



## Modelación del flujo de microplásticos y la interacción de contaminantes químicos orgánicos en sistemas acuáticos

Modeling microplastics flow and interaction of organic chemical pollutants in aquatic systems

Peter Leonel Vera Bravo<sup>1</sup>, Rosa Alexandra Córdova-Mosquera<sup>2</sup>,  
Ernesto Alonso Rosero Delgado<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Universidad Técnica de Manabí, Instituto de Postgrado, Programa de Maestría de Ingeniería Química. Portoviejo, Manabí, Ecuador. [pvera0287@utm.edu.ec](mailto:pvera0287@utm.edu.ec). ORCID: 0000-0003-0264-1728

<sup>2</sup> Universidad Técnica de Manabí; Facultad de Ciencias Matemáticas, Físicas y Químicas; Departamento de Procesos Químicos, Alimentos y Biotecnología. Portoviejo, Manabí, Ecuador. [rcordova@utm.edu.ec](mailto:rcordova@utm.edu.ec) ORCID: 0000-0003-4299-4798

<sup>3</sup> Universidad Técnica de Manabí; Facultad de Ciencias Matemáticas, Físicas y Químicas; Departamento de Procesos Químicos, Alimentos y Biotecnología. Portoviejo, Manabí, Ecuador. [ernesto.rosero@utm.edu.ec](mailto:ernesto.rosero@utm.edu.ec) ORCID: 0000-0001-8878-8522

### Resumen

Los microplásticos son uno de los principales contaminantes del ambiente. Estos pueden transportarse entre diferentes medios acuáticos y actúan como captadores de contaminantes orgánicos persistentes altamente nocivos. El presente artículo aborda la revisión sistemática de la literatura sobre la modelación del flujo de microplásticos y la interacción de contaminantes químicos orgánicos presentes en sistemas acuáticos. Se analizaron producciones científicas, en su mayoría, dentro del período de 2012 a 2020. Se evidenció que muchos enfoques de modelos desarrollados para otros tipos de partículas se aplican también al flujo de los microplásticos en el medioambiente. Sin embargo, la alta persistencia, baja densidad y diversidad de tamaños extremadamente amplia de los plásticos, hacen que el comportamiento del sistema muestre una variedad mucho más extensa. Por otra parte, se considera que la presencia de microplásticos puede limpiar o contaminar un sistema u organismo, dependiendo del gradiente de concentración entre el microplástico y la matriz, ya sea un tejido o un sistema acuoso. Los modelos de

simulación han demostrado ser útiles para analizar mecánicamente estas consideraciones. No obstante, la información encontrada sobre la validación de tales modelos es limitada y adicional se requiere trabajo experimental para enfatizar adecuadamente las variables involucradas, considerando la diversidad de organismos y productos químicos que interaccionan en los ecosistemas involucrados.

**Palabras clave:** Enfoques de modelos; partículas; persistencia; gradiente de concentración; contaminantes orgánicos persistentes.

## Abstract

Microplastics are one of the main pollutants of the environment. These can be transported between different aquatic environments and act as a capture of highly harmful and toxic Persistent Organic Pollutants. This article deals with the systematic review of the literature on microplastic flow modeling, and the interaction of organic chemical pollutants present in aquatic systems. Scientific productions were analyzed, mostly, within the period from 2012 to 2020. It was evidenced that many model approaches developed for other types of particles are also applicable to the flux of microplastics in the environment. However, the high persistence, low density, and extremely wide size diversity of the plastics mean that the behavior of the system shows a much wider variety. On the other hand, it is considered that the presence of microplastics may cleanse or contaminate a system or organism, depending on the concentration gradient between the microplastic and the matrix, whether it is tissue or an aqueous system. Simulation models have proved useful in mechanically analyzing these considerations. However, the information found on the validation of such models is limited, and additional experimental work is required to adequately emphasize the variables involved, considering the variety of organisms and chemicals that interact in the ecosystems involved.

**Keywords:** Model approaches; particles; persistence; concentration gradient; persistent organic pollutants.

## Introducción

La contaminación por el uso excesivo de plástico y su disposición final es un tema de interés cotidiano. Se considera que alrededor del 80% de la basura que se encuentra en los océanos corresponde a materiales plásticos de diferentes tamaños (Akbat & Özdemir, 2016). Los residuos plásticos debido a la radiación ultravioleta y a la erosión mecánica a la que están expuestos durante el flujo en los diferentes sistemas contaminados se degradan gradualmente en pequeños fragmentos que pueden clasificarse por su tamaño como macrolásticos (> 25 mm), mesoplásticos (5 mm a 25 mm), microplásticos (1  $\mu\text{m}$  a 5 mm) y nanoplásticos. (1 nm a 1  $\mu\text{m}$ ) (Campoy & Beiras, 2019).

Hoy en día los microplásticos son un tema de creciente preocupación ya que estas partículas debido a su pequeño tamaño son capaces de adsorber contaminantes orgánicos presentes en sistemas acuáticos (Iñiguez, Conesa, & Fullana, 2017), que al ser ingeridos por animales marinos provocan daños físicos como ulceraciones internas (Zhao, Zhu, Wang, & Li, 2014) y daños por toxicidad producto de la lixiviación de los elementos que conforman su composición (Sarria & Gallo, 2016). Se ha encontrado que en organismos marinos existe acumulación de microplásticos en células y tejidos (Sharma & Chatterjee, 2017), y estos pueden acabar en el sistema digestivo de los seres humanos debido a su bioacumulación en la cadena trófica (Javier Ramírez, 2018), es así que, los posibles efectos peligrosos en los humanos por la ingestión alternativa de macropartículas plásticas pueden causar alteraciones en los cromosomas que conducen a infertilidad, obesidad y cáncer (Sharma & Chatterjee, 2017).

Existen algunos reportes que informan de la presencia de microplásticos en aguas continentales (ríos y lagos) (Waller et al., 2017) y en aguas residuales domésticas (Ramírez, Alcañiz, Hernández, Lincon, & Fernández, 2019). Así mismo, de la presencia de estas partículas en algunas especies de peces (Condor, Villasante, Riva, Panduro, & Cruz, 2019), productos como la leche (Kutralam, Pérez, Elizald, & Shruti, 2020), sal de mar (Karami et al., 2017), agua embotellada (Pastor & Agulló, 2019), azúcar y miel (Liebezeit & Liebezeit, 2013).

Cuantificar el transporte de desechos plásticos entre los diferentes sistemas acuáticos es fundamental para evaluar los riesgos de los desechos plásticos para la salud humana y el medio ambiente (Iwasaki, Isobe, Kako, Uchida, & Tokai, 2017; Siegfried, Koelmans, Besseling, & Kroeze, 2017). Además, generalmente se supone que los microplásticos pueden actuar como vector para el transporte de productos químicos asociados con las partículas plásticas, como contaminantes orgánicos persistentes (COP) o aditivos, monómeros u oligómeros residuales de las moléculas componentes de los plásticos (Gouin, Roche, Lohmann, & Hodges, 2011; Teuten, Rowland, Galloway, & Thompson, 2007; Teuten et al., 2009).

Los modelos matemáticos que explican el flujo de los desechos plásticos en sistemas acuáticos o terrestres, así como la bioacumulación de estos materiales en organismos acuáticos, pueden complementar la información de mediciones, desempeñando un papel importante en la evaluación del riesgo que representa la presencia de microplásticos en los sistemas acuáticos. En este artículo se realiza una revisión del conocimiento actual con respecto a la posible interacción entre los contaminantes químicos orgánicos persistentes (COP) y microplásticos (MP) presentes en sistemas y organismos acuáticos, así como los flujos que toman estas micropartículas en los cuerpos de agua.

## Metodología

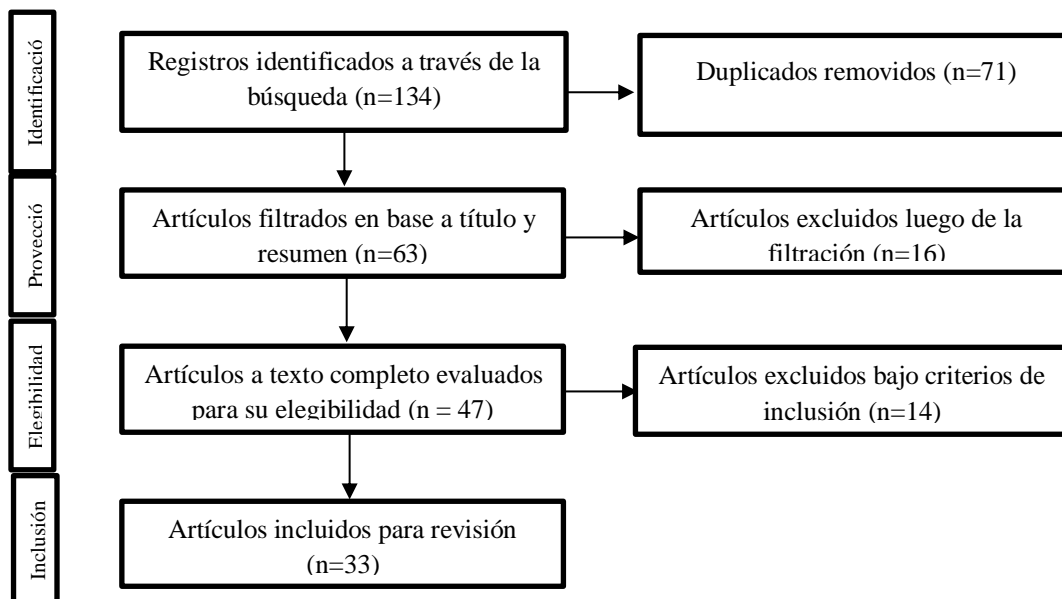
Se realizó una revisión sistemática empleando combinaciones de las siguientes palabras claves: *microplastics*, *transport*, *modeling*, *bioaccumulation*, *leaching*, *plastic additives*, *marine organisms*. Se recurrió a información de artículos científicos en su mayoría relacionados a Elsevier, Scopus y Science Direct. Además, se realizaron búsquedas de apoyo con Google Scholar. Los artículos fueron seleccionados para su inclusión en esta revisión basado en la relevancia de la información para el tema de flujo de microplásticos y su interacción con contaminantes químicos orgánicos, que incluyan la descripción del modelo, su aplicación y los procesos influyentes, en su mayoría, dentro del período de 2012 a 2020. Además, se incluyeron estudios complementarios para

ayudar a establecer el nivel actual de comprensión acerca del modelado matemático con relación a la contaminación microplástica en ambientes acuáticos.

El establecimiento de estos criterios permitió depurar la información, descartando los artículos que no contenían información suficientemente relacionada con el objetivo de la investigación. La Figura 1 muestra el diagrama de flujo del proceso de búsqueda y selección.

**Figura 1**

Diagrama de flujo sobre la búsqueda sistemática



## Resultados

Los artículos seleccionados que cumplieron los criterios de inclusión mostraron un gran aporte para los aspectos y fenómenos a estudiar y, por tanto, de resultados (Véase Tabla 1).

**Tabla 1**

Artículos incluidos en la revisión sobre flujo de microplásticos y de interacción con contaminantes químicos orgánicos

#	Estudio (Autor, año)	Modelo	Información complementaria al modelo	Factores influyentes en el fenómeno
<b>Fenómeno de estudio:</b> Flujo de los microplásticos en ecosistemas acuáticos.				
1	Wright, Thompson, and Galloway (2013).			x
2	Kooi, Besseling, Kroeze, Van Wezel, and Koelmans (2018).			x
3	Siegfried et al. (2017)	x		
4	Mayorga et al. (2010)		x	
5	Seitzinger et al. (2010)		x	
6	Iwasaki et al. (2017)	x		
7	Critchell and Lambrechts (2016)		x	
8	Isobe, Kubo, Tamura, Nakashima, and Fujii (2014)	x		
9	Maximenko, Hafner, and Niiler (2012)		x	
10	Zhang (2017)		x	
11	Unice et al. (2019a)	x		
12	Unice et al. (2019b)	x		
13	Besseling, Quik, Sun, and Koelmans (2017)	x		
14	Quik, de Klein, and Koelmans (2015)		x	
15	Atteia (1998)		x	
16	Burd and Jackson (2009)		x	
17	Farley and Morel (1986)		x	
18	Meesters, Koelmans, Quik, Hendriks, and van de Meent (2014)		x	
19	Sani-Kast et al. (2015)		x	
<b>Fenómeno de estudio:</b> Interacciones entre COP y microplásticos en matrices acuáticas.				
20	Browne, Dissanayake, Galloway, Lowe, and Thompson (2008)			x
21	Murray and Cowie (2011)			x
22	Alimba and Faggio (2019)			x
23	Hammer, Kraak, and Parsons (2012)			x
24	Teuten et al. (2007)	x		
25	Rochman, Manzano, Hentschel, Simonich, and Hoh (2013)		x	
26	Gallo et al. (2018)		x	
27	Castañeta, Gutiérrez, Nacaratte, and Manzano (2020)		x	
28	Mao et al. (2020)		x	
29	Groh et al. (2019)		x	
30	Albert A. Koelmans, Besseling, and Foekema (2014)	x		
31	Albert A Koelmans, Besseling, Wegner, and Foekema (2013)	x		
32	Gouin et al. (2011)		x	
33	Hendriks, van der Linde, Cornelissen, and Sijm (2001)		x	

## Modelos de evaluación del flujo de los microplásticos en ecosistemas acuáticos

En la literatura se han identificado varios aspectos que proporcionan una descripción general de los procesos físicos involucrados en el movimiento de microplásticos que se abordan cuando se modela. El tamaño, la forma y la densidad de las partículas influyen en su comportamiento de transporte y destino en el ambiente acuático (Wright et al., 2013). Existen pocos modelos que simulen este fenómeno. En el caso particular de microplásticos y nanoplásticos, puede estar sujeto a una solución similar a la de coloides naturales y sólidos en suspensión (Kooi et al., 2018). Por lo tanto, tales partículas naturales pueden servir como guía para algunas clases de desechos plásticos y modelos que simulan el transporte de dichas partículas, pudiendo formar la base para el desarrollo de modelos de transporte para desechos plásticos.

Existe un enfoque de modelado para analizar la composición y cantidad de flujos de microplásticos de fuente puntual desde los ríos europeos hasta el mar (Siegfried et al., 2017). Dicho enfoque de modelado está inspirado en un modelo global existente para nutrientes, el modelo de Global NEWS (Exportación de Nutrientes de Cuencas Hidrográficas) (Mayorga et al., 2010; Seitzinger et al., 2010). El modelo representa diferentes tipos y fuentes de microplásticos que ingresan a los sistemas fluviales a través de fuentes específicas, como productos para el cuidado personal, lavandería, polvo doméstico y partículas de desgaste de neumáticos y carreteras (TRWP).

Se determinó que la mayoría de los microplásticos modelados transportados por los ríos a los mares fueron polímeros sintéticos de TRWP (42%) y textiles a base de plástico desgastados durante el lavado (29%). Se estableció que el transporte de microplásticos difiere en gran medida entre los ríos europeos, debido a las diferencias en el desarrollo socioeconómico y el estado tecnológico de instalaciones de tratamiento de aguas residuales. Alrededor de dos tercios de los microplásticos modelados en este estudio fluyen hacia el Mediterráneo y el Mar Negro. Esto se justificó por la eficiencia relativamente baja de eliminación de microplásticos de las plantas de tratamiento de aguas residuales en las cuencas de los ríos que drenan en estos dos mares. Este estudio no proporcionó un modelo validado que pueda predecir con certeza la exportación o transporte de microplásticos. Sin embargo, proporcionaron una metodología muy necesaria para evaluar los microplásticos

transportados por los ríos a los mares, lo cual fue un primer paso importante para obtener una mejor comprensión de los patrones espaciales de la exportación de plástico a los ecosistemas marinos.

En este mismo sentido, pero incluyendo variedad de tamaños de partículas, existe un modelo numérico para reproducir los procesos de transporte oceánico de microplásticos y mesoplásticos, tomando como referencia el mar de Japón (Iwasaki et al., 2017). Se empleó un modelo de seguimiento de partículas (PTM) tridimensional en el que las partículas modeladas fueron transportadas por una combinación de las corrientes oceánicas superficiales, proporcionadas por los datos de reanálisis oceánico, y la deriva de Stokes, calculada por separado en un modelo de onda impulsado por vientos derivados de satélites. Los resultados modelados fueron validados utilizando datos adquiridos durante los estudios de campo intensivos de mesoplásticos y microplásticos en Japón en 2014 y 2015. La incorporación de la deriva de Stokes en el PTM se justificó mediante la comparación de las distribuciones observadas y modeladas de pequeños fragmentos de plástico. Además, la comparación estableció las limitaciones del modelo presentado.

Respecto a sus características, se puede considerar a este modelo como impreciso al reflejar la comprensión del destino de estos fragmentos de plástico en el océano. De hecho, la correlación espacial entre la proporción de mesoplásticos observados y modelados en el Mar de Japón no fue significativa. Una forma de mejorar la precisión del modelo podría ser, considerando la degradación de los mesoplásticos a microplásticos (Critchell & Lambrechts, 2016).

Anteriormente también se había empleado este modelo para interpretar las distribuciones de pequeños fragmentos de plástico y los posibles procesos de transporte en aguas costeras (Isobe et al., 2014). En este caso, el modelo numérico reprodujo la captura de mesoplásticos cerca de la costa, lo que sugiere que los mesoplásticos se transportan selectivamente a tierra por una combinación de deriva de Stokes y velocidad terminal, dependiendo del tamaño de los fragmentos. Sin embargo, aún es incompleto para descubrir el destino de los fragmentos plásticos en el océano. Una de las limitaciones es que la cantidad total de los fragmentos de plástico son constantes dentro del dominio del modelo.

En general, es una tarea difícil cuantificar verdaderamente los desechos plásticos, su velocidad de carga en los océanos, su velocidad degradante, y la creciente adición de pequeños



fragmentos de plástico. Además de la deriva de Stokes incorporada en el presente modelo numérico, en el mundo real, los fragmentos de plástico también son transportados por la circulación de Langmuir, la deriva de Ekman (Maximenko et al., 2012) y las corrientes oceánicas ambientales (Zhang, 2017). Por lo tanto, el destino de los desechos plásticos permanecerá ambiguo a menos que se realice más investigaciones para descubrir nuevas vías oceánicas.

Por otra parte, se desarrolló un modelo de balance de masas a escala de cuenca hidrográfica para TRWP en la cuenca del Sena (Francia) (Unice et al., 2019a). Este balance considera la generación de TRWP y el transporte terrestre al suelo, el aire y las carreteras, así como los procesos de transporte en aguas superficiales, que incluyen la heteroagrupación de partículas, la degradación y la sedimentación dentro de las subcategorías. En consideración a los resultados mostrados con el uso de este modelo, se puede considerar como una metodología flexible para un balance de masa TRWP, incluidos los procesos de destino capaces de respaldar una evaluación de referencia a nivel de detección. Sin embargo, la incertidumbre en estimaciones y los datos limitados de muestreo ambiental, representan inconvenientes, que, si bien es cierto, podrían complementarse con un análisis de incertidumbre y sensibilidad. Por lo tanto, las evaluaciones de balance de masa de microplásticos son una importante herramienta en caracterizaciones de riesgo de estas micropartículas.

Se conoce que el transporte fluvial al medio marino es una vía importante para el microplástico. No obstante, existe poca información sobre el destino y el transporte de nano y microplásticos en los sistemas de agua superficiales, como los ríos. En este aspecto, se analizó un estudio sobre el destino y el transporte de partículas esféricas de tamaño nanométrico a milimétrico como microperlas (100 nm – 10 mm) con un modelo hidrológico de resolución espacial y técnica de vanguardia (Besseling et al., 2017).

El modelo utilizado se denomina NanoDUFLOW (Quik et al., 2015), empleado para la investigación de comportamiento de partículas plásticas en sistemas fluviales, tomando en cuenta, el transporte advectivo, la hetero y homoagregación, la sedimentación, suspensión, la degradación del polímero y la presencia de biopelículas. Para este modelado se recurrieron a conceptos tradicionales del modelo de partículas que, entre otros, se utilizaron para sólidos en suspensión,

coloides y algas (Atteia, 1998; Burd & Jackson, 2009; Farley & Morel, 1986) y en (nano-) modelos de transporte de partículas (Meesters et al., 2014; Sani-Kast et al., 2015).

Los datos para validar el modelo fueron extraídos de la literatura y, además, se determinó experimentalmente la eficacia del apego para la heteroagregación. Aunque los autores no proporcionan un modelo completamente validado que pueda simular todo tipo de partículas plásticas con certeza, el modelo es útil. Éste proporciona una herramienta generalizada que se puede implementar para otras cuencas. Además de ser, espacial y temporalmente explícito, con una alta calidad en los procesos hidrodinámicos, incluyendo la agregación y comportamiento de los nanoplásticos.

El tiempo de transporte o incluso la retención de los microplásticos puede considerarse como un índice que refleja un riesgo ambiental. Esto se debe a la posibilidad de que los organismos acuáticos ingieran micropartículas (Browne et al., 2008; Critchell & Lambrechts, 2016; Murray & Cowie, 2011), riesgo que podría aumentar cuanto más tiempo permanezcan los microplásticos dentro del sistema acuático.

## **Modelos para evaluar las interacciones entre contaminantes químicos orgánicos y microplásticos en matrices acuáticas**

Más allá de las consecuencias externas a la que puede estar asociada la presencia de residuos plásticos en ecosistemas acuáticos, la ingestión de estos por parte de la biota marina también se deriva a los microplásticos que podrían afectar potencialmente por su naturaleza física y la transferencia de sustancias químicas asociadas con ellos.

El plástico puede actuar como un adsorbente ante contaminantes químicos presentes en medios acuáticos (Alimba & Faggio, 2019). Es así que, se podría reducir la concentración química de determinado contaminante en una matriz, si se le agregara plástico (Koelmans et al., 2013). En contraste, si el plástico agregado no estuviera limpio y presentara concentraciones proporcionalmente altas de productos químicos, estos terminarían siendo liberados, aumentando posiblemente las concentraciones químicas en matrices como el agua, suelo, incluida la biota

presente en ellos (Hammer et al., 2012; Koelmans et al., 2014). En consecuencia, el plástico puede actuar como fuente o adsorbente de contaminantes químicos orgánicos.

El efecto de adicionar plástico fue modelado empleando como base un balance de masa, bajo un enfoque de partición en equilibrio (Teuten et al., 2007). Se trabajó sobre un sistema cerrado de sedimento-agua, contaminado con fenantreno, al cual se le añadió plástico limpio. Sobre este modelo, llegaron a la conclusión de que la adición de plástico limpio reduciría la biodisponibilidad del contaminante, debido a la eliminación del fenantreno por el plástico. Aunque el efecto reportado fue pequeño (13 %), se identificaron los factores influentes como los coeficientes de partición del plástico. Este modelo considera el sedimento, pero para los productos químicos hidrófobos, deberían agregarse otros parámetros importantes que describan el comportamiento de los microplásticos por ejemplo en el fitoplancton y el carbono orgánico disuelto (DOC).

Por lo tanto, los contaminantes químicos que los microplásticos pueden aportar en el medioambiente no se limitan simplemente a los que por composición le corresponden, sino que, además, estas partículas pueden interactuar y adsorber fácilmente sustancias tóxicas en su superficie, para luego liberarlas (Rochman et al., 2013). Estas sustancias pueden ser de naturaleza química muy variadas, como hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), contaminantes orgánicos persistentes (COP), disruptores endocrinos (EDC), metales pesados, entre otros (Gallo et al., 2018; Rochman et al., 2013).

Esta capacidad puede verse influenciada por factores externos como el envejecimiento por radiación ultravioleta (UV), naturaleza del polímero, temperatura e hidrofobicidad (Castañeta et al., 2020). Por ejemplo, después de exposiciones prolongadas a radiación UV, el poliestireno aumenta su capacidad de adsorción de metales pesados (Mao et al., 2020). Así mismo, en otras matrices como los alimentos, se ha observado la liberación de compuestos químicos en comida que ha sido recalentada en contenedores plásticos (Groh et al., 2019). Respecto a estos sucesos, la modelación matemática ha sido empleada para comprender dichos procesos y evaluar los efectos que estos productos químicos asociados al plástico puedan provocar en su interacción con sistemas acuáticos y bioacumulación.

Se ha estudiado la adsorción de los aditivos plásticos, bisfenol A y nonilfenol, en el tracto intestinal de la lombriz (*A. marina*) y el bacalao (*Gadus morhua*), usando un modelo biodinámico (Koelmans et al., 2014). Este permitió calcular la contribución relativa de estas sustancias químicas que residen en el plástico ingerido, explicando la incertidumbre de los parámetros mediante modelos probabilísticos. A pesar de que se demostró la lixiviación de estas sustancias en los organismos, la transferencia química efectuada se estableció en concentraciones no relevantes, considerando la ingestión de plástico como una vía de exposición intrascendente en estos organismos evaluados.

Esto no significa que los peligros de los aditivos plásticos sean menos relevantes, pero puede implicar que la ingestión del plástico como una vía de exposición adicional para estos aditivos sea menos crítica de lo que se ha asumido. No obstante, esta apreciación podría ser variante si se consideran otras vías de exposición secundarias, que podrían conducir a un fenómeno de bioacumulación. En este sentido, Gouin et al. (2011) utilizó conceptos de partición de equilibrio para definir la distribución química de los COP entre el aire, el agua, los sedimentos y el plástico, y utilizaron modelos de bioacumulación en estado estacionario para evaluar su destino posterior en la red alimentaria. En lugar de considerar un producto químico, su análisis abarcó una amplia gama de hidrofobicidades químicas y coeficientes de partición aire-agua.

Entonces, la bioacumulación es otro fenómeno relacionado a los microplásticos y se puede modelar utilizando enfoques tradicionales que utilizan un balance de masa de los procesos de adsorción y pérdida (Hendriks et al., 2001). Muestra de aquello es un modelo que se empleó para analizar la bioacumulación de químicos hidrofóbicos de un ambiente que contiene plástico (Koelmans et al., 2013). El modelo representó la dilución de concentración de exposición por sorción de COP al plástico, el aumento de la bioacumulación por ingestión de plástico que contiene COP, y la disminución de la bioacumulación por ingestión de plástico limpio.

El modelo fue evaluado contra datos de bioacumulación obtenidos en bioensayos de laboratorio con microplástico poliestireno. Otros escenarios incluyeron microplásticos polietileno, plástico de tamaño nanométrico y sistemas marinos abiertos. El análisis del modelo mostró que el poliestireno tendrá un efecto decreciente sobre la bioacumulación, regido por la dilución. Para

adsorbentes más fuertes como el polietileno, la dilución, el vehículo y el mecanismo de limpieza fueron más sustanciales. En sistemas cerrados de bioensayo de laboratorio, la dilución y la limpieza dominaron la bioacumulación disminuida. Además, en los sistemas marinos abiertos se predijo una disminución debido a un mecanismo de limpieza que contrarresta la biomagnificación.

En general, los estudios experimentales actuales y los estudios modelo son consistentes en que pueden predecir un aumento en la bioacumulación si el microplástico es la única fuente de la sustancia química y la única vía de adsorción. Por el contrario, predicen una disminución en la bioacumulación cuando la dilución química supera la transferencia en el intestino.

En la Tabla 2 se muestra el resumen de los modelos utilizados para predecir el comportamiento del flujo de los microplásticos en sistemas acuáticos, así como la interacción dentro de dichos sistemas.



**Tabla 2**

Modelos considerados en la revisión sobre flujo de microplásticos y de interacción con contaminantes químicos

Modelo	Tamaño referencial	Aplicación	Fenómenos o procesos influyentes	Referencia
<b>Modelos de evaluación del flujo de los microplásticos en ecosistemas acuáticos</b>				
Adaptado de un modelo de exportación de nutrientes de cuencas hidrográficas. (Sistema Global NEWS)	Microplásticos. (<5mm)	Movimiento del contaminante desde fuentes puntuales, por los ríos hasta el mar.	Fuentes puntuales de emisión (productos de cuidado personal, fibras plásticas del polvo doméstico, TRWP).	Siegfried et al., 2017
Adaptado de un modelo de seguimiento de partículas. $X(t + \Delta t) = X(t) + U\Delta t + \frac{1}{2} \left( U \cdot \nabla_H U + \frac{\partial U}{\partial t} \right) \Delta t^2 + R\sqrt{2K_h\Delta t}(i, j)$ Donde: $U [= (u, v)]$ , $K_h$ , $i$ y $j$ son el vector de corriente horizontal, la difusividad horizontal y los vectores unitarios en las direcciones zonal ( $x$ ) y meridional ( $y$ ), respectivamente. $R$ representa un número aleatorio generado en cada paso de tiempo con un promedio y una desviación estándar de 0.0 y 1.0.	Microplásticos y mesoplásticos. (<10mm)	Transporte oceánico, bajo influencia de factores externos.	Corrientes superficiales, olas, viento.	Isobe et al., 2014; Iwasaki et al., 2017

<p>Adaptado de un modelo de balance de masas.</p> $\frac{d(V_a C_a)}{dt} = E_a + \sum_{b \neq a} Q_{ba} C_b - \sum_{b \neq a} Q_{ab} C_a - k_a V_a C_a$ <p>Donde:  <i>a</i> es el índice de compartimento de subcuenca, <i>b</i> es el número de índice de compartimentos que comparten contacto con el compartimento <i>a</i>, <i>V<sub>a</sub></i> es el volumen del compartimento, <i>C<sub>a</sub></i> y <i>C<sub>b</sub></i> son concentraciones a granel, <i>E<sub>a</sub></i> es la tasa de emisión en el compartimento <i>a</i>, <i>Q<sub>ba</sub></i> y <i>Q<sub>ab</sub></i> variables de tasa de transporte, y <i>K<sub>a</sub></i> es tasa de reacción.</p>	<p>Microplásticos. (&lt;5mm)</p>	<p>Destino y transporte de TRWP a escala de cuenca hidrográfica.</p>	<p>Generación de TRWP, transporte terrestre, por aire y agua dulce, heteroagregación de partículas, degradación y sedimentación.</p>	<p>Unice et al., 2019a, 2019b</p>
<p>Aplicación del modelo hidrológico de resolución espacial. (Modelo NanoDUFLOW)</p>	<p>Nano y microplásticos. (100 nm – 10 mm)</p>	<p>Destino y retención de estas micro y nanopartículas en los ríos.</p>	<p>Advección, hetero y homoagregación, sedimentación, suspensión, degradación del polímero y presencia de biopelículas.</p>	<p>Besseling et al., 2017</p>
<p><b>Modelos para evaluar las interacciones entre contaminantes químicos orgánicos y microplásticos en matrices acuáticas</b></p>				
<p>Basado en un enfoque de balance de masa</p> $C_{aq} = \frac{M_{PHE}}{\sum K_{di} M_i + V}$ <p>Donde:  <i>C<sub>aq</sub></i> es la concentración de fenantreno en fase acuosa, <i>M<sub>PHE</sub></i> la masa de fenantreno en el sistema, <i>M<sub>i</sub></i> es la masa de la fase sólida (<i>i</i>), <i>V</i> es el volumen de agua intersticial, <i>K</i> el coeficiente de distribución.</p>	<p>Microplásticos. (200-250µm)</p>	<p>Sorción y desorción de contaminantes químicos por plásticos.</p>	<p>Área de superficie plástica, coeficientes de distribución, concentración de contaminante.</p>	<p>Teuten et al., 2007</p>
<p>Modelo biodinámico</p> $C_{PLR,t} = \frac{k_1 C_{PL}^{Ing} - k_2 C_{L,t}^{Ing}}{k_1 + \frac{M_{PL}}{M_L}} (1 - e^{-(k_1 + \frac{M_{PL}}{M_L}) GRT_t})$ <p>Donde:  <i>C<sub>PLR,t</sub></i> es la concentración en plástico que ha sido adsorbida, <i>K<sub>1</sub></i> y <i>K<sub>2</sub></i> son las constantes de velocidad aparente de primer orden para el transporte de plástico a lípido y de lípido a plástico, <i>M<sub>PL</sub></i> y <i>M<sub>L</sub></i> son la masa plástica y masa lipídica en el organismo. <i>GRT<sub>t</sub></i> es el tiempo de residencia intestinal, <i>C<sub>PL</sub><sup>Ing</sup></i> concentración en plástico (fuera del gusano) y en el momento de la ingestión) y <i>C<sub>L,t</sub><sup>Ing</sup></i> la concentración normalizada de lípidos en la biota.</p>	<p>Microplásticos. (&lt;5mm)</p>	<p>Efectos del plástico en la bioacumulación de COP.                   Potencial de lixiviación de nonilfenol y bisfenol A en tracto intestinal de especies acuáticas.</p>	<p>Procesos de adsorción y pérdida, gradiente de concentración entre los lípidos, plásticos y biota.                   Parámetros biológicos, retención intestinal, adsorción dérmica, egestión.</p>	<p>Albert A. Koelmans et al., 2013                   Albert A. Koelmans et al., 2014</p>

## Conclusiones

La modelación del flujo de microplásticos ha incorporado información útil sobre el destino y transporte de estas micropartículas a lo largo de sistemas acuáticos, ya sea oceánicos o de aguas superficiales, como ríos, lagos, así como también los fenómenos adsorción y bioacumulación de contaminantes químicos orgánicos. Ante la escasez de datos, todos estos modelos revisados pueden ser considerados como métodos complementarios. Al ser los microplásticos un contaminante emergente, aún queda mucho por analizar, no obstante, la adaptación de modelos ya existentes que simulan otros tipos de partículas ha resultado de gran utilidad para el estudio del comportamiento de los microplásticos y sus interacciones con el medio.

Entre los modelos desarrollados para la evaluación del flujo de microplásticos en sistemas acuáticos están aquellos basados en balances de masa, seguimientos de partículas, incluso de exportación de nutrientes, los cuales han sido modificados con variables y características correspondientes al plástico y al sistema en el cual se encuentran. Sin embargo, hace falta una estandarización de propiedades, unidades, y métodos para su análisis, que hacen que estos modelos aún no se encuentren completamente calibrados y validados. Se podría mejorar la precisión si se tienen en cuenta los factores ambientales como agregación y sedimentación, y la degradación del tamaño de partículas plásticas.

Tanto el transporte como la retención de microplásticos son indicadores de un riesgo ambiental que va en crecimiento, tomando en consideración que muchos organismos acuáticos están expuestos a ingerir estas micropartículas, pudiendo llegar hasta el ser humano. En base a esto, se discutió la influencia de los microplásticos en la adsorción y bioacumulación de los COP. Se revisaron estudios de autores que han proporcionado descripciones de modelos matemáticos para cuantificar los efectos de los procesos mencionados, evidenciándose que los efectos del microplástico pueden evaluarse considerando que estos pueden actuar como fuente o adsorbente dependiendo de las concentraciones iniciales de cada matriz.



La evaluación de riesgos de los productos químicos asociados al plástico no solo debe centrarse en biota y productos químicos particulares, sino también en enfoque de sistemas que representa todas las vías de exposición, incluido el aumento de la red alimentaria y las mezclas químicas, es por ello que se necesita una mejor comprensión cuantitativa con respecto al papel de la ingestión microplástica en la transferencia química de estos compuestos.

## Referencias Bibliográficas

- Akbay, İ., & Özdemir, T. (2016). Monomer migration and degradation of polycarbonate via UV-C irradiation within aquatic and atmospheric environments. *Journal of Macromolecular Science, Part A*, 53(6), 340-345. <https://doi.org/10.1080/10601325.2016.1165999>
- Atteia, O. (1998). Evolution of size distributions of natural particles during aggregation: modelling versus field results. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 139(2), 171-188. [https://doi.org/10.1016/S0927-7757\(98\)00279-9](https://doi.org/10.1016/S0927-7757(98)00279-9)
- Besseling, E., Quik, J. T., Sun, M., & Koelmans, A. A. (2017). Fate of nano- and microplastic in freshwater systems: A modeling study. *Environmental Pollution*, 220, 540-548. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.001>
- Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., & Thompson, R. C. (2008). Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental science & technology*, 42(13), 5026-5031. <https://doi.org/10.1021/es800249a>
- Burd, A. B., & Jackson, G. A. (2009). Particle aggregation. *Annual review of marine science*, 1, 65-90. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163904>
- Campoy, P., & Beiras, R. (2019). Revisión: Efectos ecológicos de macro-, meso- y microplásticos. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(11), 581.

- Castañeta, G., Gutiérrez, A. F., Nacaratte, F., & Manzano, C. A. (2020). Microplastics: a contaminant that grows in all environmental areas, its characteristics and possible risks to public health from exposure. *Revista Boliviana de Química*, 37, 142-157. <https://doi.org/10.34098/2078-3949.37.3.4>
- Condor, E., Villasante, Y., Riva, A., Panduro, G., & Cruz, A. (2019). Impacto de la ingesta de residuos plásticos en peces. *Revista Kawsaypacha: Sociedad y Medio Ambiente* (4), 79-92. <https://doi.org/10.18800/kawsaypacha.201902.004>
- Critchell, K., & Lambrechts, J. (2016). Modelling accumulation of marine plastics in the coastal zone; what are the dominant physical processes? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 171, 111-122. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.01.036>
- Farley, K. J., & Morel, F. M. (1986). Role of coagulation in the kinetics of sedimentation. *Environmental Science & Technology*, 20(2), 187-195. <https://doi.org/10.1021/es00144a014>
- Gallo, F., Fossi, C., Weber, R., Santillo, D., Sousa, J., Ingram, I., . . . Romano, D. (2018). Marine litter plastics and microplastics and their toxic chemicals components: the need for urgent preventive measures. *Environmental Sciences Europe*, 30, 13. <https://doi.org/10.1186/s12302-018-0139-z>
- Gouin, T., Roche, N., Lohmann, R., & Hodges, G. (2011). A thermodynamic approach for assessing the environmental exposure of chemicals absorbed to microplastic. *Environmental Science & Technology*, 45(4), 1466-1472. <https://doi.org/10.1021/es1032025>
- Groh, K. J., Backhaus, T., Carney-Almroth, B., Geueke, B., Inostroza, P. A., Lennquist, A., . . . Trasande, L. (2019). Overview of known plastic packaging-associated chemicals and their hazards. *Science of the Total Environment*, 651, 3253-3268. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.015>

- Hammer, J., Kraak, M. H., & Parsons, J. R. (2012). Plastics in the marine environment: the dark side of a modern gift. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 220, 1-44. [https://doi.org/10.1007/978-1-4614-3414-6\\_1](https://doi.org/10.1007/978-1-4614-3414-6_1)
- Hendriks, A. J., van der Linde, A., Cornelissen, G., & Sijm, D. T. (2001). The power of size. 1. Rate constants and equilibrium ratios for accumulation of organic substances related to octanol-water partition ratio and species weight. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 20(7), 1399-1420.
- Iñiguez, M. E., Conesa, J. A., & Fullana, A. (2017). Pollutant content in marine debris and characterization by thermal decomposition. *Marine Pollution Bulletin*, 117(1-2), 359-365. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.022>
- Isobe, A., Kubo, K., Tamura, Y., Nakashima, E., & Fujii, N. (2014). Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 89(1-2), 324-330. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.041>
- Iwasaki, S., Isobe, A., Kako, S. i., Uchida, K., & Tokai, T. (2017). Fate of microplastics and mesoplastics carried by surface currents and wind waves: A numerical model approach in the Sea of Japan. *Marine Pollution Bulletin*, 121(1-2), 85-96. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.057>
- Karami, A., Golieskardi, A., Choo, C., Larat, V., Galloway, T., & Salamatinia, B. (2017). The presence of microplastics in commercial salts from different countries. *Scientific Reports*, 7, 46173. <https://doi.org/10.1038/srep46173>
- Koelmans, A. A., Besseling, E., & Foekema, E. M. (2014). Leaching of plastic additives to marine organisms. *Environmental Pollution*, 187, 49-54. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.12.013>
- Koelmans, A. A., Besseling, E., Wegner, A., & Foekema, E. M. (2013). Plastic as a carrier of POPs to aquatic organisms: a model analysis. *Environmental Science & Technology*, 47(14), 7812-7820. <https://doi.org/10.1021/es401169n>

- Kooi, M., Besseling, E., Kroeze, C., Van Wezel, A. P., & Koelmans, A. A. (2018). Modeling the fate and transport of plastic debris in freshwaters: review and guidance. In: Wagner, M., Lambert, S. (eds) *Freshwater Microplastics. The Handbook of Environmental Chemistry*, 58. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_7)
- Kutralam, G., Pérez, F., Elizald, M., & Shruti, V. (2020). Branded milks—Are they immune from microplastics contamination? *Science of the Total Environment*, 714, 136823. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136823>
- Liebezeit, G., & Liebezeit, E. (2013). Non-pollen particulates in honey and sugar. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 30(12), 2136-2140. <https://doi.org/10.1080/19440049.2013.843025>
- Mao, R., Lang, M., Yu, X., Wu, R., Yang, X., & Guo, X. (2020). Aging mechanism of microplastics with UV irradiation and its effects on the adsorption of heavy metals. *Journal of Hazardous Materials*, 393, 122515. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122515>
- Maximenko, N., Hafner, J., & Niiler, P. (2012). Pathways of marine debris derived from trajectories of Lagrangian drifters. *Marine Pollution Bulletin*, 65(1-3), 51-62. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.016>
- Mayorga, E., Seitzinger, S. P., Harrison, J. A., Dumont, E., Beusen, A. H., Bouwman, A., . . . Van Drecht, G. (2010). Global nutrient export from WaterSheds 2 (NEWS 2): model development and implementation. *Environmental Modelling & Software*, 25(7), 837-853. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.01.007>
- Meesters, J. A., Koelmans, A. A., Quik, J. T., Hendriks, A. J., & van de Meent, D. (2014). Multimedia modeling of engineered nanoparticles with SimpleBox4nano: model definition and evaluation. *Environmental Science & Technology*, 48(10), 5726-5736. <https://doi.org/10.1021/es500548h>

- Murray, F., & Cowie, P. R. (2011). Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin*, 62(6), 1207-1217. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.03.032>
- Pastor, C., & Agulló, D. (2019). Presencia de microplásticos en aguas y su potencial impacto en la salud pública. *Revista Española de Salud Pública*, 93(28), 1-10.
- Quik, J. T., de Klein, J. J., & Koelmans, A. A. (2015). Spatially explicit fate modelling of nanomaterials in natural waters. *Water Research*, 80, 200-208. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.025>
- Ramírez, J. (2018). Plásticos y microplásticos en agua, un problema mundial que afecta nuestros sistemas acuáticos. *Ingeniería y Región*, 19. <https://doi.org/10.25054/22161325.2027>
- Ramírez, J., Alcañiz, L., Hernández, S., Lincon, E., & Fernández, S. (2019). Minimización de microfibras en ciclo de vida de los productos textiles y en el tratamiento de aguas residuales: Proyecto Fiberclean. *Tecnoaqua*, 36, 53-57.
- Rochman, C. M., Manzano, C., Hentschel, B. T., Simonich, S. L. M., & Hoh, E. (2013). Polystyrene plastic: a source and sink for polycyclic aromatic hydrocarbons in the marine environment. *Environmental Science & Technology*, 47(24), 13976-13984. <https://doi.org/10.1021/es403605f>
- Sani-Kast, N., Scheringer, M., Slomberg, D., Labille, J., Praetorius, A., Ollivier, P., & Hungerbühler, K. (2015). Addressing the complexity of water chemistry in environmental fate modeling for engineered nanoparticles. *Science of the Total Environment*, 535, 150-159. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.025>
- Sarria, R., & Gallo, J. (2016). La gran problemática ambiental de los residuos plásticos: Microplásticos. *Journal de Ciencia e Ingeniería*, 8(1), 21-27.
- Seitzinger, S., Mayorga, E., Bouwman, A., Kroeze, C., Beusen, A., Billen, G., . . . Garnier, J. (2010). Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. *Global Biogeochemical Cycles*, 24(4). <https://doi.org/10.1029/2009GB003587>

- Sharma, S., & Chatterjee, S. (2017). Microplastic pollution, a threat to marine ecosystem and human health: a short review. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(27), 21530-21547. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9910-8>
- Siegfried, M., Koelmans, A. A., Besseling, E., & Kroeze, C. (2017). Export of microplastics from land to sea. A modelling approach. *Water Research*, 127, 249-257. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.011>
- Teuten, E. L., Rowland, S. J., Galloway, T. S., & Thompson, R. C. (2007). Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental Science & Technology*, 41(22), 7759-7764. <https://doi.org/10.1021/es071737s>
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., . . . Yamashita, R. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2027-2045. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>
- Unice, K., Weeber, M., Abramson, M., Reid, R., van Gils, J., Markus, A., . . . Panko, J. (2019a). Characterizing export of land-based microplastics to the estuary-Part I: Application of integrated geospatial microplastic transport models to assess tire and road wear particles in the Seine watershed. *Science of the Total Environment*, 646, 1639-1649. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.368>
- Unice, K., Weeber, M., Abramson, M., Reid, R., van Gils, J., Markus, A., . . . Panko, J. (2019b). Characterizing export of land-based microplastics to the estuary-Part II: Sensitivity analysis of an integrated geospatial microplastic transport modeling assessment of tire and road wear particles. *Science of the Total Environment*, 646, 1650-1659. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.301>
- Waller, C., Griffiths, H., Waluda, C., Thorpe, S., Loaiza, I., Moreno, B., . . . Hughes, K. (2017). Microplastics in the Antarctic marine system: an emerging area of research. *Science of the Total Environment*, 598, 220-227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.283>



- Wright, S. L., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution*, 178, 483-492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>
- Zhang, H. (2017). Transport of microplastics in coastal seas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 199, 74-86. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.09.032>
- Zhao, S., Zhu, L., Wang, T., & Li, D. (2014). Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: first observations on occurrence, distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 86(1-2), 562-568. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.032>