

# Revisión de la contaminación por microplásticos: una descripción del impacto en la salud humana

## Review of microplastic pollution: a description of the impact on human health

Daniela Santamaría-Villalobos<sup>1</sup>, Karol Jineth Sanchez-Matallana<sup>2</sup>, Jovanna Acero-Godoy<sup>3</sup>

Fecha de recepción: 28 de noviembre, 2024

Fecha de aprobación: 28 de febrero, 2025

Santamaría-Villalobos, D; Sanchez-Matallana, K.J; Acero-Godoy, J. Revisión de la contaminación por microplásticos: una descripción del impacto en la salud humana. *Tecnología en Marcha*. Vol. 38, N° 4. Octubre-Diciembre, 2025. Pág. 99-120.

 <https://doi.org/10.18845/tm.v38i4.7600>

1 Universidad Colegio Mayor de Cundinamarca. Colombia.

 [dsantamariav@unicolmayor.edu.co](mailto:dsantamariav@unicolmayor.edu.co)

 <https://orcid.org/0009-0005-3422-1295>

2 Universidad Colegio Mayor de Cundinamarca. Colombia.

 [kjinethsanchez@unicolmayor.edu.co](mailto:kjinethsanchez@unicolmayor.edu.co)

 <https://orcid.org/0009-0004-8797-8921>

3 Universidad Colegio Mayor de Cundinamarca. Colombia.

 [jacerog@unicolmayor.edu.co](mailto:jacerog@unicolmayor.edu.co)

 <https://orcid.org/0000-0003-1656-6888>



## Palabras clave

Contaminante emergente; efecto nocivo; microplásticos; nanoplásticos; salud humana; vías de asimilación.

## Resumen

La producción de plástico en la actualidad es desmesurada, hecho que suscita un desafío medioambiental y de salud pública, dada la formación de pequeñas partículas de plástico como resultado de procesos de desintegración mecánica y térmica. Estas partículas, denominadas micro y nanoplásticos, han sido encontradas casi de manera ubicua en el suelo y el agua, y, en consecuencia, también en humanos. El presente artículo tiene como objetivo revisar los efectos nocivos de los micro y nanoplásticos en la salud humana, por lo cual se realizó una revisión de literatura siguiendo los pasos de una scoping review, mediante la búsqueda de artículos científicos en las bases de datos Web of Science, Nature, PubMed y Scopus. Se recolectaron 75 documentos que cumplen con los criterios de inclusión y exclusión propuestos. De esta revisión se constata la presencia de microplásticos en el cuerpo humano, los cuales ingresan mediante la ingestión y la inhalación. Su presencia genera efectos adversos, incluyendo inflamación, estrés oxidativo y acumulación en tejidos, que conllevan implicaciones para la salud. Aunque se han identificado riesgos para la salud humana, existen vacíos en el análisis de los efectos a largo plazo, en el estudio de la exposición a estas partículas de acuerdo con el sitio geográfico y en la estandarización de los métodos. Por tanto, es relevante investigar acerca del impacto de los micro y nanoplásticos, con el fin de profundizar en el análisis y aplicación de medidas preventivas.

## Keywords

Emerging contaminant; harmful effect; human health; microplastics; nanoplastics; routes of assimilation.

## Abstract

The current production of plastic is excessive, a fact that poses an environmental and public health challenge due to the formation of small plastic particles resulting from mechanical and thermal disintegration processes. These particles, known as micro- and nanoplastics, have been found almost ubiquitously in soil and water, and consequently, also in humans. This article aims to review the harmful effects of micro- and nanoplastics on human health. For this purpose, a literature review was carried out following the steps of a scoping review, through a search for scientific articles in the databases Web of Science, Nature, PubMed, and Scopus. A total of 75 documents that met the proposed inclusion and exclusion criteria were collected. This review confirms the presence of microplastics in the human body, which enter mainly through ingestion and inhalation. Their presence generates adverse effects in the body, including inflammation, oxidative stress, and accumulation in tissues, which could have implications for health. Although potential risks to human health have been identified, there are gaps in the analysis of long-term effects, as well as in the in-depth study of exposure to these particles according to geographic location and in the standardization of certain methods. Therefore, it is relevant to investigate the impact of micro- and nanoplastics in order to explore possible preventive measures.

## Introducción

En las sociedades contemporáneas, durante la última década se ha incrementado abismalmente a nivel global el uso de plásticos, debido a su fácil producción y a los bajos costos asociados [1]. Particularmente, dada su aplicación a productos de un solo uso. La utilización excesiva del plástico, sumado a su longevidad, y, a la casi nula gestión de reciclaje, desencadenan una proliferación masiva de contaminación plástica que suscita una alarma ambiental en aumento. De acuerdo con los datos de la Organización de Naciones Unidas, anualmente se producen 400 millones de toneladas de plástico, y se estima que esta cifra se duplicará para el año 2040 [2]. Esta cifra crítica representa grandes riesgos, por cuanto una vez los plásticos llegan al medio ambiente, generan micro y nano plásticos.

El término microplásticos (MP) -empleado por primera vez en la literatura científica por Thompson et al-, hace referencia a pequeñas partículas y fibras de plástico [3]. Con el tiempo, las definiciones han variado, esto, en correspondencia con el tamaño que le han otorgado los diferentes autores a los MP. Según la EFSA (Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria, 2016), los microplásticos se definen como una mezcla heterogénea de materiales en diversas formas, tales como, fragmentos, fibras, esferoides, gránulos, pellets, astillas o perlas, con dimensiones que varían entre 0,1 µm y 5000 µm. Mientras que, los nano plásticos poseen tamaños que oscilan entre 0,001 µm y 0,1 µm [4].

Se ha determinado que la formación de los micro y nano plásticos (MNP) surge a partir de fuentes primarias y secundarias. Las fuentes primarias corresponden a MNP creados deliberadamente para usos industriales y de consumo, por ejemplo, exfoliantes en limpiadores, cosméticos, partículas para la administración de fármacos en medicamentos, entre otros. Las fuentes secundarias constituyen a MNP derivados de procesos de desintegración, que ocurren tanto en medios terrestres como acuáticos [5].

Los MNP son contaminantes ambientales emergentes y persistentes, que se distribuyen en el ambiente con una amplia variedad de polímeros y tamaños, y son hallados en la tierra, la atmósfera, el agua, el aire, incluso, se ha detectado su presencia en el hielo y la nieve de varios ambientes montañosos, lo cual indica su alta capacidad de dispersión geográfica [6], [7], [8], [9]. Su reducido tamaño y persistencia facilita la entrada en el medio ambiente, y, de allí a los animales, principalmente en la fauna marina, que suele confundir los MNP con alimento. Razón por la que, estos animales consumen los MNP que ingresan a la cadena trófica [10]. De acuerdo a bioproyecciones, se estima que para el año 2100, entre  $2,5 \times 10^7$  y  $1,3 \times 10^8$  T de MP flotarán en el océano [11].

Si bien las cifras de micro y nano plásticos son más elevadas en los ecosistemas acuáticos que en los terrestres, se observa que una proporción significativa de estos contaminantes tiene su origen en los entornos terrestres. Se estima que más del 80% de los microplásticos se originan en tierra firme, mientras que, menos del 20% provienen directamente del océano [5], [12]. Esta discrepancia se debe a que los MNP terrestres, a menudo son arrastrados por medio de aguas subterráneas, inclusive, a través de la erosión natural. También pueden terminar en ríos y océanos [13].

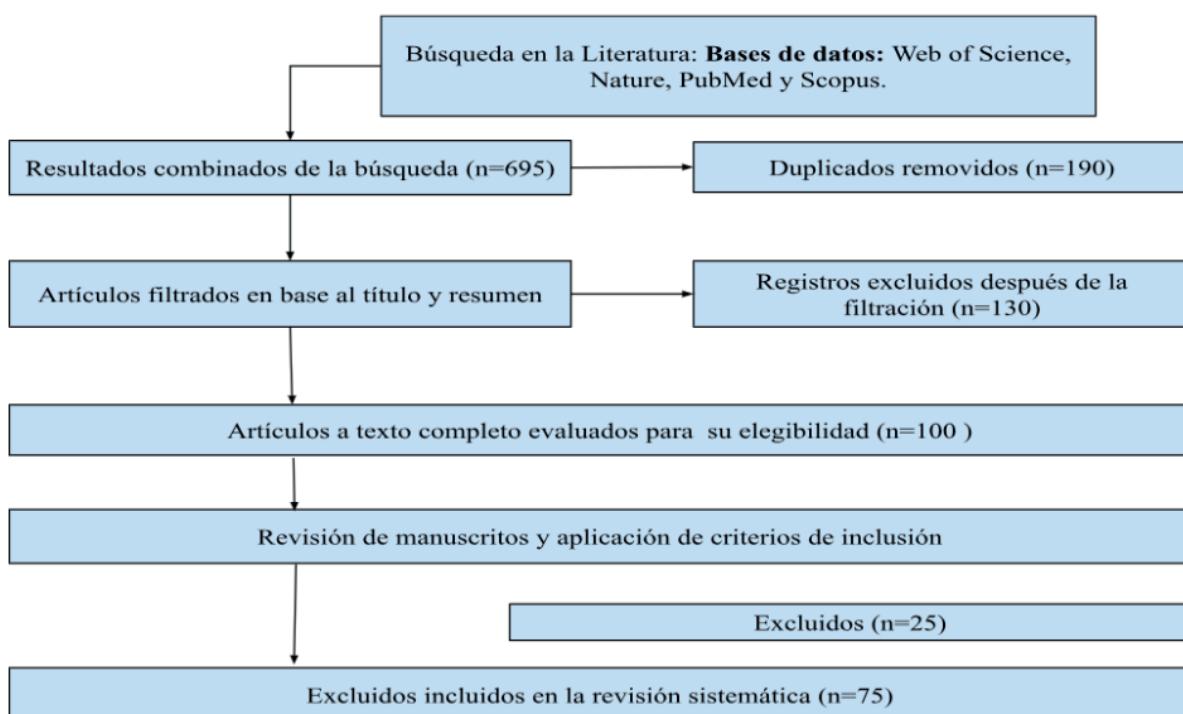
La presencia de MNP en los ambientes marinos representa una preocupación creciente, por cuanto -como se ha afirmado-, estos pequeños fragmentos son ingeridos por la fauna marina, y, debido al consumo de animales de mar, pueden ingresar en la cadena alimentaria. Este problema no se limita únicamente a la vida marina, de hecho, un creciente cuerpo de evidencia sugiere que los MP también se están integrando en alimentos ampliamente consumidos, a través de animales terrestres que ingieren MP en el medio ambiente [14]. Según los datos del Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF), el consumo inconsciente de MP por semana en cada

ser humano, puede ser de hasta 5 g. Con el tiempo, a su vez, se ha determinado que cada litro de agua tratada contiene cientos de MP. Por otra parte, se afirma que, existen más de 50 millones de MP por litro de agua embotellada [15], [16].

De acuerdo con lo anterior, la presencia de los MNP es alarmante no solamente para el medio ambiente, sino también para el cuerpo humano. Tal presencia se ha descubierto en heces, semen, placenta, esputo, leche materna, entre otras [17], [18], [19], [20]. Así, se subraya la identificación y detección MNP en diversos tejidos biológicos y fluidos corporales, lo cual, conmina la necesidad de investigar la interacción de los MNP con: los sistemas biológicos humanos, las vías de exposición, su internalización, acumulación, y, por ende, es preciso indagar acerca de los posibles efectos nocivos a nivel celular y sistémico.

## Método

Para desarrollar la investigación se utilizó la metodología PICO, con el fin de facilitar la identificación de palabras claves que viabilizaran la búsqueda avanzada en diversas bases de datos, tales como: Web of Science, Nature, PubMed y Scopus. Se emplearon algunos conectores booleanos: AND, OR y NOT, para formular la ecuación de búsqueda. Se incluyeron términos como “microplastic”, “nanoplastic” y “Harmful effect”, entre otros, aplicando diferentes ecuaciones de búsqueda en función de las áreas de afectación, específicamente de las zonas gastrointestinal y respiratoria. Se procedió a aplicar filtros mediante la eliminación de los artículos duplicados, y a través de la revisión de los abstracts y títulos. Ulteriormente, con base en su contenido temático, se seleccionaron y analizaron los artículos académicos escogidos.



**Figura 1.** Flujograma de la búsqueda avanzada (Autor: Karol Sanchez y Daniela Santamaria) 2024.

## Formación de Micro y Nano Plásticos

Los plásticos pueden descomponerse en microplásticos y nano plásticos, mediante distintos procesos que se dividen en biodegradables y no biodegradables. Entre las formas no biodegradables de degradación, se incluye la térmica, la cual, utiliza calor para fragmentar los plásticos, así como la degradación física, que se produce por la exposición a condiciones ambientales y provoca la reducción de estos materiales en fragmentos más pequeños. Los procesos naturales como la fotodegradación y la hidrólisis que dependen de la luz ultravioleta y el agua, respectivamente, actúan descomponiendo los enlaces químicos en los plásticos hasta llegar a formas monoméricas [21].

Los microorganismos juegan un papel fundamental en la degradación de los plásticos, ya que, rompen las estructuras poliméricas alterando sus propiedades mecánicas y aumentando su área superficial [22]. Ello facilita las reacciones químicas y las interacciones con otros microorganismos. Ciertas bacterias presentes en el medio ambiente también contribuyen a este proceso, mediante la producción de enzimas extracelulares que descomponen los enlaces en los plásticos. Se ha mencionado que, ciertas bacterias como *Nitratireductor* sp. y *Gordonia* sp. producen enzimas que facilitan la descomposición del polietileno de baja densidad (LDPE) y otros plásticos [23]. Como resultado, se producen partículas de menor tamaño, algunas de estas, pueden llegar a convertirse en nanoplásticos. Se estima que un gramo de microplástico puede dar origen a miles de millones de partículas.



**Figura 2.** Fuentes y destinos de los micro y nanoplásticos en el medio ambiente (Autor: Karol Sanchez y Daniela Santamaría) 2024.

Ahora bien, los microplásticos y nano plásticos surgen de dos tipos de fuentes: las primarias y secundarias. Las primarias incluyen productos industriales y de consumo; las secundarias son el resultado de la degradación de plásticos más grandes. Estos contaminantes se encuentran tanto en entornos acuáticos como terrestres, en los cuales se dispersan a grandes distancias, y, eventualmente ingresan a la cadena alimentaria, acumulándose en organismos marinos y potencialmente en el ser humano. Factores como la erosión, la fotodegradación y las corrientes oceánicas contribuyen a la dispersión de tales contaminantes, entre tanto, los sistemas de

tratamiento de aguas residuales son ineficaces para retener estas partículas. Hecho que conduce a que los MNP se introduzcan en ríos, océanos y fuentes de agua dulce. Asimismo, los desechos plásticos en el suelo pueden ser arrastrados hacia cuerpos de agua, y, bajo la influencia de procesos hidrodinámicos se transportan a grandes distancias en las corrientes oceánicas, alcanzando una circulación profunda en los océanos [24].

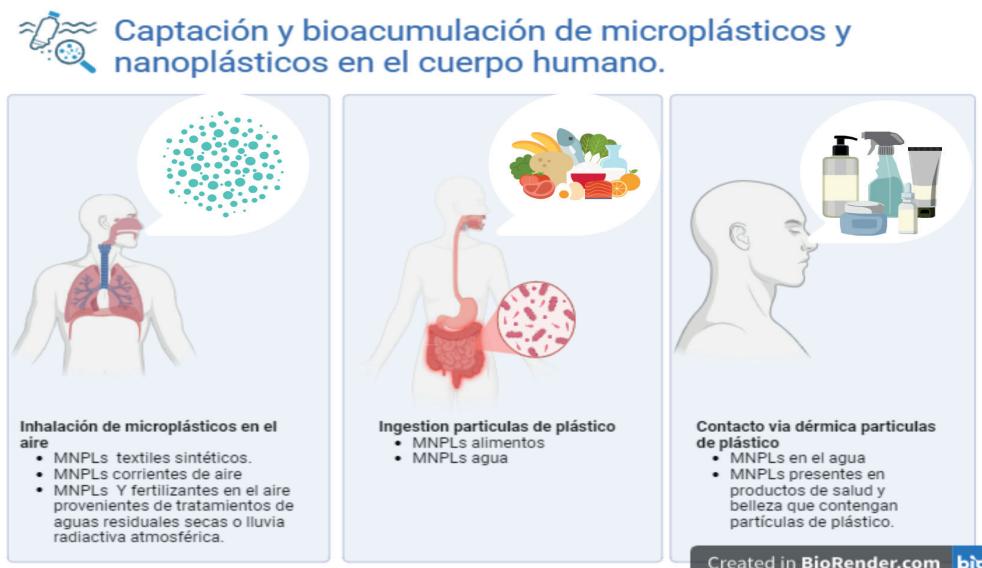
En cuanto a la interacción de los MP con los organismos marinos, Liu y sus colaboradores, en el años 2022, evidenciaron una diferencia en la recepción de MP entre especies marinas. Esto es, que los peces no solo ingieren MP del agua y sedimentos mediante la respiración y filtración, sino también, al depredar organismos de niveles tróficos inferiores. Los estudios indican que los MP pueden acumularse y transferirse a lo largo de la cadena alimentaria, y factores como el calentamiento del agua, puede incrementar la ingestión de estas partículas en los peces [25], [26].

### Vías de asimilación a MNP en el cuerpo humano

Los seres humanos entran en contacto con los MNP principalmente a través de la exposición oral, debido al consumo de agua y alimentos contaminados, así como, a través de la vía dérmica por el uso de jabones, exfoliantes o por contacto con el suelo. Así también, pueden ingresar por la precipitación de partículas en el aire, mediante la inhalación y el contacto dérmico [27]. Se han identificado otros mecanismos de afectación como la translocación de membranas, la absorción gastrointestinal, el estrés oxidativo, la disruptión endocrina y la neurotoxicidad, que representan riesgos adicionales para la salud humana.

Se ha estimado que entre 35.000 y 62.000 microplásticos (MP) ingresan anualmente al cuerpo humano a través de la respiración, lo que eventualmente puede acumularse en los pulmones. Por otro lado, entre 39.000 y 52.000 MP a través de la dieta y el consumo de agua potable, con destino principal al tracto digestivo. Cabe mencionar que estas cifras se basan en estimaciones realizadas sobre una dieta promedio estadounidense, por lo que, pueden variar significativamente según los hábitos alimenticios y la ubicación geográfica [28].

En esta revisión, se analiza las vías más relevantes: respiratoria, digestiva y dérmica, como se muestra en la figura 2.



**Figura 3.** Vías de exposición principales de los MNP en humanos (Autor: Karol Sanchez y Daniela Santamaría) 2024.

## Respiratoria

Una de las vías de entrada de los MNP que más se menciona es la respiratoria. En un estudio realizado en la ciudad de Londres (2020), se detectó una tasa de deposición atmosférica total (recolección de partículas que caen del aire y se acumulan en una superficie) de microplásticos fibrosos y no fibrosos combinados de  $771 \pm 167$  partículas/m<sup>2</sup>/día; los resultados obtenidos plantean que existe una gran posibilidad de que los MNP, se depositen rápidamente en las vías respiratorias superiores [28]. En otros estudios, se constata -como lo señala Liu et al. (2019) en la investigación realizada en Shanghai-, que existe abundancia de microplásticos atmosféricos suspendidos (SAMP). Los resultados varían de 0 a 4.18 n/m<sup>3</sup>. Se concluye que la exposición a microplásticos en el aire es un problema relevante que puede impactar la salud respiratoria.

Es importante conocer no solo la exposición, sino también las cifras de inhalación. Se ha determinado la inhalación de ANP (nanoplásticos en el aire) con resultados de exposición diaria de inhalación en niños cuando están al aire libre, de 9,638.1 partículas/día (equivalente a  $8.23 \times 10^{-6}$  µg/día). Mientras que, los adultos inhalan 5,410.6 partículas/día (equivalente a  $4.62 \times 10^{-6}$  µg/día). En comparación, la exposición en ambientes cerrados es mucho mayor, con  $5.30 \times 10^5$  partículas/día (equivalente a  $5.79 \times 10^{-4}$  µg/día) para los niños y  $6.00 \times 10^5$  partículas/día (equivalente a  $6.55 \times 10^{-4}$  µg/día), que para los adultos. Estos valores muestran que la exposición en interiores es mayor, debido a la menor ventilación y la acumulación de partículas en el aire cerrado [29]. Estas cifras indican que la inhalación de MNP es una vía de exposición significativa, análisis que demanda mayor ampliación.

Amato-Lourenço et al (2021) en su artículo demuestra la presencia de microplásticos en tejidos pulmonares humanos obtenidos de autopsias. Expone que se hallaron partículas poliméricas (33 partículas) y fibras (4 partículas) en 13 de 20 muestras de tejido pulmonar. A su vez, se logró identificar que las fibras con un diámetro menor a 3 µm pueden alcanzar la región alveolar, debido a su reducido tamaño. Con el análisis de tales datos, se deduce que el avance de estas fibras a regiones alveolares pueda deberse a mecanismos como el impacto inercial (tendencia de las partículas a seguir su trayectoria de movimiento cuando el aire cambia de dirección), y la sedimentación (proceso por el cual las partículas más pequeñas, debido a su peso y tamaño. Es decir, estas fibras pueden depositarse en áreas más profundas como los alvéolos. Debido al material de la fibra, permanecen en el organismo durante períodos prolongados, lo cual podría aumentar el riesgo de efectos adversos en la salud. Precisamente, por cuanto las fibras poseen características de bio persistencia y resistencia [30].

Un análisis realizado por Dong et al. (2020) evaluó la toxicidad pulmonar *in vitro* en células epiteliales pulmonares humanas (BEAS-2B), en partículas de micro plásticos de poliestireno (PS-MP). Esta exposición provocó un aumento en la expresión de especies reactivas de oxígeno (ROS) y hemo oxigenasa-1 (HO-1) [31]. Las ROS, son moléculas capaces de inducir daño oxidativo a macromoléculas, tales como los ácidos nucleicos, lípidos y las proteínas. Es pertinente determinar y analizar este daño, puesto que, puede conducir a la muerte de células pulmonares, la pérdida de unidades alveolares y el desarrollo de enfermedades, como la enfermedad pulmonar obstructiva crónica (COPD) [32], [33].

Para evaluar la ROS, se utilizó DCFH-D (diacetato de 2',7'-dclorodihidrofluoresceína) en células BEAS-2B expuestas a PS-MP en diferentes concentraciones las cuales oscilaban entre 1-1000 µg/cm<sup>2</sup>. El ensayo de la DCFH-DA es un compuesto no fluorescente que penetra fácilmente en las membranas celulares. Una vez se deposita dentro de la célula, es hidrolizado por esterasa que conforma la DCFH. Al ser oxidado por ROS, el DCFH se convierte en el compuesto fluorescente (DCF), lo que permite determinar los niveles de estrés oxidativo [34].

En este caso, los resultados fueron relevantes, por cuanto se observó una acumulación y elevación de las ROS en las BEAS-2B expuestas a las PS-MP de mayor concentración (1000 µg/cm<sup>2</sup>). El resultado sugiere que, las altas concentraciones de PS-MP ocasionan una producción excesiva de ROS, lo que conlleva a producir estrés oxidativo, provocando disfunción mitocondrial, ocasionando a su vez, el aumento de apoptosis. Este proceso de apoptosis exacerbada genera la pérdida de integridad del tejido pulmonar y a la progresiva pérdida de función pulmonar, observada en pacientes con Enfermedad Pulmonar Obstructiva Crónica (EPOC).

La evaluación de las ROS, son evaluadas en las distintas investigaciones con diferentes líneas celulares y tipo de micro o nano plásticos. Las ROS también fueron evaluadas frente la interacción de los Nano Plástico de Poliestireno (PSNPL) y la interacción con las células epiteliales nasales humanas primarias (HNEpC), los resultados obtenidos corroboran que, existe una significativa afección respiratoria, puesto que las especies reactivas de oxígeno intracelular (iROS) aumentaron del 20-30%. Al evaluar la producción de especies reactivas de oxígeno mitocondriales (mROS), se observó un aumento en su producción, tras el tratamiento con nanopartículas (NP) en las células BEAS-2B. Esto se debe a que los NP ocasionaron una disminución en la respiración mitocondrial y afectaron negativamente la función celular. Cabe mencionar que, la evaluación de las ROS generalmente se hace por el método de DCFH, con un período de tiempo de 24 horas [35], [36].

Las MNP también han demostrado inducir una respuesta inflamatoria significativa. La expresión de las citoquinas proinflamatorias IL-6 e IL-8 en las células BEAS-2B expuestas a PS-MP a 1,000 µg/cm<sup>2</sup>, siendo la IL-8 aumentada sólo en la concentración de 1,000 µg/cm<sup>2</sup>. Estos resultados corroboran el análisis anterior, puesto que la presencia PS-MP induce a estados de inflamación.

Los efectos de apoptosis e inflamación se confirmaron en el estudio realizado por Xu et al. (2019), en el cual se evaluaron los Nano Plásticos de poliestireno (PS-NP de 25 y 70 nm) en células epiteliales basales alveolares (A549), mediante el uso de reactivos FITC y Anexina V los cuales se utiliza para marcar células en las etapas tempranas de apoptosis y yoduro de propidio (PI) para indicar la necrosis. Para evaluar la fluorescencia específica de cada uno de los marcadores celulares se hizo uso de citometría de flujo.

Los resultados obtenidos evidencian que las PS-NP, especialmente las de menor tamaño, las cuales poseen un potencial citotóxico e inducen a un aumento de apoptosis celular. Se observó la internalización y adhesión de las PS-NP, y se determinó un aumento significativo de citoquinas proinflamatorias, como IL-6, IL-8, NF-κB y TNF-α, esto indica que las nanopartículas inducen una respuesta inflamatoria en las células [37]. Un aumento significativo de citoquinas proinflamatoria, puede impactar profundamente a diversos procesos fisiológicos y patológicos en los seres humanos, debido a que estas citoquinas desempeñan roles cruciales en la mediación de la inflamación.

La exacerbación de las citoquinas proinflamatorias respiratorias, genera un impacto significativo en las patologías respiratorias, por cuanto, puede llegar a ocasionar daño pulmonar agudo, falla respiratoria, síndrome de dificultad respiratoria aguda (SDRA), EPOC entre otras enfermedades [38]. En consecuencia, la inflamación iniciada en los pulmones debido a la exposición de las MNP, puede desencadenar una respuesta inflamatoria sistémica que afecta otros órganos y sistemas del cuerpo, en tanto la inflamación no es un proceso localizado. En este contexto, la exposición a MNPL induce una exacerbación de la respuesta inflamatoria, que produce al desarrollo y la progresión de diversas patologías sistémicas.

En particular, los niveles elevados de IL-6 y TNF se asocian con la progresión del cáncer colorrectal, la proliferación de células tumorales, la angiogénesis y la metástasis [37].

Del mismo modo, enfermedades inflamatorias crónicas como la artritis reumatoide y la osteoartritis presentan concentraciones elevadas de IL-6, alterando la homeostasis ósea y la función de los osteocitos [39], [40]. En el contexto del síndrome de respuesta inflamatoria sistémica (SIRS), citoquinas como IL-6 juegan un papel crítico en la disfunción multiorgánica, induciendo alteraciones en la función de órganos vitales y contribuyendo a la mortalidad asociada a sepsis [41].

Diversos estudios han constatado que la presencia de MNP ha ocasionado cambios notorios a nivel mitocondrial. Se ha evaluado la pérdida del potencial de membrana mitocondrial (MMP) en HNEpCs que estaban expuestas a NP de poliestireno con tamaños de 50 y 500 nm de (PS-50 y PS-500), para MMP se hizo uso de Kit MitoProbe™ TMRM, que contiene un tinte que se acumula dentro de las mitocondrias de las células en función de su potencial de membrana mitocondrial [35]. La pérdida del potencial de la membrana mitocondrial en las células nasales está principalmente asociada con la rinosinusitis crónica, con pólipos nasales (CRSwNP) [42].

En múltiples estudios se estima la internalización y acumulación. De hecho, se ha determinado que las PSNPL en HNEpC han logrado su internalización, mayoritariamente localizadas en el citoplasma, en especial, en partículas con menor tamaño. Así también, en las líneas celulares BEAS-2B y A549 la internalización es un proceso que generalmente ocurre debido a la penetración pasiva de la membrana y la endocitosis activa [35], [36], [43], [44].

Con respecto a la bioacumulación, se observó su absorción de PSNP en células A549, especialmente el de menor tamaño (70 nm). Se ha comprobado su acumulación en investigaciones, que indican que los MNP están presentes en los tejidos pulmonares con valores de  $14,19 \pm 14,57$  partículas/g en los pulmones humanos, lo que resalta su potencial para acumularse [45], [46]. Como se subrayó anteriormente, su presencia en las diferentes líneas celulares a nivel respiratorio puede provocar estrés oxidativo e inflamación, que son mecanismos críticos de toxicidad que afectan la salud pulmonar [47].

Por último, se determinó que es viable que, las MNPL ocasionen un bloqueo de la vía de autofagia, debido a la acumulación de LC3-II y p62, siendo marcadores de autofagosomas. Mientras que, la p62 es una ubiquitina involucrada en la eliminación de desechos celulares, lo que sugiere, una posible acumulación de autofagosomas y una autofagia defectuosa [35].

Este bloqueo en la vía de autofagia o su inhibición, puede promover la inmunosupresión y facilitar el crecimiento tumoral [48].

## Gastrointestinal

El tracto gastrointestinal constituye una de las principales rutas de exposición a los MNP en el organismo humano. Múltiples estudios han identificado que estas partículas están presentes tanto en el ambiente como en los alimentos. En una de las investigaciones desarrolladas en Pakistán, se detectó microplásticos en el tracto gastrointestinal de pollos de granja, específicamente en mollejas. De las 24 muestras analizadas, se hallaron 1.227 partículas de MP, con un promedio de 33,25 partículas por molleja. Los MP encontrados más comunes, eran fragmentos de polímeros como PVC (51,2%), LDPE (30,7%) y PS (13,6%). Tales hallazgos sugieren que los MP ingresan al sistema digestivo de los pollos mediante la ingesta de alimentos contaminados, lo cual representa un riesgo potencial para los humanos, precisamente, por cuanto estas partículas se acumulan en la cadena alimentaria [49]. Tras la ingestión de estos MP, las partículas pueden ingresar al tracto gastrointestinal mediante endocitosis por células M, y, translocarse en el tejido a través del transporte paracelular, que finalmente desencadena

una exposición sistémica [50], [51]. Este proceso no solo afecta la digestión y absorción de los nutrientes, sino que, también puede desencadenar una multiplicidad de afectaciones y daños físicos, químicos y biológicos en el tracto digestivo.

En estudios específicos realizados en modelos gastrointestinales simulados, se observó que todos los tipos de MP evaluados disminuían de manera notable la digestión de lípidos. Las partículas de PS destacaron por su mayor nivel de inhibición, efecto que, no depende del tamaño de las partículas, sino de su concentración. Aún luego de someterse a procesos de fotoenvejecimiento con luz solar artificial, las partículas de PS afectaron de forma adversa la digestión de lípidos [52].

Paralelamente, la ingestión de MNP también puede ocasionar daños físicos en el tracto digestivo, que derivan en inflamaciones y alteraciones de las funciones intestinales [53]. Estos efectos tóxicos están estrechamente relacionados a las propiedades físico-químicas de las partículas: tamaño, forma y modificaciones superficiales. Las partículas más pequeñas tienden a inducir los efectos más graves, debido a su mayor capacidad de penetración y a su interacción con las células del tracto digestivo [54].

En cuanto a la toxicidad celular, los MP y NP pueden suscitar efectos citotóxicos, que afectan la viabilidad celular y promueven la apoptosis en el sistema digestivo [55]. Este daño celular, exacerba los riesgos para la salud, en tanto, podría llevar a una disfunción en los tejidos y órganos afectados.

Ahora bien, por cuento los MP absorben contaminantes persistentes como metales pesados y pesticidas, tras la ingestión de las partículas, pueden liberarse en el tracto gastrointestinal. Esto desencadena un aumento del estrés oxidativo y produce la alteración de la integridad de la barrera intestinal. El estrés oxidativo, es una consecuencia generada por el aumento de especies reactivas de oxígeno (ROS), que puede conducir a un desequilibrio en el sistema REDOX del organismo. Cuando el estrés oxidativo persiste, se produce un agotamiento de los antioxidantes y daño al ADN, lo que constituye la base de diversas patologías. Asimismo, el estrés oxidativo genera procesos de trastornos metabólicos y la activación de macrófagos [56].

Los MP, en particular los fabricados con poliestireno (PS), dan origen a un desequilibrio, al disminuir antioxidantes clave como el glutatión y la superóxido dismutasa, escenario que ocasiona inflamación crónica y daño celular [57]. Por otro lado, los aditivos plásticos como los ftalatos y el bisfenol A (BPA), que son disruptores endocrinos, interfieren con las funciones hormonales y agravan las respuestas inflamatorias en los tejidos expuestos.

Algunas pesquisas recientes, han identificado que el estrés oxidativo puede alterar significativamente la microbiota intestinal, generando disbiosis como consecuencia [58]. Este proceso, junto con los efectos directos de los MP/NP, desencadena una serie de impactos adversos para la salud [59]. El estrés oxidativo puede evaluarse no sólo mediante la medición directa de ROS, sino también, a través del análisis de sustancias antioxidantes, productos de peroxidación lipídica y subproductos oxidativos derivados del daño al ADN, los cuales se consideran biomarcadores clave [60].

De lo anterior se deriva que, se ha advirtido que las nanopartículas de poliestireno (PS-NP) de 44 nm y 100 nm se internalizan en células de adenocarcinoma gástrico, mediante endocitosis mediada por clatrina. Estas partículas, a concentraciones de 10 µg/L, indujeron incremento de IL-6 e IL-8 y provocaron alteraciones morfológicas. De manera similar, Inkielewicz-Stepniak et al. (2018) corroboraron que, la co-incubación de PS-NP cargadas positivamente con líneas celulares provocó una disminución dependiente de la concentración en la viabilidad celular,

observándose también mediante el uso de microscopía óptica, una distorsión morfológica de las células. Se sugirió que las altas concentraciones de PS-NP pueden inducir a la muerte celular, a través de mecanismos mediadores de caspasa-3, -7 y -9 [58].[21]

Como se ha descrito, las NP tienden a inducir efectos más graves, debido a su mayor capacidad de penetración y de interacción con las células del tracto digestivo [59], [60]. En este sentido, los NP poseen una capacidad notable para adsorber y transportar contaminantes persistentes como plomo, cadmio, mercurio y pesticidas orgánicos. Esta capacidad de unión actúa liberando en el sistema digestivo efectos nocivos. Así entonces, cuando los NP son ingeridos, generan efectos perjudiciales en las funciones celulares a nivel del epitelio intestinal, esto desemboca en la alteración de la integridad de la barrera intestinal, por lo tanto, conduce a riesgos en la salud digestiva [61].

Es pertinente mencionar que los MP, no solo tiene la capacidad de adsorción sino también de absorción, así mismo lo señala el estudio realizado por Hou et al, en este estudio se hizo uso de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y microplásticos de polietileno (PE) y polimetacrilato de metilo (PMMA). Los resultados obtenidos demostraron que los HAP con mayor peso molecular se adsorbían más fácilmente en los microplásticos, y la eficiencia de adsorción en PE fue entre 1,4 y 3,8 veces mayor que en PMMA. Posteriormente, se realizaron experimentos de desorción en un sistema simulado del tracto gastrointestinal humano, observándose que la actividad de las enzimas gastrointestinales afectaba directamente la desorción de los HAP. La eficiencia de desorción de los HAP del PMMA (0,7–41,6 %) fue significativamente mayor que la del PE (0,8–27,7 %), lo que indica una mayor liberación de contaminantes en el tracto gastrointestinal. Además, la simulación de dinámica molecular reveló que las enzimas en el líquido digestivo, atenuaba la interacción entre los microplásticos y los HAP, promoviendo la desorción de estos contaminantes. La evaluación de riesgos mostró que el riesgo cancerígeno asociado con la desorción de HAP del PMMA era mayor que el de PE, lo que resalta la importancia de entender los riesgos potenciales para la salud de la ingestión de microplásticos [62].

De igual manera, los MNP pueden contener disruptores endocrinos, interfiriendo con las funciones hormonales normales del cuerpo. Esto puede causar desequilibrios hormonales que afectan varios sistemas del cuerpo, incluidos los sistemas reproductivo y nervioso. Los ftalatos y el bisfenol A (BPA), aditivos comunes en plásticos, son ejemplos de disruptores endocrinos que se liberan a partir de microplásticos en el tracto gastrointestinal. Estos compuestos pueden interferir con el metabolismo, alterar las funciones hormonales y aumentar las respuestas inflamatorias en los tejidos expuestos, lo que compromete la homeostasis intestinal y la absorción de nutrientes, además de perjudicar la salud sistémica [57].

Al respecto, cabe resaltar que, es fundamental estudiar tales afectaciones -de las cuales no se ha investigado suficientemente-, con el fin de ahondar en el análisis de medidas que mitiguen los riesgos asociados a la exposición a micro y nano-plásticos.

## Dérmica

La vía dérmica como una de las rutas de asimilación para el ingreso de MNP en el ser humano ha sido relevante, debido a su amplia presencia en formulaciones cosméticas y en el medio ambiente. Cada vez hay más investigaciones que indican que las MNP están presentes en los cosméticos, tanto como en las sustancias de los materiales de envasado. Se ha demostrado que los productos cosméticos y de cuidado personal (PCCP) pueden contener niveles de micropartículas de plástico y nanopartículas de hasta 50.391 partículas por gramo, y que cada uso contribuye a la introducción de 229.000 micropartículas de plástico en las aguas residuales cosméticas [63].

De acuerdo con una investigación realizada en Irán, se ha encontrado la presencia de MP en la piel. Los autores hallaron la presencia de microplásticos en las muestras de piel de la cara y de las manos, siendo superior a 4000 partículas de MP en cada una [64]. Se examinaron los efectos de los MP, usando partículas de poliestireno de diferentes tamaños (0,1, 0,5, 1 y 3  $\mu\text{m}$ ) en forma esferoide, utilizando cultivos celulares derivados de fibroblastos dérmicos humanos (HDF) en forma esférica.

Los resultados obtenidos revelaron que la absorción de microplásticos de poliestireno (PS-MP) dentro de un entorno celular tridimensional (3D), puede resultar en diferentes patrones de penetración dependiendo de su tamaño. Los microplásticos más pequeños penetraron fácilmente en los HDFs, mientras que, los más grandes tendieron a adherirse a la superficie de los HDFs. Además, se observó que la penetración de los PS-MP causó una inhibición de la adhesión celular, lo cual sugiere efectos biológicos adversos [65].

Se ha comprobado que los MNP logran atravesar la barrera cutánea y potencialmente afectan la piel, generando inflamación y envejecimiento de las células cutáneas. El estudio aporta pruebas de que los MP de tamaño nanométrico inducen la fuga de ADN mitocondrial, trayendo como consecuencia una respuesta inflamatoria mediante el inflamasoma AIM2 [66]. Si bien, la vía dérmica de los MNP plantea posibles riesgos para la salud, es esencial tener en cuenta que el alcance total de sus efectos sobre la salud humana continúa siendo objeto de investigación [67].

## Vectores

Por otra parte, se ha evidenciado que los MNP pueden actuar como vectores, tanto de toxinas, bacterias, virus como en metales pesados [68]. Este potencial de los microplásticos para actuar como vector de microorganismos de origen natural o antropogénico, es motivo de creciente preocupación. Entre estos riesgos, se ha identificado que ciertas bacterias adheridas a los microplásticos y nano plásticos, pueden portar genes de resistencia a antibióticos, suscitando la diseminación en ambientes acuáticos. Estudios recientes revelan que los microplásticos, y, en mayor medida los nano plásticos, pueden facilitar la diseminación de genes de resistencia a antibióticos. De acuerdo con el estudio realizado por Wang et al. (2022), se observó que los nano plásticos de poliestireno promueven la transferencia de genes de resistencia a antibióticos en *Escherichia coli*, mediante la transformación de plásmidos portadores del gen de resistencia a ampicilina, esto sugiere un riesgo en la propagación de resistencia en ambientes acuáticos complejos [69], [70]. Este fenómeno no solo incrementa la presencia de bacterias resistentes, también favorece la transferencia horizontal de genes. Ello puede dinamizar la propagación de infecciones multirresistentes, hecho que se constituye en un desafío creciente para la salud pública.

En consecuencia, es importante determinar más ampliamente cómo actúan los MPN como vectores. En la pesquisa realizado por Pestana (2021), se evaluaron los MP como portadores de las toxinas de cianobacterias, entre ellas, las microcistinas, las cuales son perjudiciales para la vida silvestre, y por ende, para los seres humanos [71]. En esta línea descriptiva, es indispensable remarcar que, las Cianobacterias están comúnmente presentes en cuerpos de agua, al igual que la prevalencia de MNP en ambientes acuáticos, este escenario indica que, existe una gran interacción entre ellas. En la investigación referida utilizaron toxinas de las cianobacterias, puesto que, durante las proliferaciones se pueden detectar altas concentraciones de metabolitos secundarios, como las microcistinas, las cuales son potencialmente tóxicas en el agua circundante.

Para evaluar las MP como vectores de toxinas, utilizaron diferentes tipos de MP, como: poliestireno [PS], cloruro de polivinilo [PVC], polietileno [PE] y tereftalato de polietileno [PET], en relación a dos congéneres de Microcistinas (MC): el MC-LR y MC-LF. Los resultados obtenidos demuestran que, en efecto existe adhesión de estas toxinas a los MP. Para evaluar, se utilizó espectrometría de masas con desorción/ionización, con matriz asistida por láser (MALDI), en aras de confirmar la presencia de microcistinas en la superficie de los microplásticos.

El poliestireno (PS) mostró el mayor potencial de adsorción para ambos congéneres de microcistinas, mientras que, el tereftalato de polietileno (PET) no reveló casi ninguna adsorción. Del MC-LF se evidencia una mayor tendencia a adsorberse en partículas de microplásticos en comparación con MC-LR. Estos resultados resaltan la capacidad de los microplásticos para actuar como vectores de microcistinas en el medio ambiente [71]. Una de las mayores preocupaciones es que puede llegar a pasar en la cadena alimentaria, a causa de la ingestión de microplásticos cargados de microcistinas por organismos acuáticos, lo que representa un riesgo para la salud de los organismos y potencialmente para los humanos.

El paso a la cadena alimentaria no solo puede ser por el consumo animales acuáticos, puesto que, ciertamente las microcistinas pueden acumularse en cultivos regados con agua contaminada, del mismo modo como puede suceder en el consumo de agua no tratada por ganado. Ello corrobora que la presencia en la cadena alimentaria es sumamente alta [72].

Así también, los microplásticos pueden adsorber metales pesados a través de procesos como la adsorción y la complejación, actuando como transportadores que aumentan la movilidad de estos elementos tóxicos en los ecosistemas acuáticos y terrestres[73], [74]. Una vez ingeridos por organismos acuáticos, los metales pesados pueden bioacumularse, lo cual conlleva mayor toxicidad en niveles tróficos superiores [75]. La presencia de metales pesados asociados con los microplásticos puede causar graves problemas de salud, entre otros, cáncer y trastornos neurológicos[76].

Asimismo, se ha demostrado que los micro y nano plásticos (MNP) pueden actuar como vectores de virus, aumentando su persistencia, transmisión e infectividad en diversos ecosistemas. Estos materiales tienen la capacidad de adsorber hasta el 98 % de los virus presentes en el agua. Su eficiencia depende del tamaño, la composición química y el grado de envejecimiento por exposición a factores como los rayos UV. Así, las interacciones electrostáticas facilitan la adhesión viral, suscitando que los virus sobrevivan más tiempo, incluso, a temperaturas elevadas. Tanto los microplásticos prístinos como los envejecidos, prolongan la infectividad de los virus adsorbidos. Estudios señalan que los MNP pueden propiciar la entrada de virus, como la influenza A, en células huésped, y por lo tanto, debilitar la respuesta inmune. Mientras que, otros sugieren que partículas plásticas en aguas residuales podrían actuar como plataformas para virus como el SARS-CoV-2, aumentando su estabilidad ambiental. Estas interacciones exponen implicaciones críticas para la salud humana y la seguridad ambiental, precisamente, dado el papel de los MNP en la diseminación de agentes virales en entornos acuáticos[77], [78].

## Discusión

A partir del análisis de la literatura revisada, se identifica que los MNP constituyen un factor de riesgo emergente, con implicaciones para la salud humana, debido a su ubicuidad y capacidad de ingreso al organismo por diversas vías. Estas partículas no solo provocan efectos tóxicos e inflamatorios, sino que también pueden actuar como vectores. Por ello, resulta fundamental comprender las vías de exposición —respiratoria, gastrointestinal y dérmica—, aún existe una

gran vacío en las demás vías en las que puede ingresar y además la inherente necesidad de evaluar sus efectos a largo plazo. Entender estos efectos permite orientar estrategias para reducir su presencia y desarrollar medidas eficaces de control y prevención.

La evidencia actual señala que la inhalación de MNP es una vía crítica de exposición. Diversos estudios han identificado su presencia en tejidos pulmonares humanos, y han demostrado su potencial para inducir estrés oxidativo, inflamación y disfunción mitocondrial en células epiteliales respiratorias y posteriormente a la apoptosis, mecanismos claves que se relacionan con la EPOC. Sin embargo, existe una carencia de investigaciones que cuenten con un enfoque más amplio de líneas celulares que consideren tanto las vías respiratorias altas como bajas. Dicho enfoque podría proporcionar un panorama más completo y detallado. Esto ayudaría a entender cómo las nanopartículas ingresan, se acumulan y/o internalizan a lo largo del tracto respiratorio. Este análisis es esencial para comprender la biodistribución, toxicidad y el potencial de absorción de las MNP en las vías respiratorias.

En el análisis de mecanismos de daño celular, se destaca el uso del método DCFH para la detección de especies reactivas de oxígeno. Aunque es ampliamente utilizado, este método presenta limitaciones técnicas importantes, ya que, factores como el pH, el medio de cultivo y la presencia de suero pueden alterar significativamente la fluorescencia de DCF, afectando la interpretación de los resultados. Ello hace ostensible la necesidad de mejorar las herramientas metodológicas para obtener datos más confiables.

Asimismo, la ingestión de estas partículas representa una amenaza para la salud gastrointestinal, ya que, puede generar inflamación intestinal, disbiosis, estrés oxidativo y daño celular. Estudios *in vitro* e investigaciones en modelos simulados manifiestan alteraciones en la digestión de lípidos, citotoxicidad y apoptosis celular. Es necesario avanzar hacia investigaciones en modelos humanos que evalúen no solo la toxicidad directa, sino también, los efectos acumulativos de una exposición alimentaria continua.

Aunque la información sobre la vía dérmica es aún limitada, se ha identificado la presencia de MNP que ingresan a la piel, especialmente las de menor tamaño, desencadenando respuestas tales como: la internalización celular y activación del inflamasoma AIM2, debido a la liberación del ADN mitocondrial. De ahí que, resulta imperativo indagar: cómo la exposición dérmica a MNP podría estar asociada a inflamación cutánea crónica, envejecimiento prematuro y alteración de la función de la barrera epidérmica. Esto, teniendo en cuenta que, aún existen vacíos significativos en el análisis de tales efectos a largo plazo.

Finalmente, se ha documentado que los MNP pueden actuar como vectores de toxinas, bacterias multirresistentes, virus y metales pesados. Aunque existe información al respecto, es escasa la evidencia que hace patente cómo estas partículas transportan microorganismos y elementos perjudiciales para la salud.

Teniendo en cuenta los avances, es medular remarcar que la evidencia sobre los efectos de los MNP es aún limitada, y en su mayoría, está fundamentada en estudios *in vitro* o modelos simulados. La escasez de investigaciones *in vivo*, la falta de estandarización en los métodos analíticos, su baja sensibilidad y la corta duración de los estudios, dificultan una evaluación integral del riesgo. Sumado a ello, la variabilidad geográfica en la presencia de estas partículas comina estudios longitudinales y multicéntricos, que permitan entender su biodisponibilidad, toxicidad y los mecanismos de asimilación en condiciones reales de exposición.

En este contexto, es fundamental continuar desarrollando investigaciones que profundicen acerca de los efectos de la exposición crónica a MNP, singularmente, en su bioacumulación, toxicidad sistémica y posibles asociaciones con enfermedades humanas. Se concluye que, es relevante que este tipo de contaminantes emergentes sean incluidos dentro de los programas

de vigilancia ambiental y epidemiológica. Tal estudio compone un enfoque interdisciplinario y transdisciplinario, que, por lo tanto, articule y robustezca el diálogo esencial entre las ciencias de la salud, las ciencias sociales, esto, concatedadamente con la salud pública y las políticas públicas regulatorias.

## Agradecimientos

Todas las figuras de este artículo de revisión fueron creadas con BioRender.com. y Canva (consultado el 10 de agosto de 2024) por los autores.

## Referencias

- [1] U. W. Gedde, M. S. Hedenqvist, M. Hakkarainen, F. Nilsson, y O. Das, «Plastics and Sustainability», en *Applied Polymer Science*, U. W. Gedde, M. S. Hedenqvist, M. Hakkarainen, F. Nilsson, y O. Das, Eds., Cham: Springer International Publishing, 2021, pp. 489-504. doi: 10.1007/978-3-030-68472-3\_9.
- [2] «Un mazo de plástico reciclado para marcar el acuerdo sobre la contaminación por plásticos [Internet]. UNEP. 2022 [citado el 20 de febrero de 2024]. Disponible en: <http://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/reportajes/un-mazo-de-plastico-reciclado-para-marcar-el-acuerdo-sobre-la>».
- [3] R. C. Thompson *et al.*, «Lost at Sea: Where Is All the Plastic?», *Science*, vol. 304, n.º 5672, pp. 838-838, may 2004, doi: 10.1126/science.1094559.
- [4] E. P. on C. in the F. Chain (CONTAM), «Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood», *EFSA J.*, vol. 14, n.º 6, p. e04501, 2016, doi: 10.2903/j.efsa.2016.4501.
- [5] S. Karbalaei, P. Hanachi, T. R. Walker, y M. Cole, «Occurrence, sources, human health impacts and mitigation of microplastic pollution», *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 25, n.º 36, pp. 36046-36063, dic. 2018, doi: 10.1007/s11356-018-3508-7.
- [6] «Microplastic Pollution in Soil | SDG Resources». Accedido: 8 de mayo de 2024. [En línea]. Disponible en: <https://sdgresources.relx.com/articles/microplastics-soils-analytical-methods-pollution-characteristics-and-ecological-risks>
- [7] M. Wagner y S. Lambert, Eds., *Freshwater Microplastics: Emerging Environmental Contaminants?*, vol. 58. en The Handbook of Environmental Chemistry, vol. 58. Cham: Springer International Publishing, 2018. doi: 10.1007/978-3-319-61615-5.
- [8] S. Allen *et al.*, «Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment», *Nat. Geosci.*, vol. 12, n.º 5, pp. 339-344, may 2019, doi: 10.1038/s41561-019-0335-5.
- [9] C. Campanale, C. Massarelli, I. Savino, V. Locaputo, y V. F. Uricchio, «A Detailed Review Study on Potential Effects of Microplastics and Additives of Concern on Human Health», *Int. J. Environ. Res. Public. Health*, vol. 17, n.º 4, p. 1212, feb. 2020, doi: 10.3390/ijerph17041212.
- [10] M. E. McHale y K. L. Sheehan, «Bioaccumulation, transfer, and impacts of microplastics in aquatic food chains», *J. Environ. Expo. Assess.*, vol. 3, n.º 3, p. N/A-N/A, jul. 2024, doi: 10.20517/jeea.2023.49.
- [11] G. Everaert *et al.*, «Risk assessment of microplastics in the ocean: Modelling approach and first conclusions», *Environ. Pollut.*, vol. 242, pp. 1930-1938, nov. 2018, doi: 10.1016/j.envpol.2018.07.069.
- [12] M. A. Browne *et al.*, «Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 45, n.º 21, pp. 9175-9179, nov. 2011, doi: 10.1021/es201811s.
- [13] A. A. Horton, A. Walton, D. J. Spurgeon, E. Lahive, y C. Svendsen, «Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities», *Sci. Total Environ.*, vol. 586, pp. 127-141, may 2017, doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.190.
- [14] D. Santillo, K. Miller, y P. Johnston, «Microplastics as contaminants in commercially important seafood species», *Integr. Environ. Assess. Manag.*, vol. 13, n.º 3, pp. 516-521, may 2017, doi: 10.1002/ieam.1909.
- [15] P. Schwabl *et al.*, «Detection of Various Microplastics in Human Stool: A Prospective Case Series», *Ann. Intern. Med.*, vol. 171, n.º 7, pp. 453-457, oct. 2019, doi: 10.7326/M19-0618.
- [16] B. Jiang *et al.*, «Health impacts of environmental contamination of micro- and nanoplastics: a review», *Environ. Health Prev. Med.*, vol. 25, n.º 1, p. 29, jul. 2020, doi: 10.1186/s12199-020-00870-9.
- [17] A. Ragusa *et al.*, «Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta», *Environ. Int.*, vol. 146, p. 106274, ene. 2021, doi: 10.1016/j.envint.2020.106274.

- [18] Q. Zhao *et al.*, «Detection and characterization of microplastics in the human testis and semen», *Sci. Total Environ.*, vol. 877, p. 162713, jun. 2023, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.162713.
- [19] S. Huang *et al.*, «Detection and Analysis of Microplastics in Human Sputum», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 56, n.º 4, pp. 2476-2486, feb. 2022, doi: 10.1021/acs.est.1c03859.
- [20] A. Ragusa *et al.*, «Raman Microspectroscopy Detection and Characterisation of Microplastics in Human Breastmilk», *Polymers*, vol. 14, n.º 13, Art. n.º 13, ene. 2022, doi: 10.3390/polym14132700.
- [21] A. P. Abad López, J. Trilleras, V. A. Arana, L. S. García-Alzate, y C. D. Grande-Tovar, «Atmospheric microplastics: exposure, toxicity, and detrimental health effects», *RSC Adv.*, vol. 13, n.º 11, pp. 7468-7489, mar. 2023, doi: 10.1039/d2ra07098g.
- [22] J. Yuan, J. Ma, Y. Sun, T. Zhou, Y. Zhao, y F. Yu, «Microbial degradation and other environmental aspects of microplastics/plastics», *Sci. Total Environ.*, vol. 715, p. 136968, may 2020, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.136968.
- [23] Z. Rong, X.-W. Xu, y Y.-H. Wu, «Biodegradation of low-density polyethylene film by two bacteria isolated from plastic debris in coastal beach», *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 278, p. 116445, jun. 2024, doi: 10.1016/j.ecoenv.2024.116445.
- [24] C. Wayman y H. Niemann, «The fate of plastic in the ocean environment – a minireview», *Environ. Sci. Process. Impacts*, vol. 23, n.º 2, pp. 198-212, mar. 2021, doi: 10.1039/D0EM00446D.
- [25] Z. Pan, Q. Liu, J. Xu, W. Li, y H. Lin, «Microplastic contamination in seafood from Dongshan Bay in southeastern China and its health risk implication for human consumption», *Environ. Pollut.*, vol. 303, p. 119163, jun. 2022, doi: 10.1016/j.envpol.2022.119163.
- [26] M. Saha *et al.*, «Microplastics in seafood as an emerging threat to marine environment: A case study in Goa, west coast of India», *Chemosphere*, vol. 270, p. 129359, may 2021, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.129359.
- [27] C. E. Enyoh, A. W. Verla, E. N. Verla, F. C. Ibe, y C. E. Amaobi, «Airborne microplastics: a review study on method for analysis, occurrence, movement and risks», *Environ. Monit. Assess.*, vol. 191, n.º 11, p. 668, nov. 2019, doi: 10.1007/s10661-019-7842-0.
- [28] S. L. Wright, J. Ulke, A. Font, K. L. A. Chan, y F. J. Kelly, «Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport», *Environ. Int.*, vol. 136, p. 105411, mar. 2020, doi: 10.1016/j.envint.2019.105411.
- [29] Y. Chen, Y. Meng, G. Liu, X. Huang, y G. Chai, «Probabilistic Estimation of Airborne Micro- and Nanoplastic Intake in Humans», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 58, n.º 21, pp. 9071-9081, may 2024, doi: 10.1021/acs.est.3c09189.
- [30] L. F. Amato-Lourenço, R. Carvalho-Oliveira, G. R. Júnior, L. dos Santos Galvão, R. A. Ando, y T. Mauad, «Presence of airborne microplastics in human lung tissue», *J. Hazard. Mater.*, vol. 416, p. 126124, ago. 2021, doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.126124.
- [31] C.-D. Dong, C.-W. Chen, Y.-C. Chen, H.-H. Chen, J.-S. Lee, y C.-H. Lin, «Polystyrene microplastic particles: In vitro pulmonary toxicity assessment», *J. Hazard. Mater.*, vol. 385, p. 121575, mar. 2020, doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.121575.
- [32] J. Zhu *et al.*, «Reactive Oxygen Species-Dependent Calpain Activation Contributes to Airway and Pulmonary Vascular Remodeling in Chronic Obstructive Pulmonary Disease», *Antioxid. Redox Signal.*, vol. 31, n.º 12, pp. 804-818, oct. 2019, doi: 10.1089/ars.2018.7648.
- [33] P. Kovacic y R. Somanathan, «Pulmonary toxicity and environmental contamination: radicals, electron transfer, and protection by antioxidants», *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 201, pp. 41-69, 2009, doi: 10.1007/978-1-4419-0032-6\_2.
- [34] L. R. de Haan *et al.*, «Experimental Conditions That Influence the Utility of 2'7'-Dichlorodihydrofluorescein Diacetate (DCFH2-DA) as a Fluorogenic Biosensor for Mitochondrial Redox Status», *Antioxidants*, vol. 11, n.º 8, Art. n.º 8, ago. 2022, doi: 10.3390/antiox11081424.
- [35] B. Annangi, A. Villacorta, M. López-Mesas, V. Fuentes-Cebrian, R. Marcos, y A. Hernández, «Hazard Assessment of Polystyrene Nanoplastics in Primary Human Nasal Epithelial Cells, Focusing on the Autophagic Effects», *Biomolecules*, vol. 13, n.º 2, Art. n.º 2, feb. 2023, doi: 10.3390/biom13020220.
- [36] S. Lin *et al.*, «Metabolomics Reveal Nanoplastic-Induced Mitochondrial Damage in Human Liver and Lung Cells», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 56, n.º 17, pp. 12483-12493, sep. 2022, doi: 10.1021/acs.est.2c03980.
- [37] D. N. Florescu *et al.*, «Correlation of the Pro-Inflammatory Cytokines IL-1 $\beta$ , IL-6, and TNF- $\alpha$ , Inflammatory Markers, and Tumor Markers with the Diagnosis and Prognosis of Colorectal Cancer», *Life Basel Switz.*, vol. 13, n.º 12, p. 2261, nov. 2023, doi: 10.3390/life13122261.

- [38] «The role of interleukin-6 and janus kinases in the pathogenesis, and treatment of SARS-CoV-2», *J. Lung Pulm. Respir. Res.*, vol. Volume 9, n.º Issue 1, mar. 2022, doi: 10.15406/jlpr.2022.09.00273.
- [39] M. Zhou, S. Li, y J. L. Pathak, «Pro-inflammatory Cytokines and Osteocytes», *Curr. Osteoporos. Rep.*, vol. 17, n.º 3, pp. 97-104, jun. 2019, doi: 10.1007/s11914-019-00507-z.
- [40] A. M. Shanshal, R. H. Aljorani, y S. A. Hussain, «Targeting IL-6 Signaling Pathways for Musculoskeletal Disorders Treatment: Risks and Benefits», *Al-Rafidain J. Med. Sci. ISSN 2789-3219*, vol. 4, pp. 34-43, mar. 2023, doi: 10.54133/ajms.v4i.101.
- [41] G. L. Cabrera-Rivera *et al.*, «Increased TNF- $\alpha$  production in response to IL-6 in patients with systemic inflammation without infection», *Clin. Exp. Immunol.*, vol. 209, n.º 2, pp. 225-235, jun. 2022, doi: 10.1093/cei/uxac055.
- [42] Y. H. Yoon *et al.*, «Altered Mitochondrial Functions and Morphologies in Epithelial Cells Are Associated With Pathogenesis of Chronic Rhinosinusitis With Nasal Polyps», *Allergy Asthma Immunol. Res.*, vol. 12, n.º 4, pp. 653-668, abr. 2020, doi: 10.4168/aaair.2020.12.4.653.
- [43] M. Xu *et al.*, «Internalization and toxicity: A preliminary study of effects of nanoplastic particles on human lung epithelial cell», *Sci. Total Environ.*, vol. 694, p. 133794, dic. 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.133794.
- [44] L. Liu, K. Xu, B. Zhang, Y. Ye, Q. Zhang, y W. Jiang, «Cellular internalization and release of polystyrene microplastics and nanoplastics», *Sci. Total Environ.*, vol. 779, p. 146523, jul. 2021, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146523.
- [45] Y.-X. Zhang, M. Wang, L. Yang, K. Pan, y A.-J. Miao, «Bioaccumulation of differently-sized polystyrene nanoplastics by human lung and intestine cells», *J. Hazard. Mater.*, vol. 439, p. 129585, oct. 2022, doi: 10.1016/j.jhazmat.2022.129585.
- [46] L. Zhu *et al.*, «Tissue accumulation of microplastics and potential health risks in human», *Sci. Total Environ.*, vol. 915, p. 170004, mar. 2024, doi: 10.1016/j.scitotenv.2024.170004.
- [47] G. D. Albano, R. P. Gagliardo, A. M. Montalbano, y M. Profita, «Overview of the Mechanisms of Oxidative Stress: Impact in Inflammation of the Airway Diseases», *Antioxidants*, vol. 11, n.º 11, p. 2237, nov. 2022, doi: 10.3390/antiox11112237.
- [48] T.-F. Tsai *et al.*, «Autophagy blockade potentiates cancer-associated immunosuppression through programmed death ligand-1 upregulation in bladder cancer», *J. Cell. Physiol.*, vol. 237, n.º 9, pp. 3587-3597, sep. 2022, doi: 10.1002/jcp.30817.
- [49] «First Report on Microplastics Quantification in Poultry Chicken and Potential Human Health Risks in Pakistan». Accedido: 27 de noviembre de 2024. [En línea]. Disponible en: <https://www.mdpi.com/2305-6304/11/7/612>
- [50] *The impact of microplastics on the gut microbiome and health*. FAO, 2023. doi: 10.4060/cc5294en.
- [51] K. D. Cox, G. A. Coverton, H. L. Davies, J. F. Dower, F. Juanes, y S. E. Dudas, «Human Consumption of Microplastics», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 53, n.º 12, pp. 7068-7074, jun. 2019, doi: 10.1021/acs.est.9b01517.
- [52] H. Tan, T. Yue, Y. Xu, J. Zhao, y B. Xing, «Microplastics Reduce Lipid Digestion in Simulated Human Gastrointestinal System», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 54, n.º 19, pp. 12285-12294, oct. 2020, doi: 10.1021/acs.est.0c02608.
- [53] D. M. Reddy Prasad, B. S. Naveen Prasad, R. Senthilkumar, K. Saravana Kumar, y S. Manickkam, «Interactive behavior of cadmium ions onto polyethylene microplastics in aquatic system», *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, vol. 21, n.º 12, pp. 7915-7922, ago. 2024, doi: 10.1007/s13762-024-05508-9.
- [54] M. B. Paul *et al.*, «Micro- and nanoplastics – current state of knowledge with the focus on oral uptake and toxicity», *Nanoscale Adv.*, vol. 2, n.º 10, pp. 4350-4367, 2020, doi: 10.1039/D0NA00539H.
- [55] I. Inkielewicz-Stepniak *et al.*, «The Role of Mucin in the Toxicological Impact of Polystyrene Nanoparticles», *Materials*, vol. 11, n.º 5, Art. n.º 5, may 2018, doi: 10.3390/ma11050724.
- [56] M. Sharifi-Rad *et al.*, «Lifestyle, Oxidative Stress, and Antioxidants: Back and Forth in the Pathophysiology of Chronic Diseases», *Front. Physiol.*, vol. 11, jul. 2020, doi: 10.3389/fphys.2020.00694.
- [57] R. Ding, Y. Ma, T. Li, M. Sun, Z. Sun, y J. Duan, «The detrimental effects of micro-and nano-plastics on digestive system: An overview of oxidative stress-related adverse outcome pathway», *Sci. Total Environ.*, vol. 878, p. 163144, jun. 2023, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.163144.
- [58] H. Zhang *et al.*, «Influence of Functional Group Modification on the Toxicity of Nanoplastics», *Front. Mar. Sci.*, vol. 8, ene. 2022, doi: 10.3389/fmars.2021.800782.
- [59] L. M. Thornton Hampton *et al.*, «Characterizing microplastic hazards: which concentration metrics and particle characteristics are most informative for understanding toxicity in aquatic organisms?», *Microplastics Nanoplastics*, vol. 2, n.º 1, p. 20, ago. 2022, doi: 10.1186/s43591-022-00040-4.

- [60] K. Bucci y C. M. Rochman, «Microplastics: a multidimensional contaminant requires a multidimensional framework for assessing risk», *Microplastics Nanoplastics*, vol. 2, n.º 1, p. 7, feb. 2022, doi: 10.1186/s43591-022-00028-0.
- [61] T. Gouin, «Addressing the importance of microplastic particles as vectors for long-range transport of chemical contaminants: perspective in relation to prioritizing research and regulatory actions», *Microplastics Nanoplastics*, vol. 1, n.º 1, p. 14, ago. 2021, doi: 10.1186/s43591-021-00016-w.
- [62] G. Hou *et al.*, «The adsorption of PAHs on microplastics and desorption in the simulated human digestive system», *Chem. Eng. J.*, vol. 473, p. 145157, oct. 2023, doi: 10.1016/j.cej.2023.145157.
- [63] C. Guerranti, T. Martellini, G. Perra, C. Scopetani, y A. Cincinelli, «Microplastics in cosmetics: Environmental issues and needs for global bans», *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, vol. 68, pp. 75-79, may 2019, doi: 10.1016/j.etap.2019.03.007.
- [64] S. Abbasi y A. Turner, «Human exposure to microplastics: A study in Iran», *J. Hazard. Mater.*, vol. 403, p. 123799, feb. 2021, doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.123799.
- [65] S. Eom, W. Shim, y I. Choi, «Microplastic-induced inhibition of cell adhesion and toxicity evaluation using human dermal fibroblast-derived spheroids», *J. Hazard. Mater.*, vol. 465, p. 133359, mar. 2024, doi: 10.1016/j.jhazmat.2023.133359.
- [66] W. Han, J. Cui, G. Sun, X. Miao, Z. Pufang, y L. Nannan, «Nano-sized microplastics exposure induces skin cell senescence via triggering the mitochondrial localization of GSDMD», *Environ. Pollut. Barking Essex 1987*, vol. 349, p. 123874, may 2024, doi: 10.1016/j.envpol.2024.123874.
- [67] J. Domenech y R. Marcos, «Pathways of human exposure to microplastics, and estimation of the total burden», *Curr. Opin. Food Sci.*, vol. 39, pp. 144-151, jun. 2021, doi: 10.1016/j.cofs.2021.01.004.
- [68] G. Chen *et al.*, «Speciation and release risk of heavy metals bonded on simulated naturally-aged microplastics prepared from artificially broken macroplastics», *Environ. Pollut. Barking Essex 1987*, vol. 295, p. 118695, feb. 2022, doi: 10.1016/j.envpol.2021.118695.
- [69] X. Wang *et al.*, «A neglected risk of nanoplastics as revealed by the promoted transformation of plasmid-borne ampicillin resistance gene by Escherichia coli», *Environ. Microbiol.*, vol. 24, n.º 10, pp. 4946-4959, 2022, doi: 10.1111/1462-2920.16178.
- [70] I. Silva, E. T. Rodrigues, M. Tacão, y I. Henriques, «Microplastics accumulate priority antibiotic-resistant pathogens: Evidence from the riverine plastisphere», *Environ. Pollut. Barking Essex 1987*, vol. 332, p. 121995, sep. 2023, doi: 10.1016/j.envpol.2023.121995.
- [71] C. J. Pestana *et al.*, «Potentially Poisonous Plastic Particles: Microplastics as a Vector for Cyanobacterial Toxins Microcystin-LR and Microcystin-LF», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 55, n.º 23, pp. 15940-15949, dic. 2021, doi: 10.1021/acs.est.1c05796.
- [72] E. M. Redouane *et al.*, «Health risk assessment of lake water contaminated with microcystins for fruit crop irrigation and farm animal drinking», *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 30, n.º 33, pp. 80234-80244, jun. 2023, doi: 10.1007/s11356-023-27914-1.
- [73] B. Liu *et al.*, «Interaction of microplastics with heavy metals in soil: Mechanisms, influencing factors and biological effects», *Sci. Total Environ.*, vol. 918, p. 170281, mar. 2024, doi: 10.1016/j.scitotenv.2024.170281.
- [74] S. Vaijayanthimala y K. Sharma, «Microplastics as Vectors for Metals from Mines and Fuels: Environmental Pathways and Implications», *J. Mines Met. Fuels*, pp. 370-375, 2023, doi: 10.18311/jmmf/2023/43592.
- [75] K. Patidar, B. Ambade, F. Mohammad, y A. A. Soleiman, «Microplastics as heavy metal vectors in the freshwater environment: Distribution, variations, sources and health risk», *Phys. Chem. Earth*, vol. 131, p. 103448, oct. 2023, doi: 10.1016/j.pce.2023.103448.
- [76] A. R. Kul, N. Başak, S. Ergin, y V. Benek, «Physical Chemical Properties of Some Heavy Metals (Arsenic, Lead and Copper) and Their Effects on Health», en *Current Researches in Health Sciences-IV*, C. Çetin y İ. Meydan, Eds., Özgür Yayınları, 2023. doi: 10.58830/ozgur.pub387.c1601.
- [77] M. Shen *et al.*, «Micro(nano)plastics: Unignorable vectors for organisms», *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 139, pp. 328-331, feb. 2019, doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.01.004.
- [78] J. Lu, Z. Yu, L. Ngiam, y J. Guo, «Microplastics as potential carriers of viruses could prolong virus survival and infectivity», *Water Res.*, vol. 225, p. 119115, oct. 2022, doi: 10.1016/j.watres.2022.119115.



### Declaración sobre uso de Inteligencia Artificial (IA)

Para la revisión gramatical y ortográfica de este artículo, empleamos la herramienta de IA ChatGPT. Esta nos permitió identificar errores y mejorar la fluidez del texto. No obstante, realizamos una revisión final para garantizar que el artículo cumpliera con los estándares de calidad de la revista.





