
TODO LO SÓLIDO SE DESVANECE EN EL AIRE:

CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA POR
MICROPLÁSTICOS EN LA CIUDAD DE PARANÁ

CITA SUGERIDA:

Fundación CAUCE: Cultura Ambiental - Causa Ecologista (2024). *Todo lo sólido se desvanece en el aire: contaminación atmosférica por microplásticos en la ciudad de Paraná.* Paraná, Entre Ríos.

Investigación y redacción a cargo de Martín Blettler.

Martín Blettler es licenciado, magíster y doctor en Ciencias Biológicas (FHUC-UNL; UEM-Brasil; FIQ-UNL). Investigador independiente de CONICET. Revisor y coeditor en diversas revistas científicas. Coordina el Área Impactos y Biodiversidad de Fundación CAUCE: Cultura Ambiental - Causa Ecologista.

Diseño editorial: **Mariano Sanguinetti.**

Fecha de publicación: Mayo de 2024

Este documento fue elaborado con el apoyo del Programa Humedales sin Fronteras financiado por DOB Ecology



Las ideas, opiniones e informaciones contenidas y las denominaciones geográficas y geopolíticas utilizadas son de la responsabilidad exclusiva de quien elaboró este documento y no reflejan necesariamente las opiniones del financiador.



Usted es libre de copiar, distribuir y hacer obras derivadas de este trabajo siempre que cite la fuente, bajo los términos de la licencia Creative Commons Atribución 4.0 de Argentina.



Fundación CAUCE: Cultura Ambiental - Causa Ecologista promueve la transición hacia sociedades sustentables y exige el cumplimiento de los pilares bases de la democracia ambiental: acceso a la información pública, participación ciudadana y acceso a la justicia. Como parte de su trabajo, CAUCE realiza investigaciones en torno a problemáticas socioambientales que impactan directamente sobre la biodiversidad, los territorios y las comunidades locales.

www.cauceecologico.org

RESUMEN

La ONU considera la contaminación por plásticos “una crisis global” y asegura que es necesario actuar rápidamente y de manera coordinada. Los microplásticos (MP, $\leq 5\text{mm}$) son un serio problema ambiental. Son una amenaza silenciosa y latente para el equilibrio del ambiente y la salud de todos los organismos. Científicos y organizaciones ambientalistas de todo el mundo llevan tiempo alertando sobre el efecto de estas partículas sintéticas, las cuales se encuentran de manera cada vez más frecuente en todo nuestro planeta.

Recientemente, los MP han sido detectados en el aire, pudiendo viajar a través de la atmósfera y terminar en regiones muy alejadas de su fuente de emisión original, extendiendo así su legado tóxico. Sin embargo, el conocimiento científico actual sobre su presencia en el aire sigue siendo escaso.

La Fundación CAUCE: Cultura Ambiental – Causa Ecologista registró, por primera vez para la región, la presencia de este polutante aéreo en la ciudad de Paraná (sede de la Fundación) y en sitios periurbanos que la circundan.

Atendiendo a lo anterior, proponemos promover la acción científica, social y política a los fines de comprender mejor la dinámica de este grave contaminante atmosférico, reducir su concentración, mitigar sus impactos y concientizar a la sociedad de este problema ambiental y para la salud de los individuos. De no hacerse, ciertamente, este tipo de contaminación aumentará en los próximos años.

1 INTRODUCCIÓN

1.1 De macro- a microplásticos

Los microplásticos (MP) provienen de una gran variedad de fuentes, incluidos cosméticos, ropa, productos plásticos de uso común (descartables y no-descartables) y procesos industriales. Los MP se clasifican en: MP primarios, que se fabrican específicamente para ser utilizados en cosméticos o materia prima de productos industriales (pellets, microesferas, etc.); y microplásticos secundarios, aquellos que resultan del proceso de deterioro (fragmentación o despolimerización) de residuos plásticos de mayor tamaño.

1.2 Microplásticos en el aire

Los MP están en todos lados: océanos, ríos, lagunas, campos, ciudades, desiertos, etc. Allen et al. (2019) sugieren que el transporte atmosférico es una vía crucial por la cual los MP pueden alcanzar e impactar regiones prístinas o semi-prístinas, que se creían ajenas al problema. Pero también este tipo de transporte es el indicio necesario para sospechar que además del plástico que acaba en nuestro organismo a través de su ingesta, podríamos estar respirando considerables cantidades de este material. Y lo mismo ocurriría con la fauna silvestre.

Los entornos urbanos a menudo se caracterizan por altas concentraciones de fino polvo en el aire de diversas fuentes (doméstica, industrial, basurales a cielo abierto, desgaste de neumáticos de automotores, etc.). Sin embargo, hasta la fecha, la información global disponible sobre la distribución, el origen, la forma y el tamaño de los MP en aire en entornos urbanos es extremadamente limitada (Susanti 2020). Esto representa una carencia seria a la hora de evaluar riesgos ambientales y para la salud humana.

A pesar de este vacío en el conocimiento, cada vez hay más conciencia (y preocupación) acerca de los MP en aire y que éstos puedan ser inhalados involuntariamente, lo que causaría efectos adversos en el sistema respiratorio, endócrino y en otros sistemas a nivel animal y humano (Zimmermann et al. 2019). Por ejemplo, se sabe que la persistencia de micro-fibras plásticas en pulmones está relacionada con sus propiedades aerodinámicas (Tian y Ahmadi 2013). Estas partículas persistentes pueden trasladarse a las capas epiteliales (Donaldson et al. 2011) e inducir procesos inflamatorios agudos o crónicos. Además, las fibras se pueden depositar en los bronquiolos terminales, los conductos alveolares y los alvéolos, lo que produce inflamación crónica, granulomas o fibrosis (Greim et al. 2000). Se especula similares efectos en todo tipo de mamíferos, aves y reptiles.

1.3 El origen de este estudio

Extremadamente poco se sabe sobre MP aéreos a nivel local o regional. Nula es la información sobre el rol que cumplen nuestras ciudades como “productoras” y “exportadoras” de MP, ni de la capacidad de la atmósfera de transportarlos y depositarlos en entornos naturales cercanos, lo que podría estar incrementado por fenómenos meteorológicos naturales como vientos fuertes y lluvias.

Desde nuestro punto de vista, el tema no puede seguir siendo ignorado y, por el contrario, debe abordarse urgentemente si se quiere generar el conocimiento científico necesario para sugerir y adoptar medidas de monitoreo y mitigación que permitan al menos reducir este tipo de potencial contaminación plástica. Voces provenientes de agencias gubernamentales y científicas, de organizaciones sociales y ambientales y del público en general deben confluir para la discusión y el acuerdo de tales medidas.

1.4 Objetivos

1. Determinar y cuantificar la existencia de MP atmosféricos en la ciudad de Paraná y cercanías. Tanto MP depositados y/o arrastrados por precipitaciones líquidas, como aquellos en transporte por las corrientes aéreas.

2. Comparar concentraciones de MP atmosférico de la ciudad de Paraná con aquellos encontrados en otras ciudades y/o localidades del mundo.
3. Analizar la Ley Nacional N° 20.284 (Plan de prevención de situaciones críticas de contaminación atmosféricas), en el marco de los resultados obtenidos.

2 DISEÑO METODOLÓGICO

Las muestras de MP atmosféricos (por depositación y en transporte) se tomaron: i) por triplicado, ii) durante períodos de tiempo determinados según las condiciones meteorológicas del momento (i.e. días calmos y ventosos, lluviosos y despejados, etc.). La recolección de MP durante precipitaciones abundantes permitió estimar el “efecto de lavado” o “arrastre” de éstas sobre los MP en aire. Además, se consideraron factores espaciales tales como centro y periferia de la ciudad, otros sectores rurales aledaños a la ciudad de Paraná.

Las condiciones meteorológicas locales se registraron por medio de mediciones propias (anemómetro, pluviómetro) y de información pública (Estación meteorológica LU4FBU, SF).

2.1 Estaciones de muestreo

Se determinaron 11 estaciones de muestreo distribuidas sobre la ciudad de Paraná y alrededores (Oro Verde), divididas en tres grupos: 1) **Zona Centro**: i) Calle Cura Álvarez y Feliciano, ii) Victoria y Salta, iii) San Juan y Uruguay, iv) Monte Caseros y Feliciano, v) R. del Tala y Salta. 2) **Zona Residencial** (avenidas): i) Av. De las Américas y Crisólogo Larralde, ii) Av. Ramírez y Uruguay, iii) B. O'Higgins e Int. Blanda. 3) **Zona Periurbana** (fuera del ejido urbano; urbanización Loma hermosa, Oro Verde): i) Los Alerces y Los Benteveos, ii) Los Alerces y Los Picaflones, iii) Los Macaes y Las Yatay.

Todas las muestras fueron colectadas a ras de suelo, excepto algunas en Z. Centro que fueron obtenidas desde un 6to piso ($\pm 18\text{m}$ de altura). Fueron seleccionados días despejados con brisa ligera a moderada (escala de Escala de Beaufort), excepto algunas muestras que fueron obtenidas intencionalmente durante días de lluvia para evaluar el potencial efecto de arrastre de las precipitaciones líquidas sobre los MP atmosféricos (Shao et al. 2022).

2.2 Colecta de MP

Para coleccionar (muestrear) los MP, se implementaron y probaron diferentes métodos. Cabe destacar, que la disciplina científica “MP atmosféricos” es muy reciente y aún no cuenta con protocolos homogeneizados/estandarizados de muestreo y/o análisis de muestras (Shao et al. 2022). Por tal motivo, se realizaron una serie de pruebas, ensayos y testeos previos antes de decidir los métodos y muestreadores a ser empleados.

2.2.1 Muestreo de MP depositados

Para esto testeamos 3 colectores diferentes (Figura 1):

1. Vaso de precipitado + embudo de vidrio cónico, tallo corto, ángulo de 60° , de 13 cm de diámetro. Muestreador pasivo.
2. Vaso de precipitado + embudo de vidrio cónico, tallo corto, ángulo de 60° , de 7,5 cm de diámetro. Muestreador pasivo.
3. Conos de Imhoff de sedimentación de vidrio 1000ml, ángulo de 85° , 11 cm de diámetro, + soporte Universal metálico. Muestreador pasivo.

2.2.2 Muestreo de MP en transporte

Para esto testearmos 2 colectores diferentes (Figura 1):

1. Red tipo Manta de 100 μ m diámetro de poro, 1,6 m de largo orientada sobre trípode de aluminio pivotante. Muestreador pasivo.
2. Bomba de vacío XZ-1B (con manómetro, una etapa, caudal: 1 l/s, vacío máx.: -400 mm/Hg, \varnothing aspiración: 10mm) + embudo de Büchner + cono de goma + Kitasato. Muestreador activo.

Los tiempos de espera testeados para MP en depósito variaron de 24 a 36hs y para los MP en transporte fueron de 16 (=1 m³ de aire filtrado) a 48 minutos (=3 m³).



Figura 1. Muestreadores de MP atmosférico (en transporte y deposición) testeados y/o utilizados en este estudio; a) vaso de precipitado + embudo de 13 cm de diámetro; b) vaso de precipitado + embudo de 7,5 cm de diámetro; c) conos de Imhoff; d) red tipo Manta (sin el trípode); e) bomba de vacío y Kitasato.

Todas las muestras de MP se transportaron, tomando los debidos recaudos para evitar contaminación cruzada por parte del/la operario/a, al laboratorio de Hidro-ecología del Instituto Nacional de Limnología (INALI; CONICET-UNL), donde fueron procesadas siguiendo los protocolos internacionales dispuestos para tal caso (Dris et al. 2018, Blettler et al. 2019, Wright et al. 2020, Kernchen et al. 2022). Los MP fueron aislados y concentrados (digestión utilizando KOH y bomba de vacío + filtros de celulosa) para luego ser contados y clasificados bajo lupa binocular (Boeco LED; Figura 2a) (siguiendo la metodología empleada por Blettler et al. 2017, 2019 y Garelo et al. 2023). Posteriormente, submuestras de cada tipo (categoría) de los MP encontrados fueron enviados al Instituto de Investigaciones Fisicoquímicas (INFIQC; Universidad Nacional de Córdoba, UNC) para su identificación polimérica. La determinación FTIR del polímero es necesaria para confirmar la naturaleza plástica de la partícula y su potencial origen (fuente). Dichas submuestras fueron identificadas mediante Espectrofotómetro Infrarrojo Nicolet iN10 Ultrafast, utilizando el modo ATR (Figura 2b). El espectro de cada muestra se comparó con el de diferentes bibliotecas (*Hummel Polymer*, *Aldrich* y *Nicolet Sample Library*, y datos de muestras de polímeros puros obtenidos del Laboratorio de Materiales Poliméricos (LaMaP-CONICET) y analizados bajo las mismas condiciones metodológicas). La Figura 2c, d, e, f muestra ejemplos y localizaciones de los diferentes muestreos llevados a cabo en este estudio.

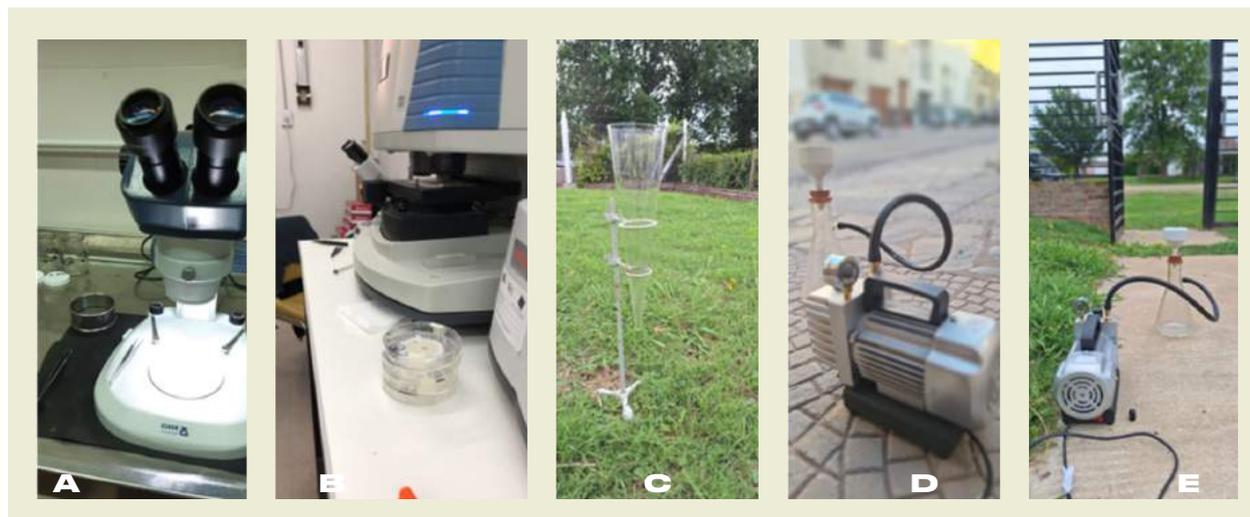


Figura 2. a) MP contados y clasificados bajo lupa Boneco (5-10x) en laboratorio (INALI). b) Clasificación polimérica por espectrofotometría con Nicolet iN10 y detector de alta sensibilidad refrigerado con nitrógeno líquido (NFIQC). Muestreadores y ejemplos de localizaciones del presente estudio, c) conos de Imhoff en Z. Periurbana (Oro Verde), d) y e) bomba de vacío en Z. Céntrica (sede de CAUCE) y Periurbana, respectivamente.

2.3 Revisión bibliográfica

Para responder al objetivo 2), se realizó una exhaustiva revisión bibliográfica utilizando los más poderosos motores de búsqueda (*science search engines*): Web of Science (WoS), RefSeek y Scopus (acceso Biblioteca Electrónica de Ciencia y Tecnología del Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación de la República Argentina). Las palabras claves de dicha búsqueda fueron: “*microplastic*”, OR “*microrubber*”, OR “*fiber*”, PLUS “*atmospheric*”, “*atmosphere*”, “*air*”, “*airborne*”, “*dust*”.

2.4 Marco legal

Para alcanzar el objetivo 3, se realizó una búsqueda sobre la normativa referente a la calidad de aire en la página web de Presidencia de la Nación, “Ambiente y Desarrollo Sostenible”, sección “Normativa” (<https://www.argentina.gob.ar/ambiente/normativa>), donde constatamos la existencia de la Ley Nacional N° 20.284, sancionada en 1973.

3 RESULTADOS

De acuerdo a los resultados y observaciones realizadas, se decidió estandarizar y optimizar la metodología utilizando los siguientes muestreadores y procesos:

1. Conos de Imhoff de sedimentación de vidrio 1000 ml, ángulo de 85°, 11 cm de diámetro, + soporte Universal metálico (MP en depósito). Tiempo de espera: 24hs.
2. Bomba de vacío XZ-1B (con manómetro, una etapa, caudal: 1 l/s, vacío máx.: -400 mm/Hg, Ø aspiración: 10mm) + embudo de Büchner + cono de goma + Kitasato. Tiempo y volumen de colección: 48 min (=3 m³ de aire filtrado).

La Tabla 1 muestra las concentraciones medias de los MP registrados con ambos métodos de muestreo: Conos de Imhoff (pasivo, por depositación, en unidades de área) y bomba de vacío (activo, en transporte, en unidades de volumen). Ambos métodos muestran resultados diferentes dada su naturaleza y la de las partículas.

Los resultados no muestran un patrón de dominancia de MP en zona céntrica, respecto de las otras dos. Esto sugiere una distribución más amplia y probablemente sujeta a variables climáticas locales y regionales.

Tabla 1. Concentraciones de MP en deposición y transporte en las 3 zonas estudiadas (Z. Centro, Residencial y Periurbana). PET: tereftalato de polietileno, PE: polietileno

	MP Depositados (MP día ⁻¹ /m ²)			MP Transportados (MP/m ³)		
	Z. Centro	Z. Residencial	Z. Periurbana	Z. Centro	Z. Residencial	Z. Periurbana
Concentración	131,8 (150 con precipitaciones líquidas)	143,9	99,2	2,8 (2,6 en altura)	2,7	2
Tipo	Fibra, film	Fibra, film	Fibra, film, fragmento	Fibra, film	Fibra, film	Fibra, fragmento
Polímero	PET, PE	PET, PE	PET, PE, PP	PET, PE	PET, PE	PET

El tipo de MP dominante claramente fue la fibra, estando presente en todas las muestras y en mayores concentraciones en cada una de ellas. En menor proporción, registramos films (MP laminares) y fragmentos (la mayoría de origen desconocido). La Figura 3 muestra varios ejemplos de MP registrados en la ciudad de Paraná.

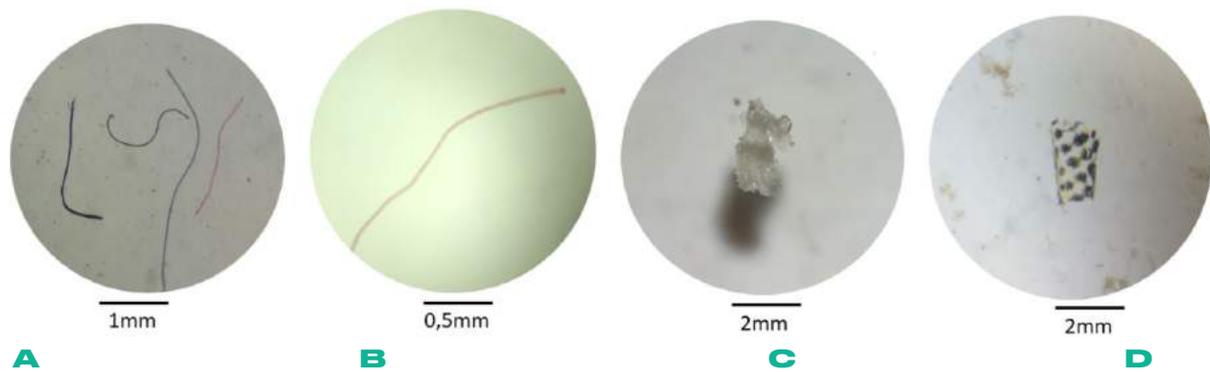


Figura 3. Ejemplos de MP detectados en este estudio. Diferentes morfologías, colores y tipos de fibras (a y b), fragmento (c), film (d, probablemente originado a partir de la fragmentación de una bolsa).

Al comparar los resultados aquí encontrados con aquellos registrados en ciudades de otros países y regiones del mundo se aprecia una gran variabilidad en las concentraciones y polímeros de MP, la cual no resulta fácil de explicar.



Estudio	Ciudad	Tipo de MP dominante	Tamaño (µm)	Polímero	MP Depositados (media, MP día ⁻¹ /m ²)	MP en Transporte (media, MP/m ³)
Dris et al. 2016	Paris, Francia	Fibra	50-600	RY, PET, PA	178.7	-
Cai et al. 2017	Dongguan, China	Fibra, espuma (foam), film, otros fragmentos	200-4200	RY, PE, PP, PS	244	-
Zhou et al. 2017	Yantai, China	Fibra, espuma (foam), film, otros fragmentos	500-1000	PET, PE, PVC, PS	301	-
Dris et al. 2017	Paris, Francia	Fibra	50-3250	RY, PE, PA, PP	-	0.9
Abbasi et al. 2019	Asaluyeh, Iran	Fibra, film, otros fragmentos	2-100	-	-	36,5
Liu et al. 2019	Shanghai, China	Fibra, granulo, otros fragmentos	23-9554	PET, PES, PE, PAN, PAA, EVA, EP, ALK	-	9,2
Liu et al. 2019a	Océano Pacífico Oeste	Fibra, otros fragmentos	39-	PET, EP, PE-PP, PS,	-	18,5
Liu et al. 2019b	Shanghai, China	Fibra, gránulos, microesferas, otros fragmentos	12-2191	PET, EP, PE, ALK, RY, PP, PA, PS	-	1
Stanton et al. 2019	Nottingham, Reino Unido	-	-	-	65,5	-
Klein y Fischer 2019	Hamburgo, Alemania	-	-	-	324	-
Amato-Lourenço et al. 2022	São Paulo, Brasil	-	-	-	117	-
Robin et al. 2020	Dublín, Irlanda	-	-	-	6	-
Huang et al. 2021	Guangzhou, China	-	-	-	114,5	-

Tabla 2. Comparativa con otros estudios alrededor del mundo. PP: polipropileno, PA: poliamida, PET: tereftalato de polietileno, PE: polietileno, PES: poliéster, PAN: poliacrilonitrilo, PAA: poli (N-metil acrilamida), RY: rayon (seda artificial), EVA: etileno acetato de vinilo, EP: resina epoxy, ALK: resina alquídica.

4 DISCUSIÓN

4.1 Microplásticos en el aire de Paraná

Los estudios sobre MP aerotransportados son aún extremadamente escasos (Enyoh et al. 2019, O'Brien et al. 2023). Este estudio resulta el primero en su tipo en la región. Desafortunadamente, confirmamos la presencia de MP atmosféricos (depositados y en transporte) en la ciudad de Paraná. Por tal motivo, el presente estudio resulta de gran importancia, constituyendo un estudio base (pionero) para futuros monitoreos de MP atmosféricos en la ciudad de Paraná y alrededores.

Las fibras fueron claramente el tipo de MP dominante, estando presentes en cada muestra analizada (Tabla 1). Dichas fibras fueron de color, diámetro y longitud variado, compuestas mayormente de PET. Las fibras pueden considerarse como MP secundarios, es decir que resultan del proceso de deterioro (fragmentación o despolimerización) de residuos plásticos de mayor tamaño. La gran mayoría de las fibras provienen del lavado y descarte de prendas de vestir sintéticas (Yang et al. 2023). Estas han sido registradas frecuentemente en ambientes fluviales de Santa Fe y Entre Ríos por Blettler et al. (2017, 2019) y Garello et al. (2023), y su presencia puede asociarse a deficiencias en el sistema de recolección y manejo de residuos sólidos urbanos (RSU).

Según un reciente estudio (Blettler et al., en proceso), la ciudad de Paraná introduce diariamente al río homónimo unos 205.000 millones de MP por día. Las vías de ingesión son los arroyos y alcantarillados que atraviesan la ciudad y desembocan directamente al río, así como la red cloacal de la ciudad que no cuenta con planta de tratamiento. Esto tiene un enorme, aunque aún no plenamente cuantificado, impacto sobre la biota local, calidad de agua y salud humana (Blettler et al. 2019, Blettler y Mitchell 2021). La extensión y destino final de los MP producidos en la ciudad de Paraná son aún desconocidos, escapando a los objetivos de este estudio. Sin embargo, gracias a este estudio, sabemos que esto dependerá también de las condiciones atmosféricas ambientales (vientos, lluvias, etc.; Tabla 1). Otros estudios también remarcan esta dependencia (Dong et al. 2023).

Si bien las concentraciones de MP han sido asociadas a actividades antropogénicas y densidad poblacional (e.g., Enyoh et al. 2019), el presente estudio no refleja taxativamente este patrón. Sin embargo, se aprecia una cierta tendencia decreciente en la concentración de MP en la Z. Periurbana, como era de esperarse (Tabla 1).

Contrario a lo reportado en otros estudios (e.g., Tamis et al. 2021), no hemos detectado MP producto del desgaste de los neumáticos de automotores. Esto podría deberse a potenciales limitantes en el diseño muestral y/o metodologías empleadas dadas por características propias de este tipo de MP (alto peso específico, tamaño reducido, etc.).

Al comparar las concentraciones de MP aéreos encontradas en este estudio con aquellas registradas por otros estudios alrededor del mundo, es posible apreciar una gran variabilidad (Tabla 2). Por ejemplo, en las ciudades de Dongguan y Yantai (China) y Hamburgo (Alemania) se registraron altos valores medios de MP sedimentados (entre 244 y 324 día⁻¹/m²). Las tres ciudades tienen en común el hecho de ser altamente industrializadas y/o portuarias, lo que podría explicar la alta concentración de MP. Por otro lado, en ciudades como París (Francia), São Paulo (Brasil), y Guangzhou (China) se registraron valores en el rango de los encontrados en este estudio. En el otro extremo se ubicaron ciudades como Nottingham (Reino Unido) y Dublín (Irlanda), con valores muy inferiores a los de este estudio (65,5 y 6 día⁻¹/m², respectivamente).

Aunque menos frecuentes en la literatura, otros estudios han encontrado mayores y menores concentraciones de MP en transporte. Por ejemplo, Liu et al. (2019b) en Shanghai y Dris et al. (2017) en París, encontraron concentraciones medias claramente inferiores a las halladas en el presente estudio (1 y 0,9

MP/m³, respectivamente). Por el contrario, en Shanghai y la costa China, así como en Asaluyeh (Irán), se han reportado altos valores de MP suspendidos en corrientes aéreas (entre 9,2 y 36,5 /m³).

Sin embargo, toda esa gran variabilidad no debe interpretarse -al menos no sin reservas- como diferencias absolutas en la concentración. Debe considerarse que ciertos factores metodológicos y tempo-ambientales podrían estar cumpliendo un rol determinante. Algunos de estos factores podrían ser, como ejemplo, el tamaño del poro del filtro utilizado (y/o de la red), la capacidad de succión de la bomba de vacío (en caso de utilizarse), la altura de recolección de las muestras, el área, etc. A esta lista deben agregarse factores temporales climáticos específicos de los días de muestreo como presión atmosférica, precipitaciones líquidas, viento (intensidad y dirección), cercanía a potenciales fuentes locales de MP (basurales, fábricas, etc.). La conjunción de todo lo mencionado anteriormente, más un factor desconocido de interacción intraespecífica entre esas variables, podría resultar en diferencias sustanciales de las concentraciones de MP en transporte y/o depositados que explicarían las anteriormente mencionadas diferencias con otros estudios. Sólo la realización de nuevos estudios y la homogeneización de los protocolos de muestreo empleados minimizarían la incertidumbre detallada.

La Tabla 1 sugiere una leve tendencia por parte de los MP a ser arrastrados por las precipitaciones líquidas (150 respecto a 131,8 día-1/m² con y sin precipitaciones, respectivamente). Sin embargo, nuevos estudios y muestreos son necesarios si se desea confirmar esta tendencia, sugerida también por varios autores (Abbasi 2021). De confirmarse, significaría que las lluvias originan el arrastre atmosférico (vertical) y por escorrentía (horizontal) de los MP hacia cursos de agua menores (arroyos urbanos, alcantarillados, etc.) y luego hacia el río Paraná.

4.2 Potenciales impactos en el ambiente y la salud humana

Los MP atmosféricos a menudo causan daños significativos en los ecosistemas, por su propia presencia y por su fuerte capacidad de adsorción de otras sustancias antrópicas como contaminantes químicos, metales pesados, etc. (Uddin et al., 2020). Además, en el proceso de degradación de los MP, se liberan una variedad de polutantes, como agentes antibacterianos, bisfenol A (BPA), etc. (Madeleine et al., 2018). En los últimos años los MP en la atmósfera se han convertido en una preocupación cada vez mayor (Qian et al., 2021).

Aunque la presencia de MP en el aire es un hecho -y este estudio lo deja claro en la ciudad de Paraná-, los riesgos para la salud humana debido a su inhalación siguen sin ser debidamente investigados (Wright et al. 2020). Muchas preguntas aún permanecen sin respuesta en este campo. Por ejemplo, si los MP inhalados podrían contribuir a la patogénesis de diferentes enfermedades pulmonares, si los MP inhalados podrían translocarse a la sangre, si las partículas de MP podrían producir daño físico a los tejidos y/o en qué medida los MP actuarían como portadores de contaminantes orgánicos o patógenos (Amato-Lourenço et al., 2020), etc. Sin embargo, es bien sabido que la inhalación excesiva de partículas fibrosas presenta un mayor riesgo carcinogénico debido a posibles impactos químicos, mecánicos (irritación), inmunes (respuesta autoinmune) y genotóxicos (mutaciones genogénicas) (Siegel et al., 2020),

4.3 Ley 20.284

La Ley 20.284 -vigente en nuestro país- titulada Plan de prevención de situaciones críticas de contaminación atmosféricas, fue sancionada por el entonces presidente de facto, Alejandro A. Lanusse, el 16 de abril de 1973. La norma definió la contaminación atmosférica para un mundo pretérito -década de los '70-, con estándares y parámetros científicos propios del siglo pasado que, analizados hoy, permitirían altos niveles de contaminación atmosférica (Cfr. Proyecto de Ley Expte. 1493-D-2021; autoría Dip. Francisco Sánchez).

La legislación pone el foco en la contaminación vehicular y no contempla, claramente, los nuevos desafíos y problemáticas que supone el mundo contemporáneo (entre ellos, la contaminación por microplásticos aéreos). La Ley 20.284 ha quedado ampliamente superada por la irrupción del derecho ambiental en la Constitución Nacional a partir de la Reforma de 1994 (art. 41 CN), así como por la incorporación y suscripción por parte de nuestro país de Tratados Internacionales de DD.HH. que contemplan la temática ambiental (y la salud humana), algunos de ellos con rango constitucional (cfr. art. 75 Inc. 22 de la CN).

5 SUGERENCIAS

Los MP están presentes en el aire de la ciudad de Paraná y es altamente posible que los estemos respirando cada día. Por tal motivo, desde CAUCE sugerimos:

- i.** Reforzar el conocimiento científico y técnico de este nuevo tipo de contaminación atmosférica a través de estudios científicos y monitoreos.
- ii.** Focalizar sobre la presencia y concentración de MP en ambientes cerrados (i.e., dentro de hogares, oficinas, escuelas, etc.), dado que las principales fuentes de MP son ropa, alfombras, tapizados, etc., y hay menos dilución de la mezcla en el ambiente interior en comparación con el exterior.
- iii.** Emprender acción ciudadana y política para reducir la presencia de MP aéreos y mitigar sus impactos. De no hacerse, ciertamente, este tipo de contaminación aumentará en los próximos años.
- iv.** Se requieren cambios en la Ley 20.284 a los fines de incluir MP aéreos considerando los aportes de diferentes instrumentos jurídicos internacionales que versan sobre la materia, como la Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y Desarrollo (1992); el Convenio marco de las Naciones Unidas sobre el cambio climático (1994); el Protocolo de Kyoto (1997); el Convenio de Viena para la protección de la capa de ozono (1980); el Protocolo de Montreal (1987); el Acuerdo de París (2015). Es imperioso, además, actualizar los parámetros para medir los niveles de contaminación aérea.



REFERENCIAS

- Abbasi, S., Behnam, K., Farid, M., Andrew, T., Frank, J. K., Ana, O. D., & Neemat, J. 2019. Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran. *Environmental Pollution*, 244, 153–164. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.039>.
- Abbasi, S. 2021. Microplastics washout from the atmosphere during a monsoon rain event, *Journal of Hazardous Materials Advances*, 4, 100035, <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2021.100035>
- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V.R. et al. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nat. Geosci.* 12, 339–344 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5>
- Amato-Lourenço L.F., L.D.S. Galvao, H. Weibeck, R.C. Oliveira, T. Mauad, 2022. Atmospheric microplastics fallout in outdoor and indoor environment in Sao~ Paulo Megacity, *Sci. Total Environ.* 821 (2022) 153450e153457
- Amato-Lourenço, L.F., dos Santos Galvão, L., de Weger, L.A., Hiemstra, P.S., Vijver, M.G., Mauad, T., 2020. An emerging class of air pollutants: potential effects of microplastics to respiratory human health? *Sci. Total Environ.* 749, 141676. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141676>.
- Blettler et al. 2017. Plastic pollution in freshwater ecosystems: macro-, meso-, and microplastic debris in a floodplain lake. *Environ.Monit.Assess.*,189,581.
- Blettler et al. 2019. Massive plastic pollution in a mega-river of a developing country: sediment deposition and ingestion by fish (*Prochilodus lineatus*). *Environ.Pollut.*,255:113348
- Blettler, M., Mitchell, C. 2021. Dangerous traps: Macroplastic encounters affecting freshwater and terrestrial wildlife, *Science of The Total Environment*, 798, 149317, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149317>.
- Cai, L., Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Zhan, Z., Tan, X., & Chen, Q. 2017. Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(32), 24928–24935. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0116-x>
- Donaldson K., Murphy F., Schinwald A., Duffin R., Poland C.A. Identifying the pulmonary hazard of high aspect ratio nanoparticles to enable their safety-by-design. *Nanomedicine.* 2011; 6(1):143–156. doi: 10.2217/nnm.10.139.
- Dong H, Wang X, Xu L, Ding J, Wania F. 2023. A Flow-through Passive Sampler for Microplastics in Air. *Environ Sci Technol*;57(6):2362-2370. doi: 10.1021/acs.est.2c07016.
- Dris R, Gasperi J, Saad M, Mirande C, Tassin B. 2016. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Mar Pollut Bull.* 2016 Mar 15;104(1-2):290-3. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.006.

Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., & Tassin, B. 2017. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution*, 221, 453–458.

Dris R. et al. 2018. Sources and Fate of Microplastics in Urban Areas: A Focus on Paris Megacity. *Freshwater Microplastics*.doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_4

Enyoh CE, Verla AW, Verla EN, Ibe FC, Amaobi CE. 2019. Airborne microplastics: a review study on method for analysis, occurrence, movement and risks. *Environ Monit Assess.* 24;191(11):668. doi: 10.1007/s10661-019-7842-0.

Garello NA, Blettler MCM, Espínola LA, Rodrigues S, Rimondino GN, Wantzen KM, Rabuffetti AP, Girard P, Malanca FE. Microplastics distribution in river side bars: The combined effects of water level and wind intensity. *Sci Total Environ.* 2023 Nov 1;897:165406. doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.165406.

Greim H., Borm P., Schins R., Donaldson K., Driscoll K., Hartwig A., Kuempel E., Oberdorster G., Speit G. 2000. Toxicity of fibers and particles report of the workshop held in Munich, Germany, October 26-27. *Inhal. Toxicol.* 2001; 13:737–754.

Huang Y, T. He, M. Yan, L. Yang, H. Gong, W. Wang, X. Qing, J. Wang, 2021. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a subtropical urban environment, *J. Hazard Mater.* 416, 126168e126175
Kernchen et al. 2022. Airborne microplastic concentrations and deposition across the Weser River catchment .doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151812

Klein M., E.K. Fischer, 2019. Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany, *Sci. Total Environ.* 685 (2019) 96e103.

Madeleine, S., Love, D.C., Rochman, C.M., Neff, R.A. , 2018 . Microplastic s in seafood and the implications for human health. *Curr. Environ. Health Rep.* 5 (3), 37 5 –38 6 . <https://doi.org/10.1007/s40572-08-0206-z>

Liu, K., Wu, T., Wang, X., Song, Z., Zong, C., Wei, N., & Li, D. 2019a. Consistent transport of terrestrial microplastics to the ocean through atmosphere. *Environmental Science & Technology.* <https://doi.org/10.1021/acsc.9b03427>.

Liu, K., Wang, X., Nian, W., Zhangyu, S., & Li, D. 2019b. Accurate quantification and transport estimation of suspended atmospheric microplastics in megacities: implications for human health. *Environment International*, 132, 105127. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105127>.

O'Brien S, C. Rauert, F. Ribeiro, E. D. Okoffo, S. D. Burrows, J. W. O'Brien, X. Wang, S. L. Wright, K. V. Thomas, 2023. There's something in the air: A review of sources, prevalence and behaviour of microplastics in the atmosphere, *Science of The Total Environment*, 874, 162193, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162193>.

Qian, J., Tang , S. , Wang , P., Lu, B. , Li , K., Jin , W., He , X. , 2021 . From source to sink: review and prospects of microplastic s in wetland ecosystems. *Sci. Tota l Environ.* 758, 143633 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143633>

Robin B, M. Ryan, A. Vreugdenhil, J. Aherne, 2020. Ambient atmospheric deposition of anthropogenic microfibers and microplastics on the western periphery of Europe (Ireland), *Environ. Sci. Technol.* 54, 11100-11108

Shao L, Y. Li, T. Jones, M. Santosh, P. Liu, M. Zhang, L. Xu, W. Li, J. Lu, C-X Yang, D. Zhang, X. Feng, K. BéruBé, 2022. Airborne microplastics: A review of current perspectives and environmental implications, *Journal of Cleaner Production*, 347, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131048>.

Siegel, R.L., Miller, K.D., Jemal, A., 2020. Cancer statistics, 2020. *J. Clin. Oncol.* 38:1–24. <https://doi.org/10.3322/caac.21590>.

Stanton T., M. Johnson, P. Nathanail, W. MacNaughtan, R.L. Gomes, 2019. Freshwater and airborne textile fibre populations are dominated by 'natural', not microplastic, fibres, *Sci. Total Environ.* 666 (2019) 377e389

Susanti N. 2020. Microplastics and the Impact of Plastic on Wildlife: A Literature Review IOP, Conf.Series., doi:10.1088/1755-1315/528/1/012013

Tamis, J.E., Koelmans, A.A., Dröge, R. et al. 2021. Environmental risks of car tire microplastic particles and other road runoff pollutants. *Micropl. & Nanopl.* 1, 10. <https://doi.org/10.1186/s43591-021-00008-w>

Tian L., Ahmadi G. 2013. Fiber transport and deposition in human upper tracheobronchial airways. *J. Aerosol Sci.*; 60:1–20. doi: 10.1016/j.jaerosci.2013.02.001.

Uddin, S., Fowler, S.W., Saeed, T., 2020. Microplastic particles in the Persian/Arabian Gulf - a review on sampling and identification. *Mar. Pollut. Bull.* 154, 111100. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111100>.

Wright, S.L., Ulke, J., Font, A., Chan, K.L.A., Kelly, F.J., 2020. Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport. *Environ. Int.* 136, 105411. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105411>.

Yang T, Gao M, Nowack B, 2023. Formation of microplastic fibers and fibrils during abrasion of a representative set of 12 polyester textiles, *Science of The Total Environment*, 862, 160758, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160758>.

Zhou, Q., Tian, C., & Luo, Y. 2017. Various forms and deposition fluxes of microplastics identified in the coastal urban atmosphere. *Chinese Science Bulletin*, 62(33), 3902–3910. <https://doi.org/10.1360/N972017-00956>.

Zimmermann L., Dierkes G., Ternes T.A., Völker C., Wagner M. 2019. Benchmarking the in vitro toxicity and chemical composition of plastic consumer products. *Environ. Sci. Technol.*; 53(19):11467–11477.

