

Contaminación plástica masiva en un mega-río de un país en desarrollo: Depósito de sedimentos e ingestión por peces (*Prochilodus lineatus*)*

Martín C.M. Blettler¹, Nicolás Garello¹, Léa Ginon², Elie Abrial¹, Luis A. Espinola¹ y Karl M. Wantzen³

¹National Institute of Limnology (INALI, UNL-CONICET), Santa Fe, Argentina

²University of Polytech Tours (IMA), 37200, Tours, France

³UNESCO Chair "River Culture_Fleuves et Patrimoine", Tours University, 37200, Tours, France

Resumen

El objetivo de este estudio fue determinar la cantidad, composición y origen de los desechos plásticos en uno de los ríos más grandes de Argentina (América del Sur), centrándose en el impacto de los ríos urbanos, relaciones entre macro, meso y microplásticos, cuestiones sociopolíticas y la ingestión de microplásticos por peces.

Registramos una gran concentración de detritos macroplásticos de origen doméstico (hasta 5.05 artículos macroplásticos por m^2) dominados principalmente por bolsas (principalmente polietileno de alta y baja densidad), envoltorios de alimentos (polipropileno y poliestireno), plásticos de espuma (poliestireno expandido) y botellas de bebidas (poliestireno tereftalato de etileno), particularmente aguas abajo de la confluencia con un arroyo urbano. Esta sugerencia señala la inadecuada recolección, procesamiento y disposición final de residuos en la región, lo que lamentablemente recurrente en muchas ciudades del Sur Global y en Argentina en particular.

Encontramos un promedio de 4654 fragmentos microplásticos m^2 en los sedimentos costeros del río, que van de 131 a 12687 microplásticos m^2 . A diferencia de otros estudios de países industrializados de Europa y América del Norte, microplásticos secundarios (resultantes de la trituración de partículas más grandes) eran más abundantes que los primarios (microperlas para cosméticos o gránulos para la industria). Esto podría explicarse por las diferencias en los hábitos de consumo y el nivel de industrialización entre sociedades y economías.

Se registraron partículas microplásticas (en su mayoría fibras) en el tracto digestivo del 100% de las *Prochilodus lineatus* (commercial species).

Contrariamente a las declaraciones publicadas recientemente por otros investigadores, nuestros resultados sugieren que ni los macroplásticos ni los mesoplásticos servirían como sustitutos de los elementos microplásticos en las encuestas de contaminación, lo que sugiere la necesidad de considerar las tres categorías de tamaño.

La contaminación plástica masiva encontrada en el río Paraná se debe a una gestión inadecuada de los residuos. Se requieren nuevas acciones para gestionar adecuadamente los residuos desde su inicio hasta su disposición final.

1. Introducción

La contaminación plástica es una de los grandes retos de la gestión medioambiental en nuestro tiempo. Los desechos plásticos son una combinación de alta persistencia, baja densidad y distribución de tamaño extremadamente amplia. Esto hace que el comportamiento de los desechos plásticos muestre una variedad mucho más amplia que la de la mayoría de los otros materiales, como los sedimentos finos en suspensión (Wu, Zhang y Xiong 2018). Las partículas de plástico causan graves daños a los ecosistemas marinos y de agua dulce (Anthony Browne y col. 2011). Solo en los océanos, el daño económico debido la contaminación plástica se estima en 21 mil millones de euros (Beaumont 2019). A pesar de un gran esfuerzo científico para abordar este problema en todo el mundo, el estado de nuestro conocimiento es todavía deficiente por diferentes razones. En primer lugar, a pesar de los amplios esfuerzos de investigación que investigan la contaminación plástica en los océanos, se ha prestado mucha menos atención a los sistemas de agua dulce (M. C. M. Blettler y col. 2017). Sin embargo, este desequilibrio parece estar revirtiéndose en los últimos años

(por ejemplo, Gündoğdu, Çevik y col. 2018; Battulga, Kawahigashi y Oyunsetseg 2019; Wijnen, Ragas y Kroese 2019). En segundo lugar, la investigación sobre la contaminación plástica del agua dulce se ha llevado a cabo principalmente en países industrializados (el Norte Global; Rochman y col. 2015; M. C. M. Blettler y col. 2017). Esto no es sorprendente debido al sesgo en la producción científica entre el Norte global y el Sur global (Guterl 2012). Sin embargo, esta disparidad es motivo de preocupación, ya que el aumento de los niveles de población, la rápida urbanización, los asentamientos informales y el aumento de los niveles de consumo han acelerado enormemente la tasa de generación de desechos sólidos en el Sur Global, donde la recolección, el procesamiento y la disposición final de desechos aún es deficiente (Minghua y col. 2009; United Nations Human Settlements Programme 2016).

En tercer lugar, existe un claro predominio de los microplásticos sobre los estudios de microplásticos en entornos de agua dulce en todo el mundo (menos del 20% de los estudios totales en sistemas de agua dulce se han enfocado en macroplásticos; M. C. M. Blettler y col. 2017).

En consecuencia, se requieren con urgencia más estudios de macroplásticos en agua dulce ya que: i) los estudios que estiman la cantidad de plástico exportado de los ríos al océano son limitados debido a la escasez de datos de campo en los ríos (Lebreton y col. 2017; Schmidt, Krauth y Wagner 2017); ii) los estudios globales que estiman la cantidad de plástico exportado de los ríos al océano han evidenciado una entrada significativamente mayor (100 veces) en términos de peso de macroplásticos (en comparación con microplásticos, Schmidt, Krauth y Wagner 2017); iii) la eliminación de los macroplásticos en los ríos (por ejemplo, utilizando barreras de auge artesanales) es una acción efectiva/bajo costo para evitar que los plásticos lleguen al océano pero, por el contrario, la misma acción sobre los microplásticos es prácticamente imposible. Los microplásticos se pueden clasificar según su origen. Los microplásticos primarios se fabrican a propósito para tener ese tamaño (por ejemplo, microperlas utilizadas en cosméticos y productos de cuidado personal, gránulos de resina virgen utilizados en los procesos de fabricación de plástico), mientras que los microplásticos secundarios son el resultado de la descomposición de elementos de plástico más grandes en partículas más pequeñas (Weinstein, Crocker y Gray 2016). Los estudios indicaron que las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) desempeñan un papel importante en la liberación de microplásticos primarios al medio ambiente (Ou y Zeng 2018; Gündogdu, Çevik y col. 2018).

En cuarto lugar, los ríos más grandes del mundo (también llamados mega-ríos) se encuentran en países en desarrollo (ver Latrubblesse 2008). Las grandes descargas, el tamaño de las cuencas y las malas condiciones sanitarias de las personas que viven en estas cuencas, aumentan potencialmente la cantidad de desechos plásticos que fluyen a través de los mega-ríos hacia el océano. Sin embargo, la información sobre la contaminación plástica en los mega-ríos de los países en desarrollo es todavía muy escasa (Pazos, Maiztegui y col. 2017; M. C. M. Blettler y col. 2017), a pesar de que toda la entrada de plástico transportada por los ríos finalmente se libera en los océanos (Morritt y col. 2014) o acumulados en los estuarios (Vermeiren, Muñoz e Ikejima 2016).

En quinto lugar, la ingestión de microplásticos por los peces y los riesgos asociados para la salud humana siguen siendo importantes lagunas de conocimiento (Silva-Cavalcanti y col. 2017), aunque las principales pesquerías continentales se encuentran precisamente en los ríos más contaminados por plásticos (Lebreton y col. 2017) del Sur Global (FAO 2016). Lo anterior sugiere una urgente necesidad de enfocar los esfuerzos de monitoreo en los ríos más contaminados, especialmente donde la pesca continental es crucial para el consumo y las economías

locales, como es el caso del río Paraná.

Teniendo en cuenta el fundamento expuesto anteriormente, los objetivos de este estudio fueron determinar: i) la cantidad, origen y composición de los desechos plásticos depositados en los sedimentos de un mega-río (río Paraná); ii) el insumo plástico transportado por un arroyo que se une al río Paraná; iii) relación cuantitativa entre macro, meso y microplásticos en sedimentos; iv) ingestión de microplásticos por *Prochilodus lineatus*, un pez ictiófago (que se alimenta de lodo que contiene detritos y organismos asociados)

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio

La cuenca del Plata es una de las diez cuencas fluviales más grandes del mundo, drenando cinco países (parte sur de Brasil, norte de Argentina, Bolivia, Uruguay y Paraguay), representando el 17% de la superficie de América del Sur y sustentando 19 grandes ciudades (con una población superior a 100,000 habitantes). El río Paraná es el río más grande de esta cuenca, ocupando el noveno lugar entre los ríos más grandes del mundo, según su descarga media anual al océano Atlántico ($18,000 m^3/s$; Latrubblesse 2008). Sin embargo, este río es también uno de los diez principales ríos del mundo en riesgo debido a la presión antropogénica (Wong y col. 2007).

El estudio se llevó a cabo cerca de la ciudad de Paraná (Argentina), ubicada en la orilla oriental del río, con una población cercana a los 300,000 habitantes. La recolección, procesamiento y disposición final de los residuos de esta ciudad aún es deficiente, lo que resulta en arroyos urbanos fuertemente contaminados.

Seleccionamos tres áreas de muestreo en los sedimentos de la ribera del río Paraná: aguas arriba de la ciudad (playa Escondida), en la ciudad (playa Thompson, una playa pública municipal) y en una isla ubicada frente a la ciudad (isla Curupí; Fig. 1). Thompson es una playa recreativa influenciada por la desembocadura de un río urbano fuertemente contaminado (arroyo "Las Viejas") que atraviesa la ciudad de Paraná. Se capturaron peces en las cercanías de los sitios de muestreo. Debido a las condiciones del flujo, esperábamos que el sitio río arriba fuera el menos contaminado, seguido por la isla Curupí, mientras que la playa Thompson, está influenciada por el arroyo "Las Viejas" fuertemente contaminado que cruza la ciudad.

2.2. Muestreo

Seleccionamos 2 transectos de 50m de largo y 3m de ancho para el levantamiento macroplástico (Noik y

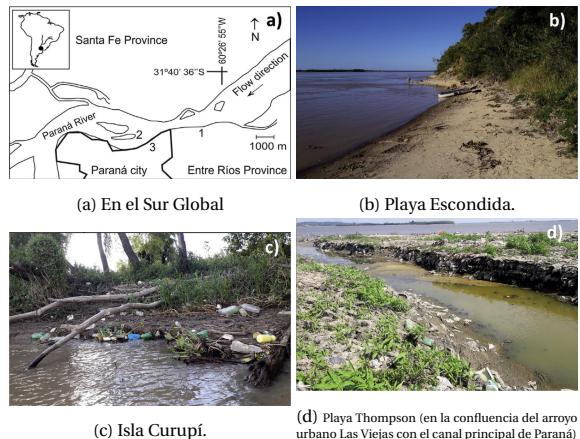


Figura 1: Ubicación del río Paraná (área de estudio, provincia de Entre Ríos, Argentina)

Tuah, 2015) en cada área de muestreo. Se seleccionaron transectos paralelos a la orilla del río, elegidos al azar, y cubriendo más del 20 % de la sección de la costa (Lippiatt, Opfer y Arthur 2013). Todos los elementos macroplásticos visibles en la superficie de cada transecto se recolectaron a mano.

Los desechos plásticos se clasificaron de acuerdo con el tamaño y se clasificaron como macroplásticos ($> 2,5\text{cm}$), mesoplásticos ($5\text{mm} - 2,5\text{cm}$) o microplástico (5mm). Esta clasificación es utilizada actualmente por el PNUMA (Cheshire y col. 2009), NOAA (Lippiatt, Opfer y Arthur 2013) y MSFD 2013.

Recolectamos detritos mesoplásticos de muestras por triplicado (1m^2) ubicadas al azar en cada transecto macroplástico (después de la recolección del macroplástico; Lippiatt, Opfer y Arthur 2013). Las partículas de mesoplástico se eliminaron cuidadosamente de los 3 cm superiores de sedimentos de cada cuadrante de 1m^2 (utilizando aceros inoxidables de 5mm de tamaño de malla para tamizar los sedimentos). De manera similar, tomamos muestras de microplásticos también por triplicado de los transectos de macroplásticos pero usando cuadrantes más pequeños ($0,25x0,25\text{mx}3\text{cm}$ de profundidad; Klein, Worch y P. Knepper 2015). Las partículas mesoplásticas se recogieron a mano en el campo utilizando aceros inoxidables (tamaño de malla de 5mm), mientras que las muestras de microplásticos se transfirieron directamente al laboratorio para su procesamiento.

Todas las muestras (macro y mesoplásticos y sedimentos con microplásticos) se transfirieron al laboratorio para su posterior análisis (ver más abajo).

Prochilodus lineatus (localmente llamado “Sábalo”) es una especie de pez detritívoro dominante de gran importancia para la pesca comercial y artesanal (Espinola y col. 2016). Para el análisis de peces, se obtuvieron 21 ejem-

plares frescos que fueron capturados con redes enmalladas de 14 y 16cm entre nudos opuestos en los respectivos sitios del área de estudio, respetando las políticas locales. Los peces se capturaron en las primeras horas de la mañana y se transportaron al laboratorio en hielo en 3 horas. Para cada individuo, se midió la longitud total (cm) y también se determinó el peso corporal total (g). Posteriormente, las muestras de pescado se abrieron con un bisturí y se retiraron los tractos gastrointestinales y se colocaron inmediatamente en cristalería limpia para minimizar el riesgo de contaminación del laboratorio (Bessa y col. 2018). Además de los métodos que se describen a continuación, también observamos el color de las partículas ingeridas para identificar las posibles preferencias.

Para evitar la contaminación por microplásticos, potencialmente presentes en el entorno del laboratorio, era obligatorio el uso de batas de laboratorio, guantes y mascarillas de algodón. Además, la cristalería y el lugar de trabajo se limpiaron con una solución de etanol (96 %) antes de comenzar todos los experimentos para conservar un ambiente estéril. Desde el inicio de las operaciones hasta la observación al microscopio, las muestras se cubrieron con papel de aluminio.

La materia orgánica presente en las muestras fue digerida con peróxido de hidrógeno (H_2O_2) (30 %) a 60°C (Pazos, Maiztegui y col. 2017; Jabeen y col. 2017). Según Jabeen y col. 2017, H_2O_2 es un agente oxidante que no cambia ni blanquea la estructura de las partículas microplásticas. De acuerdo con nuestros principios ambientales, todas las campañas de muestreo se realizaron en kayaks (emisión cero y contaminación acústica libre).

2.3. Análisis y procesamiento de muestras

Las partículas macroplásticas fueron lavadas, contadas y clasificadas en el laboratorio (ítem por ítem). La clasificación tuvo en cuenta su origen funcional (por ejemplo, envoltorios de alimentos, envases, botellas de bebidas, bolsas de la compra, productos de cuidado personal, etc.) siguiendo la NOAA (Lippiatt, Opfer y Arthur 2013) y la composición de la resina. Se utilizó el Sistema de Codificación de Identificación de Resinas de ASTM Internacional (RIC 2016) para reconocer la resina plástica utilizada en los macroplásticos manufacturados (Gasperi y col. 2014). Como el procedimiento posterior no siempre fue posible de usar (en ocasiones este código se pierde o no es claramente visible), utilizamos un espectrofotómetro FTIR Shimadzu IR Prestige 21TM para identificar la resina plástica (Song y col. 2015).

Según Gündoğdu y Çevik 2017, los mesoplásticos se contaron y clasificaron en: espuma de poliestireno, plástico duro, hilo de pescar y películas.

La separación de microplásticos se realizó siguiendo el método propuesto por Masura y col. 2015. Por lo tanto, las muestras completas se secaron a 60°C por 24 horas, se pesaron y se tamizaron a través de un tamiz de acero inoxidable de 350 mm de tamaño de malla utilizando un agitador de tamices Retsch TM. El material restante se transfirió a un vaso de precipitados de 1 L para oxidación con peróxido húmedo al 30% (H_2O_2) y se colocó en una placa caliente a 60°C hasta que se digerío todo el material orgánico (T. Yonkos y col. 2014). Una vez completado, se lavó H_2O_2 usando agua destilada a través de una malla de 350 mm. Posteriormente, se agregó una solución salina concentrada de $NaCl$ (1,2 g cm^{-3}) y se agitó fuertemente durante aproximadamente 1 min (Hidalgo-Ruz y col. 2012). Posteriormente, el sobrenadante con microplásticos flotantes se extrajo y se lavó con agua destilada para su posterior procesamiento. Este último paso se repitió tantas veces como fue necesario para atrapar cada partícula de plástico flotante.

Los microplásticos se separaron de otros materiales (presentes en el sobrenadante) y se clasificaron con un microscopio estereoscópico con zoom Boecotm y un microscopio binocular NikonTM (10 – 40x). Usamos los criterios sugeridos por Norén 2007 para identificar microplásticos. Sin embargo, los artículos de origen dudoso se analizaron con un espectrofotómetro FT-IR para confirmar (o rechazar) su composición plástica (Frias, Otero y Sobral 2014; Li y col. 2016). Los rangos de espectros se establecieron en 4000 – 400 cm^{-1} , utilizando el software IRsolution Agent. Los espectros resultantes se compararon directamente con las bases de datos de la biblioteca de referencia.

Los microplásticos se clasificaron en espuma de poliestireno (marca registrada de espuma de poliestireno extruido de celda cerrada), plástico duro, película, fibra y rollo de fibra (fibras muy grandes retorcidas), según Castañeda y col. 2014 y Gündoğdu y Çevik 2017.

2.4. Análisis de datos

Se crearon tablas y figuras para identificar la presencia, abundancia y tipo de desechos plásticos con el fin de comparar los sitios de muestreo entre sí. Se realizaron correlaciones entre los diferentes rangos de incautación de plástico. Con el fin de probar patrones espaciales de similitud en la abundancia y el tipo de microplásticos, se realizó un análisis canónico de coordenadas principales (CAP). El CAP es un análisis de ordenación restringido que calcula los ejes de coordenadas principales no restringidos seguidos de un análisis discriminante canónico en las coordenadas principales para maximizar la separación entre grupos predefinidos (M. Anderson 2004). El índice de disimilitud de Bray-Curtis y 999 permuta-

ciones fueron los parámetros seleccionados en este procedimiento. Se llevaron a cabo análisis de varianza multivariados permutacionales unidireccionales posteriores (PERMANOVA) (Marti J. Anderson 2001) para determinar las diferencias entre las puntuaciones del Eje 1 de CAP.

Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software CAP versión 1.0 (M. Anderson 2004) y el software MULTIV, versión 2.4.2 (Pillar 2006), con un nivel de significación estadística $p < 0.05$.

3. Resultados

Tabla 1: Tipo (origen/uso), densidad por transecto ($150m^2$), desviación estándar, abundancia (%) y composición de resina de los desechos macroplásticos (total y por sitio de muestreo). Donde, HDPE: polietileno de alta densidad; LDPE: polietileno de baja densidad; PP: polipropileno; PS: poliestireno; EPS: poliestireno expandido; PET: tereftalato de polietileno; Nylon: poliamida seca; PE: polietileno; PVC: cloruro de polivinilo.

Tipo de escombros	Nº of items per transect and Standard Deviation	%	Resin
Bag	166.2±252.1	48.75	HDPE, LDPE
Foodwrapper	68.3±110.1	20.05	PP, PS
Styrofoam	35.5±61.5	10.42	EPS
Beverage bottle	30.7±31.2	9.00	PET
Fishing line	8.5±15.7	2.49	Nylon
Bottle cap (hard)	4.7±6.3	1.37	PP
Cleaning bottle	3.2±4	0.93	HDPE, PET
Sanitary napkin	1.7±4.1	0.49	PP, PE
Household appliances	1±0.4	0.29	Undetermined
Personal care container	0.8±2	0.24	PP, HDPE, PET, PDPE, Varies
Strapping band	0.8±2	0.24	Polyester, PP
Cloth	0.3±0.5	0.10	Polyester
Bottle label	0.2±0.4	0.05	PET, PP, PVC
Straw	0.2±0.4	0.05	PP
Diaper	0.2±0.4	0.05	PP, PET
Cigarette butt	0.2±0.4	0.05	Cellulose acetate
Others	15.2±19.2	4.45	Undetermined
Total	340.8	100	
Site			
Escondida	52±42.4	5.1	
Curupí	190±77.1	18.6	
Thompson	780±14.1	76.3	

3.1. Macroplásticos

Registramos un total de 18 categorías de desechos macroplásticos (según la clasificación de la NOAA; Lippiatt, Opfer y Arthur 2013); siendo bolsa, envoltorio de alimentos, poliestireno y botella de bebida las partículas más

abundantes, representando casi el 80% del total (Tabla 1).

Los tres sitios de muestreo tienen fuertes diferencias en la cantidad (número de elementos) y el tipo de desechos macroplásticos (Fig. 2a). Así, la playa Escondida (4km aguas arriba de la ciudad de Paraná) mostró los valores más bajos (52 macro-ítems por transecto; $150m^2$), con una composición heterogénea de tipos de plástico (13 categorías diferentes) pero dominada por líneas de pesca (23 ítems). La isla Curupí (frente a la ciudad de Paraná), estuvo dominada por solo 2 tipos de macroplásticos: botellas de bebidas (81) y fragmentos de poliestireno (99). Finalmente, la playa de Thompson (ligeramente aguas abajo del outlet de Las Viejas) mostró un claro predominio de bolsas de compras (490; muchos colores y texturas diferentes) y envoltorios de alimentos (202.5), teniendo la mayor cantidad de plásticos: 757.5 artículos por transecto (es decir 5,05 partículas macroplásticas por m^2), 14 veces más que la playa Escondida. De lejos, las resinas plásticas más abundantes fueron HDPE, LDPE, PP y PS en la playa Thompson, EPS y PET en la isla Curupí y Nylon en al playa Escondida. Se encontraron resinas de acetato de celulosa, poliéster y PVC a bajas densidades.

Tabla 2: Tipo, densidad (m^2), derivación estándar, y abundancia (%) de detritos mesoplásticos por sitio de muestreo.

Mesoplastic Type	Escondida	Curupí	Thompson	Standard deviation	%
Styrofoam	47.8	35.5	16	48.3	89.3
Hard plastics	7.5	0	2.5	7.6	10
Fishing tape	0.2	0	0	0.2	0.2
Cassette tape	0.2	0	0	0.2	0.2
Total (mean)	55.6	35.5	18.5	18.6	100

3.2. Mesoplásticos

A diferencia de los macroplásticos, los mesoplásticos tuvieron la mayor abundancia den la playa Escondida (55.6 ítems m^{-2}), seguida de la isla Curupí (35.5 ítems m^{-2}) y la playa Thompson (solo 18.5 partículas por m^2 ; Fig. 2b). La abundancia promedio de mesoplástico estuvo cerca de 46 ítems m^{-2} , siendo el plástico espumado (Styrofoam) la categoría dominante (41.1 ítems m^{-2}) (Tabla 2).

3.3. Microplásticos

Las películas y fibras fueron los elementos dominantes en las muestras de microplásticos (Tabla 3). Se encontró un promedio de 4654 fragmentos de microplásticos (por m^2) en los sedimentos de la costa de los tres muestreos

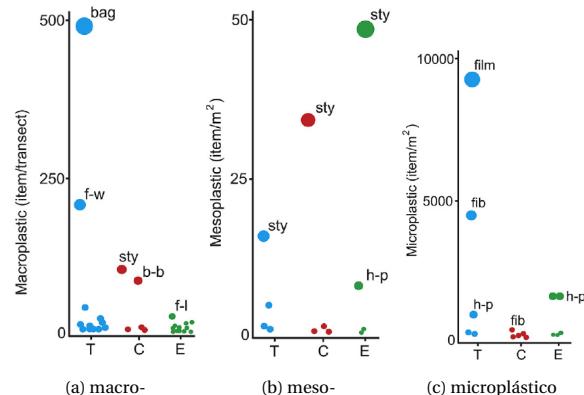


Figura 2: Gráfico de burbujas que muestra las densidades en cada área de muestreo. Donde: f-w: envoltura de alimentos, pociña: espuma de poliestireno, b-b: botella de bebida, hilo de pescar, h-p: pieza de plástico duro, fib: fibra.

(playas e islas). En la playa Thompson se registró un promedio de 12687 micropartículas m^{-2} (81% del total), pero solo 131 en la isla Curupí (Fig. 2c). La película y la fibra de microplástico eran extremadamente abundantes en la playa de Thompson.

El CAP (y el subsiguiente PERMANOVA) mostró diferencias significativas en la abundancia y el tipo de microplásticos entre las tres playas (sitios de muestreo) ($p - valores = < 0,003$; Suma de cuadrados (Q) dentro de los grupos = 2,829) (Fig. 3).

La Tabla 4 muestra que los valores de densidad de las clases de tamaño (macro, meso y microplástico) no fueron sustitutos entre sí (no se detectaron correlaciones). Si bien se pudieron detectar algunas tendencias débiles (ej.: valores de alta concentración de macro y microplásticos en la playa de Thompson), no fueron estadísticamente significativas. Particularmente, la abundancia mesoplástica mostró una tendencia completamente independiente. Por ejemplo: los valores más bajos de macroplástico se encontraron en la playa Escondida, pero el mesoplástico mostró la mayor concentración en la misma playa. Mientras que las concentraciones más altas de macro y microplásticos se encontraron en la playa de Thompson,

Tabla 3: Tipo, densidad (m^2), derivación estándar, y abundancia (%) de detritos microplásticos por sitio de muestreo.

	Escondida	Curupí	Thompson	Standard deviation	%	Category
Fiber	1431.4	90	4466.9	1899.6	33.1	Primary
Hard plastics	1424.2	18.8	421.7	51.8	0.9	Secondary
Styrofoam	33.2	11.3	36.2	2645.4	17.5	Secondary
Film	0	0.8	8953.5	6772.3	48.2	Secondary
Fiber-roll	0	0	72.9	54.5	0.4	Primary
Total (mean)	2899	131	12687	8548.1	100	

la concentración de mesoplástico fue la más baja.

Tabla 4: Correlaciones entre los diferentes rangos de incautación de plástico.

	r^2	p-value
Macro- vs. meso-p	0.006	0.85
Meso- vs. micro-p	0.022	0.72
Micro- vs. macro-p	0.199	0.27

3.4. Ingestión de pescado

Todos los peces estaban contaminados con al menos un microplástico. El número de elementos registrados en el tracto digestivo de *P. lineatus* adulto promedió 9,9 partículas microplásticas. El valor máximo de partículas microplásticas registradas en un individuo fue 27 (Fig 4). Los tamaños de las partículas oscilaron entre 0,5 y 3 mm y los colores registrados fueron azul (la mayoría), negro, amarillo, rojo y transparente.

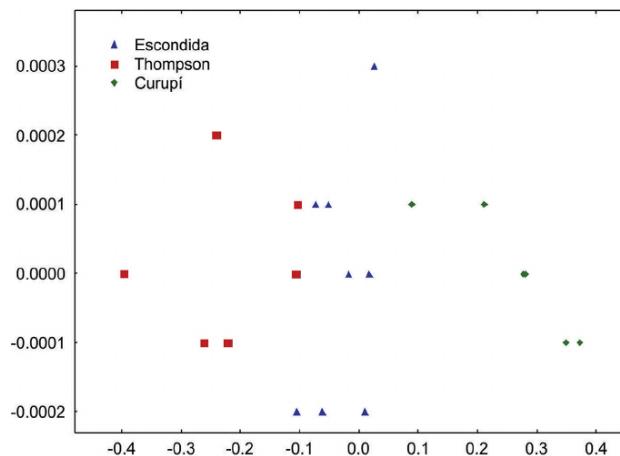


Figura 3: Gráfica de ordenación del Análisis Canónico de Coordenadas Principales (CAP) que muestra diferencias significativas en abundancia y tipo de microplásticos entre los tres sitios de muestreo (playa Escondida, playa Thompson, isla Curupí).

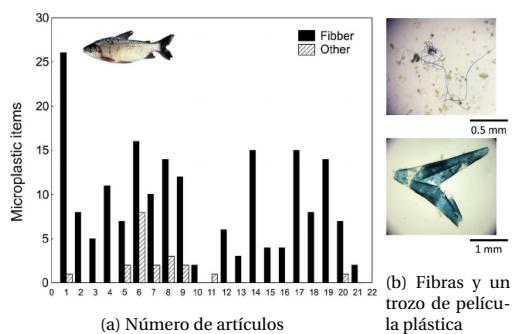


Figura 4: Partículas microplásticas (fibras y otras) encontradas en el tracto digestivo de *P. lineatus*.

4. Discusiones

4.1. Concentraciones masivas de plástico: cuestiones geopolíticas y sociales

Los materiales macroplásticos son la forma más visible de contaminación plástica. M. C. M. Blettler y col. 2017 reportaron un promedio de 172,5 ítems macroplásticos por transecto de 150m^2 ($\sim 1,15$ ítems m^2) en un lago de llanura aluvial del río Paraná, ubicado a solo 18 km de nuestra área de muestreo. En el presente estudio, encontramos casi el doble de esa cantidad: 340,8 macroplásticos por 150m^2 ($\sim 2,27\text{m}^2$).

Si bien se han realizado varios estudios sobre macroplásticos en la superficie del agua de ríos (Gasperi y col. 2014; Faure y col. 2015; Baldwin, Corsi y Mason 2016; Lahens y col. 2018) y lagos (Faure y col. 2015), los estudios macroplásticos en sedimentos fluviales aún son escasos, especialmente para las playas. Algunos ejemplos incluyen Imhof y col. 2013 en el lago de Garda (Italia) y Faure y col. 2015 en 6 lagos de Suiza. Sin embargo, la comparación directa con el presente estudio es inviable ya que estos autores consideraron macroplásticos como partículas superiores a 5 mm (incluido el tamaño mesoplástico).

La gran cantidad de detritos macroplásticos registrados en la playa Thompson e isla Curupí, así como el origen de los mismos (residuos domiciliarios, Tabla 1), sugieren un deficiente procesamiento de recolección y disposición final de residuos en la ciudad de Paraná. La gestión de residuos es uno de los problemas ambientales clave relacionados con los hidrosistemas urbanos a escala global, sin embargo, en el Sur Global todavía se basa fuertemente en el vertido incontrolado y/o la basura (Guerrero, Maas y Hogland 2013). Como resultado, ocurren serios problemas ambientales (Al-Khatib y col. 2010) y una creciente contaminación plástica (Battulga, Kawahigashi y Oyun-tsetseg 2019), particularmente en los sistemas de agua dulce. Los municipios de los países de bajos ingresos están gastando una proporción menor de sus presupuestos en la gestión de desechos y, sin embargo, más del 90% de los desechos en los países de bajos ingresos todavía se arrojan abiertamente (Kaza y col. 2018). Además, el aumento de la población y el aumento de los niveles de consumo han acelerado enormemente la tasa de generación de residuos sólidos en Argentina (tasas de generación de residuos: 1,14 kg / cápita / día; Kaza y col. 2018). El presente estudio muestra, en parte, esta tendencia global.

La mayoría de los macroplásticos registrados en la presente investigación fueron bolsas de la compra, seguidos de envoltorios de alimentos y envases de espuma (casi el 80%; Tabla 1). Las primeras comunidades en adoptar la

norma de las bolsas antiplásticas fueron las del Sur Global, mientras que las del Norte Global lo hicieron mucho más recientemente (Clapp y Swanston 2009). Sin embargo, no se adoptó una ordenanza municipal contra las bolsas de plástico en la ciudad de Paraná antes de 2017.

Los resultados de los estudios de microplásticos disponibles en sistemas de agua dulce son extremadamente variables de acuerdo con la metodología utilizada (por ejemplo, m^2 , m^3 , l , kg), medio ambiente (río, lago, embalse, estuario, alcantarillado, etc.), y comportamiento de muestreo (superficie o columna de agua, sedimento del fondo o de la playa, etc.). Como resultado, las comparaciones entre estudios mundiales son muy difíciles. Encontramos un promedio de 5239 microplásticos m^2 (rango de tamaño: 0,35 – 5 mm) en los sedimentos del banco del río Paraná, que van desde solo 75 hasta un máximo de 34443 microplásticos m^2 (Tabla 3). Castañeda y col. 2014 encontraron alrededor de 13832 m^2 de microperlas de polietileno, retenidas por un tamiz de 0,5 mm, de efluentes industriales en los sedimentos del río San Lorenzo (Canadá). Klein, Worch y P. Knepper 2015 tiene un registro de aproximadamente 228-3763 micropartículas kg^{-1} en los sedimentos costeros de los ríos Rin y Main en Alemania (tamaño microplástico: 0,2 – 5 mm). Además, Su y col. 2016 han informado de un rango de 15 – 1600 microplásticos l^{-1} (> 0,3 mm) en el río Yangtze medio-bajo (China), Wang y col. 2017 registraron 178 – 544 microplásticos l^{-1} (< 5 mm) en los sedimentos de río Beijiang, y Peng y col. 2017 encontraron 410 – 1600 microplásticos kg^{-1} (0,05 – 5 mm) en algunos ríos de Shaghai, la mayoría de los fragmentos de dobladillo, esferas y fibras.

M. C. M. Blettler y col. 2017, utilizando la misma metodología que el presente estudio, han registrado un promedio mucho más bajo de 704 microplásticos m^{-2} (rango de tamaño: 0,35 – 5 mm) en sedimentos de playa de ambientes líticos del río Paraná (un lago de llanura aluvial ubicado a 18 km de distancia del área de muestreo del presente estudio). Xiong y col. 2018 reportaron 50 – 1292 microplásticos m^{-2} (> 0,1 mm) en el lago Qinghai (China); la mayoría eran películas, fibras y espumas.

A pesar de las limitaciones y debilidades de las comparaciones anteriores (es decir, diferentes rangos de tamaño, unidades, ambientes), la información disponible sugiere una contaminación microplástica significativa presente en los sedimentos del río Paraná.

La variación de la abundancia y el tipo de microplásticos entre los sitios de muestreo fue estadísticamente significativa (Fig. 4), mostrando una clara diferenciación por playa de muestreo. La playa de Thompson mostró la mayor concentración de microplásticos, mientras que Escondida reveló la distribución más heterogénea (las esta-

ciones de muestreo variaron de baja a alta concentración de microplásticos).

El microplástico puede presentarse en forma primaria (perlas) o secundaria (originada por la descomposición de artículos plásticos más grandes; Cole, Lindeque, Halsband y col. 2011). Aún se desconoce la importancia relativa de las fuentes primarias y secundarias de microplásticos. Encontramos ambos, pero los secundarios fueron considerablemente más abundantes (Tabla 3)

Se debe prestar especial atención a la ropa sintética, que es una fuente importante de fibras a través del lavado (Conkle, Báez Del Valle y Turner 2018). En nuestro estudio, la fibra fue el único microplástico primario registrado (Cole, Lindeque, Fileman y col. 2013). Sin embargo, cabe señalar que algunos autores consideran la fibra como secundaria (por ejemplo: Dris y col. 2015). Otros microplásticos primarios como microperlas, cápsulas o gránulos (utilizados en cosméticos y productos de cuidado personal, depuradores industriales utilizados para limpieza con chorro abrasivo y gránulos vírgenes utilizados en procesos de fabricación de plástico, respectivamente) estaban ausentes. Se observó una falta similar de microperlas en el río Yangtze (Zhang, Gong y col. 2015) y el embalse de las Tres Gargantas (Zhang, Xiong y col. 2017) en China, el río Saigón en Vietnam (Lahens y col. 2018) y el Estuario del río Paraná en Argentina (Pazos, Bauer y Gómez 2018). No obstante, se observó una gran presencia de microperlas en los ríos Rin y San Lorenzo (Mani y col. 2015 y Castañeda y col. 2014, respectivamente) y en los grandes Lagos Laurentinos (Eriksen y col. 2013). En algunos países que se benefician de instalaciones avanzadas de tratamiento de residuos (principalmente en Europa y América del Norte), las emisiones de microplásticos secundarios son incluso más bajas que las de los microplásticos primarios (Gouin y col. 2015). Las pérdidas de microplásticos primarios pueden ocurrir durante las etapas de producción, transporte o reciclaje de plásticos, o durante la fase de uso de productos que contienen microplásticos (por ejemplo, microperlas originadas de limpiadores faciales ampliamente utilizados en países desarrollados; Napper y col. 2015; Gouin y col. 2015). Esto contrasta con los microplásticos secundarios que se originan principalmente a partir de residuos mal gestionados durante la eliminación de productos que contienen plásticos (Boucher y Friot 2017). La ausencia de microperlas en el sistema del río Paraná podría explicarse por estas diferencias en los hábitos de consumo y la gestión de residuos entre sociedades y países. Aquí, casi el 50% de los microplásticos registrados fueron partículas de película (como producto secundario del proceso avanzado de descomposición de bolsas), 33,1% de fibras (utilizadas en textiles) y 18,7% resultantes de partículas más gran-

des de plástico de origen incerto que se descomponen en elementos más pequeños (probablemente botella de bebida, envoltorio de comida y espumas)(Tabla 3). Por el contrario, otros estudios en ríos de países en desarrollo han informado de un predominio de fibras microplásticas (Zhang, Gong y col. 2015; Lahens y col. 2018), incluso en el estuario del río Paraná (Pazos, Bauer y Gómez 2018).

Las proporciones variables entre macro o mesoplásticos en nuestro estudio han demostrado que estos datos no pueden servir como sustitutos para el monitoreo de microplásticos (Tabla 4). Esto es importante ya que los voluntarios pueden realizar fácilmente estudios de desechos de macroplásticos, que han desempeñado un papel importante en muchos programas de monitoreo de desechos (Ribic y col. 2012).

4.2. Papel de las corrientes urbanas en la difusión del plástico

Los ríos y arroyos urbanos sufren de múltiples factores estresantes interactivos, especialmente en el Sur Global (Wang y col. 2017; Wantzen y col. 2019). En este estudio, el arroyo urbano Las Viejas parece jugar un papel crucial transportando grandes cantidades de residuos plásticos y depositándolos en la playa Thompson, inmediatamente aguas abajo hasta la confluencia con el río Paraná (Fig. 1d). Esta área de muestreo mostró la mayor concentración de desechos macro y microplásticos (Figs. 2 y 4). El arroyo Las Viejas discurre por toda la ciudad de Paraná, concentrando y transportando los residuos sólidos municipales mal gestionados. Según Xu y col. 2019 el desarrollo de sistemas de alcantarillado no ha alcanzado la velocidad de urbanización en los países en desarrollo, con graves consecuencias para la calidad del agua de los ríos urbanos. Por lo tanto, muchos ríos urbanos se convierten en los puntos finales de la contaminación plástica (McCormick y col. 2014; McCormick y col. 2016). De la misma manera que las lluvias y las inundaciones severas pueden aumentar drásticamente los niveles de plástico en el mar (Gündogdu, Çevik y col. 2018), es muy probable que el mismo fenómeno opere en arroyos urbanos que descargan en grandes sistemas fluviales.

Por otro lado, la isla Curupí presentó un promedio de 190 macroplásticos por transecto (contra 780 en el Thompson y solo 52 en la playa escondida; Tabla 1). Este sitio de muestreo estuvo dominado por dos artículos domésticos: botellas de bebidas y fragmentos de empaque de espuma (espuma de poliestireno; Fig. 2). Suponemos que estos plásticos legaron del arroyo Las Viejas. Los desechos flotantes son transportados por la corriente de río Paraná y los vientos dominantes del sur hasta las costas de la isla Curupí. Este proceso podría verse facilitado por la alta flotabilidad de estos elementos (densidad del EPS:

$11 - 32 \text{ kg m}^{-3}$; mientras que la densidad del PET es de 950 kg m^{-3} , las botellas inicialmente flotan debido al aire atrapado en el costado). De lo contrario, no se registraron bolsas de la compra y envoltorios de alimentos (artículos más abundantes en la playa Thompson) en la isla, lo que probablemente esté relacionado con su baja flotabilidad (densidad de HDPE: 950 kg m^{-3} ; LDPE: $917 - 930 \text{ kg m}^{-3}$; PP: 946 kg m^{-3} ; PS: 1066 kg m^{-3}).

Finalmente, no existe confluencias de ríos urbanos en la playa Escondida, que fue el área de muestreo menos contaminada. Esta playa mostró una composición de desechos plásticos completamente diferentes. Si bien las bolsas de la compra, la espuma de poliestireno y las botellas de bebidas estaban presentes, el artículo dominante era el hilo de pescar. Sugiere que el principal impacto lo dan los usuarios de la playa, la mayoría pescaderos artesanales y deportivos, y no los residuos municipales mal tratados provenientes de las grandes ciudades río arriba.

Los polímeros plásticos más comunes registrados en este estudio fueron HDPE, LPDE PP, PS Y EPS, que pueden ser muy dañinos para la fauna silvestre (Kyaw y col. 2012). Además, el PP y el PS se han registrado ampliamente en las partículas de envoltorios de alimentos (Tabla 1). Finalmente, los productos de EPS (a menudo denominados StyrofoamTM) (recipientes para llevar, vasos desechables, bandejas de espuma, etc.) se encontraron ampliamente en nuestro estudio (Tabla 1). El EPS se informa comúnmente como uno de los principales elementos de escombros recuperados de costas y playas en todo el mundo (Lee y col. 2013; *Trash Free Seas: International Coastal Cleanup - Ocean Conservancy* 2021). Como resultado, los productos EPS ahora se discuten para prohibirlos en varios países (UNEP 2018). En el presente estudio, el EPS fue el detrito mesoplástico más abundante (casi el 90%; Tabla 2). Zbyszewski, Corcoran y Hockin 2014 reportaron una proporción similar en mesoplásticos de los Grandes Lagos.

4.3. Ingestión de plástico por pescado y posibles impactos

Un estudio reciente reveló que se ha reportado ingestión de plástico en 427 especies de peces de más de 20 países alrededor del mundo (Azevedo-Santos y col. 2019), causando bloqueos internos y lesiones en el tracto digestivo de los peces (Cannon, Lavers y Figueiredo 2016; Nadal, Alomar y Deudero 2016). Registramos microplásticos en el tracto digestivo de 100% de las muestras de *P. lineatus* muestreadas, corroborando un estudio similar en el estuario de río Paraná (Pazos, Maiztegui y col. 2017)). Esto último podría explicarse por la estrategia de alimentación detritívora de esta especie y la gran cantidad de microplásticos registrados en el área de estudio. Por lo tanto,

la frecuencia de aparición de microplásticos en peces del río Paraná parece ser más alta que en otros ríos de América del Sur. Por ejemplo, en el estuario del Amazonas y la costa norte de Brasil se encontraron microplásticos en el 13,8% de los tractos digestivos examinados (Pegado y col. 2018), el 23% y el 13,4% en el estuario de Goiana (Possatto y col. 2011; Ramos, Barletta y Costa 2012, respectivamente). Sin embargo, reconocemos que el bajo número de ejemplares aquí estudiados no permite generalizaciones.

En nuestro estudio, la mayoría de los microplásticos registrados en el pescado fueron fibras (90%). De acuerdo, varios estudios a nivel mundial también han reportado mayor número de fibras ingeridas en comparación con otros tipos de microplásticos (Neves y col. 2015; Bellas y col. 2016; Nadal, Alomar y Deudero 2016; Pazos, Maiztegui y col. 2017). El razonamiento detrás del predominio de las fibras es la naturaleza diversa de este tipo de microplásticos, que puede tener su origen en la degradación de prendas de vestir, muebles y artes de pesca. De hecho, lavar (a través de una lavadora) una sola prenda sintética resultó en la liberación de aproximadamente 2000 microfibra (Anthony Browne y col. 2011; Carney Almroth y col. s.f.). Los mesoplásticos ingeridos por los peces no se registraron en este estudio. De hecho, este tamaño de rango apenas se ha registrado en el tracto digestivo de los peces (Jabeen y col. 2017).

5. Conclusiones

- 1.
2. La concentración de desechos plásticos registrada (macro, meso y microplásticos) fue varias veces mayor que los valores reportados anteriormente en la llanura aluvial del río Paraná. Las comparaciones con otros estudios en todo el mundo siguen siendo difíciles, ya que los protocolos metodológicos aún no están estandarizados; sin embargo, sugieren niveles masivos de contaminación en este mega-río de América del Sur.
3. Los macroplásticos registrados aquí tienen un origen doméstico (bolsas de compras, envoltorios de alimentos, botellas de bebidas y fragmentos de espuma de empaque), lo que sugiere una inadecuada recolección, procesamiento y disposición final de residuos en la región, que lamentablemente es recurrente en el Sur Global. La investigación adicional no debe pasar por alto los macroplásticos en esta región geopolítica, particularmente si se pretenden estimaciones confiables de los desechos plásticos globales que ingresan al océano desde los ríos.
4. Los microplásticos secundarios (originados por la

descomposición de artículos plásticos más grandes) eran más abundantes que los primarios (fabricados como microperlas, cápsulas, gránulos utilizados en la industria). Las microperlas (que se encuentran comúnmente en las regiones industrializadas) estaban ausentes en el río Paraná. Este hallazgo contrasta con estudios realizados en ambientes de agua dulce de países desarrollados, que sugieren una diferencia en los hábitos de consumo y los niveles de industrialización entre sociedades y economías del mundo desarrollado y en desarrollo.

5. La mayoría de los desechos plásticos registrados proceden de un arroyo urbano altamente contaminado, que atraviesa la ciudad de Paraná. Los ríos urbanos, particularmente es el Sur Global, son vulnerables a diferentes procesos y actividades urbanas que provocan la contaminación y degradación del ecosistema hídrico.
6. Registramos partículas microplásticas en el tracto digestivo del 100 % de los especímenes de *P lineatus*, la mayoría de ellas fibras. Si bien reconocemos el bajo número de peces recolectados, este hallazgo evidenció que los microplásticos han penetrado en las redes alimentarias acuáticas y nichos ecológicos en el río Paraná, lo que refuerza la necesidad de más estudios. Contrariamente a nuestras expectativas, los elementos macroplásticos o mesoplásticos no servirían como sustitutos para los estudios de microplásticos (y viceversa), lo que sugiere que todos los tamaños de desechos plásticos deben considerarse en estudios posteriores.

Bibliografía

- [1] Marti J. Anderson. "Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression". En: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58.3 (2001), págs. 626-639. ISSN: 0706652X. DOI: 10.1139/cjfas-58-3-626.
- [2] MJ Anderson. "CAP: a FORTRAN computer program for canonical analysis of principal coordinates". En: *Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand* (2004).
- [3] Mark Anthony Browne y col. "Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks". En: *Environmental Science Technology* 45.21 (oct. de 2011), págs. 9175-9179. DOI: 10.1021/es201811s.
- [4] Valter M Azevedo-Santos y col. *Plastic ingestion by fish: A global assessment*. eng. Dic. de 2019. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.112994.
- [5] Austin K Baldwin, Steven R Corsi y Sherri A Mason. "Plastic Debris in 29 Great Lakes Tributaries: Relations to Watershed Attributes and Hydrology". En: (2016). DOI: 10.1021/acs.est.6b02917. URL: <https://pubs.acs.org/sharingguidelines>.

- [6] Batdulam Battulga, Masayuki Kawahigashi y Bolormaa Oyun-tsetseg. "Distribution and composition of plastic debris along the river shore in the Selenga River basin in Mongolia". En: *Environmental Science and Pollution Research* 26.14 (2019), págs. 14059-14072. ISSN: 1614-7499. DOI: 10.1007/s11356-019-04632-1. URL: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04632-1>.
- [7] Juan Bellas y col. "Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts". En: *Marine Pollution Bulletin* 109.1 (2016), págs. 55-60. ISSN: 0025-326X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.026>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X16304301>.
- [8] Filipa Bessa y col. "Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment". En: *Marine Pollution Bulletin* 128 (2018), págs. 575-584. ISSN: 0025-326X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.044>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X18300547>.
- [9] Martin C M Blettler y col. "Plastic pollution in freshwater ecosystems: macro-, meso-, and microplastic debris in a floodplain lake". En: *Environmental Monitoring and Assessment* 189.11 (2017), pág. 581. ISSN: 1573-2959. DOI: 10.1007/s10661-017-6305-8. URL: <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6305-8>.
- [10] Julien Boucher y Damien Friot. *Primary Microplastics in the Oceans*. Vol. 111. 2017, págs. 18-26. ISBN: 9782831718279. URL: <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en>.
- [11] Seon M E Cannon, Jennifer L Lavers y Bianca Figueiredo. "Plastic ingestion by fish in the Southern Hemisphere: A baseline study and review of methods". En: *Marine Pollution Bulletin* 107.1 (2016), págs. 286-291. ISSN: 0025-326X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.057>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X16301850>.
- [12] Bethanie M Carney Almroth y col. "Quantifying shedding of synthetic fibers from textiles; a source of microplastics released into the environment". En: () . DOI: 10.1007/s11356-017-0528-7. URL: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0528-7>.
- [13] Rowshyra A Castañeda y col. "Microplastic pollution in St. Lawrence River sediments". En: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71.12 (2014), págs. 1767-1771. DOI: 10.1139/cjfas-2014-0281. URL: <https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0281>.
- [14] a Cheshire y col. *UNEP/IOC Guidelines on survey and monitoring of marine litter*. 186. 2009, 120 pp. ISBN: 9789280730272. URL: http://www.unep.org/regionalseas/marinelitter/publications/docs/Marine_Litter_Survey_and_Monitoring_Guidelines.pdf.
- [15] Jennifer Clapp y Linda Swanston. "Doing away with plastic shopping bags: International patterns of norm emergence and policy implementation". En: *Environmental Politics* 18.3 (2009), págs. 315-332. ISSN: 09644016. DOI: 10.1080/09644010902823717.
- [16] Matthew Cole, Pennie Lindeque, Elaine Fileman y col. "Microplastic Ingestion by Zooplankton". En: *Environmental Science Technology* 47.12 (jun. de 2013), págs. 6646-6655. DOI: 10.1021/es400663f.
- [17] Matthew Cole, Pennie Lindeque, Claudia Halsband y col. "Microplastics as contaminants in the marine environment: A review". En: *Marine Pollution Bulletin* 62.12 (2011), págs. 2588-2597. ISSN: 0025-326X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X11005133>.
- [18] Jeremy L Conkle, Christian D Báez Del Valle y Jeffrey W Turner. "Are We Underestimating Microplastic Contamination in Aquatic Environments?" En: *Environmental Management* 61.1 (2018), págs. 1-8. ISSN: 1432-1009. DOI: 10.1007/s00267-017-0947-8. URL: <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0947-8>.
- [19] Rachid Dris y col. "Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris". En: *Environmental Chemistry* 12.5 (2015), págs. 592-599.
- [20] Marcus Eriksen y col. "Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes". En: *Marine Pollution Bulletin* 77.1 (2013), págs. 177-182. ISSN: 0025-326X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.007>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X13006097>.
- [21] Luis Alberto Espinola y col. "Response of fish assemblage structure to changing flood and flow pulses in a large subtropical river". En: *Marine and Freshwater Research* 68.2 (2016), págs. 319-330.
- [22] FAO. (*Food and Agriculture Organization*) *The State of World Fisheries and Aquaculture 2016, in Contributing to Food Security and Nutrition for All*. Vol. 2. Rome, 2016, pág. 20. ISBN: 9780791855669. DOI: 10.1115/PVP2013-97440.
- [23] Florian Faure y col. "Plastic pollution in Swiss surface waters: Nature and concentrations, interaction with pollutants". En: *Environmental Chemistry* 12 (2015). DOI: 10.1071/EN14218.
- [24] J.P.G.L. Frias, V Otero y P Sobral. "Evidence of microplastics in samples of zooplankton from Portuguese coastal waters". En: *Marine Environmental Research* 95 (2014), págs. 89-95. ISSN: 0141-1136. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.01.001>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141113614000099>.
- [25] Johnny Gasperi y col. "Assessment of floating plastic debris in surface water along the Seine River". En: *Environmental Pollution* 195 (2014), págs. 163-166. ISSN: 0269-7491. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.09.001>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749114003807>.
- [26] Todd Gouin y col. "Use of micro-plastic beads in cosmetic products in Europe and their estimated emissions to the North Sea environment". En: *SOFW-Journal* 141 (2015), págs. 1-33.
- [27] Lilliana Abarca Guerrero, Ger Maas y William Hogland. "Solid waste management challenges for cities in developing countries". En: *Waste Management* 33.1 (2013), págs. 220-232. ISSN: 0956-053X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.008>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X12004205>.
- [28] Sedat Gündoğdu y Cem Çevik. "Micro- and mesoplastics in Northeast Levantine coast of Turkey: The preliminary results from surface samples". En: *Marine Pollution Bulletin* 118.1 (2017), págs. 341-347. ISSN: 0025-326X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.002>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X17302084>.

- [29] Sedat Gündogdu, Cem Çevik y col. "How microplastics quantities increase with flood events? An example from Mersin Bay NE Levantine coast of Turkey". En: *Environmental Pollution* 239 (2018), págs. 342-350. ISSN: 0269-7491. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.042>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749118300939>.
- [30] Fred Guterl. *Best Countries in Science: SA's Global Science Scorecard - Scientific American Blog Network*. 2012. URL: <https://blogs.scientificamerican.com/observations/best-countries-in-science-sas-global-science-scorecard/> (visitado 07-08-2021).
- [31] Valeria Hidalgo-Ruz y col. "Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification". En: *Environmental Science Technology* 46.6 (mar. de 2012), págs. 3060-3075. DOI: [10.1021/es2031505](https://doi.org/10.1021/es2031505).
- [32] Hannes K Imhof y col. "Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles". En: *Current biology* 23.19 (2013), R867-R868.
- [33] Khalida Jabeen y col. "Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China". En: *Environmental Pollution* 221 (2017), págs. 141-149. ISSN: 0269-7491. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.055>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749116311666>.
- [34] Silpa Kaza y col. *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. World Bank. 2018. ISBN: 9781464813290.
- [35] Issam A Al-Khatib y col. "Solid waste characterization, quantification and management practices in developing countries. A case study: Nablus district – Palestine". En: *Journal of Environmental Management* 91.5 (2010), págs. 1131-1138. ISSN: 0301-4797. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.01.003>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479710000046>.
- [36] Sascha Klein, Eckhard Worch y Thomas P. Knepper. "Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in River Shore Sediments of the Rhine-Main Area in Germany". En: *Environmental Science Technology* 49.10 (mayo de 2015), págs. 6070-6076. DOI: [10.1021/acs.est.5b00492](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00492).
- [37] Bhone Myint Kyaw y col. "Biodegradation of Low Density Polyethylene (LDPE) by Pseudomonas Species". En: *Indian Journal of Microbiology* 52.3 (2012), págs. 411-419. ISSN: 0973-7715. DOI: [10.1007/s12088-012-0250-6](https://doi.org/10.1007/s12088-012-0250-6). URL: <https://doi.org/10.1007/s12088-012-0250-6>.
- [38] Lisa Lahens y col. "Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity". En: *Environmental Pollution* 236 (2018), págs. 661-671. ISSN: 0269-7491. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.005>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749117330579>.
- [39] Edgardo M Latrubesse. "Patterns of anabranching channels: The ultimate end-member adjustment of mega rivers". En: *Geomorphology* 101.1 (2008), págs. 130-145. ISSN: 0169-555X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.05.035>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169555X08002389>.
- [40] Laurent C M Lebreton y col. "ARTICLE River plastic emissions to the world's oceans". En: (2017). DOI: [10.1038/ncomms15611](https://doi.org/10.1038/ncomms15611). URL: www.nature.com/naturecommunications.
- [41] Jongmyoung Lee y col. "Relationships among the abundances of plastic debris in different size classes on beaches in South Korea". En: *Marine Pollution Bulletin* 77.1 (2013), págs. 349-354. ISSN: 0025-326X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.08.013>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X13004657>.
- [42] Jiana Li y col. "Microplastics in mussels along the coastal waters of China". En: *Environmental Pollution* 214 (2016), págs. 177-184. ISSN: 0269-7491. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.012>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749116302767>.
- [43] Sherry Lippiatt, Sarah Opfer y Courtney Arthur. "Marine debris monitoring and assessment: recommendations for monitoring debris trends in the marine environment". En: (2013).
- [44] Thomas Mani y col. "Microplastics profile along the Rhine River". En: *Scientific Reports* 5.1 (2015), pág. 17988. ISSN: 2045-2322. DOI: [10.1038/srep17988](https://doi.org/10.1038/srep17988). URL: <https://doi.org/10.1038/srep17988>.
- [45] Julie Masura y col. "Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments". En: (2015).
- [46] Amanda R McCormick y col. "Microplastic in surface waters of urban rivers: concentration, sources, and associated bacterial assemblages". En: *7.11* (2016). DOI: [10.1002/ecs2.1556](https://doi.org/10.1002/ecs2.1556). URL: www.esajournals.org.
- [47] Amanda McCormick y col. "Microplastic is an Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River". En: *Environmental Science Technology* 48.20 (oct. de 2014), págs. 11863-11871. DOI: [10.1021/es503610r](https://doi.org/10.1021/es503610r).
- [48] Zhu Minghua y col. "Municipal solid waste management in Pudong New Area, China". En: *Waste Management* 29.3 (2009), págs. 1227-1233. ISSN: 0956-053X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.07.016>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X08002924>.
- [49] David Morritt y col. "Plastic in the Thames: A river runs through it". En: *Marine Pollution Bulletin* 78.1 (2014), págs. 196-200. ISSN: 0025-326X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.035>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X13006565>.
- [50] TSGML MSFD. "Guidance on monitoring of marine litter in European seas". En: *A Guidance Document within the Common Implementation Strategy for the Marine Strategy Framework Directive. Technical Subgroup on Marine Litter. Luxembourg: Publications Office of the European Union* 26113 (2013).
- [51] M A Nadal, C Alomar y S Deudero. "High levels of microplastic ingestion by the semipelagic fish bogue *Boops boops* (L.) around the Balearic Islands". En: *Environmental Pollution* 214 (2016), págs. 517-523. ISSN: 0269-7491. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.054>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749116303219>.
- [52] Imogen E Napper y col. "Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics". En: *Marine Pollution Bulletin* 99.1 (2015), págs. 178-185. ISSN: 0025-326X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.029>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X1500449X>.

- [53] Diogo Neves y col. "Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast". En: *Marine Pollution Bulletin* 101.1 (2015), págs. 119-126. ISSN: 0025-326X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.008>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X15301582>.
- [54] Fredrik Norén. "Small plastic particles in coastal Swedish waters". En: *Kimo Sweden* 11 (2007), págs. 1-11.
- [55] Huase Ou y Eddy Y Zeng. "Chapter 10 - Occurrence and Fate of Microplastics in Wastewater Treatment Plants". En: *Microplastic Contamination in Aquatic Environments*. Ed. por Eddy Y Zeng. Elsevier, 2018, págs. 317-338. ISBN: 978-0-12-813747-5. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813747-5.00010-2>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128137475000102>.
- [56] Rocío S Pazos, Delia E Bauer y Nora Gómez. "Microplastics integrating the coastal planktonic community in the inner zone of the Río de la Plata estuary (South America)". En: *Environmental Pollution* 243 (2018), págs. 134-142. ISSN: 0269-7491. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.064>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S026974911831087X>.
- [57] Rocío S Pazos, Tomás Maiztegui y col. "Microplastics in gut contents of coastal freshwater fish from Río de la Plata estuary". En: *Marine Pollution Bulletin* 122.1 (2017), págs. 85-90. ISSN: 0025-326X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.007>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X17304873>.
- [58] Tamiris de Souza e.Silva Pegado y col. "First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary". En: *Marine Pollution Bulletin* 133 (ago. de 2018), págs. 814-821. ISSN: 0025-326X. DOI: [10.1016/J.MARPOLBUL.2018.06.035](https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2018.06.035).
- [59] Guyu Peng y col. "Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China". En: *Environmental Pollution* 225 (2017), págs. 283-290. ISSN: 0269-7491. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.064>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749116308338>.
- [60] VD Pillar. "MULTIV: Multivariate exploratory analysis, randomization testing and bootstrap resampling". En: *User's guide* 24 (2006).
- [61] Fernanda E Possatto y col. "Plastic debris ingestion by marine catfish: An unexpected fisheries impact". En: *Marine Pollution Bulletin* 62.5 (2011), págs. 1098-1102. ISSN: 0025-326X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.01.036>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X11000567>.
- [62] Jonas A.A. Ramos, Mário Barletta y Monica F. Costa. "Ingestion of nylon threads by girelidae while using a tropical estuary as foraging grounds". En: *Aquatic Biology* 17.1 (2012), págs. 29-34. ISSN: 18647782. DOI: [10.3354/ab00461](https://doi.org/10.3354/ab00461).
- [63] Christine A Ribic y col. "Trends in marine debris along the U.S. Pacific Coast and Hawai'i 1998–2007". En: *Marine Pollution Bulletin* 64.5 (2012), págs. 994-1004. ISSN: 0025-326X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.02.008>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X12000860>.
- [64] RIC. "Standard Practice for Codig Plastic Manufactured Articles for Resin Identification". En: (2016).
- [65] Chelsea M. Rochman y col. "Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption". En: *Scientific Reports* 5 (2015), pág. 14340. ISSN: 20452322. DOI: [10.1038/srep14340](https://doi.org/10.1038/srep14340). URL: www.nature.com/scientificreports/.
- [66] Christian Schmidt, Tobias Krauth y Stephan Wagner. "Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea". En: *Environmental Science Technology* 51.21 (oct. de 2017), págs. 12246-12253. DOI: [10.1021/acs.est.7b02368](https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368).
- [67] Jacqueline Santos Silva-Cavalcanti y col. "Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource". En: *Environmental Pollution* 221 (2017), págs. 218-226. ISSN: 0269-7491. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.068>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S026974911632396X>.
- [68] Young Kyoung Song y col. "A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples". En: *Marine Pollution Bulletin* 93.1 (2015), págs. 202-209. ISSN: 0025-326X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.01.015>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X15000314>.
- [69] Lei Su y col. "Microplastics in Taihu Lake, China". En: *Environmental Pollution* 216 (2016), págs. 711-719. ISSN: 0269-7491. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.036>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749116305243>.
- [70] Lance T. Yonkos y col. "Microplastics in Four Estuarine Rivers in the Chesapeake Bay, U.S.A.". En: *Environmental Science Technology* 48.24 (nov. de 2014), págs. 14195-14202. DOI: [10.1021/es5036317](https://doi.org/10.1021/es5036317).
- [71] *Trash Free Seas: International Coastal Cleanup - Ocean Conservancy*. URL: <https://oceanconservancy.org/trash-free-seas/international-coastal-cleanup/> (visitado 07-08-2021).
- [72] United Nations Human Settlements Programme. Vol. 21. 4. Nairobi, Kenya, 2016, pág. 247. ISBN: 9789211333954. DOI: [10.1097/NCM.0000000000000166](https://doi.org/10.1097/NCM.0000000000000166).
- [73] Peter Vermeiren, Cynthia C Muñoz y Kou Ikehima. "Sources and sinks of plastic debris in estuaries: A conceptual model integrating biological, physical and chemical distribution mechanisms". En: *Marine Pollution Bulletin* 113.1 (2016), págs. 7-16. ISSN: 0025-326X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.002>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X16308189>.
- [74] Wenfeng Wang y col. "Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China". En: *Science of The Total Environment* 575 (2017), págs. 1369-1374. ISSN: 0048-9697. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.213>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896971632143X>.
- [75] Karl M Wantzen y col. "Urban stream and wetland restoration in the Global South—A DPSIR analysis". En: *Sustainability* 11.18 (2019), pág. 4975.
- [76] John E. Weinstein, Brittany K. Crocker y Austin D. Gray. "From macroplastic to microplastic: Degradation of high-density polyethylene, polypropylene, and polystyrene in a salt marsh habitat". En: *Environmental Toxicology and Chemistry* 35.7 (2016), págs. 1632-1640. ISSN: 15528618. DOI: [10.1002/etc.3432](https://doi.org/10.1002/etc.3432).

- [77] Jikke van Wijnen, Ad M J Ragas y Carolien Kroese. "Modelling global river export of microplastics to the marine environment: Sources and future trends". En: *Science of The Total Environment* 673 (2019), págs. 392-401. ISSN: 0048-9697. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.078>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719315980>.
- [78] CM Wong y col. "World's top 10 rivers at risk". En: *esocialsciences.com Working Papers* (2007).
- [79] Chenxi Wu, Kai Zhang y Xiong Xiong. *Microplastic pollution in inland waters focusing on Asia*. Vol. 58. 2018, págs. 85-99. ISBN: 9783319616148. DOI: 10.1007/978-3-319-61615-5_5.
- [80] Xiong Xiong y col. "Sources and distribution of microplastics in China's largest inland lake – Qinghai Lake". En: *Environmental Pollution* 235 (2018), págs. 899-906. ISSN: 0269-7491. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.081>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749117345591>.
- [81] Zuxin Xu y col. "Urban river pollution control in developing countries". En: *Nature Sustainability* 2.3 (2019), págs. 158-160. ISSN: 2398-9629. DOI: 10.1038/s41893-019-0249-7. URL: <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0249-7>.
- [82] Maciej Zbyszewski, Patricia L Corcoran y Alexandra Hockin. "Comparison of the distribution and degradation of plastic debris along shorelines of the Great Lakes, North America". En: *Journal of Great Lakes Research* 40.2 (2014), págs. 288-299. ISSN: 0380-1330. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.02.012>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S038013301400046X>.
- [83] Kai Zhang, Wen Gong y col. "Accumulation of floating microplastics behind the Three Gorges Dam". En: *Environmental Pollution* 204 (2015), págs. 117-123. ISSN: 0269-7491. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.04.023>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749115002122>.
- [84] Kai Zhang, Xiong Xiong y col. "Occurrence and Characteristics of Microplastic Pollution in Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir, China". En: *Environmental Science Technology* 51.7 (mar. de 2017), págs. 3794-3801. DOI: 10.1021/acs.est.7b00369.