia (8), Suiza (2), Uganda, en las cuales se detectó un promedio de 5,45 partículas/L.</p> <p>20 muestras de agua de grifo danesa, en las que se hallaron 29 partículas/50 L.</p>

Fuente: German Federal Institute for Risk Assessment (BfR), Department of Food Safety, Unit Effect-based Analytics and Toxicogenomics Unit and Nanotoxicology Junior Research Group (2020). Sofiya Shopova, Holger Sieg, Albert Braeuning; Myszograj, 2020.

La evidencia experimental en organismos marinos indica que los microplásticos tienen el potencial de transferirse entre niveles tróficos. La harina de pescado tiene algún uso en la producción avícola y la crianza de cerdos, por lo tanto, los microplásticos pueden terminar en alimentos no marinos (Abbasia, 2021).

La concentración de microplásticos en especies marinas se determina en el estómago, o en todo el tracto digestivo, en pescado, el número medio de partículas encontradas por pez está entre 1 y 7. En los camarones se encuentra una media de 0,75 partículas/g. En los bivalvos, el número medio de partículas es de 0,2 a 4 (valor mediano) /g, (German Federal Institute for Risk Assessment, 2016; Yuan et al., 2022; Abbasia, 2021; Garrido et al., 2022).

Calderón et al. (2020), identificaron contaminación por microplásticos en el tracto gastrointestinal de 140 peces de cuatro especies —*Mugil incilis* (salmonete), hipopótamos de Caranx, *Caquetaia kraussii* (mojarra amarilla) y *Eugerres plumieri* (mojarra rayada) —, comprados en un mercado local del estuario Ciénaga Grande de Santa Marta en el norte de Colombia. Se encontró que del total, 17 (12,1%) estaban contaminados. Entre las cuatro especies evaluadas, *Mugil incilis* (salmonete) mostró la mayor prevalencia de microplásticos. De los microplásticos encontrados pertenecían a materiales de nylon, acrílico, poliéster y polietileno, de los cuales 89,5% eran fibras y 2 (10,5%) fragmentos. Estos hallazgos proporcionan la primera evidencia de ingestión de micro nanoplásticos por especies de peces residentes en aguas estuarinas colombianas.

En los estudios realizados por Fadare et al. (2021) y Nithin et al. (2021), clasifican la sal en función de su procedencia (marina, lago y roca). De las muestras analizadas, ambos estudios encontraron la mayor cantidad de micro nanoplásticos en sal marina, seguido de sal de lago, mientras que la sal de roca, aunque en menor proporción, también demostró contenerlos. Se pueden identificar varios puntos críticos para la contaminación de la sal con micro nanoplásticos,

como la contaminación ambiental de los sistemas marinos y de agua dulce de donde es extraída la salmuera y evaporada, así como también la degradación de los equipos y herramientas utilizados a lo largo del proceso (Ji-Su et al., 2018).

La presencia de partículas plásticas en el agua potable de grifo es motivo de preocupación debido a los posibles impactos en la salud humana (Kirstein et al., 2021). Dalmau-Soler et al. (2021), evaluaron la presencia de micro nano plásticos a lo largo de la cuenca del río Llobregat (Cataluña, España), en donde se identificaron partículas de hasta de 20 μm , e incluso partículas más grandes de 5 mm. Se detectaron microplásticos en 5 de los 7 puntos de la cuenca del Llobregat, con predominio de poliéster (PES) y polipropileno (PP). El agua potable es usada para embotellarla, en diferentes marcas comerciales se han identificado partículas de PET, PS y PP. En consecuencia, la contaminación emana principalmente del embalaje, pero también podría ocurrir durante el proceso de fabricación (Kankanige & Sandhya Babel, 2020). Winkler et al. (2022), detectaron nanoplasticos mediante el uso simulado de botellas de plástico de agua potable. Los tamaños de partícula encontrados estuvieron entre 0.54 nm a 39.9 μm .

En los últimos años, se ha evaluado la presencia de MNP en varias matrices ambientales, incluido el medio marino y el suelo agrícola (Vitali et al., 2023). En este último, la contaminación puede provenir de diferentes fuentes como: agua contaminada utilizada para el riego; artículos y herramientas de plástico empleados para cubrir, proteger y apoyar plantas o para aumentar la eficiencia del uso del agua, que pueden degradarse bajo luz UV y otras condiciones ambientales; los polímeros sintéticos implicados en la microencapsulación de agroquímicos y el recubrimiento de semillas; basura plástica y fibrillas del desgaste de neumáticos de las carreteras adyacentes (Abbasi et al., 2021).

Las nanoplasticos que miden menos de 100 nm demostraron ser capaces de penetrar en las raíces y alcanzar tallos y hojas, mientras que las partículas más grandes no pueden cruzar la pared celular y permanecen adsorbidas en la superficie de la raíz (Li et al., 2021)

Vitali et al. (2023) expone que los nanoplasticos pueden

ser absorbidos y de esta manera ser translocados a los tejidos vegetales de manera semejante a la modalidad de absorción de los nanomateriales de carbono más estudiados (Herremans et al., 2015; Dietz y Herth, 2013). La absorción de las micro nanopartículas plásticas por el sistema de la planta es inversamente proporcional a su tamaño y puede afectar el crecimiento de la planta y los frutos (Bosker et al., 2019).

La presencia de microplásticos en bolsas de té, manzanas, peras, brócoli, lechugas y zanahorias fue detectada con tamaños entre 1,36 y 3,19 μ m en muestras obtenidas en mercados locales donde los usuarios realizan sus compras diarias, se estima que el consumo diario de microplásticos en niños y adultos por Kg de peso corporal /día, oscila entre 2,96x10⁴ a 1,41x10⁶ (Oliveri et al., 2020). Conti et al. (2020), detectaron microplásticos entre 1.5 a 2.5 μ m en alimentos como frutas, verduras y algas marinas.

Se cree que los plásticos podrían ser una de las principales fuentes de Bifenilos Policlorados (BPC) presentes en el agua, detectados en organismos marinos pequeños (plancton, peces y crustáceos), y a su vez, en animales más grandes (mamíferos marinos) que se alimentan de estos pequeños organismos acuáticos, alcanzando niveles de BPC que pueden ser miles de veces más altos que los que se encuentran en el agua, los cuales terminan finalmente trasladándose en animales situados en las posiciones más altas de la cadena alimentaria (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR) 2000)).

Toxicidad de los micro nanoplásticos

Es importante conocer los tipos de plásticos más usados a escala industrial y doméstica, su composición y usos, así como también los potenciales riesgos que representan para la salud humana descritos a continuación en la **Tabla 3**

Tipo de plástico	Potencial riesgo	Referencia
Tereftalato de polietileno (PET)	Disruptores endocrinos Cancerígeno (mama y próstata) Acidosis urinaria	Xu et al. (2020) Khan et al. (2021)
Polipropileno (PP)	Citotoxicidad Hipersensibilidad Respuesta inmune no deseada Respuesta aguda (hemólisis)	Hwang et al. (2019)
Poliestireno (PS)	Alteración microbiota intestinal y metabolismo xenobiótico Cancerígeno, neurotóxico, genotóxico	Tu et al. (2023) Kik et al. (2020)
Policloruro de Vinilo (PVC)	Disfunciones metabólicas (disminución en la tolerancia a la glucosa, estrés oxidativo, pérdida de células beta y una disminución en la síntesis de insulina). Diabetes mellitus tipo 1 (DM1) en niños prepúberes. Alteraciones reproductivas	Castro-Correia et al. (2018) Czubacka et al. (2021)

Los nanoplásticos se diseminan subrepticamente y sin control en el medio ambiente a través del agua, el suelo y el aire durante el desarrollo de diversas actividades humanas y son fácilmente transferibles entre diferentes organismos vivos a través de las cadenas tróficas, así, pueden ingresar a los organismos durante la ingestión o la inhalación y pueden trasladarse dentro del cuerpo a varios órganos y tejidos donde los nanoplásticos tienen la posibilidad de ejercer efectos tóxicos (Khan et al., 2019).

Como se mencionó antes, las tres vías principales de exposición a los nanoplásticos y microplásticos son el tracto gastrointestinal

(ingestión), la piel (exposición dérmica) y el pulmón (exposición por inhalación). Hasta el momento, se ha identificado que la vía de ingestión la ruta más importante de exposición humana y no humana a los plásticos a través del consumo de alimentos contaminados, además, de la transferencia de micro y nanoplásticos presente en los materiales con los que se empaacan los alimentos y bebidas como dulces, biberones, compotas, bolsas de té, fórmula para bebés, bocadillos (*snacks*), agua potable, entre otras (Dang et al., 2022).

Las tasas medias de ingesta de micro y nanoplásticos per cápita son 553 y 883 partículas/día para niños y adultos, respectivamente, lo que lleva a $5,01 \times 10^4$ partículas per cápita para adultos hasta los 70 años (Wang et al., 2022).

Los plásticos, además de su fase polimérica pueden contener en promedio un 4 % de aditivos químicos y por su tamaño, presentan una elevada relación de superficie respecto al volumen, lo que les confiere unas características fisicoquímicas que facilitan la adsorción de contaminantes. Tanto los aditivos como los contaminantes ocasionales pueden ser tanto de naturaleza orgánica como inorgánica. Se ha informado sobre la transferencia trófica de contaminantes, por ejemplo, contaminantes orgánicos persistentes (COP), y se ha demostrado la biomagnificación. Los principales aditivos plásticos y contaminantes adsorbidos para los que se dispone de información son los ftalatos, el bisfenol A, los éteres de bifenilo polibromados, los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y los bifenilos policlorados (PCB). Se han encontrado concentraciones de hasta 2.750 ng/g de PCB y 24.000 ng/g de PAH en microplásticos depositados en las playas (German Federal Institute for Risk Assessment, 2016; Mortensen et al., 2021).

Los micro y nanoplásticos pueden contaminar el agua potable, suelos agrícolas y aire, acumularse en la cadena alimentaria y liberar sustancias químicas tóxicas, pudiendo generar toxicidad, carcinogenicidad, genotoxicidad y toxicidad para el desarrollo, además, los nanoplásticos pueden presentar en la salud toxicidad crónica (toxicidad cardiovascular, hepatotoxicidad y neurotoxicidad). La toxicidad de los micro nanoplásticos depende principalmente de la distribución del tamaño de las partículas y composición/ características monoméricas de los polímeros (Yuan et al., 2022).

Las partículas con tamaño inferior a 150 μm pueden ser ingeridas por organismos vivos, migrar a través de la pared intestinal y alcanzar ganglios linfáticos y otros órganos del cuerpo. Su reducido tamaño puede conllevar a que atraviesen membranas celulares, alterando sus funciones fisiológicas y/o que residan en tejidos epiteliales durante periodos prolongados (Nieto & Montoto, 2017), por lo que surgen consideraciones nuevas frente a las interacciones entre los nanomateriales y la materia viva, incluso durante períodos suficientemente pequeños de exposición, las nanopartículas de 200 nm pueden entrar en células no especializadas con gran facilidad; en el caso de partículas más pequeñas de 35 nm, tienen la capacidad de entrar en el núcleo celular, y las partículas con menos de 30 nm son capaces de realizar transporte neuronal en el Sistema Nervioso Central, debido a que son procesadas por la maquinaria celular y, por lo tanto, son transportadas por procesos activos de la misma manera que las biomoléculas (Salvati et al., 2013).

Los nanoplásticos cruzan la barrera intestinal y se translocan a otros tejidos por la sangre y la linfa después de la ingestión, por el contrario, los microplásticos y quedan atrapados físicamente en el intestino después de la ingestión en una amplia variedad de especies, que van desde el zooplancton hasta los mamíferos (Dang et al., 2022), por lo tanto, los nanoplásticos representan un mayor riesgo para la salud humana.

En cuanto a los procesos de endocitosis, exocitosis y retención intracelular de nanopartículas, se realizaron ensayos con poli (D,L-lactida-co-glicolida) in vitro utilizando células de músculo liso vascular arterial humano (CMLV), en donde se ensamblaron nanopartículas que contenían albúmina de suero bovino (BSA) como proteína modelo y 6-cumarina como marcador fluorescente. La captación celular de nanopartículas (97 \pm 3 nm) fue por medio de un proceso endocítico dependiente de la concentración, el tiempo y la energía. Las nanopartículas en CMLV se estudiaron mediante microscopía confocal y su captación y retención intracelular se determinaron cuantitativamente mediante cromatografía líquida de alta resolución. La microscopía confocal demostró que se internalizaron rápidamente en las células del músculo, las cuales se observaron a partir de 1 minuto después de la

incubación. Una vez que se eliminó el gradiente de concentración de nanopartículas extracelulares, se produjo la exocitosis de las nanopartículas con aproximadamente el 65% de la fracción internalizada experimentando exocitosis en 30 min, la exocitosis de las nanopartículas se inhibió casi por completo cuando el medio se quedó sin suero (Panyam & Labhassetwar, 2020).

Según Chen et al (2023), los nanoplásticos causan inflamación intestinal cuando se consumen a través de bebidas o alimentos como mariscos y agua, teniendo un papel inmunomodulador en las células inmunitarias. En el estudio, se exploró la internalización dinámica de las nanopartículas de poliestireno (NPPS) y sus productos funcionalizados con carboxi y amino (PS, PS-COOH y PS-NH₂), seguida de la activación de las vías de señalización de ROS-MAPK/NF- κ B en el macrófago de la línea RAW 264.7. Los potenciales inflamatorios y citotóxicos se evaluaron mediante ELISA y ensayos de apoptosis. Los resultados mostraron que PS-COOH se acumuló más en las células e indujo ROS más pronunciados y apoptosis que PS, PS-NH₂ y PS- μ m. PS-COOH y PS-NH₂ mostraron un potencial de activación de MAPK/NF- κ B más potente a una concentración baja de 10 μ g/ml que el PS no modificado, seguido de la producción de citoquinas IL-6 y TNF- α , además, podría inhibir la activación de MAPK/NF- κ B inducida por PS-COOH y la secreción de citoquinas, lo que indica que ROS era responsable de la desregulación de la señal y la inmunogenicidad de PS-COOH. Los resultados sugirieron que las vías MAPK y NF- κ B estaban involucradas en la inflamación mediada por macrófagos inducida por NP, que estaba influenciada por la funcionalización de la superficie de las NPPS carboxiladas que mostraban un mayor potencial proinflamatorio y citotóxico.

El agua ingerida diariamente pasa a través del estómago, el intestino, el hígado y, finalmente, al riñón, órganos en los cuales los nanoplásticos pueden depositarse, interrumpir sus funciones y, finalmente, inducir enfermedades (Paul et al., 2020). Se exploró las respuestas de las células 293T de riñón embrionario humano y las células LO2 hepáticas normales humanas a los nanoplásticos de poliestireno (NPPS) presentes en el agua, centrándonos principalmente en los efectos del tamaño de las partículas y el enriquecimiento de NpPS con Pb.²⁺. Las NpPS detectadas tenían

un tamaño de partícula 21.9 a 955.0 nm. Cuando el tamaño de partícula expuesto es superior a 100 nm, no hay muerte para estas dos líneas celulares diferentes (293T y LO2). A medida que el tamaño de partícula disminuye de 100 nm, la mortalidad celular aumenta. Aunque la internalización de los NpPS en las células LO2 es al menos 5 veces mayor que en las células 293T, la mortalidad de las células LO2 es menor que la de las células 293T, lo que ilustra que las células LO2 son más resistentes que las células 293T. Además, el enriquecimiento de NpPS con Pb.2+ en medio acuoso puede aumentar aún más su toxicidad. La citotoxicidad de los NpPS para las líneas celulares funciona a través de un mecanismo molecular que implica el daño inducido por el estrés oxidativo de las mitocondrias y las membranas celulares, lo que resulta en una disminución en la producción de ATP y un aumento en la permeabilidad de la membrana. Las células de riñón embrionario humano (células 293T) se compraron de la American Type Culture Collection (ATCC, Rockville, EUA) y las células hepáticas normales humanas (células LO2) fueron proporcionadas por el Banco de Células de la Academia China de Ciencias (Li et al., 2023).

Los nanoplásticos pueden penetrar las barreras biológicas, ingresar al torrente sanguíneo y poner en riesgo la salud humana. En este contexto, es probable que los nanoplásticos interactúen con las proteínas en la sangre para posiblemente afectar la estructura y función de las proteínas y, en consecuencia, inducir efectos biológicos. Se evaluaron los efectos de nanopartículas de poliestireno (NPPS), PS-NH₂, y los NP - PS-COOH en la alteración de la estructura del fibrinógeno humano (HF) usando espectroscopia UV-vis y de fluorescencia. Con NPPS-NH₂ teniendo el mayor efecto sobre la estructura de HF. Además, los experimentos de polimerización de HF demostraron que los nanoplásticos tienen el potencial de promover la coagulación de la sangre (Wang et al., 2023).

Se investigó las respuestas celulares de microplásticos secundarios de polipropileno (PP) de aproximadamente 20 µm - 200 µm en diferentes condiciones y tamaños a células normales, células inmunes, células sanguíneas y células inmunes murinas mediante análisis de citoquinas, ensayo ROS, ensayo de polarización y ensayo de proliferación. Se encontró que las partículas de PP

mostraron un bajo efecto de citotoxicidad en tamaño y concentración, sin embargo, un método DMSO de alta concentración, tamaño pequeño, de partículas de PP estimuló el sistema inmune y mejoró la hipersensibilidad potencial a las partículas de PP a través de un aumento en los niveles de citoquinas e histaminas en PBMC, células Raw 264.7 y HMC-1 (Hwang et al., 2019).

Las células madre pluripotentes inducidas por humanos (hiPSC) se derivan con frecuencia de fibroblastos dérmicos, estas células ofrecen una plataforma poderosa para la identificación de biomarcadores moleculares de contaminación ambiental en células humanas. Se identificaron las alteraciones en hiPSC de fibroblastos dérmicos humanos expuestos deliberadamente a partículas nanoplásticas de poliestireno (NPPS). Las firmas transcriptómicas y epigenómicas de todos los fibroblastos e hiPSCs se definieron utilizando RNA-seq y genoma completo metil-seq, respectivamente. Tanto los fibroblastos tratados con NsPS como las hiPSC derivadas mostraron alteraciones en la expresión de los genes ESRRB y HNF1A y circuitos implicados en la pluripotencia de las células madre, así como en las vías implicadas en el cáncer, los trastornos inflamatorios, la gluconeogénesis, el metabolismo de los carbohidratos, la inmunidad innata y la sinapsis dopaminérgica. De manera similar, los niveles de expresión de los cambios clave en la transcripción y la metilación del ADN identificados (DNMT3A, ESSRB, FAM133CP, HNF1A, SEPTIN7P8 y TTC34) se vieron significativamente afectados tanto en fibroblastos expuestos a PS como en hiPSC (Stojkovic et al., 2023).

Poblaciones sensibles, como las mujeres embarazadas y sus hijos por nacer, deben protegerse de las exposiciones ambientales nocivas. El estudio de Chortarea et al., 2023, tuvo como objetivo investigar cómo los nanoplásticos de óxido de cobre (CuO NP; 10-20 nm) y los nanoplásticos de poliestireno (NPPS; 70 nm) impactan en la expresión génica en tejido placentario humano perfundido ex vivo. El análisis de microarrays del genoma completo reveló cambios en el perfil de expresión génica global después de 6 h de perfusión con concentraciones subcitotóxicas de CuO (10 µg/mL) y NPPS (25 µg/mL). Los resultados sugieren que los nanoplásticos desencadenan una respuesta celular diferente, afectando la expresión de genes

relacionados con la inflamación y la homeostasis del hierro.

Liu, et al 2022, estudiaron 18 parejas madre-bebe expuestos a microplásticos durante el embarazo y la lactancia. Evaluaron diferentes muestras de placenta, meconio, heces infantiles, leche materna y fórmula infantil hasta los 6 meses de edad, así como determinaron las posibles fuentes de contaminación, a través del uso de plástico y los hábitos de alimentación por medio de cuestionarios. El análisis de las muestras se realizó con un espectrómetro láser de imágenes infrarrojas. Se identificaron dieciséis tipos de microplásticos, y la poliamida (PA) y el poliuretano (PU) fueron dominantes. Más del 74% de los microplásticos encontrados tenían un tamaño entre 20-50 μm . La ingesta de agua y el uso de limpiador exfoliante o pasta de dientes se identificaron como posibles fuentes de exposición de las mujeres embarazadas. La lactancia materna y el uso de biberones y juguetes de plástico también se propusieron como fuentes posibles de exposición para los bebés. Además de los resultados obtenidos y dada la falta de estudios relevantes, se plantea la necesidad de profundizar cuál es la contribución de los productos plásticos a la exposición de los microplásticos durante el período de lactancia.

Se realizó un estudio de residuos microplásticos en heces humanas ingeridas a través de los alimentos de manera involuntaria. Se recolectaron ocho muestras de heces humanas de diferentes regiones geográficas junto con un protocolo de registro de alimentos consumidos. Todas las muestras dieron positivo para microplásticos. Se identificó una mediana de 20 microplásticos (de 50 a 500 μm de tamaño) por 10 g de heces humanas. En total, se detectaron 9 tipos de plástico, siendo el polipropileno y el tereftalato de polietileno los más abundantes. Hubo pocos participantes y cada uno proporcionó sólo una muestra. (Liebmann et al., 2019).

Por otra parte, los estudios realizados en animales han demostrado alteraciones y efectos adversos relacionados con la exposición a los MNP, que permiten un acercamiento a los niveles de exposición y potenciales riesgos que se podrían presentar de manera similar en los humanos.

Se evaluaron los mecanismos de toxicidad de los nanoplásticos

en el embrión de pez cebra debido a su alta homología con los humanos. Teniendo en cuenta la expresión génica relacionada con el sistema endocrino, se exploraron más a fondo los posibles efectos neurotóxicos de las nanopartículas de Poliestireno (NPPS) en el comportamiento animal, por medio de perfiles neuroconductuales en diferentes ensayos, los resultados muestran que el NPPS se acumularon en los ojos, los neuromastos, el cerebro y los órganos del sistema digestivo. Las NPPS inhibieron la acetilcolinesterasa y alteraron los perfiles de expresión génica relacionada con el sistema endocrino tanto en la tiroides como de los glucocorticoides; a nivel de todo el organismo, se observaron comportamientos alterados como aumento de la actividad y la ansiedad a dosis más bajas y letargo a dosis más altas, lo que podría deberse a una variedad de mecanismos complejos que van desde efectos en los órganos sensoriales y el sistema nervioso central hasta otros como cambios y desequilibrios hormonales. En conclusión, este estudio proporciona una nueva comprensión de los efectos tóxicos de las nanoplásticos en el embrión de pez cebra, enfatizando un papel crítico de la alteración endocrina en los efectos de comportamiento neurotóxicos observados y mejorando nuestra comprensión de sus riesgos potenciales para la salud de las poblaciones humanas (Torres-Ruiz et al., 2023).

Wang et al (2023), investigó el efecto de los nanoplásticos y sus aditivos tóxicos, exponiendo al pez cebra adulto a 1 mg/L de nanoplásticos (NP+BPAF) con 200 µg/L de Bisfenol AF (BPAF) durante 45 días; el pez cebra parental desovó (soltar sus huevos) cada 3 días durante la exposición, y se examinaron los efectos del envenenamiento continuo en la descendencia después de 1 a 9 desoves y en los alevines. Los resultados mostraron que la exposición única a BPAF y la coexposición a nanoplásticos pueden disminuir la cantidad de huevos puestos y el comportamiento locomotor del pez cebra parental y afectar la tasa de eclosión, incrementar la mortalidad, la longitud corporal y el comportamiento locomotor de la descendencia del pez cebra, especialmente después 7–9 desoves. Los BPAF se acumularon en el intestino del pez cebra parental en 334,62 ng/g en el grupo BPAF y 594,52 ng/g en el grupo N+BPAF, y se acumularon en el pez cebra de toda la descendencia en 281,6

ng/g en el grupo BPAF y 321,46 ng/g en el grupo nm+BPAF. La expresión de los genes relacionados con el neurodesarrollo, la inflamación, la apoptosis y el estrés oxidativo también aumentaron significativamente después de 7–9 desoves. Además, se concluyó que la acumulación exacerbada en el grupo de NP+BPAF en el pez cebra parental y en la descendencia puede ser la razón del efecto tóxico acelerado.

Si bien el destino y efectos adversos de los NP en el tracto gastrointestinal animal se investigan cada vez más, el conocimiento sobre su absorción y toxicidad en el intestino humano aún es limitado, Hou et al (2022), expusieron organoides intestinales humanos a nanoplasticos de poliestireno (PS-NP, ~50nm) en concentraciones de 10 y 100 µg/ml, con el objetivo de evidenciar la absorción y las respuestas fisiológicas frente a los nanoplasticos en varias células de intestino delgado (enterocitos, endocrinos, Paneth y Goblet) presentes en organoides; después de la exposición, se observó acumulación, causando luego la apoptosis celular y respuesta inflamatoria.

Se estudió el efecto de las micropartículas de cloruro de polivinilo (MPPVC) sobre los parámetros sanguíneos, los leucocitos, la peroxidación lipídica y el sistema antioxidante (cerebro y branquias) en bagres africanos (*Clarias gariepinus*), especie de agua dulce que se utiliza a menudo como modelo para ensayos ecotoxicológicos. Los especímenes de pescado se expusieron a dietas enriquecidas con MPPVC ($95,41 \pm 4,23 \mu\text{m}$) en las siguientes concentraciones; 0,50%, 1,50% y 3,0% durante 45 días, seguida de un ensayo de depuración que duró 30 días. Se tomaron muestras de sangre y tejidos (cerebro y branquias) cada 15 días para análisis de hematología, enzimas antioxidantes y peroxidación lipídica. El resultado obtenido reveló que MPPVC alteró los índices hematológicos. Los valores medios de hemoglobina celular y de neutrófilos se redujeron significativamente en todos los grupos tratados dependiendo de la concentración y del tiempo de exposición, mientras que los valores de linfocitos y monocitos no mostraron diferencias significativas entre los grupos de peces de control y expuestos. La actividad de la peroxidasa se alteró sustancialmente en el cerebro y las branquias de los grupos expuestos. La actividad de catalasa se redujo significativamente en

el cerebro de los grupos expuestos al 0,5% de MPPVC. Los niveles de peroxidación lipídica en el cerebro de los grupos expuestos al PVC aumentaron significativamente en función de la dosis y el tiempo (Iheanacho & Odo, 2020)

De acuerdo con lo anterior, surge la preocupación por los crecientes reportes de efectos tóxicos de los nanoplásticos sobre la salud humana, problemática derivada de la ubicuidad del material plástico, así como de la seguridad frente al uso y fabricación de los nanomateriales, ligada al área de la nanotoxicidad, la cual es un área de investigación en rápida expansión en el campo de la toxicología debido a las diversas aplicaciones de los nanomateriales en un escenario global (Remya & Mohanan, 2018).

Mitigación tecnológica de los efectos que los micro y nanoplásticos tienen sobre el ambiente y por ende sobre la salud humana

En 2021, Dąbrowska propone un enfoque holístico y multidisciplinario, para lo que se ha denominado la “plastiesfera” constituida por ocho y no cinco continentes, llamando la atención a múltiples ramas de la ciencia para la identificación y caracterización de micro y nanoplásticos en ecosistemas acuáticos, lo cual incluye:

- Monitoreo de las fuentes (aguas residuales, lavado y aguas residuales, estuarios de ríos, basura, microplásticos visibles).
- Muestreo de diferentes hábitats (superficie del agua, columna de agua, sedimentos del fondo de la costa y de aguas profundas, núcleos de hielo, plancton, tejidos corporales, etc.) y proporcionar el método adecuado de recolección de material y aislamiento de la matriz orgánica.
- Caracterización física y química detallada (Silva et al., 2018) mediante, por ejemplo, la espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) y la espectroscopia Raman, la cromatografía de gases junto con el detector de espectrometría

de masas (GC/MS), la fluorescencia de rayos X (XRF), microscopía electrónica de barrido acoplada con la espectroscopía de rayos X de dispersión de energía (SEM EDX); todo ello combinado con la modelización teórica (Dąbrowska, 2021).

Luo et al (2023), utilizando imágenes Raman detecta ($\sim 0.36\text{--}0.78 \times 10^9$) micro y nano partículas y caracteriza los micro y nanoplasticos que se liberan del vaso de una licuadora al hacer jugo, 30 segundos después de ponerlo en funcionamiento. Con ayuda de imágenes Raman se genera una matriz de espectro de barrido, similar a una matriz hiperespectral, que contiene 900 espectros (30×30). Al mapear estos cientos de espectros como imágenes, con la ayuda de algoritmos, se pueden visualizar directamente los micro y nanoplasticos con una mayor sensibilidad desde el punto de vista estadístico. Los nanoplasticos se pueden caracterizar de manera efectiva y la imagen desigual de los microplásticos derivada de la variación de la señal se puede mejorar posteriormente para aumentar aún más la relación señal-ruido. En general, los avances en imágenes Raman pueden proporcionar un enfoque adecuado para caracterizar los micro y nanoplasticos que se liberan en las actividades de nuestra vida diaria.

Austen et al. (2022) investigaron el potencial de fitorremediación del abedul plateado (*Betula pendula* Roth) con microplásticos en suelos contaminados. Se cultivaron dos abedules juveniles en macetas en una mezcla de tierra y microplásticos (3 g -0,043 % en peso seco) marcados con tinte fluorescente iDye Poly Pink 456 (Jacquard), que ha demostrado tener estabilidad fluorescente en una variedad de plásticos. Se eligió polvo de poliamida (PA 50 μm) como fuente de microplásticos, ya que se ha descubierto que, junto con el polipropileno, domina en ambientes de suelo contaminado. Cada árbol recibió luz solar, nutrientes y agua adecuados y uniformes durante un período de cinco meses. Para cada árbol, se cosecharon cuatro raíces para el análisis de imágenes con microscopía de fluorescencia, pudiendo observar las partículas individuales de microplásticos con diámetros entre 5 y 10 μm , las cuales pueden ingresar al sistema de raíces de un abedul y quedar incrustadas entre las estructuras de las células de la raíz. Se encontró evidencia de

microplásticos fluorescentes en la exodermis de la raíz, la corteza, el tejido vascular, así como en la capa epidérmica externa y entre los pelos radiculares. Los resultados dan una fuerte indicación de la absorción e incorporación de microplásticos derivados del suelo en las raíces de abedules juveniles.

La biorremediación microbiana asociada a la nanotecnología es otra alternativa tecnológica viable para la captación y posible eliminación de micro y nanoplasticos por comunidades microbianas, bacterias u hongos, así como por el uso específico de varias enzimas, representa una vía prometedora y sostenible para atenuar el efecto acumulativo de los micro y nanoplasticos al ser aplicada en diferentes escenarios. (Bhatt et al., 2021).

Auta et al. (2022), investigó la biorremediación in situ de suelos de manglares contaminados con micro y nanoplasticos de tereftalato de polietileno (PET) y poliestireno (PS), utilizando un consorcio microbiano autóctono con capacidad adecuada para degradar los plásticos. Se aislaron ocho (8) bacterias del suelo de manglar contaminado con micro y nanoplasticos y se analizaron para detectar la capacidad de degradarlos, los cuales tenían un tamaño aproximado de 600 nm. Se midieron los recuentos de crecimiento microbiano en unidades formadoras de colonias para evaluar la respuesta de crecimiento en presencia de micro y nanoplasticos de PS y PET a diferentes tiempos de exposición. Los cambios estructurales y superficiales que ocurrieron después de la biodegradación de los micro y nanoplasticos expuestos a las bacterias se determinaron mediante análisis espectroscopía de dispersión de energía y microscopía de barrido (EDS-SEM). Los resultados obtenidos demostraron la elongación y desaparición de picos, sugiriendo que el consorcio microbiano podría modificar ambos tipos de micro y nanoplasticos. Los resultados generales de la degradación de microplásticos mostraron después de 90 días experimentales que el suelo aumentó en las concentraciones de Si, S y Fe y disminuyó en las concentraciones de C, O, Na, Mg, Al, Cl y K después de la biorremediación.

Sakali et al. (2021), desarrollaron un protocolo enzimático basado en el uso de peroxidasa, para la extracción de microplásticos a partir de lodos de efluentes, desde el muestreo hasta la cuantificación

y detección. El estudio consta de cuatro protocolos utilizados para verificar la recuperación de microplásticos a partir de muestras de lodos que contienen tres polímeros (polipropileno, tereftalato de polietileno y nylon). Para enfatizar la relevancia de optimización del protocolo, se realizó una prueba por triplicado para cada uno de estos polímeros, todos ellos utilizando fracciones de tamiz entre 100 y 500 μm , mientras que para la filtración de las muestras se utilizaron membranas de policarbonato isoporoso. El porcentaje de distribución de polímeros de H_2O_2 en protocolo enzimático fue de ($42\% \pm 8,49$; $38\% \pm 2,83$; $16\% \pm 11,31$), con algunas limitaciones para la fracción mayor. La recopilación de datos se llevó a cabo mediante visualización óptica e identificación química utilizando espectroscopia infrarroja transformada de Fourier para registrar los espectros de polímeros obtenidos para su posible interpretación (Sakali et al., 2021).

La extracción de microplásticos antropogénicos de la matriz orgánica compleja de un afluyente de lodos, se logró por deshidratación y digestión del lodo seguido por separación por densidad. Los resultados mostraron que con el uso de una solución de mayor densidad (NaI , $1,5 \text{ g/cm}^3$) se logró una recuperación mucho mejor de microplásticos de muestras de lodo (aprox. 1000 micropartículas/g de peso seco y 2000 micropartículas/g de peso seco, de lodo deshidratado y digerido, respectivamente). El uso de la peroxidación es un paso esencial para descomponer la estructura del lodo y liberar las micropartículas a la fase líquida, el uso de la peroxidación después o antes de la separación por densidad no afectó la recuperación general de las micropartículas. Polietileno, polipropileno y etileno-acrilato de etilo fueron los principales fragmentos de microplásticos identificados en lodos digeridos y lodos deshidratados. En cuanto a la presencia de micropartículas antropogénicas en efluentes de centrifugadoras, se contabilizaron 450 ± 212 micropartículas/L (Bretas et al., 2022).

Se evaluó el potencial del nanomaterial de óxido de grafeno modificado con Fe_2O_3 (FGO, 50–250 mg/L) para eliminar los efectos adversos de los nanoplásticos en las plantas de trigo expuestas a concentraciones de nanoplásticos de poliestireno (NPPS, 10, 50 y 100 mg/L), lo cual mostró disminución del crecimiento, contenido

de agua y pérdida de eficiencia fotosintética, así como el incremento del estrés oxidativo. La toxicidad de los nanoplásticos de poliestireno alteró negativamente el intercambio de gases, la estructura de la espiga y el transporte de electrones en los fotosistemas. Aunque el sistema antioxidante se activó parcialmente, (superóxido dismutasa (SOD), NADPH oxidasa (NOX) y glutatión reductasa (GR)) en plantas tratadas con nanoplásticos de poliestireno, no logró prevenir el daño oxidativo desencadenado. Los FGO eliminaron los efectos adversos de la contaminación por los nanoplásticos de poliestireno, además, preservaron las reacciones bioquímicas de la fotosíntesis al aumentar activamente los parámetros de fluorescencia de la clorofila en las hojas de trigo estresadas. Las actividades de todos los antioxidantes enzimáticos aumentaron. Los antioxidantes desintoxicantes mediados por GSH, como el glutatión S-transferasa (GST) y el glutatión peroxidasa (GPX), fueron estimulados por FGO contra la contaminación por NPPS, promoviendo la regeneración de ascorbato (AsA) y glutatión (GSH), mitigando el daño inducido por los nanoplásticos en el trigo al regular las relaciones hídricas, protegiendo las reacciones de fotosíntesis y proporcionando una eficiente eliminación de ROS con alta capacidad antioxidante (Arika et al., 2022).

Hou et al (2022), demostraron la inhibición efectiva de la acumulación de Nanopartículas de Poliestireno (NPPS) en células secretoras a través de la exposición conjunta a un inhibidor de endocitosis mediado por clatrina (clorpromazina), teniendo en cuenta el papel esencial de la endocitosis activa en la captación de NPPS en células de enterocitos. La investigación no solo mostró la posible captación y toxicidad de las NPPS en las células intestinales humanas y el mecanismo subyacente, sino que también proporcionó un enfoque terapéutico potencial para aliviar la toxicidad de las NPPS- en humanos a través de la inhibición de la endocitosis.

En otro estudio, Leppänen et al. (2022), emplearon nanofibrillas de nanocelulosa higroscópica para atrapar micro y nanoplásticos. Establecieron mecanismos de captura, teniendo en cuenta las interacciones electrostáticas e higroscopicidad de la red de nanocelulosa, la cual actúa como un material de captura ideal incluso para las partículas nanoplásticas más pequeñas. La nanocelulosa se

trata de una red de fibras o tejido biodegradable de celulosa que se obtiene a partir de fibra de madera, con dimensiones de 3 a 10 nm. El atrapamiento de partículas en entorno acuoso es principalmente el resultado de la naturaleza higroscópica de la red, una característica que se intensifica aún más con la alta área superficial de la nanocelulosa. Fue fundamental la comprensión del mecanismo de captura de partículas investigando la influencia del pH y la fuerza iónica en el comportamiento de adsorción. Se evidenció la capacidad de captura al seguir la intensidad de fluorescencia de las partículas de plástico. Se usaron partículas modelo de poliestireno (PS) ($\varnothing = 1,0 \mu\text{m}$ y $\varnothing = 100 \text{ nm}$), con carga superficial aniónica y catiónica, marcados con fluorescencia. Se evaluó la captura de nanoplasticos por medio de adsorción a diferentes niveles de pH y concentraciones de NaCl. Se identificaron los niveles de adsorción de partículas con el análisis de imágenes y un modelo de adsorción secuencial aleatorio. Estos hallazgos tienen potencial para la cuantificación explícita de los micro y nanoplasticos coloidales de diferentes entornos acuosos y finalmente, brindan soluciones para recolectarlos directamente en el sitio donde se producen.

Catarino et al. (2016) compararon los procedimientos para la digestión de los tejidos blandos del mejillón y la extracción de MP. Se probaron tres agentes de digestión de tejido en las mismas condiciones para determinar el método que proporcionó la digestión más completa de tejido blando con el menor daño a los plásticos. El primer método utilizó HNO₃ y el segundo método utilizó NaOH, ambos a diferentes concentraciones. El tercer método, digestión enzimática, utilizó una proteasa industrial, Corolase 7089 (AB Enzymes), obtenida de cultivos de *Bacillus subtilis* actividad de 966 UHb/mL (unidad de hemoglobina por mL) en diferentes volúmenes de agua Milli-Q (Millipore; filtrada a 0,22 μm). Esta enzima está disponible comercialmente y es considerablemente menos costosa. Corolase 7089 es activa a pH 6 a 9, lo que permite su uso en agua sin adición de tampón, como requieren otras proteasas. La digestión completa del tejido se logró con NaOH 1 M, HNO₃ al 35 % y proteasa a 9,6 UHb/ml (unidad de hemoglobina por ml); pero el uso de HNO₃ provocó una destrucción inaceptable de algunos microplásticos. La recuperación de los microplásticos añadidos a los mejillones fue

similar ($93 \pm 10 \%$) para las digestiones con NaOH y enzimas.

Hasta el momento, la ausencia de métodos efectivos y eficientes de extracción de MP (especialmente para partículas plásticas con diámetros inferiores a $10 \mu\text{m}$) de matrices complejas (agua, alimentos, etc.) no permitía realizar la estimación de riesgo y, consecuentemente, la evaluación del impacto en la salud asociado con la exposición a estos contaminantes emergentes. En este artículo se presenta un nuevo método patentado (PCT/IB2019/051,838 del 7-03-2019 y 102.018.000.003.337 del 7-03-2018) para la extracción y determinación de microplásticos en muestras de matriz orgánica e inorgánica. El método se basa en la sedimentación de las partículas con densidad superior a 1 g/cm^3 . El método se puede aplicar a muestras orgánicas e inorgánicas como agua, alimentos, suelo, desechos, aire, muestra biológica (sangre, orina, tejidos, etc.). Después de una digestión ácida de la matriz de la muestra, los microplásticos $<10 \mu\text{m}$ se recuperan por sedimentación en diclorometano y luego se dispersan en un tubo metálico. El análisis se realiza mediante SEM-EDX (Ferrante et al., 2020).

Aunque actualmente se está iniciando a debatir acerca de los micro nanoplasticos en los alimentos, no existe consenso ni regulación legal sobre los nanomateriales, que permitan controlar y abordar los riesgos relacionados de su uso (Akçan, et al., 2020).

Adicional a la exponencial contaminación ambiental, se suma la dificultad de identificación y recuperación de los nanoplasticos en el medio, lo cual eleva los costos para lograr una efectiva biorremediación. Siendo hoy en día el reciclaje, un método poco nada efectivo para detener las exorbitantes cantidades de material plástico fabricado y distribuido en todo el mundo (ONU, 2021), y que solo ataca el problema a la escala macro, pero que no se acerca a todas las implicaciones potencialmente desastrosas e irreversibles, de los residuos plásticos a escala nano.

4. Discusión

Los plásticos son materiales poliméricos obtenidos a partir de derivados del petróleo y de productos orgánicos de origen biológico,

se denominan plásticos por sus características de maleabilidad y la posibilidad de generar múltiples formas. Además de su arquitectura monomérica se encuentran asociados con múltiples aditivos que modifican el rendimiento del material, lo cual aumenta su diversidad y versatilidad de uso. Las características propias de los plásticos propiciaron el desarrollo de la industria después de la segunda guerra mundial haciendo que sean utilizados en todas y cada una de las actividades que hoy en día desarrolla el ser humano (Mesa & Ortiz 2016. PNUMA 2018, Fundacon Heinrich Böll 2019).

Una de las características de los plásticos es “ser materiales inertes” lo cual hace que su vida media útil sea muy extensa, pero a la vez, que no puedan ingresar en procesos de degradación natural de una manera sostenida y eficiente lo cual lleva a su acumulación, generando una ruptura de lo que debería constituir un ciclo entre la producción aumentada irrefrenable, el consumo inconsciente, facilista, carente de cultura y la falta de mecanismos eficientes de reutilización, reciclaje o eliminación; desembocando en la acumulación de desechos que se cuentan en millones de toneladas cúbicas métricas en todo el mundo. (PNUMA, 2018; FAO, 2017; Jambeck et al., 2015; Greenpeace ,2021; Geyer et al., 2017).

Durante los aproximadamente setenta años de establecimiento y desarrollo de las industrias que utiliza el plástico como materia prima, cada vez más se encuentran nuevos usos y se incentiva la producción desde la escala macro a la escala micro y nano, entre tanto la acumulación de plásticos también ha alcanzado proporciones desmesuradas desde la escala más grande a la más pequeña (*Top-Down*) más allá de lo que se puede captar a simple vista: en ríos, mares, campos, ciudades, rellenos sanitarios, máquinas y productos plásticos acumulados en plena función y obsoletos en los entornos de trabajo y el hogar (Parker, 2018).

Frente a esta fabricación, uso y acumulación creciente de artículos y desechos se plantea desde hace más de dos décadas el riesgo de la acumulación de plásticos en los ecosistemas marítimos y terrestres para la vida de los organismos y la salud humana (Parker 2023), el diagnóstico ha sido hecho y los informes de la FAO respecto a la contaminación por plásticos en los alimentos son claros y contundentes (Garrido, 2022).

Sin embargo, son tímidos —por decir lo menos— los esfuerzos que los países productores de plásticos han realizado para mitigar este flagelo y aún más lenta y tímidamente van apareciendo legislaciones reguladoras sobre la producción y los usos de materiales plásticos; un ejemplo ha sido la unión europea que ha pasado de segundo productor de plásticos a nivel mundial a la tercera posición por debajo de Norteamérica entre los años 2018 y 2021. (Plastics Europe, 2020; Greenpeace, 2021) y ahora en 2023 con la legislación sobre uso y desecho de plásticos (Diggle et al., 2022).

Latinoamérica solo produce el 4% de los plásticos del mundo, sin embargo, cuenta para más o menos entre 21 y 34 millones de toneladas de desechos plásticos (Moskat et al., 2021). A pesar de que Latinoamérica es un productor minoritario de plástico, si constituye un consumidor significativo de productos plásticos ya que es importador de los productos que no genera pero que hacen parte del mercado mundial, no hay políticas implementadas para la regulación de uso transporte y desecho más allá de incentivar la recolección para el reciclaje (existen además mafias que monopolizan el reciclaje). Con proyecciones al 2030 y 2040 (ONU, 2023) los países latinoamericanos poseen capacidad de compra y endeudamiento para surtirse de plásticos pero no tienen capacidad instalada para dar cuenta de los residuos, por lo tanto es común encontrar desechos plásticos en casas, calles, parques, plazas de mercado, rellenos sanitarios, riveras de los ríos y lagos, corrientes de agua, playas, sitios de recreación, parques naturales selvas y a donde quiera que llega el ser humano. Esta afirmación, dicho sea de paso, no necesita referencias a estudios realizados pues solo hay que salir y mirar.

Bajando en la escala de tamaño de los contaminantes plásticos encontramos los microplásticos, Aquí cabe anotar, que los microplásticos abarcan 4 órdenes de magnitud, desde la detección a simple vista (5mm) hasta encontrarse por debajo del límite de resolución del microscopio de luz (200nm) constituyen una categoría muy heterogénea en tamaño. La revisión de la literatura no solo no discute con base en la diferencia de tamaños en esta categoría de contaminantes, sino que además los une a los nanoplasticos agrupándolos como micro nanoplasticos (MNP). No se tiene en cuenta que sus características fisicoquímicas cambian con el tamaño

y la forma, como el punto de fusión, la relación superficie/volumen, la resistencia mecánica, las interacciones electromagnéticas, el contenido de aditivos por unidad de área, la superficie colonizable por organismos biológicos, o la adherencia a otras sustancias presentes en el ambiente, lo cual hace que la deriva de los desechos plásticos en el ambiente sea extraordinariamente heterogénea y esto dificulta su detección, caracterización y cuantificación debido a la carencia de patrones idóneos de comparación; lo cual genera un subregistro frente a las cifras reportadas y encarece los costos de análisis debido a la sofisticación de los equipos requeridos y a la necesidad de acoplar metodologías en tándem (Ivleva, 2021).

Los nanoplásticos que son los contaminantes a esa última escala que se encuentra al mismo nivel de lo molecular estructural y funcional de los organismos vivientes, son productos contaminantes incidentales generados gracias al desgaste producido por su deriva en el medio ambiente, meteorización, radiación, erosión, entre otros; esta deriva ambiental hace que los nanoplásticos compartan las características de tamaño con los nanomateriales pero los hace enormemente heterogéneos a partir de su origen, aditivos, modificación física ambiental y acción biológica ejercida sobre sus superficies amplificadas a esa escala (SHEER, 2018, Boggiano et al., 2021, Gigault, et al., 2018).

La interacción de los micro y nanoplásticos con lo viviente dista mucho de ser homogénea, mientras los microplásticos pueden acumularse a lo largo de barreras epiteliales en los organismos con tubos digestivos, epitelios pulmonares y piel (Ramsperger et al., 2023), en el caso de la interacción con microorganismos los microplásticos, pueden constituir soportes colonizables sobre los cuales se depositen secreciones, se haga acción química y se adhieran y colonicen a través de la generación de biofilms. Característica que puede ser usada para procesos de biorremediación (Bhagwat, 2021; Bhatt et al., 2021).

A una escala menor en donde la escala de los microplásticos y nanoplásticos se vuelven compatibles con los mecanismos celulares de interacción, pueden ser endocitados por las células o viajar dentro de los tejidos vasculares de las plantas (Wu, 2013) y de los animales incluido el hombre y depositarse en tejidos (Ramsperger et al., 2023).

Allí pueden ser aislados por procesos de lignificación o fibrosamiento que son dos mecanismos de tratamiento a cuerpo extraño o quedar como cuerpos de inclusión celular y producir efectos acumulativos degenerativos como los que producen las proteínas amiloides o por el contrario alterar las funciones vitales celulares a esa nanoescala (Mushtaq, 2015) y debido a su heterogeneidad ya mencionada, pueden interactuar con macromoléculas como proteínas y actuar como haptenos, generar disbiosis y desencadenar respuestas inmunológicas que pueden ir desde alergias (Molina, 2022), hasta progresiones que lleven al cáncer (Lee et al., 2023; Melnik et al., 2023). Además, disrupción enzimática y de señalización endocrina que, de igual manera, puede llevar a cáncer o a disfunción tiroidea (Zhao et al., 2021), gonadal (Zeng et al., 2023; Sun, 2023), suprarrenal (Sui et al., 2023), hepática (Li et al., 2023), neuronal (Mushtaq, 2015), cardiaca (Wang et al., 2023; Zhu X, et al 2022) y finalmente, no se puede olvidar la genotoxicidad (Kumar et al., 2022; Xu et al., 2022; Domenech et al., 2023).

La contaminación invisible por micro y nanoplasticos sin duda afecta las cadenas tróficas de las comunidades bióticas y su acumulación en los eslabones últimos de dichas cadenas particularmente en el ser humano como máximo depredador natural de las redes tróficas, pero además como máximo consumidor industrial. Por ello, el contenido de micro nanoplasticos en los alimentos viene llamando la atención de la comunidad científica y médica hace ya varios años; cada vez, son más los estudios de determinación de estos contaminantes en los alimentos y en los fluidos y tejidos de animales humanos y no humanos y sus efectos medibles (Garrido et al., 2022; Melnik et al., 2023). Es frecuente la evisceración de los organismos que se usan como alimento, lo cual elimina la ingesta de micro y nanoplasticos atrapados en las vísceras para el consumidor (cuando ellas no son consumidas como parte de la gastronomía propia de la cultura), sin embargo, por un lado no evita el consumo de nanoplasticos alojados en otros tejidos ni tampoco elimina la deriva ambiental de los micro y nanoplasticos ya que las vísceras son desechadas y al igual que las heces contaminadas con micro y nanoplasticos permanecen en el ambiente contaminando suelos, aguas, vertederos, entre otros.

Para efecto de medir la presencia y acumulación de micro y nanoplásticos se utilizan técnicas de detección por espectroscopia, resonancia y microscopía electrónica que permiten detectar y cuantificar la presencia de microplásticos hasta el límite de resolución de los instrumentos, ya que por ejemplo los nanoplásticos pueden escapar a la detección por espectroscopia infrarroja Ramman debido a que su tamaño es menor que la longitud de onda del infrarrojo. Por otro lado, las técnicas químicas que involucran técnicas cromatográficas y espectrometría de masas acopladas son muy sensibles para detectar e identificar nanoplásticos, pero al ser destructivas en la preparación de las muestras no permiten medir su acumulación. Existe otro problema importante y es que dada la heterogeneidad de los micro y nanoplásticos generada por su deriva no existen patrones adecuados para su comparación en ambientes analíticos de laboratorio (Ivleva, 2021).

Las estrategias utilizadas para tratar de descontaminar tanto ecosistemas, aguas residuales, alimentos son múltiples (Auta et al., 2022; Sakali et al., 2021; Bretas et al., 2022; Hou et al 2022) y han generado resultados alentadores, sin embargo, los resultados de Hou et al en 2022 llaman la atención al inhibir la endocitosis mediada por clatrina con clorpromazina, ya que este mecanismo no solo es usado por las células intestinales sino por prácticamente todas las células desde la escala de los microorganismos hasta los eucariotas complejos. Por otro lado, las nanopartículas de óxido de grafeno modificadas con Fe_2O_3 (Arika et al., 2022) o las nano redes de celulosa (Leppänen et al. 2022) a pesar de mostrar resultados exitosos en sus usos experimentales, representan esfuerzos incipientes en beneficio de la descontaminación de los alimentos a través de técnicas de bioingeniería.

Este panorama descrito, no puede dejar de lado el costo que representa hacer los análisis de detección y cuantificación, (Ivleva, 2021), implementar y escalar a nivel industrial los mecanismos de captación de micro y nanoplásticos para evitar su introducción y acumulación en las redes tróficas, además del desarrollo de legislación acerca del uso de plásticos a cualquier escala, la producción de alimentos libres de nanoplásticos y la conversión industrial de materiales inertes a materiales biodegradables de

economía circular, sin dejar de lado la limpieza del planeta a la escala macro ya que las curvas de crecimiento de contaminación por plásticos, micro y nanoplasticos sólo están diferenciadas por una ventana de tiempo (Mitrano, 2021).

5. Conclusiones

El análisis de los diferentes alimentos de consumo humano demuestra la presencia de diferentes tipos de nanoplasticos lo cual lleva a pensar que exposiciones crónicas llevan a un efecto tóxico de disrupción fisiológica por acumulación.

Es innegable la presencia de nanoplasticos en los ecosistemas y el efecto tóxico que estos tienen sobre animales y plantas de consumo directo por el hombre como indirecto a través de los procesos de bioacumulación y biomagnificación instaurado en la red de relaciones tróficas.

Los ensayos de laboratorio y hallazgos en modelos animales, así como en fauna silvestre permiten afirmar que los nanoplasticos no son una amenaza potencial sino un riesgo real que atenta contra la salud de los seres del planeta en todos los niveles de organización desde el celular hasta el ecosistema global.

Las técnicas de recuperación por atrapamiento y/o eliminación de los nanoplasticos que han mostrado resultados prometedores previenen la acumulación en los alimentos, aguas residuales y suelos, pero son ensayos a pequeña escala.

Hasta el momento, se ha patentado (PCT/IB2019/051,838 del 7-03-2019 y 102.018.000.003.337 del 7-03-2018) un método que explora la posibilidad de extracción y determinación de microplásticos en muestras de matriz orgánica e inorgánica complejas como agua, alimentos, suelo, desechos, aire y muestra biológica (sangre, orina, tejidos).

La implementación de estrategias de medición, determinación, cuantificación resultan costosas y difíciles de implementar sobre todo en países consumidores de productos de plástico como los de América latina y África.

A nivel biomolecular y subcelular, el daño de los micro y nanoplasticos es proporcional al tamaño de partícula. En partículas

con tamaños inferiores a los 100 nm, la internalización de estas en la célula provoca mayor citotoxicidad.

Los tipos de plásticos más relevantes para esta revisión fueron el Tereftalato de polietileno (PET), Polipropileno (PP), Poliestireno (PS) y Policloruro de Vinilo (PVC) por su considerable uso comercial y doméstico. De acuerdo con los estudios, todos generan afectación a la salud, sin embargo, el PET y el PS son los más nocivos debido a que inducen efectos carcinogénicos.

La deriva de los plásticos los hace muy heterogéneos respecto de sus modificaciones físicas químicas y biológicas lo cual hace que adquieran potencialidades tóxicas muy diversas.

Los nanomateriales y la nanotecnología podrían ser un arma de doble filo, si no se piensa que los nanoproducidos pueden producir efectos tóxicos acumulativos como los de los nanoplasticos si no son efectivamente regulados.

6. Referencias

- Abbasi, S. (2021) Routes of human exposure to micro(nano)plastics. *Current Opinion in Toxicology*, 27, Pág. 41 - 46. doi: 10.1016/j.cotox.2021.08.004.
- Abbasi, S; Keshavarzi, B; Moore, F; Delshab, H; Soltani, N; Sorooshian, A. (2017) Investigation of microrubbers, microplastics and heavy metals in street dust: a study in Bushehr city, Iran. *Environ Earth Sci* 76(23):798. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-7137-0>
- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, ATSDR. (2000) *Reseña Toxicológica de los Bifenilos Policlorados (BPCs) (en inglés)*. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública.
- Akçan R.; Aydoğan H.C.; Yildirim M.Ş.; Taştekin B.; Sağlam N. (2020) Nanotoxicity: a challenge for future medicine. *Turk J Med Sci*. Jun 23;50(4):1180-1196. doi: 10.3906/sag-1912-209
- Ali, S; Al-Tohamy, R; Koutra, E.; Moawad, M.S.; Kornaros, M.; Mustafa, A.M.; Mahmoud Y.A.G.; Badr, A.; Osman, M.E.H.; Elsamahy, T.; Jiao, H.; Sun, J. (2021) Nanobiotechnological advancements in agriculture and food industry: Applications, nanotoxicity, and future perspectives. *Science of The Total Environment*, Volume 792, 148359, ISSN 0048-9697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148359>.
- Almroth B.M.; Åström L.; Roslund S.; Petersson H.; Johansson M.; Persson N.-K. (2018) Quantifying shedding of synthetic fibers from textiles; a source of

- microplastics released into the environment. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (2), Pág. 1191 - 1199. doi: 10.1007/s11356-017-0528-7.
- Aminu, I.; Nahil, M.; Williams, P. (2023) Pyrolysis-plasma/catalytic reforming of post-consumer waste plastics for hydrogen production. *Catalysis Today*. Volume 420, ISSN 0920-5861. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2023.114084>.
- Andrady, A.L. (2011) Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*. Vol 62, Issue 8, Pág. 1596-1605, ISSN 0025-326X, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>.
- Annangi, B.; Villacorta, A.; Vela, L.; Tavakolpournegari, A.; Marcos, R.; Hernández, A. (2023) Effects of true-to-life PET nanoplastics using primary human nasal epithelial cells, *Environmental Toxicology and Pharmacology*, Volume 100, 104140, ISSN 1382-6689. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2023.104140>.
- Arias A.H.; Alfonso M.B.; Girones L.; Piccolo M.C.; Marcovecchio J.E. (2022) Synthetic microfibers and tyre wear particles pollution in aquatic systems: Relevance and mitigation strategies. *Environmental Pollution*, 295, art. no. 118607. doi: 10.1016/j.envpol.2021.118607.
- Arika, B.; Alp, F.; Ozfidan-Konakci, C.; Balci, M.; Elbasan, F.; Yildiztugay, E.; Cavusoglu, H. (2022) Fe₂O₃-modified graphene oxide mitigates nanoplastic toxicity via regulating gas exchange, photosynthesis, and antioxidant system in *Triticum aestivum*. *Chemosphere*, Volume 307, Part 4, 136048, ISSN 0045-6535. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136048>
- Austen, K.; MacLean, J.; Balanzategui, D.; Hölker, F. (2022) Microplastic inclusion in birch tree roots. *Science of The Total Environment*, Volume 808, 152085, ISSN 0048-9697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152085>
- Auta, H.S.; Abioye, O.P.; Aransiola, S.A.; Bala, J.D.; Chukwuemeka, V.I.; Hassan, A.; Aziz, A.; Fauziah, S.H. (2022) Enhanced microbial degradation of PET and PS microplastics under natural conditions in mangrove environment, *Journal of Environmental Management*, Volume 304, 114273, ISSN 0301-4797. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114273>.
- Bergmann, M.; Gutow, L.; Klages, M. (2015) *Marine Anthropogenic Litter*. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-319-16510-3>
- Bhagwat G.; O'Connor W.; Grainge I.; Palanisami T. (2021) Understanding the Fundamental Basis for Biofilm Formation on Plastic Surfaces: Role of Conditioning Films. *Front Microbiol*. Jun 25;12:687118. doi: 10.3389/fmicb.2021.687118.
- Bhatt P.; Pandey S.C.; Joshi S.; Chaudhary P.; Pathak V.M.; Huang Y.; Wu X.; Zhou Z.; Chen S. (2022) Nanobioremediation: A sustainable approach for the removal of toxic pollutants from the environment. *J Hazard Mater*. Apr 5;427:128033. doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.128033.
- Billmeyer, F.W. (2020) *Ciencia de los polímeros*. Reverte. https://books.google.com.co/books?hl=es&lr=&id=Fe0FEAAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR5&dq=POLIMEROSES&ots=e3x4n_fanJ&sig=feB1jvMzQFMY7ISGqcbEpHI_kLM&redir_esc=y#v=onepage&q=POLIMEROS&f=false
- Boggiano, H.; Berté, R.; Scarpetтини, A.; Cortés, E.; Maier, S.; Bragas, A. (2021). Determination of Nanoscale Mechanical Properties of Polymers via Plasmonic

Nanoantennas. *ACS Photonics*.

- Bosker, T.; Bouwman, L.J.; Brun, N.R.; Behrens, P.; Vijver, M.G. (2019) Microplastics accumulate on pores in seed capsule and delay germination and root growth of the terrestrial vascular plant *Lepidium sativum*. *Chemosphere*, Volume 226, ISSN 0045-6535. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.163>.
- Bouwmeester H.; Hollman P.C.; Peters R.J. (2015) Potential Health Impact of Environmentally Released Micro- and Nanoplastics in the Human Food Production Chain: Experiences from Nanotoxicology. *Environ Sci Technol*. 4;49(15):8932-47. doi: 10.1021/acs.est.5b01090.
- Bretas, C.; Navajas, S.; Bes-Piá, M.A.; Mendoza-Roca, J.A. (2022) Methodology for removing microplastics and other anthropogenic microparticles from sludge dewatering system. *Journal of Environmental Management*, Volume 314, 115010, ISSN 0301-4797. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115010>.
- Bustamante-Montes, L.P.; Borja-Aburto V.H.; Hernández-Valero M.A.; García-Fábila M.M.; Borja-Bustamante, P.; González-Álvarez, R.; Acosta-Gordillo, G.A. (2021) Phthalates exposure during pregnancy a study in a Mexican cohort. *Toxicology Reports*, Volume 8, ISSN 2214-7500. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2021.05.006>.
- Calder, M.; Herrera, A. (2019) Polímeros adhesivos y formación de uniones a través de reacciones de polimerización y fuerzas intermoleculares. *Educación Química por Universidad Nacional Autónoma de México*. Volumen 30, Núm. 2. DOI: <https://doi.org/10.22201/fq.18708404e.2019.2.68197>
- Calderón Sáenz, F. (2016) La Producción de Combustibles Vehiculares a partir de Plásticos de Desecho. Obtenido de <http://www.drcalderonlabs.com/Procesos/Pirólisis/Proceso%20de%20Pirólisis.pdf>.
- Calderon, E.A.; Hansen, P.; Rodríguez, A.; Blettler, M.C.M.; Syberg, K.; Khan, F. (2019) Microplastics in the Digestive Tracts of Four Fish Species from the Ciénaga Grande de Santa Marta Estuary in Colombia. *Water, Air and Soil Pollution*, 230(257). <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4313-8>
- Campos, C.A.; Tenoza, F. (2018). Combustibles fuel-oil obtenidos de residuos plásticos mediante pirólisis, Pucallpa – Ucayali, 2018. Obtenido de <http://repositorio.ucv.edu.pe/handle/UCV/32380>.
- Carbery, M.; O'Connor, W.; Palanisami, T. (2018) Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment International*, Volume 115, ISSN 0160-4120. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.03.007>
- Carpenter, E.J.; Smith, K.L. (1972) Plastics on the Sargasso Sea Surface. *Science*. Vol. 175, número 4027 págs. 1240 - 1241. doi: 10.1126/ciencia.175.4027.1240
- Castro-Correia C.; Correia-Sá L.; Norberto S.; Delerue-Matos C.; Domingues V.; Costa-Santos C.; Fontoura M.; Calhau C.; (2018) Phthalates and type 1 diabetes: is there any link? *Environ Sci Pollut Res Int*. doi: 10.1007/s11356-018-1997-z
- Catarino, A.; Thompson, R.; Sanderson, W.; Henry, T.B. (2016) Development and optimization of a standard method for extraction of microplastics in mussels by enzyme digestion of soft tissues. *Environmental, Toxicology and Chemistry*, 36(4), 947-951. <https://doi.org/10.1002/etc.3608>

- Chen, J.; Chen, X.; Xuan, Y.; Shen, H.; Tang, Y.; Zhang, T.; Xu, J. (2023) Surface functionalization-dependent inflammatory potential of polystyrene nanoplastics through the activation of MAPK/ NF- κ B signaling pathways in macrophage Raw 264.7. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Volume 251, ISSN 0147-6513. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.114520>.
- Chortarea, S.; Gupta, G.; Saarimäki, L.A.; Netkueakul, W.; Manser, P.; Aengenheister, L.; Wichser, A.; Fortino, V.; Wick, P.; Greco, D.; Buerki-Thurnherr, T. (2023) Transcriptomic profiling reveals differential cellular response to copper oxide nanoparticles and polystyrene nanoplastics in perfused human placenta. *Environment International*, 108015. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108015>
- Comisión del Códex Alimentarius (2021) CX/FFP 21/35/3. https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/fr/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252FMeetings%252FCX-722-35%252FWD%252Ffp35_03s.pdf
- Comisión del Códex Alimentarius (2021) REP21/CAC. https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/es/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252FMeetings%252FCX-701-44%252FFINAL%252520REPORT%252FREP21_CACs.pdf
- Comité Científico de la Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición (AESAN) sobre la presencia y la seguridad de los plásticos como contaminantes en los alimentos. 2019. https://www.aesan.gob.es/AECOSAN/docs/documentos/seguridad_alimentaria/evaluacion_riesgos/PLASTICOS_ALIMENTOS.pdf
- Conti, G.; Ferrante, M.; Banni, M.; Favara, C.; Nicolosi, I.; Cristaldi, A.; Fiore, M.; Zuccarello, P. (2020) Micro- and nano-plastics in edible fruit and vegetables. The first diet risks assessment for the general population. *Environmental Research*, Volume 187, 109677, ISSN 0013-9351, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109677>
- Czubacka, E.; Czerczak, S.; Kupczewska-Dobecka, M.M. (2021) The overview of current evidence on the reproductive toxicity of dibutyl phthalate. *Int J Occup Med Environ Health*. doi: 10.13075/ijomeh.1896.01658
- Dalmau-Soler, J.; Ballesteros-Cano, R.; Boleda, M.R.; Paraira, M.; Ferrer, N.; Lacorte, S. (2021) Microplastics from headwaters to tap water: occurrence and removal in a drinking water treatment plant in Barcelona Metropolitan area (Catalonia, NE Spain). *Environ Sci Pollut Res*, 59462–59472. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13220-1>
- Dang, F.; Wang, Q.; Huang, Y.; Wang, Y.; Xing, B. (2022) Key knowledge gaps for One Health approach to mitigate nanoplastic risks. *Eco-Environment & Health*. Volume 1, Issue 1. ISSN 2772-9850. <https://doi.org/10.1016/j.eehl.2022.02.001>
- Deba, S.; Núñez, P. (2017) Efectos del bisfenol A en la reproducción femenina. *Medicina Reproductiva y Embriología Clínica*, Volume 4, Issue 1, ISSN 2340-9320, <https://doi.org/10.1016/j.medre.2017.02.001>
- De-la-Torre, G.E. (2020) Microplastics: an emerging threat to food security and human health. *J Food Sci Technol*. doi: 10.1007/s13197-019-04138-1

- Desforges, J.P.; Galbraith, M.; Dangerfield, N.; Ross, P.S. (2014) Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean. *Mar Pollut Bull.* doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.12.035
- Dietz, K.F.; Herth, S. (2013) Plant nanotoxicology. *Trends in Plant Science*, Volume 16, Issue 11. ISSN 1360-1385, <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2011.08.003>
- Diggle, A.; Walker, T.R. (2022) Environmental and Economic Impacts of Mismanaged Plastics and Measures for Mitigation. *Environments*, 9(2), 15. <http://dx.doi.org/10.3390/environments9020015>
doi: 10.1021/acs.chemrev.1c00178
- Elizalde, V.M.; García-Fabila, M.M.; Campuzano, M.E.; Bustamante, P. (2012) Exposición prenatal a ftalatos. Anemia materna, duración de la gestación y somatometría del recién nacido. *Clínica e Investigación en Ginecología y Obstetricia*, Volume 39, Issue 4, ISSN 0210-573X, <https://doi.org/10.1016/j.gine.2010.11.005>
- Ellen Macarthur Foundation (2017) The New Plastics Economy: Rethinking the future of plastics & catalysing action. <https://ellenmacarthurfoundation.org/the-new-plastics-economy-rethinking-the-future-of-plastics-and-catalysing>
- Eriksen, M.; Lebreton, L.C.; Carson, H.S.; Thiel, M.; Moore, C.J.; Borerro, J.C.; Galgani, F.; Ryan, P.G.; Reisser, J.; (2014) Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS ONE*, doi: 10.1371/journal.pone.0111913
- European Chemicals Agency, ECHA. (2018) Microplastics. <https://echa.europa.eu/hot-topics/microplastics>
- Fadare, O.; Okoffo, E.; Olasehinde, E. (2021) Microparticles and microplastics contamination in African table salts. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 164, 112006, ISSN 0025-326X, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112006>
- Ferrante, M.; Oliveri-Conti, G.; Zuccarello, P. (2020) Patent method for the extraction and determination of micro- and nano- plastics in organic and inorganic matrix samples: An application on vegetables. *MethodsX*, Volume 7, 100989, ISSN 2215-0161, <https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100989>
- Ford, H.V.; Jones, N.H.; Davies, A.J.; Godley, B.J.; Jambeck, J.R.; Napper, I.E.; Suckling, C.C.; Williams, G.J.; Woodall, L.C.; Koldewey, H.J. (2022) The fundamental links between climate change and marine plastic pollution. *Science of The Total Environment*, Volume 806, Part 1,150392, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150392>
- Fundación Heinrich Böll. Atlas del plástico Datos y cifras sobre el mundo de los polímeros sintéticos. (2019) <https://co.boell.org/sites/default/files/2021-02/Plastic%20Atlas%202019%20cambio.pdf>
- Fundación Vasca para la Seguridad Agroalimentaria, ELIKA. (2021) Micro y Nanoplásticos. <https://seguridadalimentaria.elika.eus/fichas-de-peligros/micro-y-nanoplasticos/>
- Gall, S.C.; Thompson, R.C. (2015) The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 92, Issues 1–2. Pages 170-179, ISSN 0025-326X, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.041>
- Garrido, E.; Costanzo, V. (2022) Microplastics in food commodities – A food safety

- review on human exposure through dietary sources. *Food Safety and Quality Series* No. 18. Roma, FAO. <https://doi.org/10.4060/cc2392en>
- German Federal Institute for Risk Assessment, BfR (2016) Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal*, Vol 14, Issue 6. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4501>
- German Federal Institute for Risk Assessment, BfR (2020) Risk assessment and toxicological research on micro- and nanoplastics after oral exposure via food products. *EFSA Journal*, Vol 18, Issue S1 Special Issue: EU-FORA Series 3. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2020.e181102>
- Geyer, R.; Jambeck, J.R.; Law, K.L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science advances*, 3(7), e1700782.
- Gigault, J.; Halle A.T.; Baudrimont, M.; Pascal P.Y.; Gauffre, F.; Phi, T.L.; El Hadri, H.; Grassl, B.; Reynaud, S. (2018) Current opinion: What is a nanoplastic? *Environ Pollut.* doi: 10.1016/j.envpol.2018.01.024
- Gómez, J.G. (2016). Diagnóstico del impacto del plástico - botellas sobre el medio ambiente: un estado del arte. *Universidad Santo Tomás*, Cundinamarca, Colombia. <https://repository.usta.edu.co/bitstream/handle/11634/10047/Gomez2016.pdf?sequence=1>.
- Greenpeace (2021). La contaminación plástica en Colombia y el mundo. http://greenpeace.co/pdf/reporte_plasticos.pdf.
- Gregory, M.R.; Ryan, P.G. (1997) Pelagic Plastics and Other Seaborne Persistent Synthetic Debris: A Review of Southern Hemisphere Perspectives. *Marine Debris*, Springer Series on Environmental Management. Nueva York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-8486-1_6
- Hou, Z.; Meng, R.; Chen, G.; Lai, T.; Qing, R.; Hao, S.; Deng, J.; Wang, B. (2022) Distinct accumulation of nanoplastics in human intestinal organoids. *Science of The Total Environment*. Volume 838, Part 2. ISSN 0048-9697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155811>
- Huang, D.; Chen, H.; Shen, M.; Tao, J.; Chen, S.; Yin, L.; Zhou, W.; Wang, X.; Xiao, R.; Li, R. (2022) Recent advances on the transport of microplastics/nanoplastics in abiotic and biotic compartments. *Journal of Hazardous Materials*, Volume 438, 129515, ISSN 0304-3894. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129515>
- Hwang, J.; Choi, D.; Han, S.; Choi, J.; Hong, J. (2019) An assessment of the toxicity of polypropylene microplastics in human derived cells. *Science of The Total Environment*, Volume 684, ISSN 0048-9697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.071>
- Hyun-jong, B.; Arya, G. (2020) Assembly mechanism of surface-functionalized nanocubes. *Nanoscale*, 14, 3917. doi: 10.1039/D1NR07995F
- Iheanacho, S.C.; Odo, G.E. (2020) Neurotoxicity, oxidative stress biomarkers and haematological responses in African catfish (*Clarias gariepinus*) exposed to polyvinyl chloride microparticles. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, Volume 232, ISSN 1532-0456. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2020.108741>
- Jambeck, J.R.; Geyer, R.; Wilcox, C.; Siegler, T.R.; Perryman, M.; Andrady, A.; Narayan, R.; Law, K.L. (2015) Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768-771.
- Kankanige, D.; Babel, S. (2020) Smaller-sized micro-plastics (MPs) contamination

- in single-use PET-bottled water in Thailand. *Sci Total Environ.* 15;717:137232. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137232
- Kashiwada, S. (2006) Distribution of nanoparticles in the see-through medaka (*Oryzias latipes*). *Environ Health Perspect*, 114(11):1697-702. doi: 10.1289/ehp.9209
- Khan, I.; Saeed, K.; Khan, I. (2019) Nanoparticles: Properties, applications and toxicities. *Arabian Journal of Chemistry*, 12(7). ISSN 1878-5352. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2017.05.011>
- Khan, M.; Ouladsmame, M.; Alammari, A.; Azam, M. (2021) Bisphenol A leaches from packaging to fruit juice commercially available in markets. *Food Packaging and Shelf Life*, Volume 28, 100678, ISSN 2214-2894. <https://doi.org/10.1016/j.fpsl.2021.100678>
- Kik, K.; Bukowska, B.; Sicińska, P. (2020) Polystyrene nanoparticles: Sources, occurrence in the environment, distribution in tissues, accumulation and toxicity to various organisms. *Environ Pollut.* 262:114297. doi: 10.1016/j.envpol.2020.114297
- Kim, J.S.; Lee, H.J.; Kim, S.K.; Kim, H.J. (2018) Global Pattern of Microplastics (MPs) in Commercial Food-Grade Salts: Sea Salt as an Indicator of Seawater MP Pollution. *Environmental Science & Technology*, 12819-12828. doi: 10.1021/acs.est.8b04180
- Kirstein, I.; Hensel, F.; Gomiero, A.; Iordachescu, L.; Vianello, A.; Wittgren, H.; Vollertsen, J. (2021) Drinking plastics? – Quantification and qualification of microplastics in drinking water distribution systems by μ FTIR and Py-GCMS. *Water Research*, Volume 188, 116519, ISSN 0043-1354. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116519>
- Leppänen, I.; Lappalainen, T.; Lohtander, T.; Jonkergouw, C.; Arola, S.; Tammelin, T. (2022) Capturing colloidal nano- and microplastics with plant-based nanocellulose networks. *Nat Commun*, 1814. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-29446-7>
- Li, C.; Gao, Y.; He, S.; Chi, H.Y.; Li, Z.C.; Zhou, X.X.; Yan, B. (2021) Quantification of Nanoplastic Uptake in Cucumber Plants by Pyrolysis Gas Chromatography/Mass Spectrometry. *Environmental science & technology letters*, 8, 633-638. doi: 10.1021/acs.estlett.1c00369
- Li, J.; Lusher, A.; Rotchell, J.; Deudero, S.; Turra, A.; Bråte, I.; Sun, C.; Hossain, M.; Li, Q.; Kolandhasamy, K.; Shi, H. (2019) Using mussel as a global bioindicator of coastal microplastic pollution, *Environmental Pollution*, Volume 244, ISSN 0269-7491, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.032>
- Li, X.; Chen, L.; Mei, Q.; Dong, B.; Dai, X.; Ding, G.; Zeng E.Y. (2018) Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China. *Water Research*, 142, Pág. 75 - 85. doi: 10.1016/j.watres.2018.05.034
- Li, Y.; Li, Y.; Li J.; Song, Z.; Zhang, C.; Guan, B. (2023) Toxicity of polystyrene nanoplastics to human embryonic kidney cells and human normal liver cells: Effect of particle size and Pb²⁺ enrichment. *Chemosphere*, Volume 328, 138545, ISSN 0045-6535. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138545>
- Liebmann, B.; Köppel, S.; Königshofer, P.; Bucsecs, T.; Reiberger, T.; Schwabl, P. (2018)

- Assessment of microplastic concentrations in human stool - Preliminary results of a prospective study (Int. Conference on Emerging Contaminants (EMCON), Noruega). https://www.researchgate.net/publication/328410183_Assessment_of_microplastic_concentrations_in_human_stool_-_Preliminary_results_of_a_prospective_study
- Liu, S.; Lin, G.; Liu, X.; Yang, R.; Wang, H.; Sun, Y.; Chen, B.; Dong, R. (2022) Detection of various microplastics in placentas, meconium, infant feces, breastmilk and infant formula: A pilot prospective study. *Sci Total Environ*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.158699
- Liufu, S.C.; Xiao, H.N.; Li, Y.P. (2005) Adsorción de polielectrolito catiónico en la interfase sólido/líquido y dispersión de sílice nanométrica en agua. *J. Col. Interfaz Sci.*, 285: 33-40.
- Luo, Y.; Awoyemi, O.; Naidu, R.; Fang, C. (2023) Detection of microplastics and nanoplastics released from a kitchen blender using Raman imaging. *Journal of Hazardous Materials*, Volume 453, 131403, ISSN 0304-3894. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131403>
- Luo, Z.; Zhou, X.; Su, Y.; Wang, H.; Yu, R.; Zhou, S.; Xu, E.G.; Xing, B. (2021) Environmental occurrence, fate, impact, and potential solution of tire microplastics: Similarities and differences with tire wear particles. *Science of The Total Environment*, Volume 795, 148902, ISSN 0048-9697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148902>
- Manfredini, N.; Ilare, J.; Invernizzi, M; Polvara, E; Contreras, D; Sironi, S; Moscatelli, D.; Sponchioni, M. (2020) Polymer Nanoparticles for the Release of Fragrances: How the Physicochemical Properties Influence the Adsorption on Textile and the Delivery of Limonene. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 59 (28), pp. 12766 - 12773, doi: 10.1021/acs.iecr.0c02075.
- Materić, D.; Kjær, H.A.; Vallelonga, P.; Tison, J.L.; Röckmann, T.; Holzinger, R. (2022) Nanoplastics measurements in Northern and Southern polar ice. *Environmental Research*, Vol 208, 12741, ISSN 0013-9351, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112741>
- Mesa Upegui, M. P.; Ortiz Rodríguez, C.I. (2016) Evaluación del proceso de pirólisis para la producción de diésel a nivel laboratorio a partir de residuos plásticos de industrias de alimentos. *Fundación Universidad de América*. Obtenido de <http://repository.uamerica.edu.co/bitstream/20.500.11839/477/1/6111667-2016-2-IQ.pdf>.
- Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible (2022) Basura Plástica. <https://www.minambiente.gov.co/comunicado-de-prensa/en-2050-habria-en-el-mundo-unos-12-000-millones-de-toneladas-de-basura-plastica-si-no-se-cambian-las-pautas-de-consumo/>
- Mortensen, N.P.; Fennell, T.R.; Johnson, L.M. (2021) Unintended human ingestion of nanoplastics and small microplastics through drinking water, beverages, and food sources. *NanoImpact*. Vol 21, 100302, ISSN 2452-0748. <https://doi.org/10.1016/j.impact.2021.100302>
- Moskat, M.; Bianco, C.; Isso, F.; Vazquez, M.; Corradi, E. (2021) Plastics industry and market in Latin America and Caribbean April Plastics Industry and Market in Latin America and the Caribbean - Documentos de Google
- Mushtaq, G.; Khan, J.A.; Joseph, E.; Kamal, M.A. (2015) Nanoparticles, Neurotoxicity and neurodegenerative Diseases. *Curr Drug Metab*, 16(8):676-84. doi: 10.2174

/1389200216666150812122302

- Myszograj, M. (2020) Microplastic in food and drinking water - environmental monitoring data. *Sciend*, 30(4): 0201-0209. doi: 10.2478/ceer-2020-0060.
- Natalia, P. (2021) Chemical Analysis of Microplastics and Nanoplastics: Challenges, Advanced Methods, and Perspectives. *Chemical Reviews*, 121(19), 11886-11936
- National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA (2015) What are microplastics? <https://oceanservice.noaa.gov/facts/microplastics.html>
- Norén, F. (2007) Small Plastic Particles in Coastal Swedish Waters. *KIMO Report*, Sweden. Pág. 1-11. https://www.researchgate.net/publication/284312290_Small_plastic_particles_in_Coastal_Swedish_waters
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, FAO. (2017) Los microplásticos en los sectores de pesca y acuicultura ¿Qué sabemos? ¿Deberíamos preocuparnos? <https://www.fao.org/3/ca3540es/CA3540ES.pdf>
- Panyam, J.; Labhassetwar, V. (2020) Dynamics of endocytosis and exocytosis of poly(D,L-lactide-co-glycolide) nanoparticles in vascular smooth muscle cells. *Pharm Res.* 20(2):212-20. doi: 10.1023/a:1022219003551.
- Parker, L. (2018) Datos sobre la contaminación por plástico. *National Geographic*
- Parker, L. (2023) ¿Qué daños producen los microplásticos para el ser humano? *National Geographic*
- Paul, M.B.; Stock, V.; Cara-Carmona, J.; Lisicki, E.; Shopova, S.; Fessard, V.; Braeuning, A.; Sieg, H.; Böhmert, L. (2020) Micro- and nanoplastics – current state of knowledge with the focus on oral uptake and toxicity. *Nanoscale Adv.*, 2, 4350-4367.
- Perinelli, D.R.; Palmieri, G.F.; Cespi, M.; Bonacucina, G. (2020) Encapsulation of Flavours and Fragrances into Polymeric Capsules and Cyclodextrins Inclusion Complexes: An Update. *Molecules*, 25(24):5878. doi: 10.3390/molecules25245878
- Plastics Europe. (2020) Plásticos – Situación en 2020 Un análisis de los datos sobre producción, demanda y residuos de plásticos en Europa. https://plasticseurope.org/es/wp-content/uploads/sites/4/2021/11/ES_Plastics_the_facts-WEB-2020_May21_final_updatedJuly2021.pdf
- Polanco, D.L. (2019) Estudio de factibilidad para la producción y comercialización de fuel oil a partir de residuos plásticos mediante un proceso pirolítico en Arequipa. http://repositorio.ucsp.edu.pe/bitstream/UCSP/16097/1/POLANCO_SUAREZ_DIA_RES.pdf.
- Prenner, S.; Allesch, A.; Staudner, M.; Rexeis, M.; Schwingshackl, M.; Huber-Humer, M.; Part, F. (2021) Static modelling of the material flows of micro- and nanoplastic particles caused by the use of vehicle tyres. *Environmental Pollution*, 290, art. no. 118102. doi: 10.1016/j.envpol.2021.118102.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, PNUMA. (2018) Un problema doble: el plástico también emite potentes gases de efecto invernadero. <https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/reportajes/un-problema-doble-el-plastico-tambien-emite-potentes-gases-de>
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, PNUMA. (2018) Our planet is choking on plastic. <https://www.unep.org/interactives/beat-plastic->

[pollution/?gclid=CjwKCAjwtp2bBhAGEiwAOZZTuCy8zOYsQ00luCnlJonF0g1Q04jPYOuW_zsqcOo7zEKX60_3rPxjIxoCnnUQAvD_BwE](https://www.researchgate.net/publication/353111111/pollution/?gclid=CjwKCAjwtp2bBhAGEiwAOZZTuCy8zOYsQ00luCnlJonF0g1Q04jPYOuW_zsqcOo7zEKX60_3rPxjIxoCnnUQAvD_BwE)

- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, PNUMA. (2018) Plásticos de un solo uso Una hoja de ruta para la sostenibilidad. file:///C:/Users/Usuario/Downloads/plasticosdeunsolouso.pdf
- Remya, N.S.; Mohanan, P.V. (2018) Chapter 3 - Safety and toxicity concerns of nanosystems. *Micro and Nano Technologies, Drug Delivery Nanosystems for Biomedical Applications*. 33-44. ISBN 9780323509220. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-50922-0.00003-1>
- Rodríguez-Hernández A.G.; Chiodoni, A.; Bocchini, S.; Vazquez-Duhalt R. (2020) 3D printer waste, a new source of nanoplastic pollutants. *Environ Pollut*, 267:115609. doi: 10.1016/j.envpol.2020.115609
- Rojo, E.; Montoto, T. (2017) Basuras marinas, plásticos y microplásticos: orígenes, impactos y consecuencias de una amenaza global. *Área de Medio Marino de Ecologistas en Acción*. ISBN:978-84-946151-9-1. <https://www.ecologistasenaccion.org/wp-content/uploads/adjuntos-spip/pdf/informe-basuras-marinas.pdf>
- Royer, S.J.; Ferrón, S.; Wilson, S.T.; Karl, D.M. (2018) Production of methane and ethylene from plastic in the environment. *PLoS ONE*, 13(8). e0200574. doi: 10.1371/journal.pone.0200574
- Ryan, P.G. (1988) The characteristics and distribution of plastic particles at the sea-surface off the southwestern Cape Province, South Africa. *Marine Environmental Research*. 25(4). 249-273, ISSN 0141-1136, [https://doi.org/10.1016/0141-1136\(88\)90015-3](https://doi.org/10.1016/0141-1136(88)90015-3)
- Sakali, A.; Coello, D.; Haïlaf, A.; Egea-Corbacho, A.; Albendín, G.; Arellano, J.; Brigui, J.; Quiroga, J.; Rodríguez-Barroso, R. (2021) A new protocol to assess the microplastics in sewage sludge. *Journal of Water Process Engineering*, Volume 44, 102344, ISSN 2214-7144. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102344>
- Schwabl, P.; Köppel, S.; Königshofer, P.; Bucsics, T.; Trauner, M.; Reiberger, T.; Liebmann, B. (2019) Detection of Various Microplastics in Human Stool: A Prospective Case Series. *Ann Intern Med*. doi: 10.7326/M19-0618
- Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks, SCHEER. (2018) Statement on emerging health and environmental issues. doi:10.2875/840266
- Senathirajah, K.; Attwood, S.; Bhagwat, G.; Carbery, M.; Wilson, S.; Palanisami, T. (2021) Estimation of the mass of microplastics ingested - A pivotal first step towards human health risk assessment. *J Hazard Mater*. 404(Pt B):124004. doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.124004
- Seri, N.A.; Abdullah, A.L.; Salleh, N.A.M.; Hwai, A.T.S.; Yasin, Z. (2022) The occurrence and consequences of microplastics and nanoplastics in fish gastrointestinal tract. *Journal of Survey in Fisheries Sciences*, 8. 107-133. 10.18331/SFS2022.8.3.9. doi:10.18331/SFS2022.8.3.9
- Sherrington, C. (2016) Plastics in the marine environment. *IUCN*. <https://www.iucn.org/resources/issues-brief/marine-plastic-pollution#:~:text=At%20least%2014%20million%20tons,causes%20severe%20injuries%20and%20death>.
- Shopova, S.; Sieg, H.; Braeuning, A. (2020) Risk assessment and toxicological research on micro- and nanoplastics after oral exposure via food products.

- EFSA Journal*, 18 (S1). art. no. e181102. doi: 10.2903/j.efsa.2020.e181102
- Stojkovic, M.; Ortuño, F.; Han, D.; Stojkovic, P.; Dopazo, J.; Stankovic, M. (2023) Polystyrene nanoplastics affect transcriptomic and epigenomic signatures of human fibroblasts and derived induced pluripotent stem cells: Implications for human health. *Environmental Pollution*, Volume 320, 120849, ISSN 0269-7491. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120849>
- The American Academy of Pediatrics. (2017) Bottles and bisphenol A (BPA). <https://www.healthychildren.org/Spanish/ages-stages/baby/feeding-nutrition/Paginas/Baby-Bottles-And-Bisphenol-A-BPA.aspx>
- The University of Newcastle - Dalberg. (2019) No Plastic in Nature: Assessing Plastic Ingestion from Nature to People. https://awsassets.panda.org/downloads/plastic_ingestion_press_singles.pdf
- Thompson, R.C.; Moore, C.J.; von Saal F.S.; Swan, S.H. (2009) Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*. doi: 10.1098/rstb.2009.0053
- Tian, L.; Skoczynska, E.; van Putten, R.J.; Leslie, H.A.; Gruter, G.J.M. (2023) Quantification of polyethylene terephthalate micro- and nanoplastics in domestic wastewater using a simple three-step method. *Science of the Total Environment*, 857, art. no. 159209. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.159209
- Torres-Ruiz, M.; González, M.; Morales, M.; Martin-Folgar, R.; González, M.; Cañas-Portilla, A.; De la Vieja, A. (2023) Neurotoxicity and endocrine disruption caused by polystyrene nanoparticles in zebrafish embryo. *Science of The Total Environment*. Volume 874, ISSN 0048-9697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162406>
- Tu, P.; Xue, J.; Niu, H.; Tang, Q.; Mo, Z.; Zheng, X.; Wu, L.; Chen, Z.; Cai, Y.; Wang, X. (2023) Deciphering Gut Microbiome Responses upon Microplastic Exposure via Integrating Metagenomics and Activity-Based Metabolomics. *Metabolites*. 13(4):530. doi: 10.3390/metabo13040530
- Unión Europea (UE) (2021) Nanomateriales. <https://echa.europa.eu/es/regulations/nanomaterials>
- Vitali, C.; Peters, J.B.R.; Jassen, H.G.; Nielen, M.W.F. (2023) Microplastics and nanoplastics in food, water, and beverages; part I. occurrence. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, Volume 159, 116670, ISSN 0165-9936. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2022.116670>
- Wang, M.; Rücklin, M.; Poelmann, R.E.; de Mooij, C.L.; Fokkema, M.; Lamers, G.E.M.; de Bakker, M.A.G.; Chin, E.; Bakos, L.J.; Marone, F.; Wisse, B.J.; de Ruiter, M.C.; Cheng, S.; Nurhidayat, L.; Vijver, M.G.; Richardson, M.K. (2023) Nanoplastics causes extensive congenital malformations during embryonic development by passively targeting neural crest cells. *Environment International*, Volume 173, 107865, ISSN 0160-4120. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107865>
- Wang, X.; Jia, Z.; Zhou, X.; Su, L.; Wang, M.; Wang, T.; Zhang, H. (2023) Nanoplastic-induced vascular endothelial injury and coagulation dysfunction in mice. *Science of The Total Environment*, Volume 865, 161271, ISSN 0048-9697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161271>
- Wang, X.; Zhao, J.; Ding, S.; Zhang, H. (2023) Interaction of polystyrene nanoplastics with human fibrinogen. *International Journal of Biological Macromolecules*,

Volume 238,124049, ISSN 0141-8130. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2023.124049>

- Winkler, A.; Fumagalli, F.; Cella, C.; Gilliland, D.; Tremolada, P.; Valsesia, A. (2022) Detection and formation mechanisms of secondary nanoplastic released from drinking water bottles. *Water Research*, Volume 222, 118848, ISSN 0043-1354, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118848>
- World Wildlife Fund, WWF. (2019) Naturaleza sin Plástico:Evaluación de la ingestión humana de plásticos presentes en la naturaleza. https://wwf.flac.awsassets.panda.org/downloads/evaluacion_de_la_ingestion_humana_de_plasticos_presentes_en_la_naturaleza_1_1.pdf
- Wright, S.L.; Kelly, F.J. (2017) Plastic and Human Health: A Micro Issue? *Environ Sci Technol*. 20;51(12):6634-6647. doi: 10.1021/acs.est.7b00423
- Xu, X.; Zhou, G.; Lei, K.; LeBlanc, G.A.; An, L. (2019) Phthalate Esters and Their Potential Risk in PET Bottled Water Stored under Common Conditions. *Int J Environ Res Public Health*. doi: 10.3390/ijerph17010141
- Yafei, S.; Chai, J.; Xu, T.; Ding, L.; Huang, M.; Gan, F.; Pi, K.; Gerson, A.R.; Yang, J. (2023) Microplastics contamination associated with low-value domestic source organic solid waste: A review. *Science of the Total Environment*, 857, art. no. 159679. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.159679
- Yeo, I.C.; Shim, K.Y.; Kim, K.; Jeong, C.B. (2023) Maternal exposure to nanoplastic induces transgenerational toxicity in the offspring of rotifer *Brachionus koreanus*. *Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol*, 269:109635. doi: 10.1016/j.cbpc.2023.109635
- Yu, J.; Huo, R.; Wu, C.; Wu, X.; Wang, G.; Jiang, P. (2012) Influence of interface structure on dielectric properties of epoxy/alumina nanocomposites. *Macromol. Res.* 20, 816–826. <https://doi.org/10.1007/s13233-012-0122-2>
- Yuan, Z.; Nag, R.; Cummins, E. (2022) Human health concerns regarding microplastics in the aquatic environment - From marine to food systems. *Science of The Total Environment*, Vol 823, 153730, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153730>
- Zaki, M.; Aris, A. (2022) An overview of the effects of nanoplastics on marine organisms. *Science of The Total Environment*, Volume 831, 154757, ISSN 0048-9697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154757>
- Zambrano Romero, G.A. (2020) Efecto de la nanoestructura sobre las propiedades térmicas y magnéticas de nanomateriales tipo 2D y 0D. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 44(170). <https://doi.org/10.18257/raccefyn.916>.
- Zbyszewski, M.; Patricia, L.; Corcoran, A.H. (2014) Comparison of the distribution and degradation of plastic debris along shorelines of the Great Lakes, North America. *Journal of Great Lakes Research*, 40(2), Pág. 288-299, ISSN 0380-1330, <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.02.012>
- Zettler, E.R.; Mincer, T.J.; Amaral-Zettler, L.A. (2013) Life in the “plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris. *Environ Sci Technol*, 47(13):7137-46. doi: 10.1021/es401288x
- Zettler, E.R.; Mincer, T.J.; Amaral-Zettler, L.A. (2013) Life in the “Plastisphere”: Microbial Communities on Plastic Marine Debris. *Environmental Science & Technology*. 47 (13), 7137-7146. doi: 10.1021/es401288x