

**PONTIFICIA UNIVERSIDAD
CATÓLICA DEL PERÚ**
Escuela de Posgrado



*Desarrollo de metodologías para la cuantificación de residuos plásticos
que ingresan al océano y su influencia en el agotamiento de recursos
abióticos*

Tesis para obtener el grado académico de Doctora en Ingeniería que
presenta:

Diana Ita Nagy

Asesor:

Ian Vázquez Rowe

Co-asesor:

Ramzy Francis Kahhat Abedrabbo

Lima, 2023

Informe de Similitud

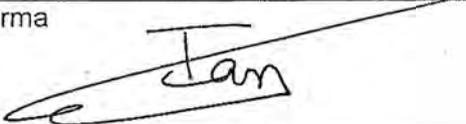
Nosotros, Ian Vázquez Rowe y Ramzy Francis Kahhat Abedrabbo, docentes de la Escuela de Posgrado de la Pontificia Universidad Católica del Perú, asesor y co-asesor, respectivamente, de la tesis de investigación titulada "Desarrollo de metodologías para la cuantificación de residuos plásticos que ingresan al océano y su influencia en el agotamiento de recursos abióticos, de la autora Diana Ita Nagy, dejamos constancia de lo siguiente:

- El mencionado documento tiene un índice de puntuación de similitud de 25%. Así lo consigna el reporte de similitud emitido por el software *Turnitin* el 31/03/2023. Después de revisar el informe y detectar que los únicos porcentajes superiores al 1% son los artículos científicos que presenta la candidata al doctorado para su propio trabajo de investigación, consideramos que podemos proceder con el documento sin cambios.

En consecuencia, al revisar con detalle dicho reporte y la Tesis o Trabajo de Suficiencia Profesional, no hemos advertido indicios de plagio.

Las citas a otros autores y sus respectivas referencias cumplen con las pautas académicas.

San Miguel, Lima, a 3 de abril de 2023

Apellidos y nombres del asesor:	
Ian Vázquez Rowe	
CE: 001084152	Firma
ORCID: https://orcid.org/0000-0002-7469-2033	

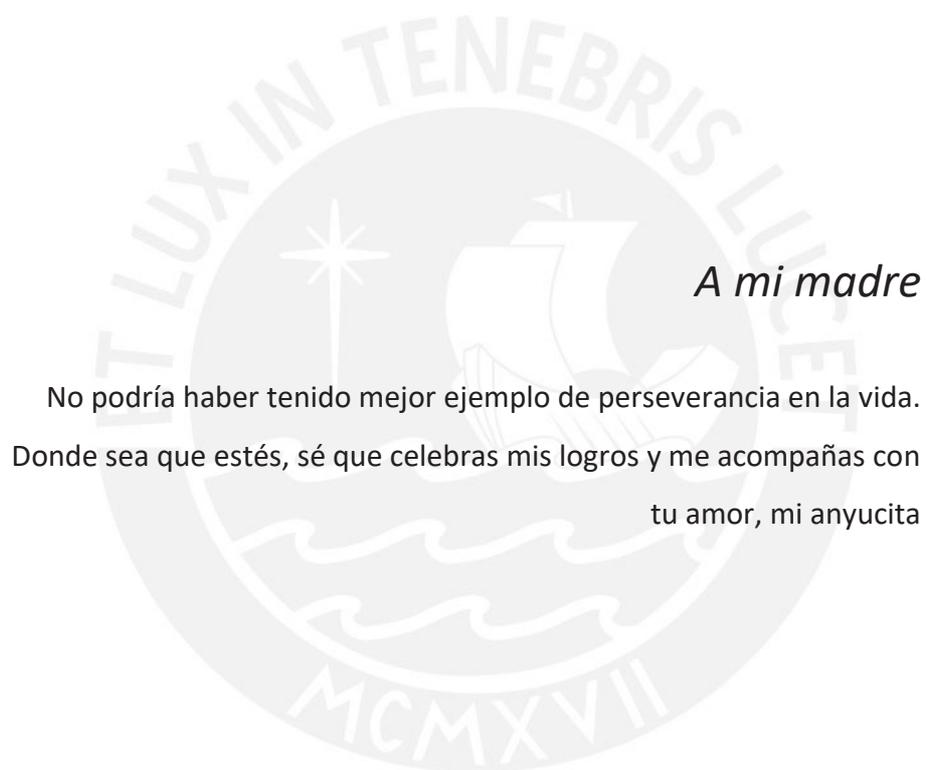
Apellidos y nombres del co-asesor:	
Ramzy Kahhat Abedrabbo	
DNI: 08746262	Firma
ORCID: http://orcid.org/0000-0001-7321-2256	

Desarrollo de metodologías para la cuantificación de residuos plásticos que ingresan al océano y su influencia en el agotamiento de recursos abióticos

Tesis doctoral por Diana Ita Nagy



Supervisores:
Dr. Ian Vázquez-Rowe
Dr. Ramzy Kahhat



A mi madre

No podría haber tenido mejor ejemplo de perseverancia en la vida.
Donde sea que estés, sé que celebras mis logros y me acompañas con
tu amor, mi anyucita

Agradecimiento

Aún recuerdo el día que decidí aventurarme en este proceso doctoral. Con una idea en mente, algunos nervios y mucha incertidumbre me acerqué a quienes se han convertido en mis guías en este camino, Dr. Ian Vázquez-Rowe y Dr. Ramzy Kahhat, sin saber lo que iba a pasar. El camino no ha sido fácil, pero no estaría aquí sin ellos, sin sus palabras de aliento, su disposición y apoyo constante. ¡Gracias! Gracias por confiar en mi trabajo, por empujarme a seguir y mostrarme el camino cuando las cosas se ponían difíciles. Gracias por ser maestros y amigos, por celebrar mis logros y compartir sus conocimientos e ideas. Gracias, porque no habría llegado tan lejos sin ustedes. Agradezco también el apoyo de mis compañeros PELCAN y profesores de la facultad, por haber compartido conmigo este tiempo de formación académica. El tiempo voló y hoy me toca cerrar esta puerta para abrir otras nuevas.

Gracias también a mi familia, a mi padre y mis hermanos, que jamás dudaron de mí, de mi capacidad y perseverancia. Gracias por sus consejos, su interés en mi trabajo, sus bromas y compañía, desde lejos, desde cerca. Gracias a mi madre, que, aunque no esté, la siento y la tengo presente en cada paso que doy. Gracias a mi compañero de vida, tus consejos, tus palabras de aliento. Gracias por leer mis textos, escucharme exponer repetidas veces los mismos temas, y lidiar con mis miedos y momentos de flaqueza. Gracias porque nunca dejaste (ni dejarás) que me rinda. Gracias a mis amigas, mi familia elegida, por acompañarme siempre con amor. Sé que siempre puedo contar con ustedes, y agradezco a la vida por haberlas puesto en mi camino. Finalmente, gracias también a mis compañeros de cuatro patas, nada mejor para levantar los ánimos que esas caritas de amor incondicional.

La vida ha sido muy generosa conmigo, y espero poder contribuir un poco de vuelta, haciendo siempre el mundo que me rodea un poquito mejor.

Disclaimer

El trabajo de investigación que se presenta a continuación es un compendio de los artículos científicos publicados en revistas internacionales durante el periodo de trabajo doctoral. Dichos artículos científicos cumplen con los requisitos solicitados por la Escuela de Posgrado de la Pontificia Universidad Católica del Perú para adquirir el título de Doctor en Ingeniería. Los artículos utilizados en esta tesis se encuentran mencionados en el Capítulo 8.



Tabla de Contenido

<i>Agradecimiento</i>	<i>i</i>
<i>Disclamer</i>	<i>ii</i>
<i>Resumen</i>	<i>ix</i>
<i>Abstract</i>	<i>x</i>
<i>Resumen ejecutivo</i>	<i>xi</i>
<i>Executive Abstract</i>	<i>xv</i>
<i>Abreviaciones</i>	<i>xix</i>
<i>Glosario</i>	<i>xxi</i>
CAPÍTULO 1 <i>Introducción</i>	1
1.1 Objetivos y estructura de la tesis	5
CAPÍTULO 2 <i>Estado del Arte</i>	8
2.1 La basura marina, causas y consecuencias de una problemática global	8
2.2 La urbanización y su conexión con la basura marina	10
2.3 La basura plástica: macroplásticos y microplásticos	12
2.4 Evidencia de emisión de microplásticos al océano en América Latina y el Caribe	13
2.5 Principales fuentes de contaminación de microplásticos en América Latina	25
2.6 Presencia de los microplásticos en los entornos locales y la biodiversidad.. ..	27
CAPÍTULO 3 <i>Metodología</i>	30
3.1 Diagnóstico del manejo de residuos sólidos urbanos en la cuenca peruana del Pacífico.....	30
3.2 Cuantificación de flujos	37
3.3 Desarrollo de categorías de evaluación de impacto en el ACV	39

3.3.1	Agotamiento de recursos abióticos no renovables	43
3.3.2	Potencial de Agotamiento Abiótico	44
3.3.3	Desarrollo de Factores de Caracterización	46
CAPÍTULO 4		
<i>Desarrollo de una metodología para cuantificar los residuos plásticos mal gestionados que ingresan al océano en los países costeros.....</i>		50
4.1	El efecto de las barreras naturales o artificiales en el transporte de los residuos sólidos	51
4.2	Identificación de barreras naturales y antropogénicas	53
4.2.1	Urbanización y sistemas de manejo de residuos sólidos	53
4.2.2	Características de las cuencas de ríos.....	54
4.2.3	Centrales hidroeléctricas	58
4.2.4	Canales de riego y sistemas de drenaje.....	60
4.2.5	Reciclaje formal y recicladores informales	62
4.2.6	Velocidad y dirección del viento.....	62
4.2.7	Desastres naturales	65
4.3	Medición de residuos plásticos mal gestionados que llegan al océano ...	67
4.4	Aplicación de la metodología propuesta a la Región de Piura (caso de estudio)	74
CAPÍTULO 5		
<i>Desarrollo de una metodología para cuantificar los impactos ambientales de los residuos plásticos mal gestionados que ingresan al océano en los países costeros.....</i>		80
5.1	Agotamiento de recursos en ACV	82
5.2	Desarrollo de factores de caracterización.....	86
5.3	Aplicación de la metodología propuesta a contenedores plásticos de un solo uso	90
5.3.1	Metodología.....	91
5.3.2	Resultados y discusiones	97
CAPÍTULO 6		
<i>Conclusiones y recomendaciones.....</i>		103
CAPÍTULO 7		
<i>Referencias.....</i>		108
CAPÍTULO 8		
<i>Artículos científicos y actividades de diseminación</i>		142

8.1	Artículos científicos utilizados en la elaboración del trabajo doctoral... 142
8.2	Artículos científicos desarrollados durante el periodo doctoral..... 142
8.3	Actividades de diseminación 143
<i>Anexos</i>145	

Lista de Tablas

Tabla 2-1. Cuadro resumen de artículos revisados relacionados a la presencia de microplásticos (MP) en áreas costeras de América Latina y el Caribe, incluyendo ubicación de muestreo y principales hallazgos.....	17
Tabla 3-1. Fuentes de información incluidas en la evaluación del manejo de RSU a lo largo de la cuenca peruana del Pacífico.	32
Tabla 3-2. Trabajo de campo realizado en diferentes cuencas, desembocaduras de ríos y playas a lo largo del país, como parte de la evaluación de la cuenca peruana del Pacífico.....	33
Tabla 4-1. Coeficientes de disipación de residuos sólidos propuestos	73
Tabla 4-2. Estimaciones de plásticos que ingresan al océano (pWtO) en la región de Piura (Perú) considerando los residuos sólidos municipales mal manejados durante el año 2018.	78
Tabla 5-1. Perspectivas del rol de los recursos (adaptado de Schulze et al., 2020).	85
Tabla 5-2. Calor de combustión neta de polímeros plásticos y combustibles fósiles	88
Tabla 5-3. Factores de caracterización desarrollados para cinco polímeros plásticos considerando la capacidad de dispersión en el ambiente de cada uno	

dentro del sector de empaquetado, en MJ HDPE _{eq} por MJ de material polimérico disipado y por kg de material polimérico disipado	89
Tabla 5-4. Descripción de escenarios de fin de vida	92
Tabla 5-5. Datos del inventario de ciclo de vida	94
Tabla 5-6. Cargas ambientales por categoría de impacto para los cinco sistemas evaluados (datos reportados en función de la UF: 1000 contenedores).	98

Lista de Figuras

Figura 2-1. Número de artículos publicados por año	14
Figura 2-2. Número de artículos publicados por país por año	14
Figura 3-1. Proceso iterativo para el desarrollo de un MFA (adaptado de Brunner & Rechberger, 2004).....	38
Figura 3-2. Fases en un Análisis de Ciclo de Vida (adaptado de ISO 14040:2006a)	40
Figura 3-3. Relación entre las intervenciones antropogénicas, categorías de punto medio y categorías de punto final en el marco del ACV	41
Figura 3-4. Ejemplificación del sistema considerado durante la cuantificación de impactos por escasez de recursos abióticos para a: agotamiento de recursos relacionados a la extracción; y b: agotamiento de recursos relacionados a la disipación de estos en la naturaleza.	45
Figura 3-5. Ruta de impacto de la pérdida de recursos abióticos partiendo de la generación de residuos plásticos y su posterior acumulación en el medio natural.....	48

Figura 4-1. Clasificación de las cuencas hidrográficas de la Cuenca del Pacífico Peruano según su estacionalidad. El tono verde representa cuencas perennes, mientras que el naranja indica cuencas intermitentes. 62 ríos componen esta cuenca, 18 se secan durante la estación seca. Las áreas entre cuencas, en blanco, se denominan intercuencas.	56
Figura 4-2. Representación gráfica de los factores influyentes en la contaminación plástica del océano desde fuentes terrestres.....	68
Figura 4-3. Área de estudio. Los puntos negros representan los principales botaderos a cielo abierto ubicados en la región. Los triángulos amarillos representan barreras antrópicas identificadas. La Figura 4-2a muestra las ocho provincias dentro de la Región de Piura. La Figura 4-2b representa sus cuencas hidrográficas.	76
Figura 4-4. Representación gráfica de las cantidades de residuos plásticos que ingresan al océano (pWtO) en la región Piura por provincia y per cápita para los escenarios inferior y superior. La Figura 4-4a muestra las cantidades de pWtO en el año 2018, antes de la construcción de cuatro rellenos sanitarios. La Figura 4-4b muestra la cantidad de pWtO asumiendo condiciones ceteris paribus e incluyendo los cuatro rellenos sanitarios construidos en el período 2019-2021.	79
Figura 5-1. Cargas ambientales por categoría de impacto para los cinco sistemas evaluados (datos reportados en función de la UF: 1000 contenedores). La Figura 5-1a representa las variaciones según los diferentes escenarios de fin de vida para la categoría de Cambio Climático; la Figura 5-1b para la categoría de Agotamiento Abiótico; y la Figura 5-1c para la categoría Marine Circularity Loss.....	98
Figura 5-2. Contribución relativa por etapa de ciclo de vida para los cinco sistemas evaluados y las categorías de impacto cambio climático y	

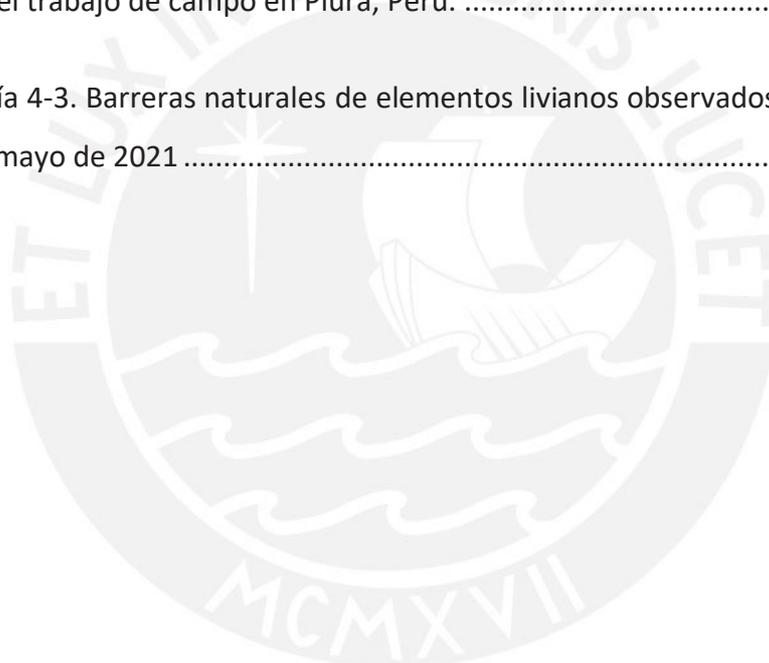
agotamiento abiótica. Se representan únicamente los resultados del escenario 1 (100 % dispuesto en relleno sanitario).100

Lista de Fotografías

Fotografía 4-1. Acumulación de basura en las costas peruanas. Fotografías tomadas durante trabajo de campo en la desembocadura del Río Chillón, Lima, Perú.....58

Fotografía 4-2. Canales de riego y sistemas de drenaje como barreras antropogénicas en el transporte de residuos sólidos. Fotografía tomada durante el trabajo de campo en Piura, Perú.61

Fotografía 4-3. Barreras naturales de elementos livianos observados en Pisco, Perú en mayo de 202164



En los últimos años, ha habido un aumento significativo en la atención internacional hacia la acumulación de plásticos en el mar. Aunque se han realizado esfuerzos para cuantificar fuentes y cantidades exactas de residuos, así como entender sus impactos, estos intentos siguen siendo limitados. Para abordar esta problemática, herramientas como el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) deben ser mejoradas e incluir indicadores que estén relacionados con el potencial daño ambiental de las partículas plásticas en la naturaleza. Además, se requiere el desarrollo de inventarios de ciclo de vida (ICV) que contemplen los flujos de plásticos mal gestionados que ingresan al medio ambiente.

En este contexto, esta tesis de doctorado presenta dos objetivos principales. Por un lado, diseñar una metodología para la cuantificación de flujos plásticos que estarían entrando al océano desde fuentes terrestres, con el fin de impulsar la creación de ICVs que los incluyan. Por otro lado, desarrollar una categoría de impacto de agotamiento de recursos abióticos que considere el efecto de la disipación de polímeros plásticos en la naturaleza.

La primera parte del estudio permitió identificar diferentes barreras antrópicas y naturales que afectan el movimiento de los residuos hacia el mar, y diseñar una ecuación que ilustre la relevancia de los efectos de retención de plásticos. En la segunda parte, se desarrolló una categoría de impacto ambiental para cuantificar las consecuencias de estos flujos de materiales mal manejados dentro del ACV. La categoría de impacto, llamada *marine circularity loss*, cuantifica la pérdida de materiales plásticos en el océano que no podrían reingresar a la cadena de valor. Se espera que estos avances en la cuantificación de flujos de residuos plásticos y sus impactos en el océano permitan una toma de decisiones más adecuada frente a esta situación.

Palabras clave: agotamiento de recursos, análisis de ciclo de vida, inventarios de ciclo de vida, plásticos marinos, residuos plásticos, residuos sólidos.

Abstract

In recent years, the accumulation of marine plastic has gained international attention. However, attempts to quantify sources, magnitudes, and related impacts of marine waste in a more precise way are still limited. It is important that tools, such as the Life Cycle Assessment (LCA), include linkages to the potential environmental damage generated by plastic particles in nature. Likewise, life cycle inventories (LCI) must be developed including flows of mismanaged plastics that enter nature.

In this context, this doctoral thesis has two main objectives. On the one hand, to design a methodology for the quantification of plastic flows that may be entering the ocean from terrestrial sources, in order to promote the creation of ICVs that include them. On the other hand, the development of an abiotic resource depletion impact category which considers the effect of the dissipation of plastic polymers in nature.

The first part of the study made it possible to identify different anthropogenic and natural barriers that affect the movement of waste towards the sea, and to design an equation that allowed illustrating the relevance of the effects of plastic retention. The second part, an environmental impact category to quantify the consequences of these mismanaged material flows within the LCA was developed. The impact category, called *marine circularity loss*, quantifies the loss of plastic materials in the ocean that are not able to re-enter the economic value chain. It is expected that these advances in the quantification of plastic waste flows and their impacts on the ocean will allow for more appropriate decision-making to address this situation.

Keywords: resource depletion, life cycle assessment, life cycle inventories, marine plastics, plastic waste, solid waste.

Resumen ejecutivo

En los últimos años, se ha observado un mayor interés en investigar la acumulación de residuos sólidos en la naturaleza, particularmente la acumulación de plásticos en el océano. Los esfuerzos se centran cada vez más en entender las fuentes, las vías y los posibles impactos ambientales de la contaminación plástica. Así, ha surgido un número creciente de estudios que evalúan las consecuencias de los desechos plásticos en los océanos, con perspectivas físicas (p.ej. estrangulamiento de mamíferos grandes), químicas (p.ej. ecotoxicidad por ingesta de microplásticos) y económicas (p.ej. disminución del turismo por contaminación). Sin embargo, los intentos por cuantificar fuentes y cantidades más precisas de residuos, así como sus impactos directos e indirectos, son aún limitados e insuficientes en la literatura científica.

Si bien existe una intención de solucionar el problema y reducir la contaminación plástica por parte de gobiernos y organizaciones, es primordial empezar por entender de manera profunda y completa todas las aristas relacionadas con la contaminación plástica y su acumulación en el ambiente, para poder luego determinar los efectos adversos que estos materiales representan para el ambiente. Bajo esta premisa, es importante que las herramientas de gestión ambiental, como el Análisis de Ciclo de Vida (ACV), actualicen sus métricas con el fin de incluir indicadores ligados al daño ambiental potencial que generan las partículas plásticas en la naturaleza. Dentro de un ACV, se lleva a cabo una recopilación de todas las emisiones existentes y materias primas utilizadas durante la producción, uso y disposición final de un producto, con el fin de conectarlas con diferentes impactos ambientales. En la actualidad, sin embargo, estas emisiones cuantificadas no incluyen los flujos de plásticos u otros residuos sólidos mal manejados que ingresan a la naturaleza, incluyendo el océano. De igual

manera, tampoco existen categorías de impacto relacionadas con el análisis de los problemas ambientales que acarrea el plástico mal manejado.

En este contexto, en esta tesis de doctorado se presentan dos objetivos principales para desarrollar métodos novedosos para cuantificar y caracterizar el impacto de los plásticos marinos. Por un lado, diseñar una metodología para la cuantificación de los flujos de plásticos que estarían entrando al océano desde fuentes terrestres, con el fin de dar un paso adelante en el camino de crear inventarios de ciclo de vida (ICVs) que incluyan estos flujos plásticos. Para ello, se usó como caso de estudio la costa Pacífica en el Perú. Por otro lado, desarrollar una categoría de impacto de agotamiento de recursos abióticos que considere el efecto de la disipación de polímeros plásticos en la naturaleza.

Con el fin de cuantificar los flujos plásticos que ingresan al océano, se realizó un intenso trabajo de campo, en diversas zonas de la costa del Perú y de recopilación de información existente, para comprender los factores que impulsan o afectan el transporte y destino de los residuos mal manejados, teniendo como área geográfica de referencia la cuenca peruana del Pacífico. Esta primera etapa permitió identificar diferentes barreras antrópicas y naturales que afectan de manera directa o indirecta el movimiento de los residuos generados en zonas terrestres hacia el mar. Además, se identificó que los trabajos existentes a la fecha suelen realizar estimaciones de flujos plásticos a gran escala, excluyendo en gran medida el efecto de acumulación o retención de residuos a escala de cuenca. Por ello, con el fin de cuantificar los flujos de residuos plásticos de manera más refinada, se desarrolló una metodología novedosa que incluye la relevancia de las diferentes barreras naturales y artificiales que pueden afectar el transporte de basura mal gestionada hacia el mar, para poder ejemplificar sus efectos en la cantidad final de plástico que entra una zona costera desde fuentes terrestres. En este sentido, el uso de esta metodología puede ayudar a regionalizar la disipación de plásticos al ambiente, generando factores de emisión más precisos, y con

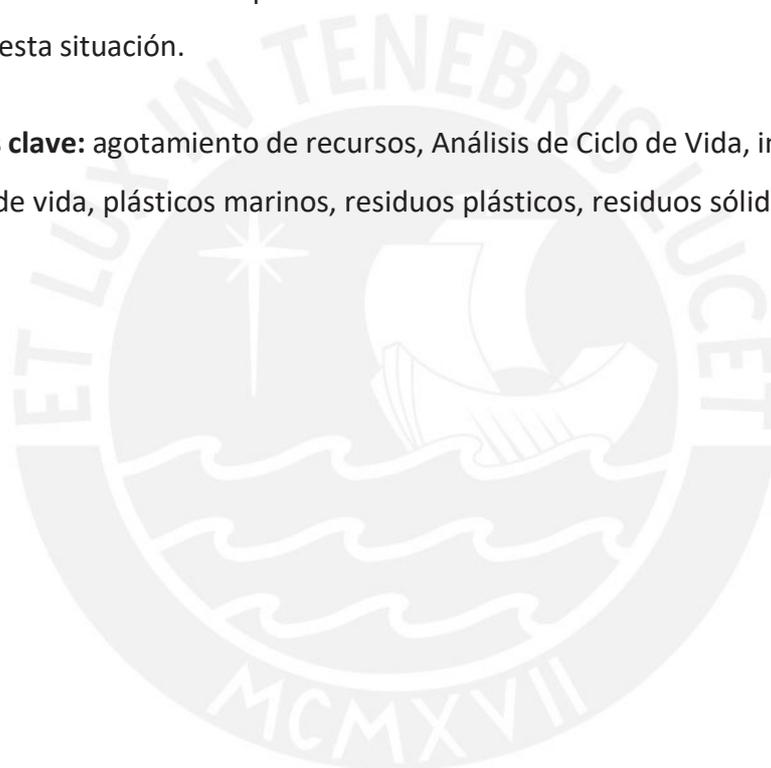
ello potenciar la creación de ICVs. En el caso de estudio utilizado, la ecuación permitió ilustrar la relevancia de los efectos de retención de plásticos causados por las diferentes barreras identificadas, estimando valores finales de 1.5 a 4.5 kg de plásticos por año por persona que estarían entrando al océano. Asimismo, considerando que se generan alrededor de 12 kg de plásticos mal manejados por año por persona en la zona de estudio, se estarían acumulando entre 7.5 a 10.5 kg de plásticos por año por persona en otros compartimentos ambientales tierra adentro, por ejemplo, en botaderos clandestinos.

Por otro lado, la ausencia de una categoría de impacto ambiental que cuantifique las consecuencias de estos flujos de materiales mal manejados impide obtener una evaluación completa del daño ambiental ocasionado usando métricas de ACV. Por ello, de manera complementaria, se desarrolló un marco metodológico que permita modelar las consecuencias de la contaminación plástica desde una perspectiva del agotamiento de recursos no renovables (abióticos). Para ello, se adoptó la definición de escasez de recursos considerando que el problema es asegurar el acceso al recurso y utilizarlo en la economía, ya sea extraído de la naturaleza o la tecnosfera, por lo que su inaccesibilidad es dependiente de la transformación y destino final del recurso, y no solo de su extracción. La categoría de impacto desarrollada, llamada *marine circularity loss*, cuantifica la pérdida de materiales plásticos en el océano, como un sumidero perfecto, que no podrían ser reingresados a la cadena de valor. Los factores de caracterización se calculan con la ratio entre la cantidad que es mal manejada o disipada y el stock total del material en un periodo de tiempo dado, en la naturaleza y la tecnosfera.

Gracias a este estudio, se han logrado identificar las principales rutas y barreras que estarían atravesando los residuos sólidos urbanos desde que son emitidos hasta que llegan al océano, generando un método de cuantificación que permita definir flujos ajustados a la realidad de cada región, usando a la vertiente Pacífico del Perú como caso de estudio. Los resultados obtenidos demuestran valores más conservadores respecto a otras ratios de emisión

existentes en la literatura, lo que se encuentra justificado por la exclusión de estas barreras en estudios anteriores. Asimismo, se ha desarrollado una metodología que cuantifique los impactos ambientales, desde el punto de vista del agotamiento de recursos naturales, de la inadecuada disposición de basura plástica en el mar. El uso de metodologías específicas para el análisis de plásticos disipados en la naturaleza permitirá incluir dichos impactos en la discusión existente sobre los efectos de los plásticos en el océano. Finalmente, se espera que estos avances en la cuantificación de flujos de basura plástica y sus impactos en el océano permitan una toma de decisiones más adecuada frente a esta situación.

Palabras clave: agotamiento de recursos, Análisis de Ciclo de Vida, inventarios de ciclo de vida, plásticos marinos, residuos plásticos, residuos sólidos.



Executive Abstract

In recent years, there has been increased interest in studying the accumulation of solid waste in nature, particularly the accumulation of plastics in the ocean. Efforts are increasingly focused on understanding the sources, pathways, and potential environmental impacts of plastic pollution. Thus, a growing number of studies have emerged assessing the consequences of plastic debris in the oceans, with physical (e.g., strangulation of large mammals), chemical (e.g., ecotoxicity from ingesting microplastics) and economic perspectives (e.g., decrease in tourism due to pollution). However, attempts to quantify sources and amounts of waste more precisely, as well as its direct and indirect impacts, are still limited and insufficient in the scientific literature.

Although there is an intention to reduce plastic pollution by governments and organizations, it is essential to first understand deeply and completely all the edges related to plastic pollution and its accumulation in the environment, to be able to determine the adverse effects that these materials represent for the environment. Under this premise, it is crucial that environmental management tools, such as Life Cycle Analysis (LCA), update their metrics in order to include indicators linked to the potential environmental damage generated by plastic particles in nature. Within an LCA, a compilation of all existing emissions and raw materials used during the production, use and final disposal of a product is carried out, to connect them with different environmental impacts. Currently, however, these quantified emissions do not include flows of mismanaged plastics or other solid waste entering nature, including the ocean. Similarly, there are no impact categories related to the analysis of environmental problems caused by mismanaged plastics.

In this context, this PhD thesis presents two main objectives to develop novel methods to quantify and characterize the impact of marine plastics. On the

one hand, the design of a methodology for the quantification of plastic flows that may enter the ocean from terrestrial sources, in order to take a step forward on the path of creating life cycle inventories (LCIs) that include these plastic flows. For this, the Pacific coast in Peru was used as a case study. On the other hand, the development of an abiotic resource depletion impact category that considers the effect of the dissipation of plastic polymers in nature.

To quantify plastic flows that enter the ocean, intense field work was carried out in various areas of the Peruvian coast, followed by an extensive literature review to collect existing information, in order to understand the factors that drive or affect the transport and destination of poorly managed plastic waste, having as a geographical reference the Peruvian Pacific basin. This first stage made it possible to identify different anthropogenic and natural barriers that directly or indirectly affect the movement of waste generated in terrestrial areas towards the sea. In addition, it was identified that existing studies to date usually estimate plastic flows on a large scale, excluding the effect of accumulation or retention of residues at the basin scale. For this reason, to quantify plastic waste flows in a more refined way, a novel methodology was developed, including the relevance of the different natural and artificial barriers that can affect the transport of mismanaged waste towards the sea, to exemplify their effects on the final amount of plastic entering a coastal area from land-based sources. In this sense, the use of this methodology can help to regionalize the dissipation of plastics into the environment, generating more precise emission factors, and with this, promote the creation of ICVs. In the case study, the equation allowed illustrating the relevance of plastic retention caused by the different barriers identified, estimating final values of 1.5 to 4.5 kg of plastics per year per person that would be entering the ocean. Likewise, considering that around 12 kg of mismanaged plastics are generated per year per person in the area, between 7.5 to 10.5 kg of plastics per year per person would be accumulating in other inland environmental compartments.

On the other hand, the absence of an environmental impact category that quantifies the consequences of these mismanaged flows prevents obtaining a complete evaluation of the environmental damage using LCA metrics. Therefore, in a complementary way, a methodological framework was developed that allows modeling the consequences of plastic pollution from a perspective of the depletion of abiotic resources. For this, the definition of scarcity of resources was adopted considering that the problem is to ensure access to the resource and use it in the economy, whether it is extracted from nature or the technosphere, so its inaccessibility is dependent on the transformation and final destination of the resource, and not just its extraction. The impact category developed, called *marine circularity loss*, quantifies the loss of plastic materials in the ocean, as a perfect sink, which are not able to re-enter the value chain in the economy. The characterization factors are calculated with the ratio between the amount that is mismanaged or dissipated and the total stock of the material in nature and in the technosphere, in a given period of time.

Thanks to this study, it has been possible to identify the main routes and barriers that urban solid waste would be crossing from the time it is emitted in nature until it reaches the ocean, generating a quantification method that allows defining flows adjusted to the reality of each region, using the Peruvian Pacific basin as a case study. The results obtained show more conservative values compared to other existing emission ratios in the literature, which is justified by the exclusion of these barriers in previous studies. Likewise, a methodology has been developed that quantifies the environmental impacts, from the point of view of the depletion of natural resources, of the inadequate disposal of plastic waste in the ocean. The use of specific methodologies for the analysis of plastics dissipated in nature will allow such impacts to be included in the existing discussion on the effects of plastics in the ocean. Finally, it is expected that these advances in the quantification of flows of plastic waste and its impacts on the ocean will allow more appropriate decision-making to face this situation.

Keywords: resource depletion, Life Cycle Assessment, life cycle inventories, marine plastics, plastic waste, solid waste.



Abreviaciones

ACV	Análisis de Ciclo de Vida
ADP	<i>Abiotic Depletion Potential</i> (Potencial de Agotamiento Abiótico)
AICV	Análisis de Impacto de Ciclo de Vida
AL&C	América Latina y el Caribe
ANA	Autoridad Nacional del Agua
AoP	<i>Area of Protection</i> (Área de Protección)
ENSO	El Niño-Oscilación del Sur
EPS	Poliestireno expandido
f_{ca}	Factor conexión a una barrera antropogénica o natural
f_{ci}	Factor intercuenca
f_{cl}	Factor línea costera
f_{cw}	Factor cercanía al río principal
f_{rs}	Factor estacionalidad del río
FSLCI	<i>Forum for Sustainability through Life Cycle Innovation</i> (Foro para la Sostenibilidad a través de la Innovación del Ciclo de Vida)
f_{sr}	Factor recuperación por recicladores informales
FT-IR	<i>Fourier-transform infrared spectroscopy</i> (espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier)
G7	Grupo de los Siete
G20	Grupo de los Veinte
GEI	Gases de efecto invernadero
HDPE	Poliétileno de alta densidad
HIPS	Poliestireno de alto impacto
ICV	Inventario de Ciclo de Vida
INC	<i>Intergovernmental Negotiating Committee</i> (Comité Intergubernamental de Negociación)
INEI	Instituto Nacional de Estadística e Informática
IPP	Polipropileno isostático

LDPE	Polietileno de baja densidad
MarILCA	<i>Marine Impacts in Life Cycle Assessment</i> (Impactos marinos dentro del Análisis de Ciclo de Vida)
MCL	<i>Marine Circularity Loss</i> (Pérdida de Circularidad Marina)
MEF	Ministerio de Economía y Finanzas
MFA	<i>Material Flow Analysis</i> (Análisis de Flujo de Materiales)
MINAM	Ministerio del Ambiente
MPP	Microplástico primario
MPS	Microplástico secundario
OCED	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos
OEFA	Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental
ONG	Organización No Gubernamental
ONU	Organización de las Naciones Unidas
OSINERGMIN	Organismo Supervisor de la Inversión en Energía y Minería
PE	Polietileno
PET	Polietileno tereftalato
PLA	Ácido poli-láctico
PP	Polipropileno
PS	Poliestireno
PU	Poliuretano
PVC	Cloruro de polivinilo
ROR	<i>Run-off-river</i> (hidroeléctricas de pasada)
r_{PET}	Fracción de botellas PET en el flujo de residuos.
RSU	Residuos sólidos urbanos
SIGERSOL	Sistema de Información de Gestión de Residuos Sólidos
UNEA	<i>United Nations Environment Assembly</i> (Asamblea de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente)

Análisis de Ciclo de Vida (ACV) – Herramienta que permite calcular los impactos ambientales asociados a un sistema producto, considerando las diferentes etapas durante su ciclo de vida, normalmente desde la extracción de materias primas hasta el uso y fin de vida del producto.

Análisis de impactos de ciclo de vida (AICV) – Etapa que forma parte de un análisis de ciclo de vida en donde los datos recolectados de las entradas y salidas en el inventario se traducen en indicadores de impactos relacionados con la salud humana, el ambiente y el agotamiento de recursos.

Análisis de Flujo de Materiales (MFA) – Herramienta que permite analizar de manera sistemática un sistema definido en el espacio y tiempo, teniendo en cuenta los flujos y stocks de materiales interconectados entre sí. El análisis sigue la ley de conservación de masas, controlado con balances de masa simples.

Áreas de protección (AoP) – Del inglés *Areas of Protection*, son un grupo de categorías de punto final de valor reconocible para la sociedad, que incluyen la salud humana, los recursos naturales y los ecosistemas.

Basura marina – También referida como desechos marinos. Consiste en todos aquellos elementos dispuestos de manera deliberada, perdidos de manera accidental, o transportados por ríos o vientas, hacia los océanos o playas. Compuesto principalmente por plásticos, maderas, metales, vidrios, papeles.

Ceteris paribus – Frase en latín que significa “siendo el resto de las cosas iguales”.

G7 – El Grupo de los Siete es un foro político intergubernamental formado por Canadá, Francia, Alemania, Italia, Japón, Reino Unido y Estados Unidos, contando adicionalmente con la Unión Europea como un “miembro no enumerado”.

G20 – El Grupo de los Veinte es el primer foro de cooperación económica internacional, y se encuentra formado por 19 países y la Unión Europea.

Hidroeléctricas de pasada o *run-off-river* – Central hidroeléctrica con la característica básica de no contar con una acumulación de agua previo a sus turbinas, en donde las turbinas son movidas por la corriente natural del cauce.

Inventario de ciclo de vida (ICV) – Etapa que forma parte de un análisis de ciclo de vida en donde se lleva a cabo la recopilación y cuantificación de las intervenciones humanas que entran y salen de un sistema producto durante todo su ciclo de vida.

Macroplástico – Residuos plásticos de gran tamaño, fácilmente visible, con un tamaño mayor a los 5 mm.

Mesoplástico – Residuos plásticos fácilmente visibles. Fracción menos usada en la literatura, que normalmente alberga tamaños de residuos plásticos entre 5 y 25 mm.

Microplástico – Pequeñas partículas de plástico con tamaños menores a 5 mm.

Microplástico primario – Plásticos emitidos al ambiente de manera directa en la forma de partículas con un tamaño menor a 5 mm. Estas pueden ser adicionadas intencionalmente a los productos (p.ej., exfoliantes en productos cosméticos). También pueden ser generados por la abrasión de productos plásticos durante su fabricación, uso o mantenimiento (p.ej., abrasión de llantas causadas durante el uso).

Microplástico secundario – Partículas de plástico originadas por la degradación y fraccionamiento de residuos plásticos de mayor tamaño, debido a su exposición en el ambiente al ser mal manejados.

Nanoplástico – Término aún en debate que se usa para referirse a microplásticos de tamaño muy pequeño, considerando como límite superior de tamaño 1000 nm o 100 nm.

Punto medio – Las metodologías de impacto de punto medio, o *midpoint*, son metodologías de caracterización que generan indicadores que permiten la comparación de intervenciones humanas en el ambiente siguiendo la cadena de causa-efecto, relacionando emisiones o consumo de recursos con impactos ambientales.

Punto final – Las categorías de punto final, o *endpoint*, conocidas también como categorías con enfoque de daño, proporciona indicadores al nivel de AoP, identificando problemas ambientales con motivos de preocupación.

Residuos sólidos urbanos – Materiales usados y desechados de manera habitual y diaria en casas y negocios, incluyendo materiales de empaquetado, vidrio, papel, aluminio, periódicos, botellas, restos de comida y otros residuos orgánicos.

Stocks – Dentro de un análisis de flujo de materiales, un *stock* se define como un reservorio de material (masa) dentro del sistema que está siendo estudiado.

Sur Global – Término utilizado para referirse a los países emergentes y en vías de desarrollo, generalmente ubicados en el hemisferio sur.

CAPÍTULO 1

Introducción

La acumulación de basura marina se ha convertido en una preocupación ambiental importante en todo el mundo en los últimos años (Schnurr et al., 2018). A pesar de la existencia de algunas actividades marinas que pueden ser causantes de la deposición de residuos sólidos en los océanos (p. ej., actividades de pesca o turismo en cruceros), la investigación sobre el origen de los desechos marinos ha identificado diferentes fuentes de origen terrestre como las principales responsables de esta acumulación (Jambeck et al., 2015; Schmidt et al., 2017). La basura marina está compuesta principalmente por polímeros plásticos, debido a su uso generalizado en materiales desechables y de un solo uso, así como otras aplicaciones en diferentes industrias (Law, 2017). De hecho, los plásticos forman parte de nuestro día a día, siendo utilizados en la mayoría de las áreas de producción, como embalajes, construcción, electrónica, entre otros. Su versatilidad, bajo peso y bajo precio son algunas de las principales razones de su popularidad (Boucher et al., 2020).

Si bien los efectos más visibles de los desechos en el mar están relacionados a los impactos visuales en el paisaje en las costas alrededor del mundo, cada vez existe mayor evidencia de efectos negativos en la vida marina y los ecosistemas, así como efectos indirectos en la salud humana (Sonnemann & Valdivia, 2017; Woods et al., 2019). Así, por ejemplo, una serie de estudios recientes han revelado la presencia de pequeños fragmentos de plásticos (microplásticos) en alimentos de origen marino (peces, mariscos) (Rochman et al., 2015; Seltenrich, 2015), así como en fuentes de agua, lo que significaría que los humanos estamos ingiriendo dichos materiales de manera indirecta (Cox et al., 2019).

Así, la emisión y acumulación de microplásticos en el océano, está ganando cada vez mayor interés y preocupación a nivel mundial. Las características específicas del Sur Global (p. ej., residuos sólidos mal gestionados y aguas residuales con mínimo o nulo tratamiento) hacen que este sea un desafío aún mayor (Schernewski et al., 2020; Vázquez-Rowe et al., 2021). Por ello, es importante conocer y analizar las posibles fuentes de emisión de macro- y microplásticos al medio ambiente marino. La mayoría de los estudios existentes enfocados en América Latina y el Caribe, determinan como fuente principal a los residuos mal gestionados, en tierra o mar adentro, así como a las aguas residuales mal manejadas (Ita-Nagy et al., 2022). Sin embargo, existe la necesidad de profundizar en los efectos que estos plásticos marinos están generando sobre la biota local y la salud humana (Cox et al., 2019; Loubet et al., 2022), así como en pérdida de recursos naturales.

Últimamente, son más los esfuerzos internacionales y nacionales para aumentar la conciencia alrededor de este problema ambiental. A inicios del año 2017, por ejemplo, se llevó a cabo la Conferencia Sobre los Océanos a través de las Naciones Unidas en Nueva York, en la cual se presentó el Llamado a la Acción “Nuestros Océanos, Nuestro Futuro” enfocado en tomar acciones para frenar los impactos ambientales que los océanos del mundo están sufriendo (UN, 2017). Si bien esta llamada a la acción estuvo enfocada mayormente en los efectos que el cambio climático está ocasionando en el mar (desoxigenación, acidificación, aumento del nivel del mar), también se utilizó para advertir del aumento de los niveles de residuos sólidos dispuestos en el mismo. A partir de este hecho, otras organizaciones empezaron también a advertir sobre estos efectos negativos, como la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCED), los foros políticos intergubernamentales G7 y G20, y diferentes gobiernos nacionales, en los cuales la contaminación del mar con residuos sólidos, especialmente plásticos, ha sido incluida en la agenda ambiental.

Adicionalmente, durante la Conferencia Internacional sobre Análisis de Ciclo de Vida en Latinoamérica (CILCA) en Medellín, Colombia en 2017 se presentó la *Declaración de Medellín sobre Basura Marina en la Evaluación y Gestión del Ciclo de Vida*. Este hecho buscó motivar a investigadores y partes interesadas relevantes a desarrollar metodologías de ciclo de vida, dentro del concepto de ciclo de vida, para abordar los problemas ocasionados por los residuos marinos (Sonnemann & Valdivia, 2017). Dentro de esta declaración se ha mencionado la ausencia de una correcta inclusión de los impactos causados por residuos sólidos marinos durante los análisis de ciclo de vida (ACV), llamando al desarrollo de metodologías de evaluación de impactos adecuadas a ser incluidos para cubrir esta necesidad (Sonnemann & Valdivia, 2017).

En ese mismo año, la Asamblea de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEA, por sus siglas en inglés), estableció la creación de un Grupo de Expertos Ad-hoc de composición abierta en microplásticos y basura marina con el fin de analizar las principales barreras y opciones para luchar en contra de la basura marina proveniente de todas sus fuentes (Carlini & Kleine, 2018). Luego de ello, en el año 2021, después de la primera Conferencia Ministerial sobre Basura Marina y Contaminación Plástica en Ginebra, Suiza, Perú y Ruanda presentaron una propuesta de resolución para llevar a cabo negociaciones intergubernamentales para desarrollar un Acuerdo Global Legalmente Vinculante contra la contaminación plástica. Siguiendo esta propuesta y una adicional presentada por Japón, en marzo de 2022 en la reunión 5.2 de la UNEA, los países participantes acuerdan firmar la resolución *End plastic pollution: towards an international legally binding instrument* creando, además, un Comité Intergubernamental de Negociación (INC, por sus siglas en inglés) para desarrollar dicho instrumento (Geneva Environment Network, 2023).

Dentro del ámbito nacional, en el caso de Perú, el 22 de agosto de 2019 se aprobó el Reglamento de la Ley N° 30884, Ley que regula el plástico de un solo uso y los recipientes o envases descartables, mediante Decreto Supremo N°

006-2019-MINAM (El Peruano 2018a). Esta normativa crea un marco regulatorio para aquellos productos plásticos de un solo uso, plásticos no reutilizables y recipientes descartables de poliestireno expandido. Asimismo, algunas municipalidades en Lima, como Magdalena, Jesús María y La Punta han llevado a cabo la prohibición de algunos artículos plásticos de un solo uso, como los sorbetes, de manera paralela (El Peruano 2018b, 2018c, 2018d).

Según lo presentado líneas arriba, si bien se comprueba un aumento considerable en la atención prestada a la contaminación del mar por residuos sólidos, entre ellos plásticos y microplásticos, existen aún limitaciones para poder cuantificar los impactos ambientales de estos desechos sobre los ecosistemas marinos, la salud humana y la disponibilidad de recursos. La identificación y cuantificación de los residuos sólidos que ingresan a los océanos, así como sus impactos ambientales, permitiría poder incluir dicha evaluación a la hora de llevar a cabo un estudio ambiental desde una perspectiva de ciclo de vida.

Hasta la fecha, se han realizado estudios a gran escala que cuantifican el flujo de desechos que ingresan al océano considerando la capacidad de las naciones para gestionar sus desechos sólidos, su población (Jambeck et al., 2015) y, en algunos casos, la información relacionada con la hidrología de los ríos (Lebreton et al., 2017). Sin embargo, no se incluyeron los aportes de residuos sólidos desde zonas costeras o los efectos de otras barreras naturales o antropogénicas.

Por otro lado, luego de promulgada la Declaración de Medellín, han surgido esfuerzos con el fin de cubrir las faltas metodológicas dentro de los estudios de ACV. Uno de estos esfuerzos es la creación del grupo de trabajo *Marine Impacts in Life Cycle Assessment* (MarILCA), avalado por la Iniciativa de Ciclo de Vida de ONU Medio Ambiente y el Foro para la Sostenibilidad a través de la Innovación del Ciclo de Vida (FSLCI, por sus siglas en inglés) (Woods et al., 2021). El grupo de trabajo MarILCA tiene como objetivo principal promover el

desarrollo de metodologías de evaluación de impacto y factores de caracterización con el fin de poder analizar los impactos de residuos en el mar, con un enfoque principal en los residuos plásticos, así como la búsqueda de financiación para llevar estos estudios a cabo (Boulay et al., 2021).

1.1 Objetivos y estructura de la tesis

En este contexto, los objetivos principales de este trabajo están ligados al desarrollo de dos métodos novedosos para cuantificar y caracterizar el impacto de los plásticos marinos. Por un lado, se propone una metodología para la cuantificación de los flujos de plásticos que estarían entrando al océano desde fuentes terrestres, con el fin de dar un paso adelante en el camino de crear inventarios de ciclo de vida (ICVs) que incluyan estos flujos plásticos. Para ello, se usó como caso de estudio la costa Pacífica en el Perú, con el fin de evaluar la metodología propuesta con datos reales, considerando que cada nación, cada sociedad y cada economía, generan diferentes patrones de producción, consumo y manejo de residuos sólidos. Por otro lado, se propone una categoría de impacto relacionada con el agotamiento de recursos abióticos que considere el efecto de la disipación de polímeros plásticos en la naturaleza. Esto con el fin de enriquecer la ya existente herramienta de ACV, incluyendo también metodologías de cuantificación de impactos relacionados al mal manejo de los recursos abióticos.

Con el fin de alcanzar estos objetivos, el trabajo se desarrolla en etapas, empezando por la elaboración de un diagnóstico que permitirá identificar las acciones humanas más relevantes en cuanto a la generación y disposición inadecuada de residuos sólidos que terminarían en el océano. Esta etapa incluyó un extenso trabajo de campo, así como de recopilación de información existente de fuentes oficiales y alternativas.

Luego, se desarrollan inventarios de información utilizando datos relacionados a las fuentes principales de residuos que tienen como destino final el ambiente, incluyendo al océano, identificando los principales caminos que

recorren antes de llegar al mar, así como las barreras existentes que podrían retenerlos y acumularlos, evitando su transporte. La información fue recopilada a través de datos disponibles en instituciones, industrias, ONGs, opiniones de expertos, entre otros. Es importante mencionar que, la información recopilada ha sido tomada, en su gran mayoría, de fuentes oficiales. Aun así, estimaciones se han llevado a cabo para completar vacíos existentes en los datos encontrados, utilizando información recopilada de otras fuentes.

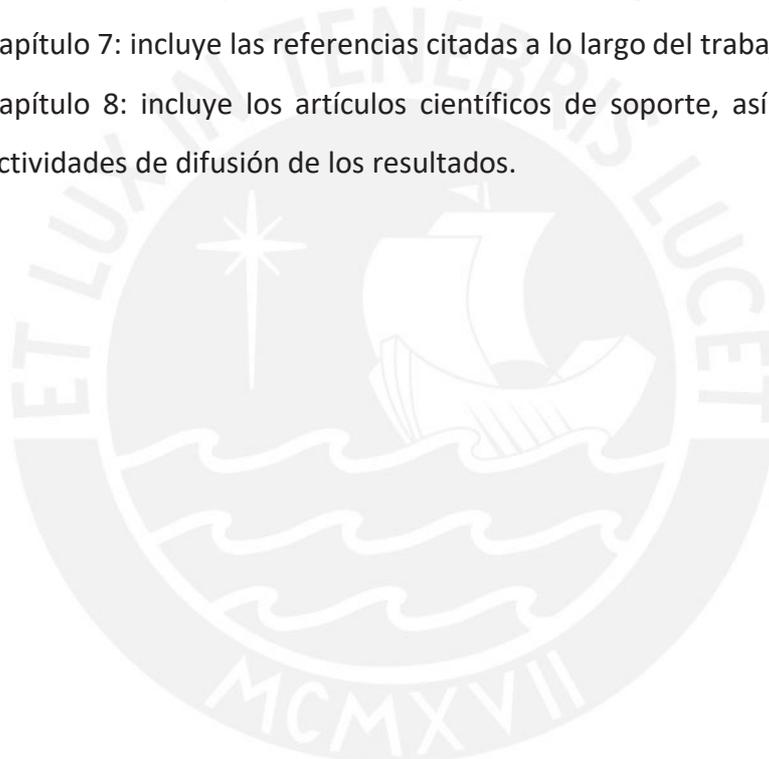
Finalmente, se lleva a cabo una propuesta para desarrollar nuevos factores de caracterización dentro de una nueva categoría de impacto, con el fin de cuantificar los impactos de estos residuos que llegan al mar, específicamente para residuos plásticos dentro de la perspectiva del agotamiento de recursos abióticos.

Considerando las etapas a seguir mencionadas líneas arriba, este trabajo de disertación se organiza en ocho capítulos:

- Capítulo 1: incluye una introducción general, explicando la evolución en el interés de la problemática de los residuos marinos, especialmente plásticos, así como la necesidad de mejorar las métricas y estimaciones de cantidades de plásticos que se introducen al océano y los posibles impactos ambientales que estos acarrearán.
- Capítulo 2: describe el estado del arte, incluyendo la problemática detrás de los macroplásticos y microplásticos que se concentran en el océano.
- Capítulo 3: describe la metodología a seguir para el desarrollo del trabajo doctoral, incluyendo las dos herramientas utilizadas: análisis de flujo de materiales y análisis de ciclo de vida.
- Capítulo 4: incluye el desarrollo de la metodología para la cuantificación de residuos plásticos que ingresan al océano desde

zonas costeras, así como la aplicación de esta metodología en un caso de estudio específico.

- Capítulo 5: incluye el desarrollo de la metodología para analizar los impactos ambientales desde el punto de vista del agotamiento de residuos abióticos que trae la pérdida de materiales plásticos en el mar. Asimismo, se incluye un caso de estudio aplicativo para ejemplificar la metodología desarrollada.
- Capítulo 6: presenta las conclusiones generales del estudio, así como recomendaciones para futuros trabajos de investigación.
- Capítulo 7: incluye las referencias citadas a lo largo del trabajo.
- Capítulo 8: incluye los artículos científicos de soporte, así como las actividades de difusión de los resultados.



CAPÍTULO 2

Estado del Arte

2.1 La basura marina, causas y consecuencias de una problemática global

La generación de residuos sólidos municipales a nivel global fue estimada en 2.01 billones de toneladas anuales, lo cual representa una generación por persona de 0.74 kilos por día en promedio (Kaza et al., 2018). Si bien existen países donde la cobertura de colección de residuos urbanos alcanza el 100 %, especialmente en Europa y Norteamérica, en países en vías de desarrollo, la cobertura de recolección abarca un 36 % en promedio (Wilson et al., 2015). Este inadecuado manejo de residuos sólidos trae como consecuencia que parte de ellos sean mal dispuestos en las laderas de los ríos, lagos, lagunas, costas y playas, teniendo como posible destino final los océanos y fondos marinos (Rochman et al., 2015). Así, se sabe que los residuos marinos de origen costero son los más abundantes (Jambeck et al., 2015), proviniendo de vertidos directos al mar, como por aquellos residuos transportados por los ríos existentes que desembocan en las playas (González-Fernández & Hanke, 2017; Lebreton et al., 2017).

Dentro de los residuos sólidos que se detectan en mayor medida en los océanos, además de los residuos plásticos, se tienen a los materiales de origen metálico, madera, caucho, vidrio y papeles (Strothmann et al., 2018), así como nutrientes (fósforo y nitrógeno) que ingresan al mar por medio de diversas fuentes (Grimvall et al., 2018). Si bien la basura marina es bastante diversa, se ha estimado que la basura plástica representa alrededor del 75 % del total de residuos en el ambiente marino (Napper & Thompson, 2020). Dentro de esta basura plástica, se observan restos de material de empaquetado, redes de pesca, plásticos de un solo uso y pequeños trozos de plástico no identificable.

Estos plásticos pueden tener diversos efectos adversos en los ecosistemas, como impactos físicos (causados por ingestión, enredo), químicos (causados por ciertos aditivos del material) y mediante la alteración del hábitat de ciertas especies (Rochman et al., 2015). Esta basura plástica puede ser encontrada acumulada, además, en diversos espacios del ambiente marino, como en las zonas costeras y orillas (Varkey et al., 2021), en la superficie y columna de agua marina, en el fondo del océano (Tubau et al., 2015), e inclusive en zonas remotas o poco habitadas como islas (Blickley et al., 2016).

Si bien el interés sobre la acumulación de basura en los océanos, especialmente los desechos plásticos, es relativamente reciente, este ha fomentado un aumento en los estudios que analizan sus impactos ambientales (Lavoie et al., 2021) y las vías a través de las cuales se transportan los residuos al océano (Woods et al., 2021). Las investigaciones actuales sugieren que una fracción sustancial de los residuos sólidos encontrados en los océanos está relacionada con las actividades terrestres y la mala gestión de los mismos en ciudades costeras (Eunomia, 2016; GESAMP, 2016). Sin embargo, es importante considerar las diferencias que existen entre países desarrollados y países emergentes y en desarrollo, que afectan las cantidades de RSU que generan, los sistemas de manejo de residuos que existen, así como la densidad poblacional (Jambeck et al., 2015). Por ejemplo, en el caso de países europeos o norteamericanos, las principales fuentes de residuos sólidos emitidos al ambiente se encuentran ligadas a microplásticos provenientes de la abrasión de los neumáticos, las aguas residuales o el uso de productos de cuidado personal, en el Sur Global, sin embargo, la falta de sistemas integrados adecuados de tratamiento de residuos sólidos municipales es el factor determinante (Boucher & Friot, 2017). De hecho, Margallo y colegas (2019) destacaron que si bien la mayoría de los RSU (más del 90 %) en América Latina y el Caribe se recolectan correctamente, no se eliminan mediante procedimientos adecuados de tratamiento de residuos. Esto lleva a que una gran proporción de los residuos se envíen a botaderos a cielo abierto o rellenos sanitarios mal gestionados (Ziegler-Rodriguez et al., 2019). Además,

considerando que el crecimiento poblacional acelerado en las áreas urbanas en países en desarrollo lleva a la población a asentarse, la mayoría de las veces de manera informal, en lugares inseguros (p. ej., llanuras aluviales de ríos) donde la práctica común para la eliminación de los residuos sólidos son los botaderos a cielo abierto o disposición directa en las laderas de los ríos, el riesgo de que la basura llegue a los cuerpos de agua aumenta (Blettler et al., 2018).

2.2 La urbanización y su conexión con la basura marina

Existe una fuerte relación de causalidad entre el aumento de la concentración de basura marina y las ciudades, especialmente cuando se encuentran en zonas costeras o cerca de ríos (Meijer et al., 2021). Esta correlación aumenta con sistemas de recolección de residuos deficientes (Roebroek et al., 2021). Dos estudios realizados en la última década estimaron las cantidades de residuos sólidos, específicamente plásticos, que son transportados por ríos o ciudades costeras al mar (Lebreton et al., 2017; Schmidt et al., 2017), identificando a los ríos como agentes de descarga masiva. Sin embargo, también hay evidencia de acumulación de residuos a largo plazo en las cuencas de los ríos (p. ej., en zonas ribereñas), lo que sugiere que los ríos en realidad presentan un comportamiento dicotómico, en el que también pueden actuar como sumideros. Este es el caso de áreas ubicadas más alejadas de la costa, pero relativamente cerca del área de captación de una cuenca (Winton et al., 2020). Por lo tanto, los ríos son un actor crucial para la basura marina, ya que funcionan como conectores entre las poblaciones, los RSU mal gestionados y los flujos de residuos al mar (Meijer et al., 2021).

La mayor parte de los estudios disponibles a la fecha enfocados en residuos sólidos marinos, relacionados a las fuentes, recorridos y destino final de los mismos, son de tipo genérico. La estimación de Jambeck et al. (2015) consideró la cantidad total de residuos plásticos generados por 192 naciones costeras en el año 2010, correlacionando la generación de desechos, la densidad de

población, el nivel económico y la cercanía a la costa (incluyendo solo los primeros 50 km) de cada país. Sin embargo, la estimación no incluyó la influencia de los ríos durante el transporte de residuos. Lebreton et al. (2017), por otro lado, siguió una perspectiva similar al limitar el alcance a los primeros 50 km; sin embargo, la estimación de residuos que llegarían al mar se ligó a los efectos de la escorrentía de los ríos y la presencia de presas como barrera artificial. Schmidt et al. (2017) publicó un estudio similar estimando la entrada de residuos a través del sistema fluvial; sin embargo, no se incluyeron barreras artificiales. Ambos estudios desarrollaron modelos que se calibraron con datos de muestreo de macroplásticos y microplásticos de estudios anteriores, incluyendo solo los plásticos que estarían en la columna de agua, mientras que excluyeron la presencia de plásticos en los sedimentos. Finalmente, Meijer et al. (2021) realizó una estimación más refinada de los desechos que ingresan desde los ríos con datos más precisos relacionados con la generación de desechos plásticos, así como factores climatológicos y geográficos.

Sin embargo, barreras naturales y humanas, así como otros factores de transporte, como la morfología y el tamaño de los ríos, la velocidad del viento o los sistemas de irrigación agrícola que juegan un papel importante en el transporte y disposición final de los desechos al medio ambiente, en el océano o, por el contrario, contribuir a la acumulación de estos residuos en los sedimentos terrestres. Por lo tanto, el análisis de la retención de residuos sólidos, especialmente del tipo plástico, a escala de cuencas hidrográficas ha permanecido en gran parte excluida en las metodologías existentes a nivel mundial o regional. Además, la mayoría de los estudios relacionados con la evaluación de la basura movilizada a través de los ríos se realizan en países desarrollados, lo que genera la necesidad de aumentar la evaluación en el Sur Global (Lahens et al., 2018).

La falta de una gestión adecuada de los residuos plásticos en todo el mundo y la aún baja tasa de reciclaje de plásticos en la mayoría de los países, entre otras razones, han desencadenado la acumulación de materiales plásticos en la

naturaleza (Geyer et al., 2017; Margallo et al., 2019). Además, su persistencia junto con su propensión a degradarse y fragmentarse (Barnes et al., 2009) han hecho que el problema se magnifique sustancialmente. La degradación y fragmentación en la tecnosfera o el medio ambiente ha dado lugar a la emisión de una variedad de polímeros plásticos de diferentes tamaños (Eerkes-Medrano et al., 2015). Aunque se pueden encontrar variaciones en la literatura científica, generalmente cuando se habla de basura plástica se consideran dos subgrupos principales: macroplásticos y microplásticos. Si bien una proporción importante de microplásticos se emite directamente de la tecnosfera a los cuerpos de agua y, finalmente, al océano, lo que se conoce comúnmente como microplásticos primarios, otros se generan como resultado de la fragmentación de los macroplásticos y la subsiguiente división en partículas más pequeñas, por procesos físicos, químicos, o procesos biológicos (Li et al., 2016).

2.3 La basura plástica: macroplásticos y microplásticos

Los microplásticos son actualmente ubicuos en el medio ambiente y en la tecnosfera. De hecho, se han encontrado en áreas remotas deshabitadas, como las zonas altas de los Pirineos franceses (Allen et al., 2019), islas remotas (Monteiro et al., 2018), agua embotellada (Koelmans et al., 2019) e incluso en heces humanas (Schwabl et al., 2019) y placenta (Ragusa et al., 2021). A pesar de la acumulación generalizada de microplásticos en el medio ambiente en todo el mundo, es plausible suponer que es más probable que estos procesos acumulativos se desencadenen por emisiones provenientes de países emergentes y en desarrollo donde la pérdida de plástico a través de la mala gestión de residuos, o aguas residuales pobremente manejadas es sustancialmente mayor que en países desarrollados (Ita-Nagy et al., 2021; Jambeck et al., 2015), independientemente de la distribución final de microplásticos en el océano (Galgani et al., 2015). Por ello, existe una necesidad imperativa de comprender los procesos de emisiones, transporte, degradación y fragmentación vinculados a los microplásticos que se están

produciendo actualmente en el hemisferio sur, al ser considerada una fuente principal de la contaminación global.

El caso de América Latina y el Caribe (AL&C) es particularmente interesante dadas las bajas tasas de manejo adecuado de residuos sólidos municipales y aguas residuales (Margallo et al., 2019; Torre et al., 2021), bajas tasas de reciclaje de plástico (Valerio et al., 2020) o la dependencia de la economía en muchas naciones de dos sectores que son vulnerables a la acumulación de microplásticos en el océano: el turismo y la pesca.

2.4 Evidencia de emisión de microplásticos al océano en América Latina y el Caribe

Con el fin de comprender las principales fuentes de microplásticos en el mar, se llevó a cabo una revisión de literatura. Los artículos científicos revisados se obtuvieron utilizando la combinación de palabras clave “*microplastics + Caribbean + sources*”, “*microplastics + Latin America + sources*” y “*microplastics + South America + sources*” en los buscadores *Google Scholar* y *Scopus*. El período de estudio seleccionado fue 2017-2022, realizado a nivel internacional y centrado en artículos escritos en inglés exclusivamente. De un total de 44 artículos recopilados, 31 fueron seleccionados y evaluados a profundidad. Se descartaron los estudios sin relación con la cuantificación de microplásticos en AL&C. Las costas de Colombia fueron las más analizadas (13 estudios en total), seguidas de Perú (cinco estudios), Brazil (tres estudios), Argentina, Chile, Ecuador y México (dos estudios), y el resto con solo un estudio. Adicionalmente, la mayoría de los artículos fueron publicados durante los años 2019 (siete) y 2020 (nueve), demostrando una clara tendencia de creciente interés en este tema en la región (ver Figuras 2-1 y 2-2).

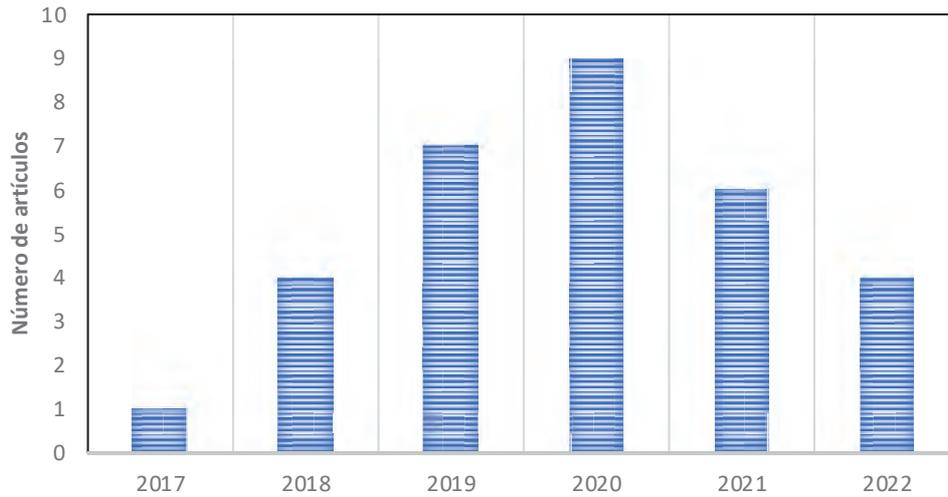


Figura 2-1. Número de artículos publicados por año

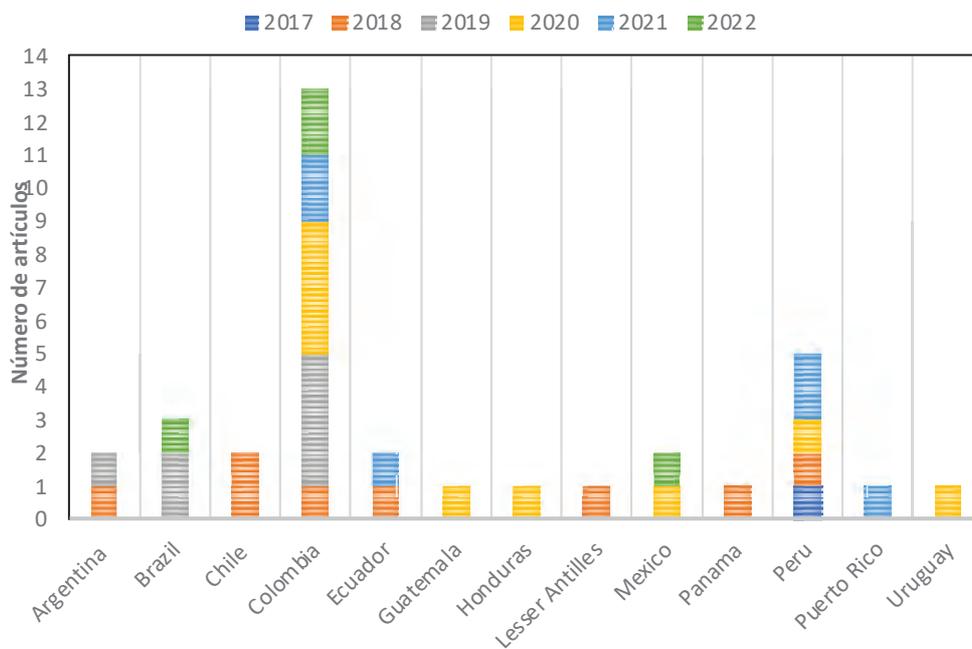


Figura 2-2. Número de artículos publicados por país por año

Se identificó que los estudios disponibles en la literatura científica relacionados con la evaluación de microplásticos en las costas de AL&C se han realizado en su mayoría en una microescala, considerando áreas relativamente pequeñas para evaluar la presencia de basura marina, y cuantificar y clasificar los diferentes tipos de partículas. Para disminuir la cantidad de microplásticos que ingresan al medio ambiente, se necesita una mejor comprensión de las fuentes, el transporte y las vías de distribución para identificar los puntos

críticos de emisión de microplásticos y prevenir su acumulación en la naturaleza en el futuro (Woods et al., 2021). Por lo tanto, los estudios evaluados constituyen una buena línea base para comprender la prevalencia de microplásticos en sitios específicos en ambientes marinos en AL&C, pero no permiten un análisis integral del problema de la basura marina en la región.

La comparación entre los estudios seleccionados debe realizarse con precaución, ya que las metodologías utilizadas para la recolección y evaluación de las muestras, junto con el tamaño de partícula considerado para la cuantificación de microplásticos (ver Tabla 2-1), varía considerablemente entre cada uno. En cuanto a la ubicación, todos los estudios seleccionaron playas de arena, excepto Garcés-Ordóñez et al. (2019; 2021; 2022), que en su lugar seleccionó un área de manglares y columnas de agua; y transmitieron sus hallazgos principalmente en partículas por área. La mayoría de los estudios realizaron solo una campaña de muestreo. Sin embargo, los estudios que realizaron más de una campaña consideraron necesario incluir en la evaluación la influencia del turismo (Garcés-Ordóñez et al., 2020a) y las condiciones climáticas (temporada de lluvias y estación seca) (Acosta-Coley et al., 2019a; Alves & Figueiredo, 2019; Garcés-Ordóñez et al., 2022; Rodríguez et al., 2020). Esta diferenciación es necesaria para poder comparar y determinar la influencia de estos fenómenos en el transporte de macroplásticos y microplásticos en la región.

Si bien la mayoría de los estudios analizaron la composición química de microplásticos en sus muestras mediante espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FT-IR) (ver Tabla 2-1), es importante mencionar que el análisis se realizó solo en una parte de las muestras recolectadas. Por lo tanto, la presencia y concentración de cada tipo de plástico descrito en estos artículos no debe extrapolarse al conjunto de muestras recogidas. La mayoría de los microplásticos evaluados fueron identificados como polietileno (PE), polipropileno (PP) y poliestireno (PS), lo que podría ser consecuencia de sus bajas densidades en comparación con otro tipo de polímeros, como el

polietileno tereftalato (PET) o el cloruro de polivinilo (PVC). Los primeros, dada su baja densidad, tienden a flotar y tienen más posibilidades de ser transportados distancias más largas por corrientes marinas y ríos (Alvarez-Zeferino et al., 2020).

La mayoría de los estudios evaluados incluyeron una clasificación de las partículas de microplásticos por color, siendo las blancas y las transparentes las más abundantes. Esto posiblemente esté relacionado con la presencia de fragmentos de espuma de poliestireno (De-la-Torre et al., 2020) o gránulos con un tiempo de exposición relativamente bajo en el medio marino (Mazariegos-Ortíz et al., 2020). Teniendo en cuenta que tanto el color como la forma de los microplásticos puede influenciar la ingestión de los mismos por parte de organismos acuáticos (Xiong et al., 2019), estos atributos también deben tenerse en cuenta al analizar la prevalencia de microplásticos en el océano u otros cuerpos de agua.

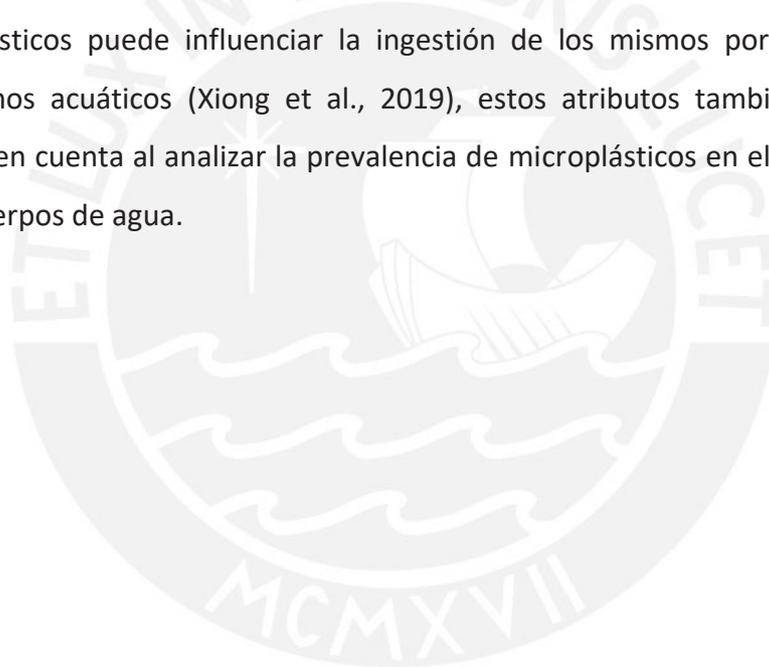


Tabla 2-1. Cuadro resumen de artículos revisados relacionados a la presencia de microplásticos (MP) en áreas costeras de América Latina y el Caribe, incluyendo ubicación de muestreo y principales hallazgos

Autor (año)	Ubicación	Tamaño de MPs muestreado	Cantidad de MP (promedio)	Color	Forma	Composición química
Purca y Henostroza (2017)	4 playas entre Lima y Chimbote, Perú	1 – 2.5 mm	129.8 ± 222.9 ítems/m ²	N.A.	89 % fragmentos, 7 % espuma, 2 % pellets negros, 2 % otros	50 % PU, 20 % PS
Bosker et al. (2018)	21 playas en las Antillas Menores	0.3 – 5 mm	261 ± 6 ítems/kg de tierra seca	N.A.	97 % fibras, 3 % otros	N.A.
Acosta-Coley et al. (2019a)	4 localidades, costa caribeña, Colombia	0.4 – 5 mm	N.A.	N.A.	Pellets (MPP) y MPS	PE, PP
Alves y Figueiredo (2019)	Bahía Guanabara, Brasil	15 µm – 5 mm	14 732 ± 1 037 ítems/m ²	84 % translúcido, 5 % gris, 3.2 % negro	89 % fibras, 10 % films, 1 % fragmentos	N.A.
Garcés-Ordóñez et al. (2019)	Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia	1 – 5 mm	540 ± 137 ítems/ha cerca a centros poblados 31 ± 23 ítems/ha lejos de centros poblados	N.A.	Films, fragmentos, espuma, fibras	HDPE y LDPE
Martinelli-Filho y Monteiro (2019)	Playa Corvina, Pará, Brasil	0.25 – 5 mm	492.5 ± 556.4 ítems/m ³	Fibras y fragmentos: azul > verde oscuro > rojizo > otros	95 % fibras, 5 % fragmentos, <0.01 % pellets	N.A.

Autor (año)	Ubicación	Tamaño de MPs muestreado	Cantidad de MP (promedio)	Color	Forma	Composición química
Alvarez-Zeferino et al. (2020)	33 playas, México	0.5 – 5 mm	133 ítems/m ²	23 % blanco, 17 % verde, 17 % azul, 16 % amarillo, 11 % transparente, 6 % rojo, 10 % otros	56 % fragmentos, 15 % espuma, 11 % fibras, 10 % film, 5 % pellets, 3 % otros	56 % PE, 21 % PP, 12 % PS
De-la-Torre et al. (2020)	4 playas, Lima, Perú	1 – 4.75 mm	174.1 ± 76.7 ítems/m ²	84.8 % blanco, 4 % azul, 2.6 % rojo, 2.2 % verde, 2 % amarillo, 3.2 % otros	78.3 % espuma, 17.4 % fragmentos (MPS), 2.8 % pellets, 1.5 % fibras.	48 % HDPE, 20 % PS, 16 % PP, 12 % IPP
Garcés-Ordóñez et al. (2020b)	43 playas, Colombia	1 – 5 mm	318 ± 314 ítems/m ² en playas caribeñas 138 ± 125 ítems/m ² en playas del Pacífico	N.A.	52 % fragmentos, 20 % fibras, 11 % pellets, 10 % espuma, 4 % granulos, 3 % films	50 % PE, 28 % PS, 20 % PP, 0.6 % PVC, 0.5 % PU, 0.4 % HIPS, 0.3 % PET
Garcés-Ordóñez et al. (2020a)	11 playas, Santa Marta, Colombia	1 – 5 mm	112 ± 103 ítems/m ² durante baja temporada de turismo 32 ± 23 ítems/m ² durante alta temporada de turismo	N.A.	Fragmentos, espuma, fibras, films, otros	PS 39.2 %, PE 33.3 %, PP 27.5 %
Portz et al. (2020)	Atolón Albuquerque, San Andrés, Colombia	1 – 5 mm	90 ítems/m ²	29 % naranja/marrón, 21 % verde, 22 % blanco, 10 % gris, 9 % azul, 3 % rojo, 6 % amarillo y 1 % negro	56 % fragmentos, 18 % pellets, 10 % espuma, 8 % films, 8 % fibras	N.A.

Autor (año)	Ubicación	Tamaño de MPs muestreado	Cantidad de MP (promedio)	Color	Forma	Composición química
Mazariegos-Ortíz et al. (2020)	Playa El Quetzalito, Guatemala	1 – 5 mm	279 ítems/m ²	blanco o transparente > azul > multicolor > verde > otros	64.5 % espuma, 20.6 % fragmentos, 11.2 % pellets, 2.3 % granulos, 1.4 % films	PS 66.8 %, PP 25.8 %, PE 7.4 %
Rodríguez et al. (2020)	4 playas, Punta del Diablo, Uruguay	1 – 5 mm	N.A.	Sólo pellets: blanco > amarillo > otros	59.4 % fragmentos, 39.5 % pellets, 1.1 % espuma	70 % PP, 30 % PE, <1 % PVC y PS
Jones et al. (2021)	Isla Galápagos, Ecuador	10 μm – 5 mm	53 ± 30 ítems/m ²	Fragmentos: Blanco/negro/ azul, y Fibras: azul/verde mayormente	78 % fragmentos, 13 % fibras, 4 % films, 2 % pellets	80 % PE y PP
Garcés-Ordóñez et al. (2021)	Costa Caribeña y del Pacífico, Colombia	0.5 – 5 mm	0.16 ítems/m ³	Transparente, blanco, azul y negro	71.4 % fragmentos, 18.3 % fibras, 3.2 % espuma, 0.8 % gránulos, 0.3 % pellets	47.9 % PE, 32.8 % PP, 17.7 % PS, 0.9 % PET, 0.8 % PVC
Pérez-Alvelo et al. 2021	6 playas, Puerto Rico Norte	0.3 – 4.75 mm	7 ± 6 ítems/kg dw	N.A.	40 % fibras, 28 % fragmentos, 27 % espuma, 3 % pellets, 2 % films	75 % PE, 12.5 % PP, 12.5 % PVC
Rangel-Buitrago et al. 2021	23 playas, costa Caribeña, Colombia	N.A.	1109 ítems/kg dw	N.A.	83 % fibras, 9 % fragmentos, 5 % espuma, 3 % pellets	N.A.
Cruz-Salas et al. 2022	Isla Holbox, México	1 – 5 mm	49.37 ± 45.55 ítems/m ²	Blanco, azul, verde, transparente, gris	Fragmentos, fibras, films, espuma	N.A.

Autor (año)	Ubicación	Tamaño de MPs muestreado	Cantidad de MP (promedio)	Color	Forma	Composición química
Garcés-Ordóñez et al. 2022	Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia	0.3 – 5 mm	0.051 ± 0.054 ítems /L, en época seca 0.044 ± 0.060 ítems/L, en época de lluvias 0.24 ± 0.64 ítems/kg	Transparente, blanco, azul	Fibras, fragmentos, films, espuma, granules	PP, PE, HDPE, PS

PE = polietileno; PS = poliestireno; PP = polipropileno; PVC = cloruro de polivinilo; PU = poliuretano; HDPE = polietileno de alta densidad; LDPE = polietileno de baja densidad; IPP = polipropileno isostático; HIPS = poliestireno de alto impacto; N.A. = no disponible; MPP = microplásticos primarios; MPS = microplásticos secundarios.

Los siguientes párrafos resumen los principales hallazgos relacionados con la evidencia de microplásticos a lo largo de las costas de AL&C, desde la ubicación más septentrional hacia el sur. Un estudio realizado por Bosker et al. (2018), evaluó la presencia de microplásticos en sedimentos de playa en una región específica del Caribe, en cuatro islas de las Antillas Menores: Anguila, San Bartolomé, San Eustaquio y San Martín. Todas las muestras recolectadas a lo largo de las cuatro islas contenían microplásticos, con un promedio de 261 ± 6 ítems/kg de arena seca (ver Tabla 2-1) y sin diferencias significativas entre el contenido de microplásticos en las playas de barlovento y sotavento (Bosker et al., 2018).

Un extenso estudio realizado en México incluyó el muestreo en 33 playas en diferentes regiones del país. El estudio evaluó la presencia de microplásticos y su relación con la urbanización y los eventos climáticos (Alvarez-Zeferino et al., 2020). El estudio determinó un rango de 31.7 a 545.8 ítems/m², con concentraciones más altas en playas urbanizadas y después de la presencia de eventos climáticos extremos. Otro estudio llevado a cabo en la isla Holbox, en México, determinó una presencia de 49.37 ± 45.55 ítems/m², dentro del rango encontrado en el estudio previo (Cruz-Salas et al., 2022). Esta isla cuenta con una gran presencia de turismo nacional e internacional, pero a la vez, es afectada por un mal manejo de sus residuos sólidos que, en conjunto con posibles residuos transportados por las corrientes, es considerado una fuente importante de los microplásticos encontrados en la zona.

La playa El Quetzalito en Guatemala es un área protegida que ha sufrido eventos recurrentes de disposición de residuos sólidos (p. ej., vertidos intencionales o emisiones de botaderos a cielo abierto mal manejados), en su mayoría vinculados a residuos plásticos de actividades terrestres, principalmente transportados a través del río Motagua (Diez et al., 2019). Mazariegos-Ortíz et al. (2020) identificaron espuma de PS (67 %) y fragmentos de PP (26 %) como los principales polímeros plásticos presentes en las muestras de esta playa, siendo la fragmentación de macroplásticos la fuente

principal. Durante el muestreo de microplásticos se encontró un promedio de 279 ítems/m², compuestos principalmente por microplásticos secundarios (Mazariegos-Ortíz et al., 2020). En Puerto Rico, Pérez-Alvelo et al. (2021), llevó a cabo un muestreo en 6 playas ubicadas en la parte norte. En este estudio se realizó el muestreo en la línea de marea alta. Se concluyó, de manera similar, que los microplásticos eran producto de la urbanización, actividades industriales y portuarias, así como transportados por los ríos que discurren en las playas.

Otro estudio, de Acosta-Coley et al. (2019a), evaluó la distribución espacial de los microplásticos a lo largo de la costa de Colombia. Encontraron una correlación entre la concentración de microplásticos, tanto primarios como secundarios, y la estacionalidad (es decir, época de lluvias y época seca), junto con la proximidad a las posibles fuentes, una fábrica de plástico local (Acosta-Coley et al., 2019a). Adicionalmente, otro estudio realizado en 43 playas de arena colombianas tanto en la costa del Caribe como del Pacífico encontró un promedio de 318 ± 314 ítems/m² en playas del Caribe y 138 ± 125 ítems/m² en playas del Pacífico sin diferencias relevantes entre zonas urbanas, zonas rurales o áreas protegidas y no protegidas (Garcés-Ordóñez et al., 2020b). Un tercer estudio, realizado también en Colombia, evaluó la presencia de microplásticos en 11 playas de Santa Marta y su relación con el turismo (Garcés-Ordóñez et al., 2020a). Este estudio encontró una mayor presencia de microplásticos en las playas urbanas, especialmente durante la temporada baja de turismo, y una baja correlación con la presencia de macroplásticos. Un cuarto estudio en Colombia, llevado a cabo en aguas del Caribe y del Pacífico, durante la época de lluvia, determinó que una de las principales fuentes de microplásticos estaría ligada a los ríos que descargan sus aguas en zonas rurales y urbanas. Asimismo, se identificó como fuente principal a los macroplásticos (Garcés-Ordóñez et al., 2021).

Un estudio realizado por Purca y Henostroza (2017) en cuatro playas arenosas de la costa central peruana evaluó la presencia de microplásticos menores a

2.5 mm, restringiendo el muestreo a ese umbral. Se encontraron microplásticos mayores a 1 mm en todas las muestras, representando el 80 % del total. Los microplásticos se encontraron en un rango de 4.67 a 463.33 ítems/m² y de 0.5 a 2.6 g/m² (Purca & Henostroza, 2017). Otro estudio realizado en Perú analizó cuatro playas de arena ubicadas en la ciudad capital, Lima. El estudio se realizó durante los meses de marzo y abril de 2018 y reportó microplásticos entre 1 y 5 mm en todas las muestras, variando desde 16.67 ± 4.26 ítems/m² hasta 489.7 ± 143.5 ítems/m² (De-la-Torre et al., 2020). Los autores argumentan que las diferencias entre los cuatro sitios muestreados en relación con los microplásticos por m² pueden estar relacionadas con las diferencias en las corrientes costeras y la influencia de la infraestructura existente en dos de las cuatro playas monitoreadas.

Las bahías también pueden verse muy afectadas por la mala gestión de los RSU y los efluentes industriales, domésticos y agrícolas con un tratamiento deficiente. Por ejemplo, la Bahía de Guanabara en la costa de Brasil ha sido evaluada para analizar la presencia de microplásticos. Se encontró que en los sedimentos de la bahía había altas concentraciones de contaminantes, incluidos microplásticos (Alves & Figueiredo, 2019). Se encontraron microplásticos en todas las muestras, con una media de 528 ± 30 ítems/kg y 14732 ± 1037 ítems/m², presentando mayor abundancia en comparación con el resto de los estudios evaluados. Otro estudio, realizado en la costa norte de Brasil, analizó el contenido de microplásticos en la playa de Corvina, encontrando partículas de plástico en todas las muestras con un promedio de 492.5 ± 556.4 ítems/m³ (Martinelli Filho & Monteiro, 2019). Las fibras fueron el tipo de microplástico identificado más abundante. El estudio analizó microplásticos considerando una profundidad de 60 cm, divididos en tres estratos, encontrando que era visible una disminución constante en la concentración con la profundidad.

También se monitorearon cuatro playas frecuentadas en Uruguay para analizar la concentración de microplásticos y su relación con el turismo

(Rodríguez et al., 2020). Los valores obtenidos dieron como resultado una baja presencia de microplásticos y mesoplásticos (mayores a 5 mm). Curiosamente, el sitio de muestreo ubicado más alejado del área más urbanizada mostró una mayor concentración de microplásticos, lo que sugiere que la distribución de microplásticos estuvo influenciada por los vientos marinos, las corrientes y la orientación de la playa.

Los manglares son ecosistemas marino-costeros con funciones y servicios ecológicos importantes. Sin embargo, la degradación de los manglares es actualmente un problema a nivel mundial (de Lacerda et al., 2019), relacionado principalmente con la sobreexplotación, la expansión urbana y la contaminación por aguas residuales y residuos sólidos, entre otros (Garcés-Ordóñez et al., 2019). Algunos muestreos realizados en la Ciénaga Grande de Santa María (Colombia), una importante zona de manglares en el Caribe, determinaron la cantidad de microplásticos presentes en los sedimentos. Los tamaños muestreados variaron de 1 a 5 mm, obteniéndose de 31 a 2 863 ítems/kg de sedimento seco, con una mayor concentración cerca de áreas pobladas. La mayoría de microplásticos provino de fuentes secundarias, principalmente empaques, cubiertos desechables y residuos de pesca (Garcés-Ordóñez et al., 2019), lo cual está en consonancia con las principales actividades antrópicas que ocurren en la zona.

Finalmente, la basura plástica, incluidos los microplásticos, también están contaminando áreas deshabitadas e islas oceánicas remotas (Jones et al., 2021). Por ejemplo, se ha identificado basura marina en la Reserva de la Biosfera Seaflower, en Colombia (Portz et al., 2020); la Reserva de la Biosfera de Galápagos, en Ecuador (Jones et al., 2021; Mestanza et al., 2019; Van Sebille et al., 2019); y la Reserva de la Biosfera Archipiélago de Juan Fernández, en Chile (Hidalgo-Ruz et al., 2018). Aunque existen actividades antropogénicas que se desarrollan en algunas de estas áreas, la contaminación también está asociada con fuentes marinas (p. ej., desechos generados debido a actividades en alta mar) o residuos originados en actividades en tierra desde diferentes

lugares que podrían ser transportados a través de las corrientes marinas hacia las costas (Portz et al., 2020; Van Sebille et al., 2019). Durante el muestreo realizado en la Reserva de la Biosfera Seaflower, se encontró un promedio de 90 ítems/m² para microplásticos grandes (1–5 mm). La isla de San Cristóbal en el archipiélago de Galápagos, fue muestreada tanto en sitios turísticos como en áreas remotas, para microplásticos entre 1 y 5 mm y menores a 1 mm, incluyendo arena, agua de mar y sedimentos bentónicos, encontrando concentraciones de 53 ± 30 ítems/m² (Jones et al., 2021).

2.5 Principales fuentes de contaminación de microplásticos en América Latina

La emisión de microplásticos al ambiente puede ocurrir durante todo el ciclo de vida de diferentes productos y servicios, desde derrames accidentales durante la producción (Ryberg et al., 2019) hasta el manejo inadecuado de residuos sólidos y aguas residuales, incluyendo procesos de degradación por abrasión o desgaste (Vázquez-Rowe et al., 2021). Además, también se pueden generar microplásticos a través de la degradación y fragmentación de macroplásticos en partículas más pequeñas (Auta et al., 2017). Los microplásticos se transportan principalmente por sistemas fluviales, descargas de aguas residuales domésticas e industriales (Besseling et al., 2017) y se generan también de manera directa durante actividades marinas (Boucher & Friot, 2017).

Durante la evaluación de cuatro localidades del Caribe colombiano, las partículas de plástico encontradas en las playas de Cartagena se atribuyeron a la producción local de plástico (Acosta-Coley et al., 2019a). Además, los microplásticos secundarios estuvieron más concentrados durante la temporada de lluvias, lo que sugiere que el transporte fluvial y la proximidad a las desembocaduras de los ríos son factores cruciales. Los microplásticos secundarios también predominaron en el estudio de teledetección realizado por Kikaki et al., (2020) en Islas de la Bahía (Honduras), en las que se observó

y verificó una importante afluencia de estos microplásticos durante muestreos in situ, especialmente en época de lluvias. Las observaciones sugieren que la concentración de macroplásticos y microplásticos secundarios estaba relacionada con la proximidad a las costas y las desembocaduras de los ríos (Kikaki et al., 2020).

Alves y Figueiredo (2019) no encontraron diferencias significativas entre sitios de muestreo o por estaciones, pero determinaron que las fibras eran el tipo de microplástico más abundante (89 %) en la Bahía de Guanabara, Brasil. Este tipo de microplástico podría estar correlacionado con la gran cantidad de aguas residuales domésticas sin tratar o parcialmente tratadas que ingresan a la bahía, junto con la alta densidad de este polímero específico, lo que aumenta su capacidad de hundirse y acumularse en los sedimentos. De manera similar, Purca y Henostroza (2017), en Perú, atribuyeron la presencia de microplásticos en su mayoría a orígenes secundarios de áreas urbanas, especialmente efluentes de aguas residuales, actividades pesqueras y turismo. Además, De-la-Torre et al. (2020), que analizaron la presencia de microplásticos en cuatro playas arenosas ubicadas en Lima, Perú, identificaron espumas y fragmentos como los tipos de microplásticos más abundantes, por lo que sugirieron que predominan los microplásticos secundarios también.

Garcés-Ordóñez et al. (2019), que analizaron la presencia de residuos en manglares, encontraron que las concentraciones más altas de basura marina y microplásticos se detectaron cerca de las áreas pobladas, en donde se identifica un manejo inadecuado de las aguas residuales y los residuos sólidos municipales, lo que llevó al vertido de efluentes y basura en los manglares. Adicionalmente, se identificó como una fuente importante de contaminación la descarga de residuos sólidos en cuerpos de agua ubicados cerca de los manglares, ya que los residuos son luego transportados por los vientos y las corrientes, quedando retenidos en las raíces de estos. Otro estudio en 43 playas de arena en Colombia identificó también un vínculo probable entre la concentración de microplásticos y las malas prácticas de manejo de residuos

sólidos y aguas residuales, además del turismo, la producción industrial de plástico y las actividades pesqueras, como las fuentes principales de microplásticos, donde la mayoría de los microplásticos encontrados fueron fragmentos de macroplásticos (52 %) y filamentos (20 %) (Garcés-Ordóñez et al., 2020b).

Finalmente, como mencionan Garcés-Ordóñez et al. (2020b), las zonas con mayor amplitud de marea parecen facilitar la exportación de residuos plásticos a las playas en zonas rurales desde las zonas urbanas, mostrando una mayor acumulación en la zona alta de las playas evaluadas. En las áreas del Caribe con baja amplitud de marea, en cambio, los residuos tendieron a acumularse en la zona media y alta de la playa, evitando la movilización de basura a otras áreas. Sería útil realizar más investigaciones sobre este comportamiento dicotómico vinculado a la amplitud de las mareas para orientar acciones específicas para eliminar los microplásticos y macroplásticos en las playas.

2.6 Presencia de los microplásticos en los entornos locales y la biodiversidad

La basura marina, incluidos los microplásticos, son una amenaza real para los ecosistemas debido a su presencia extendida, biodisponibilidad y rápida acumulación en el ambiente (Wang et al., 2020). Los daños relacionados con la presencia de microplásticos en ambientes acuáticos incluyen impactos a los organismos causados por la ingestión, mayor biodisponibilidad de patógenos, mayor velocidad de dispersión de especies invasoras y el transporte de químicos potencialmente tóxicos, como parte de su composición (Vázquez-Rowe et al., 2021). En este contexto, Jones et al. (2021) realizaron un muestreo de invertebrados marinos para analizar la presencia de microplásticos en siete especies representativas en Galápagos, Ecuador. Se encontraron partículas sintéticas en las siete especies muestreadas y microplásticos de origen petroquímico en seis especies, con una incidencia de ingestión del 52 %; sin

embargo, no se identificaron circunstancias significativas que puedan influir en una mayor ingesta de partículas (Jones et al., 2021).

Un estudio transnacional realizado en Panamá, Colombia, Ecuador, Perú y Chile a lo largo del Océano Pacífico sureste recolectó 292 peces planctívoros para analizar la presencia de microplásticos en su tracto digestivo (Ory et al., 2018). El estudio encontró que la presencia de microplásticos en los individuos evaluados era bastante baja (2.1 %), lo que sugiere que los microplásticos que ingresan a la costa desde fuentes terrestres son transportados por el movimiento de aguas superficiales en alta mar y reemplazados por aguas más limpias y profundas. Un estudio más local, pero similar, analizó la presencia de microplásticos en cuatro especies de peces del estuario de Ciénaga Grande en Colombia (Calderon et al., 2019). En este estudio se encontró que el 12 % de todas las muestras recolectadas y examinadas presentaban microplásticos, siendo las fibras el tipo más abundante. Del mismo modo, Jimenez-Cárdenas et al. (2022), monitorearon la presencia de partículas en el estuario de Ciénaga Grande, considerando especies de la zona de corales y de la zona de manglares en época de lluvias. Este estudio comparó la ingesta de microplásticos y mesoplásticos, determinando valores de 1.9 vs. 1.6 ítems/individuo, respectivamente. En otro estudio, Garcés-Ordóñez et al. (2020c) analizaron 22 especies de peces (302 especímenes) en Cispatá, Colombia, encontrando microplásticos, en su mayoría fibras, en el 7 % de ellas.

Por otra parte, un estudio reciente que evaluó la presencia de partículas plásticas en dos especies de peces comerciales en Perú encontró una presencia relativamente baja de microplásticos (0.3 %) en los estómagos de los ejemplares analizados (Fernández-Ojeda et al., 2021). En cambio, De-la-Torre et al. (2021) analizó la presencia de microplásticos en bivalvos comerciales vendidos en tres provincias costeras de Perú, encontrando partículas en todas las muestras, con mayor presencia de fibras, sugiriendo como posible fuente las aguas residuales.

Los microplásticos también pueden impactar indirectamente los ecosistemas al actuar como transportadores de contaminantes tóxicos. Un estudio realizado en la zona costera de Cartagena, Colombia, analizó la presencia de metales pesados en microplásticos primarios y secundarios encontrados en diferentes playas (Acosta-Coley et al., 2019b). Los autores encontraron una mayor concentración de mercurio y otros metales traza en microplásticos secundarios y microplásticos blancos degradados, en comparación con los microplásticos primarios, lo que está relacionado con microplásticos con superficies más degradadas, lo que mejora la capacidad de retención en la superficie. De manera similar, Saldaña-Serrano et al. (2022), analizó la presencia de metales en las microfibras extraídas de ostras en el sur de Brasil, encontrando concentraciones de cobre, cromo, aluminio, entre otros metales traza. Así, la ingestión de microplásticos que contengan metales pesados podría afectar a diferentes especies en esos ambientes.

Además, (Pazos et al., 2018) encontraron una correlación entre la alta concentración de microplásticos y el deterioro de la calidad del hábitat costero. En este estudio se recolectaron muestras de plancton en el estuario del Río de la Plata (Argentina) para analizar la presencia de microplásticos en la comunidad planctónica. Los microplásticos estuvieron presentes en todas las muestras, con una mayor prevalencia cerca de zonas de descargas de aguas residuales y áreas urbanizadas. Otro estudio desarrollado también en Argentina, en el estuario de Bahía Blanca, también sugirió una correlación entre los microplásticos y los impactos negativos en la biota costera (Arias et al., 2019). Este estudio evaluó la presencia de microplásticos en la especie de peces *Micropogonias furnieri*, encontrando partículas en todas las muestras evaluadas y una correlación positiva entre la cantidad de microplásticos encontrada y un mayor índice hepatosomático (Arias et al., 2019). En ambos casos, estas correlaciones necesitan una mayor evaluación para comprender el efecto directo o indirecto de los microplásticos en la biota marina, considerando también los efectos de otros contaminantes presentes en el medio ambiente y la interacción entre ellos y los microplásticos.

CAPÍTULO 3

Metodología

El desarrollo de esta investigación se ha llevado a cabo siguiendo herramientas metodológicas cualitativas y cuantitativas, con el fin de comprender y evaluar los movimientos de residuos sólidos mal manejados hacia diferentes compartimientos ambientales, así como los posibles daños ambientales que pueden traer a cabo. La metodología de trabajo se subdividió en las siguientes secciones:

3.1 Diagnóstico del manejo de residuos sólidos urbanos en la cuenca peruana del Pacífico

Uno de los principales problemas para cuantificar los potenciales impactos ambientales de un sistema, es la falta de información fiable. Actualmente, si bien se están realizando esfuerzos para llevar a cabo una cuantificación más realística de los RSU que son manejados correcta e incorrectamente, no se cuenta con información precisa relacionada a la generación y transporte de estos desde los puntos de vertido hasta el océano. Dentro de estos esfuerzos, en el caso de Perú, el Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA) ha llevado a cabo un trabajo bastante extenso con el fin de identificar las áreas degradadas y los botaderos a cielo abierto existentes dentro del territorio nacional. A la fecha, alrededor de 1 700 focos de contaminación han sido identificados en total (OEFA, 2022). Asimismo, teniendo en cuenta que Perú posee 5 de los 50 más grandes botaderos en el mundo (D-Waste, 2014), se han realizado esfuerzos para estimar los impactos ambientales, en términos de gases de efecto invernadero emitidos a la atmósfera producto de la descomposición de los residuos sólidos biodegradables (Cristóbal et al., 2022). El estudio en mención cuantificó las emisiones acumuladas de los 24 botaderos más críticos del territorio peruano, estimando valores de 704 kt CO_{2eq} para el

año 2018 y 4.4 Mt CO_{2eq} durante el periodo 2019-2028 (Cristóbal et al., 2022). Este trabajo inicial permite comprender la magnitud de los impactos previstos por el mal manejo de los RSU.

En miras de comprender mejor los tipos, movimiento y características de los flujos plásticos que ingresan al océano, el presente trabajo inició con una primera etapa de intenso trabajo de campo, en diversas zonas de la costa del Perú, así como una recopilación de información existente, para comprender los factores que impulsan o afectan el transporte y destino de los residuos mal manejados, teniendo como área geográfica de referencia la cuenca peruana del Pacífico. Durante esta etapa, se identificaron las diferentes barreras antrópicas y naturales que afectan de manera directa o indirecta el movimiento de los residuos generados en zonas terrestres hacia el mar, así como su importancia, especialmente en zonas costeras. Asimismo, durante la revisión de literatura existente, se identificaron trabajos llevados a cabo en los últimos años que realizan estimaciones de flujos plásticos. En general, los trabajos identificados han realizado estimaciones de flujos plásticos a gran escala, excluyendo en gran parte el efecto que tienen diferentes barreras en la acumulación o retención de residuos, dentro de las cuencas geográficas.

En esta primera etapa, el trabajo se enfocó en caracterizar las diferentes cuencas para luego poder llevar a cabo la cuantificación de los desechos plásticos que ingresan al océano. El desarrollo se basó en dos mecanismos principales: i) observación a través de estudios de campo; y ii) recopilación de datos relacionados con las cuencas evaluadas. Los datos bibliográficos divulgados por diferentes instituciones peruanas, como se muestra en la Tabla 3-1, permitieron mapear toda la cuenca costera peruana considerando aspectos clave. En esta parte se consideró, por ejemplo, información relacionada con rellenos sanitarios, botaderos o infraestructuras hechas por el hombre, así como la recolección de información demográfica actualizada, estimando la población existente en los diferentes centros poblados asentados en las cuencas e intercuencas pertenecientes a la vertiente del Pacífico.

Tabla 3-1. Fuentes de información incluidas en la evaluación del manejo de RSU a lo largo de la cuenca peruana del Pacífico.

Tipo de información	Fuente
Generación de residuos por persona por distrito, tipos de residuos	SIGERSOL (2018)
Habitantes por distrito	INEI (2017)
Ratios de reciclaje	MEF y MINAM (2020)
Rellenos sanitarios	MINAM (2021)
Botaderos a cielo abierto	OEFA (2021)
Hidroeléctricas	OSINERGMIN (2020)
Presas, infraestructura de riego	ANA (2020)

Es importante mencionar que, ante la falta de datos disponibles o de calidad, se llevaron a cabo asunciones y estimaciones con la ayuda de datos bibliográficos o datos promedios existentes. Por ejemplo, la tasa de generación de RSU per cápita no estaba disponible para aproximadamente 14 % de la población en algunos municipios y, por lo tanto, se calcularon promedios ponderados en su lugar (ver Anexo I). Por otro lado, en el caso de las estimaciones de material reciclable recuperado por segregación de residuos, se utilizaron sólo cifras oficiales. Sin embargo, durante las visitas a campo se observó una gran presencia de recicladores informales, los cuales recuperan plásticos duros, cartones, metales y otros materiales, segregados en botaderos a cielo abierto, así como en otros puntos de acumulación de residuos. Así, se consideró el efecto de los recicladores informales a lo largo de la ruta de transporte de los residuos plásticos. Sin embargo, existen limitaciones importantes al momento de estimar esta fracción (ver Sección 4.2.5).

Paralelamente, se complementaron los datos bibliográficos con los trabajos de campo realizados durante los años 2020 y 2021. La Tabla 3-2 describe los viajes a campo realizados. Las actividades incluyeron la observación de la morfodinámica de los ríos, los sistemas de drenaje agrícola, el ciclo urbano del

agua en las principales ciudades, botaderos a cielo abierto, rellenos sanitarios y la dinámica que ocurre en las desembocaduras de los ríos y las costas de las playas. El trabajo de campo cubrió un área lo suficientemente grande como para tener una comprensión clara del camino que los RSU mal manejados pueden seguir bajo diferentes características de cuencas y áreas. Además, también se recopilieron datos de estudios previos que analizaron cuencas hidrográficas (Salmoral et al., 2020), botaderos y rellenos sanitarios (Ziegler-Rodriguez et al., 2019), infraestructura hidroeléctrica en los Andes peruanos (Verán-Leigh & Vázquez-Rowe, 2019), disponibilidad de agua e infraestructura en las principales ciudades (Torre et al., 2021; Vázquez-Rowe et al., 2017) y generación de escombros urbanos por desastres naturales (García-Torres et al., 2017; Mesta et al., 2018; Parodi et al., 2021).

El trabajo de campo ha servido para observar y comprender el comportamiento de los RSU. En este proceso, se llevó a cabo una intensa investigación, junto con la identificación in situ de sumideros, barreras y amplificadores durante el transporte fluvial de RSU. Así, se evidenció que diferentes barreras artificiales y naturales juegan un papel determinante en el transporte de residuos. Estas barreras se identificaron y describieron, considerando las más relevantes, lo que permitió desarrollar un modelo para cuantificar la cantidad final de residuos plásticos que se envían al océano, luego de atravesar varias barreras (ver Capítulo 4).

Tabla 3-2. Trabajo de campo realizado en diferentes cuencas, desembocaduras de ríos y playas a lo largo del país, como parte de la evaluación de la cuenca peruana del Pacífico

Fecha	Ubicación	Descripción del Área	Observaciones
08/12/19	Cercado de Lima, Lima, Lima	Río Rímac en Lima	Parte de una actividad de recolección de residuos sólidos. Una sección de la ladera del río fue limpiada. Se encontró presencia de residuos mal dispuestos a lo largo de las laderas, incluyendo RSU y no-RSU (p.ej., llantas, RAEE).

Fecha	Ubicación	Descripción del Área	Observaciones
17/02/20	Morropón, Morropón, Piura	Botadero en Morropón	Poca a ninguna cobertura, presencia de vectores y quema de basura de manera abundante, mayormente RSU. Presencia de recicladores informales en el área, recuperando mayormente botellas PET, plásticos mixtos, aluminio y metales.
17/02/20	La Matanza, Morropón, Piura	Botadero en La Matanza	Pequeño botadero, presencia de rebaño de ovejas, mayormente RSU. Presencia de recicladores informales en el área, recuperando mayormente botellas PET y aluminio. Excesiva quema de basura.
17/02/20	Piura, Piura, Piura	Canales de irrigación	Localizados a lo largo de la ciudad de Piura. Presencia de residuos sólidos ligeros transportados río abajo.
18/02/20	Tambogrande, Piura, Piura	Botadero en Tambogrande	Localizado al lado de un canal de irrigación. Residuos acumulados en pilas a lo largo del área. Presencia de recicladores informales y quema de basura. Punto de colección de residuos segregados (informal) localizado a las afueras del botadero, comercio de todo tipo de residuos reciclables.
19/02/20	Curamori, Piura, Piura	Botadero, canales de irrigación y planta de tratamiento de aguas residuales en Curamori	Botadero relativamente controlado, con cobertura de arena para los residuos. Ausencia casi total de vectores. Implementación de una planta piloto de compostaje de residuos orgánicos. Retención de residuos sólidos a lo largo de las compuertas de irrigación y zonas aledañas. PTAR colapsada.
19/02/20	Sechura, Sechura, Piura	Río Piura, canales de irrigación y manglar Chulliyachi	Presencia de residuos sólidos a lo largo del río y canales. Acumulación de basura a lo largo de las laderas de los ríos, mayormente de materiales ligeros y flotantes.
20/02/20	Castilla, Piura, Piura	Botadero en Piura	Botadero principal de la ciudad capital de la región, Piura. Presencia abundante de vectores. Mayormente RSU. Presencia importante de recicladores informales. Punto de colección de residuos segregados (informal) localizado a las afueras del botadero, comercio de todo tipo de residuos reciclables.

Fecha	Ubicación	Descripción del Área	Observaciones
15/01/21	Casma, Casma, Ancash	Puerto y río en Casma, y playa en Tortugas	Visualización de basura transportada al océano a través del río. Acumulación de basura fue observada también en el norte de la bahía de Casma (Rincón de Piños). En Tortugas, una combinación de artes de pesca, desechos de acuicultura y RSU se encontraron en la playa y zonas aledañas.
28/05/21	Pisco, Pisco, Ica	Río Pisco y área costera. Botaderos en Humay y Pisco	Identificación de residuos de construcción y demolición del terremoto de Pisco (2007) ubicados en múltiples botaderos a cielo abierto. Identificación de disposición de residuos a lo largo de la cuenca del río provenientes de centros poblados y trabajadores agrícolas. Los botaderos se encuentran ubicados dentro de las dunas de arena. En el interior se identificó la presencia de recicladores informales. Identificación de acumulación de residuos a lo largo de la costa y en la descarga de un canal de agua.
28/05/21	Paracas, Pisco, Ica	Botadero en Paracas	El botadero se encuentra ubicado dentro de las dunas de arena. En el interior se identificó la presencia de recicladores informales.
29/05/21	Mala, Cañete, Lima	Botadero en Mala, y desembocadura del río Mala	Se observó el arrojamiento de residuos en la cuenca del río Mala. Se identificaron residuos a lo largo del río. Se identificaron residuos a lo largo de la desembocadura del río en la playa. Los residuos corresponden a materiales orgánicos típicos transportados por un río (ramas) y RSU, ya sea transportados por el río o por los bañistas. Se ubicó un botadero a cielo abierto no identificado por la OEFA junto al C.P. 27 de diciembre.
29/05/21	Asia, Cañete, Lima	Botadero en Asia y botadero no identificado	Botadero con cobertura relativamente alta. Un segundo botadero se localizó en las cercanías.
26/01/22	Barranca, Barranca, Lima	Playa	Identificación de acumulación de residuos a lo largo de la costa.
26/01/22	Supe, Barranca, Lima	Playa y muelle	Identificación de acumulación de residuos a lo largo de la costa y relacionado con pesca artesanal.

Fecha	Ubicación	Descripción del Área	Observaciones
26/01/22	Huacho, Huaura, Lima	Playa y muelle	Identificación de acumulación de residuos a lo largo de la costa y relacionado con pesca artesanal.
25/02/22	Lima, Lima, Perú	Cuatro playas localizadas en el norte y sur de Lima	Identificación visual de residuos sólidos y recopilación de información relacionada con el comportamiento de los bañistas.
07/03/22 & 18/03/22	Ventanilla, Lima, Perú	Río Chillón	Desembocadura del río con gran presencia de residuos plásticos y otros materiales.
27/03/22 & 24/04/22	Coishco, Santa, Ancash	Playa y planta de harina de pescado	Identificación de acumulación de residuos a lo largo de la costa.
27/03/22 & 24/04/22	Chimbote, Santa, Ancash	Playa, muelle y planta de harina de pescado	Identificación de acumulación de residuos a lo largo de la costa.
27/03/22 & 24/04/22	Casma, Casma, Ancash	Playa, muelle y botadero	Identificación de acumulación de residuos a lo largo de la costa y relacionado con pesca artesanal y acuicultura.
27/03/22 & 24/04/22	Huarmey, Huarmey, Ancash	Playas, muelle, planta de harina de pescado y río Huarmey	Identificación de acumulación de residuos a lo largo de la costa, en la descarga de la desembocadura del río y relacionado con pesca artesanal.
27/03/22 & 24/04/22	Huaura, Huaura, Lima	Playas, planta de harina de pescado, botadero y río Huaura	Identificación de acumulación de residuos a lo largo de la costa y en la descarga de la desembocadura del río.
29/03/22	Cercado de Lima, Lima, Lima	Río Rímac	Identificación de acumulación de residuos a lo largo de la costa y en la descarga de la desembocadura del río.
24/04/22	Guadalupito, Virú, La Libertad	Playa, río Santa	Identificación de acumulación de residuos a lo largo de la costa y en la descarga de la desembocadura del río.

La combinación de estos esfuerzos permitió obtener un diagnóstico completo de una fracción importante de la cuenca del Pacífico peruano, identificando un conjunto de características naturales y antrópicas que pueden potenciar o

dificultar la capacidad de los cuerpos de agua, principalmente ríos, para transportar residuos sólidos al océano.

3.2 Cuantificación de flujos

Dentro de las herramientas cuantitativas, se utilizó el Análisis de Flujo de Materiales (MFA, por sus siglas en inglés), mediante el cual se llevó a cabo la cuantificación de los flujos de residuos plásticos, partiendo de la determinación de los flujos de entrada al sistema, su acumulación en el medio no marino, su transporte y destino final. Luego de esta cuantificación, siguiendo el pensamiento de ciclo de vida, partiendo desde un punto de vista holístico, se buscó ampliar el rango de evaluación para incluir los impactos ambientales potenciales causados por los residuos plásticos marinos.

La herramienta MFA es utilizada para la estimación de flujos de materiales o sustancias dentro de un sistema definido durante un periodo de tiempo establecido con el fin de comprender sus comportamientos dentro del metabolismo industrial (Ayres & Ayres, 2002; Gusukuma & Kahhat, 2018; Kahhat & Williams, 2012). Llevar a cabo un MFA, permite trazar el movimiento de un material o sustancia de interés, considerando los puntos de acumulación, o *stocks*, así como los procesos de transformación y flujos existentes entre dichos procesos y *stocks* (Kuczynski & Geyer, 2010). Un MFA puede ser aplicado a diversos sistemas de referencia, incluyendo análisis a nivel de hogar o empresa, a nivel nacional, regional o global; así como incluir diferentes horizontes temporales. Asimismo, un MFA puede estar enfocado en una sola sustancia o material, o incluir una gama de sustancias físicas, de acuerdo al interés del investigador (Hoekman & Bellstedt, 2020). La metodología a seguir para el desarrollo de un MFA, se describe como un proceso iterativo que inicia con la definición del problema a ser evaluado, la selección de materiales o sustancias a analizar y los límites del sistema (Brunner & Rechberger, 2004). Las etapas a seguir durante el desarrollo de un MFA se muestran en la Figura 3-1.

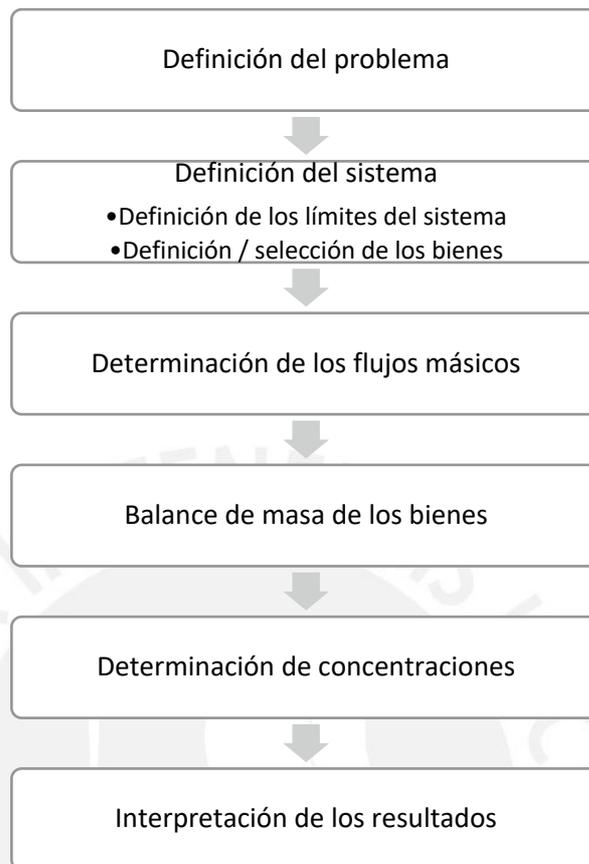


Figura 3-1. Proceso iterativo para el desarrollo de un MFA (adaptado de Brunner & Rechberger, 2004)

Es importante mencionar que el modelado de un MFA puede desarrollarse siguiendo diferentes caminos. Dentro de estos se identifica el modelado estático, en el que se desarrollan las relaciones en estado-estable entre los *stocks* y flujos del sistema; y el modelado dinámico, en el que se agrega al tiempo como parámetro del modelado, con el fin de realizar predicciones de futuras situaciones (Ayes & Ayres, 2002).

El desarrollo del MFA para la cuenca peruana del Pacífico se llevó a cabo considerando un modelamiento estático, que consistió en la recolección de datos de fuentes nacionales, enfocados en la estimación de generación de RSU en centros poblados del ámbito rural y urbano para un año específico, 2018. Las estimaciones se iniciaron definiendo la cantidad de RSU mal manejados que podrían tener como destino final el océano Pacífico. Para ello, se estimó

primero el total de RSU generados en la cuenca del Pacífico, así como los RSU correctamente manejados en rellenos sanitarios manuales o mecánicos existentes. Para aquellos centros poblados que no se encuentren dentro del área de cobertura de los rellenos sanitarios existentes, se asumió que los RSU generados son dispuestos de manera inadecuada en botaderos clandestinos y/o directamente en cuerpos de agua (ríos, océano). Las estimaciones de los RSU que terminan en los cursos de agua que desembocan finalmente al océano Pacífico, se encuentran ligados a los caudales promedio de dichos ríos o quebradas, considerando el comportamiento habitual en un año promedio.

Con el fin de cuantificar los flujos de residuos plásticos de manera más refinada, se desarrolló una metodología novedosa incluyendo la relevancia de las diferentes barreras naturales y artificiales que pueden afectar el transporte de basura mal gestionada hacia el mar, para poder ejemplificar sus efectos en la cantidad final de plástico que entra en una zona costera desde fuentes terrestres. En este sentido, el uso de esta metodología puede ayudar a regionalizar la disipación de plásticos al ambiente, generando factores de emisión más precisos, y con ello potenciar la creación de inventarios de ciclo de vida.

Luego de llevadas a cabo las estimaciones de RSU incorrectamente manejados con capacidad de poder ser derivados al océano mediante disposición directa o por transporte fluvial, se procedió a identificar las diferentes barreras naturales o antropogénicas conectadas con el transporte de los RSU estimados. Para ello, se consideró el trabajo de campo realizado, así como la información disponible de las autoridades competentes.

3.3 Desarrollo de categorías de evaluación de impacto en el ACV

Un ACV es una herramienta cuantitativa integral comúnmente utilizada para llevar a cabo un monitoreo de los potenciales impactos ambientales y *hotspots* existentes en todas las etapas de un producto o servicio, desde la extracción de materiales hasta su fin de vida (Guinée & Heijungs, 2005). Los ACV permiten

evaluar soluciones potenciales a problemas ambientales desde un punto de vista holístico, evitando crear problemas en otras áreas del sistema productivo, otras regiones o a futuras generaciones (EC-JRC, 2010; Vázquez-Rowe et al., 2019). El ACV, conocido y utilizado a nivel global, presenta una estructura definida y se encuentra estandarizado mediante las ISO 14040 y 14044 (2006a, 2006b). Esta estructura se divide en cuatro fases diferentes que se interrelacionan entre sí (ver Figura 3-2): definición del objetivo y alcance, análisis de inventario, análisis de impactos, e interpretación (Guinée et al., 2002).

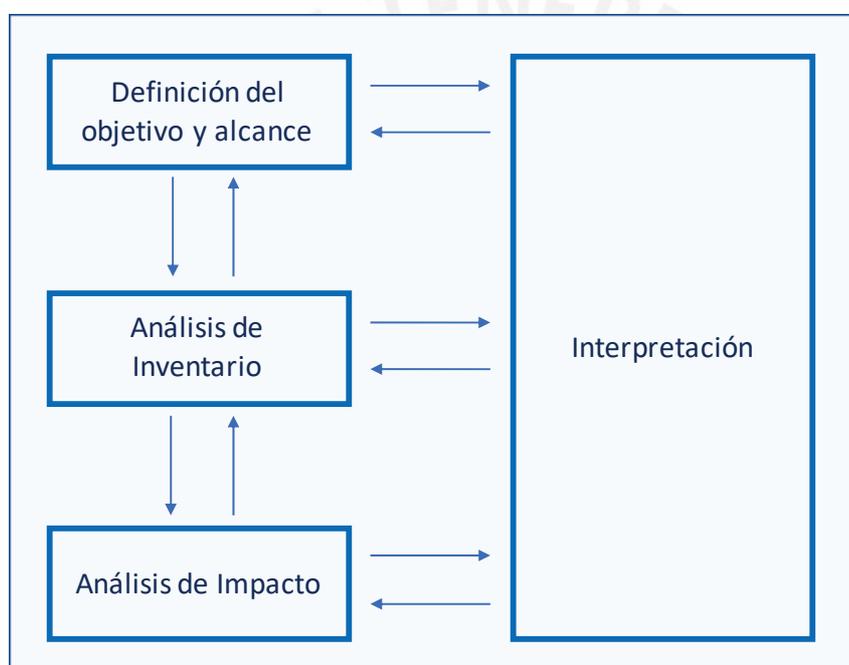


Figura 3-2. Fases en un Análisis de Ciclo de Vida (adaptado de ISO 14040:2006a)

Durante un ACV, se lleva a cabo una recopilación de todas las posibles emisiones contaminantes y recursos consumidos asignados al producto específico que se está analizando, siguiendo el alcance previamente definido. Esta recopilación es documentada como un Inventario de Ciclo de Vida (ICV). Luego de finalizado el inventario, se continúa con la evaluación de impactos ambientales, dentro del cual se consideran posibles impactos a la salud humana, al ambiente y problemas relacionados con el uso de los recursos

naturales disponibles (EC-JRC, 2011). Las emisiones y recursos cuantificados durante el ICV son relacionados con las diferentes categorías de impacto existentes, convirtiéndose en indicadores utilizando los diferentes modelos de evaluación de impacto desarrollados a la fecha (EC-JRC, 2010). Estas categorías de impacto se pueden subdividir, según el tipo de perspectiva que utilizan, en categorías de punto medio (*midpoint*) y categorías de punto final (*endpoint*) (Figura 3-3). Las categorías bajo la perspectiva de punto medio relacionan las entradas o emisiones de manera directa con ciertos impactos ambientales. Las categorías de impacto bajo la perspectiva de punto final, por otro lado, cuantifican los impactos finales, o daño potencial, con relevancia directa en la sociedad, los ecosistemas y los recursos (Bare et al., 2003).

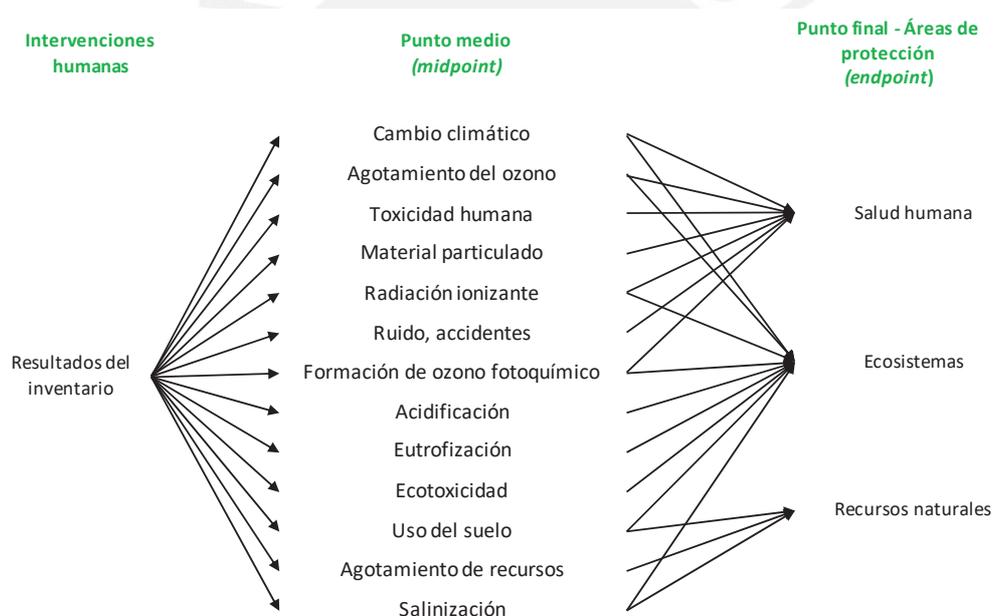


Figura 3-3. Relación entre las intervenciones antropogénicas, categorías de punto medio y categorías de punto final en el marco del ACV

En la actualidad, los impactos ambientales relacionados de manera directa a los productos cuantifican, en líneas generales, las entradas de materias primas y recursos, y las posibles emisiones durante las etapas de extracción, producción, uso y disposición final. En esta última etapa, los ACV consideran como mecanismos de disposición final, el uso de un relleno sanitario, incineración, o el retorno del material a la cadena de valor por medio del reciclaje. Sin embargo, posibles impactos ambientales relacionados a una

disposición incorrecta de estos residuos en la naturaleza no han sido aún incluidos dentro de una metodología, por lo que su cuantificación dentro de un ACV vida aun no es posible.

Así, las metodologías de cuantificación de impactos ambientales existentes, utilizadas en el desarrollo de ACV, no incluyen la evaluación de impactos de los residuos sólidos, incluidos plásticos, mal manejados dispuestos en la naturaleza, incluyendo el medio marino como punto de concentración. Desde hace unos años, ha habido un impulso por desarrollar categorías de impacto que puedan describir los impactos de los residuos plásticos relacionando los posibles efectos de su acumulación en el medio. Woods y colegas (2019), por ejemplo, desarrollaron una propuesta de factores de efecto (*effect factors*) con el fin de avanzar hacia la inclusión de los impactos causados por el atoramiento de especies marinas con basura plástica en los ACV. De manera similar, Lavoie y colegas (2021), propusieron factores de efecto para micro- y nanoplásticos en el ambiente acuático, enfocándose en los impactos potenciales de estas partículas en la calidad de los ecosistemas. Partiendo desde el trabajo de Lavoie et al. (2021), Corella-Puertas y colegas (2022) desarrollaron factores de destino (*fate factors*) y factores de caracterización (*characterization factors*) para modelar los impactos de dos tipos de microplásticos en el ambiente marino.

Así, los avances relacionados con el desarrollo de metodologías de evaluación de impactos dentro del concepto de ciclo de vida, enfocadas en los impactos de plásticos en el medio natural, han estado ligados al ambiente marino y a los impactos directos a los organismos por medio del atoramiento o la ingesta, cubriendo el Área de Protección (AoP) de Ecosistemas. Sin embargo, dentro del AoP de Recursos Naturales, los impactos relacionados al agotamiento de recursos abióticos (Figura 3-3) causados por un mal manejo de dichos recursos también deben ser considerados.

Por ello, en este trabajo, se ha llevado a cabo una propuesta metodológica con el fin de evaluar el agotamiento de los recursos mediante una acumulación de residuos sólidos en el mar. La categoría de impacto desarrollada incluye la determinación de factores de caracterización teniendo en cuenta diferentes actividades generadoras de residuos plásticos mal manejados. La propuesta metodológica sigue los lineamientos de metodologías existentes, con el objetivo de estimar los impactos de la pérdida de recursos en el océano, transformándolo en masa o energía perdida que no puede ser reincorporada nuevamente en la cadena de valor.

3.3.1 Agotamiento de recursos abióticos no renovables

Durante las actividades antropogénicas, se incurre en el uso de recursos abióticos no renovables, como minerales, metales o combustibles fósiles. Con el fin de cuantificar los impactos ambientales relacionados al uso de estos recursos, diversas metodologías de impacto se han desarrollado con el paso del tiempo. Estas metodologías, mayormente, cuantifican el impacto considerando principalmente el efecto de la extracción del recurso de la naturaleza como contribución con la reducción del stock geológico (Grefte et al., 2023), asumiendo que la extracción del recurso representa necesariamente su agotamiento. Por ello, desde hace varios años, se viene discutiendo la manera más adecuada de analizar los impactos en la disponibilidad de recursos abióticos en ACV (Schneider et al., 2015).

La controversia sobre cómo analizar el agotamiento o escasez de los recursos abióticos radica en la falta de consenso en el concepto de escasez como problema. Por un lado, la escasez abarca tanto la esfera ambiental como la económica, ya que las reservas o recursos disponibles dependerán de las tecnologías extractivas (actuales o futuras). Por otro lado, con el fin de calcular un potencial agotamiento, es necesario estimar una potencial disponibilidad, así como un potencial requerimiento futuro, ambos sujetos a asunciones empíricas difíciles de verificar (van Oers & Guinée, 2016). Así, considerando las

diferentes perspectivas desde donde se puede observar la escasez de un recurso, las categorías de impacto desarrolladas a la fecha basan su análisis en las reservas estimadas de los recursos, los ratios de extracción anuales del recurso, el consumo de exergía, consecuencias futuras para la extracción (en energía o dinero), los costos marginales de extracción del recurso, entre otros (Klinglmair et al., 2014).

3.3.2 Potencial de Agotamiento Abiótico

Dentro de las categorías de impacto existentes, la categoría Potencial de Agotamiento Abiótico (ADP, por sus siglas en inglés) de la metodología CML (Guinée, 1995; Guinée et al., 2002) ha sido recomendada por el Sistema Internacional de Datos de Ciclo de Vida de Referencia (ILCD, por sus siglas en inglés) (EC-JRC, 2011). De manera similar, el proyecto GLAM (*Global Guidance on Environmental Life Cycle Impact Indicator*) también recomendó ADP como la metodología a seguir para analizar la contribución de un sistema producto en el agotamiento de los recursos, así como para analizar posibles problemas de disponibilidad de recursos (UNEP, 2019). El modelo ADP cuantifica la disminución en el *stock* de un recurso mediante la relación que existe entre la ratio de extracción del recurso y su reserva geológica en la naturaleza al cuadrado, normalizando el valor calculado con la relación entre la extracción y la reserva de una sustancia de referencia (antimonio) (ver Ec. 3-1) (Schneider et al., 2015).

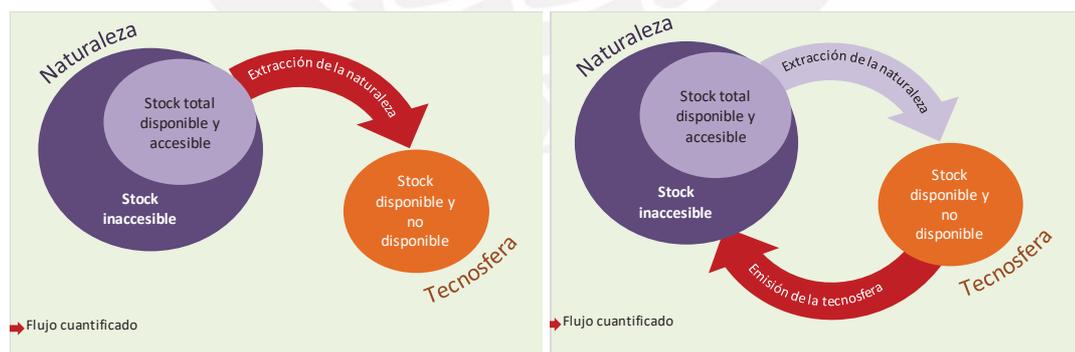
$$ADP_i = \frac{\text{ratio de extracción } i}{\text{reserva geológica } i^2} \times \frac{\text{reserva geológica antimonio}^2}{\text{ratio de extracción antimonio}}$$

Ec. 3-1

En este modelo se consideró como *stock* a las reservas finales (*ultimate reserves*) o reservas geológicas, que son calculadas multiplicando el contenido promedio de un elemento químico en la corteza terrestre y la masa de la corteza terrestre. Sin embargo, es importante mencionar que nunca se podrá extraer la totalidad de esta reserva, considerando que parte de ella es

inaccesible (Guinée, 1995), pudiendo revertirse mediante mejoras tecnológicas futuras que permitan su extracción. Así, se definieron otros conceptos relacionados al *stock* de un recurso. Se definió las reservas como aquellos depósitos lo suficientemente ricos como para ser extraídos con una ganancia en el presente; y las reservas base, representan las reservas más aquellos depósitos que cumplen con los requerimientos mínimos físicos y químicos pero que no son económicamente aprovechables en este momento (Schneider et al., 2011). Aun así, estos dos conceptos de reservas y reservas base son difíciles de definir, considerando que las empresas mineras solo demuestran la cantidad de mineral disponible que justifique el proceso extractivo, mas no buscan calcular la cantidad total disponible a ser extraída.

Dicho esto, el modelo de ADP considera que la extracción de un recurso de la naturaleza constituye automáticamente su agotamiento. Sin embargo, esta idea ignora la importancia del *stock* antropogénico del recurso en la tecnosfera (ver Figura 3-4). Asimismo, no considera el concepto de disipación del recurso como la causa principal para referirnos a un agotamiento definitivo, la cual se da de acuerdo a su posterior transformación y destino final (Schulze et al., 2020).



*Adaptado de van Oers et al. (2020).

Figura 3-4. Ejemplificación del sistema considerado durante la cuantificación de impactos por escasez de recursos abióticos para a: agotamiento de recursos relacionados a la extracción; y b: agotamiento de recursos relacionados a la disipación de estos en la naturaleza.

Por ello, con el fin de estimar un agotamiento del recurso relacionado con los impactos de la disipación de recursos extraídos y transformados en la tecnosfera, se incorpora al *stock* del recurso, aquellos recursos disponibles en la tecnosfera (Schneider et al., 2011) que podrían ser también recuperados y reingresados como materia prima al sistema económico. Sin embargo, es importante resaltar que la estimación de los stocks antropogénicos es aún un desafío que hay que superar.

El concepto de flujos disipativos de recursos abióticos puede definirse como aquellos flujos de recursos que se acumulan en sumideros o reservas que ya no son accesibles para usuarios futuros, debido a diferentes restricciones. Es importante mencionar que estas restricciones dependerían de factores tecnológicos y económicos, por lo que dicha accesibilidad podría cambiar en el tiempo (Beylot et al., 2020a).

Dicho esto, es importante mencionar que las discusiones alrededor del concepto de agotamiento de recursos de los últimos años se han enfocado netamente en los recursos abióticos minerales, dejando de lado los combustibles fósiles. Esta diferenciación tiene como origen el haber considerado que los combustibles fósiles son sustituibles entre ellos mismos como portadores de energía, creándose una categoría separada para su análisis (van Oers & Guinée, 2016). Sin embargo, los combustibles fósiles son también utilizados para la elaboración de productos que empleamos en el día a día, como por ejemplo los plásticos, fertilizantes y sustancias químicas. Por ello, proponemos una metodología para poder cuantificar la pérdida y agotamiento de estos recursos, combustibles fósiles, causado por la disipación del producto en el ambiente.

3.3.3 Desarrollo de Factores de Caracterización

Siguiendo el modelo ADP para el desarrollo de factores de caracterización (CF) (Ec. 3-1), se desarrollan CF para el agotamiento de los recursos fósiles, considerando la disipación de plásticos en el ambiente natural,

específicamente el océano, como el sumidero dentro del cual el recurso se convierte en inaccesible para su aprovechamiento por el hombre en la economía. Esta metodología servirá para poder estimar las pérdidas, en términos de energía o económicas, cuando los residuos sólidos son disipados en la naturaleza.

Para el desarrollo de los CF, es importante establecer la ruta de generación del impacto ambiental (ver Figura 3-5), con el fin de entender la conexión que hay entre la generación de residuos plásticos, su acumulación en el medio y la pérdida de recursos abióticos a causa de los flujos disipados en la naturaleza. Como se mencionó líneas arriba, así como en la sección 3.2, una parte importante para poder cuantificar los impactos ambientales de los plásticos mal manejados, radica en la generación de inventarios de ciclo de vida que permitan correlacionar las cantidades de material emitidos a la naturaleza con los CF que están siendo generados. Es importante mencionar que, estos residuos mal manejados pueden acumularse en diferentes medios, incluyendo el terrestre, el acuático y el marino. Se ha considerado adecuado asumir que, aquellos residuos acumulados en el medio terrestre y acuático corresponden a recursos inaccesibles de manera temporal, ya que podrían aun ser recuperados y reingresados a la cadena de valor. Por otro lado, se considera al medio marino como un sumidero perfecto, por lo que los residuos dispuestos en el mismo se convierten en recursos inaccesibles permanentemente, considerando las tecnologías y características económicas actuales.

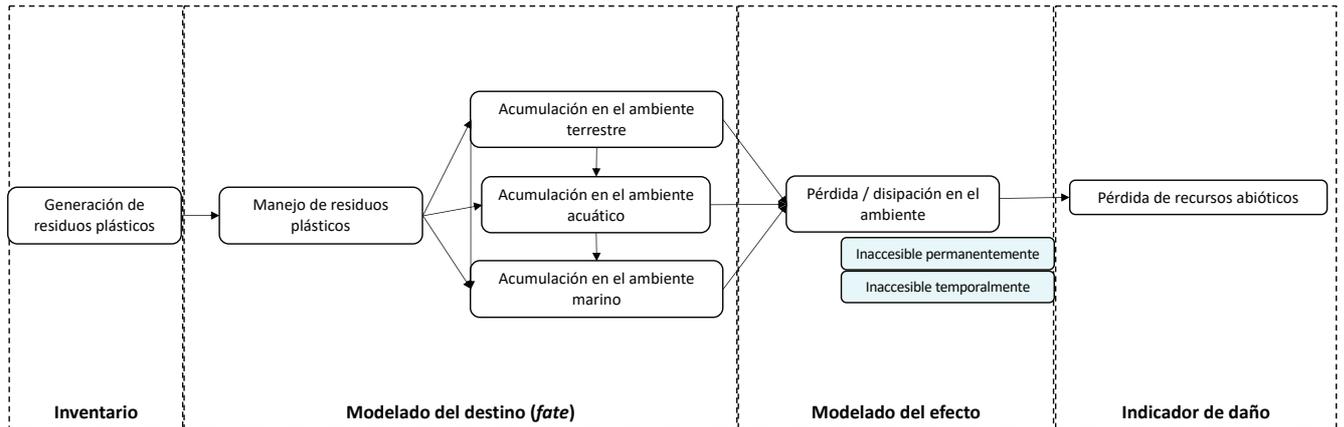


Figura 3-5. Ruta de impacto de la pérdida de recursos abióticos partiendo de la generación de residuos plásticos y su posterior acumulación en el medio natural.

Como se mencionó anteriormente, el desarrollo de los CF sigue el modelo ADP, adaptado para cuantificar los efectos de la disipación ambiental y pérdida irreversible de recursos fósiles. La categoría de impacto desarrollada se ha denominado “marine circularity loss” y los CF se han calculado de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$MCL_{i,s} = \frac{D_{i,s} / R_{tot,t,i}^2}{D_{ref,s} / R_{tot,t,ref}^2}$$

Ec. 3-2

En donde:

- $D_{i,s}$ = potencial de disipación del material i en MJ en el sector productivo s
- $R_{tot,t,i}^2$ = stock accesible total en el ambiente y la tecnosfera del material i
- $D_{ref,s}$ = potencial de disipación del material de referencia en MJ en el sector productivo s
- $R_{tot,t,ref}^2$ = stock accesible total en el ambiente y la tecnosfera del material de referencia

El cálculo de cada factor se desarrolló de la siguiente manera:

$$D_{i,s} = \sum D_{2002-2015, i,s} = \sum TP_{2002-2015, i} * f_s * f_{d_s}$$

Ec. 3-3

Donde:

- i : material i
- $TP_{2002-2015, i}$: producción total durante el periodo 2002-2015 del material i
- f_s : fracción del material i por sector de mercado s (p. ej. sector de empaquetado)
- f_{d_s} : fracción del material i disipado en el océano durante la actividad s

$$R^2_{tot,t,i} = (R_{env,t,i} + R_{tech,t,i})^2 = (R_{env,t,i} + \sum TP_{2002-2015, i})^2$$

Ec. 3-4

Donde:

- $R_{env,t,i}$: recurso accesible global total i en el ambiente proyectado para el año t . Calculado en base a las reservas de crudo de petróleo más gas natural previstos de ser usados para la producción de polímeros plásticos.
- $R_{tech,t,i}$: recurso accesible global total i en la tecnosfera acumulado para el año t .

CAPÍTULO 4

Desarrollo de una metodología para cuantificar los residuos plásticos mal gestionados que ingresan al océano en los países costeros

Para poder tomar acción sobre los residuos sólidos marinos que se vienen acumulando cada día, es necesario identificar y entender los orígenes de los flujos, el camino recorrido hacia los océanos, así como lograr estimaciones más precisas para poder calcular adecuadamente las cantidades de residuos que estarían llegando a los mismos. Con ello, podemos luego empezar a conectar estas cantidades con los potenciales impactos ambientales negativos a la biodiversidad y ambiente que podrían existir.

En este capítulo, se describe el proceso de desarrollo de una metodología novedosa para llevar a cabo una cuantificación más específica de los residuos plásticos mal gestionados que estarían entrando al océano en zonas costeras. El desarrollo de esta sección inicia con la descripción y análisis de las principales barreras y amplificadores que pueden influir en el transporte de los residuos hacia el océano. Luego, se presenta una ecuación que incluye aportes fluviales, así como aportes directos costeros, como un primer paso para modelar el destino de los plásticos en el ambiente marino desde fuentes continentales. Los coeficientes de emisión propuestos ilustraron los efectos de las barreras naturales o artificiales en el transporte de residuos sólidos en los sistemas fluviales. Es importante mencionar que se deben realizar más investigaciones que consideren la cantidad de retención de desechos, además de la posible fragmentación y degradación, para reducir la incertidumbre de los coeficientes descritos más adelante.

La descripción de los factores que afectan el transporte y el destino de los residuos sólidos a lo largo de una cuenca en el Sur Global se lleva a cabo utilizando la cuenca peruana del Pacífico como área geográfica de referencia,

y su relación con la basura plástica marina. Una cantidad importante de RSU peruanos (aprox. 40 %) termina en botaderos a cielo abierto, como consecuencia de un deficiente sistema de gestión de residuos (MINAM, 2021). Estos botaderos no solo se encuentran en áreas abiertas, sino también cerca de las riberas de los ríos, desembocaduras o playas. La falta de sitios de gestión de disposición controlada de residuos en las principales ciudades, excepto Lima, a lo largo de la costa peruana (p. ej., Arequipa, Trujillo, Chiclayo o Piura) (Cristóbal et al., 2022), así como en los principales destinos turísticos, sugiere que importantes emisiones de residuos, incluidos los plásticos, están llegando al Océano Pacífico.

Un esquema de cuantificación más específico para estimar la cantidad de desechos plásticos que se emiten o retienen a escala de cuenca puede resultar más beneficioso para una estimación más refinada de los RSU mal gestionados que podrían estar llegando al océano. En consecuencia, la metodología novedosa propuesta a continuación, considerando las diferentes barreras naturales o artificiales que los RSU mal gestionados encuentran antes de llegar al océano, busca reevaluar la forma en que se ha cuantificado previamente el transporte y el destino de los residuos desde fuentes terrestres. La metodología se presenta para ejemplificar los efectos sobre la cantidad final de plásticos que llegan a una zona costera desde fuentes terrestres. El estudio de caso se lleva a cabo para ilustrar la relevancia de los efectos de retención y emisión de materiales causados por las diferentes barreras identificadas.

4.1 El efecto de las barreras naturales o artificiales en el transporte de los residuos sólidos

Los residuos plásticos llegan al océano a través de una amplia gama de rutas, incluida la basura arrojada de manera intencional en áreas costeras o cuencas fluviales, especialmente en áreas con una gestión deficiente de los desechos, y pérdidas accidentales causadas por eventos naturales como lluvias intensas, tsunamis (Murray et al., 2018) o vientos fuertes (Schöneich-Argent et al.,

2019). Para estimar la acumulación de basura marina, se pueden utilizar diferentes parámetros, como la generación de residuos mal gestionados (Ita-Nagy et al. 2021), el tamaño y la densidad de la población cerca de las costas o cuencas hidrográficas costeras (Schmidt et al., 2017), la distribución de la infraestructura urbana (van Emmerik et al., 2019), entre otros. Sin embargo, también se deben identificar las barreras naturales y antropogénicas durante el transporte de residuos, ya que juegan un papel determinante en su disposición final en los océanos. Los cuerpos de agua que fluyen, como los ríos, muestran un papel fundamental en la redistribución de los desechos en una cuenca (Meijer et al., 2021). La alta variabilidad en orografía, industrialización, urbanización o densidad de población de las zonas analizadas, por tanto, influye en gran medida en las cantidades finales de residuos que llegan a los tramos finales de los ríos y, en última instancia, al océano.

¿Son las barreras naturales y antrópicas las responsables de evitar que parte de la fracción de residuos sólidos mal gestionados llegue al mar? En estudios previos que analizan las rutas de los residuos sólidos al mar, se mencionan los ríos como las principales vías de transporte (Jambeck et al., 2015; Roebroek et al., 2021). Sin embargo, no se mencionan los obstáculos o barreras que encuentran los residuos durante esta trayectoria, al menos no directamente relacionados con los flujos de residuos. Los ríos no son homogéneos en cuanto a morfología, longitud, anchura, turbulencia o caudal, pudiendo además presentar distintas barreras o sumideros naturales o artificiales a lo largo de su curso. Estas barreras pueden evitar parcial o totalmente que los residuos sólidos flotantes o suspendidos viajen río abajo hacia el mar (Winton et al., 2020). Además, la morfología y el tamaño del río pueden desempeñar un papel importante al analizar el transporte y el destino de la basura (Lebreton et al. 2017). Así, suponer un comportamiento y transporte uniforme de los residuos en los ríos, incluido su destino final, puede constituir una simplificación excesiva del sistema que podría dar lugar a estimaciones erróneas y poco precisas.

Por lo tanto, se ha desarrollado una metodología para una caracterización más detallada de las cuencas fluviales para clasificarlas según los atributos de su río principal (p. ej., caudales, estacionalidad), así como de los afluentes y las barreras naturales y/o artificiales a lo largo de su recorrido (p. ej., hidroeléctricas). Para ello, se analizó la cuenca peruana del Pacífico, que comprende 53 cuencas fluviales. La selección de esta zona geográfica se justifica por las características de la costa peruana que, a pesar de condiciones generales hiperáridas, presenta un alto nivel de variabilidad entre cuencas, incluyendo diferencias en la morfología de los ríos, presencia de centrales hidroeléctricas, sistemas de gestión integrada de residuos locales o regionales, entre otros. A partir de ello, la metodología se ha puesto en práctica para la Región de Piura (noroeste de Perú), como caso de estudio, aunque puede aplicarse fácilmente a otras condiciones geográficas.

4.2 Identificación de barreras naturales y antropogénicas

4.2.1 Urbanización y sistemas de manejo de residuos sólidos

La urbanización en países emergentes y en desarrollo puede ser rápida, caótica y desorganizada, creando comunidades con ausencia de infraestructura adecuada. Los gobiernos municipales suelen tener dificultades para proporcionar suficiente infraestructura de tratamiento de RSU (Margallo et al., 2019) y aguas residuales (Torre et al., 2021) para toda la ciudad. En Perú, la mayoría de las ciudades a lo largo de la cuenca del Pacífico, excepto Lima y Callao, carecen de sitios de disposición adecuados (rellenos sanitarios), y la mayoría de los RSU finalizan en botaderos o en las riberas de los ríos (OEFA, 2018). Se han iniciado esfuerzos para cerrar la brecha de infraestructura, pero aún no llegan a ciudades importantes (Vázquez-Rowe et al., 2019; MINAM, 2021). En las ciudades más pequeñas, predominan los botaderos a cielo abierto, la mayoría de los cuales carecen de cobertura diaria o similar, lo que hace que los desechos sean propensos a ingresar a cuerpos de agua o sedimentos del suelo.

En términos de infraestructura de agua, la red peruana es tiene una gran cobertura en áreas urbanas, pero carece de un mantenimiento adecuado (El Comercio, 2019). Aproximadamente el 82 % de la población urbana cuenta con agua potable (VIVIENDA, 2021), lo que significa que una cantidad importante de agua se canaliza al ciclo urbano del agua, generando una barrera crucial que separa los residuos sólidos y los sólidos en suspensión, algunos de los cuales pueden ser microplásticos grandes. Si esta fracción se gestiona y dispone correctamente en vertederos, su retorno a la naturaleza es improbable. De hecho, se plantea la hipótesis de que la implementación de plantas de tratamiento de agua potable y aguas residuales adecuadas en la zona altoandina pueda ayudar a retener residuos sólidos vertidos a cuerpos de agua por parte de comunidades ubicadas en zonas altas y medias gracias a la distribución de la población en terrazas, mitigando la llegada de residuos a las llanuras aluviales costeras o al océano.

Desafortunadamente, sin embargo, el tratamiento de aguas residuales en Perú sigue siendo una gran debilidad. Incluso Lima, donde la cobertura es alta, los sistemas de tratamiento presentan bajos niveles de sofisticación (Torre et al., 2021; Vázquez-Rowe et al., 2017). Así, Lima no cuenta con la capacidad de eliminar partículas suspendidas menores a 1 mm presentes en las aguas residuales, lo que genera un flujo sustancial de micro- y nanoplásticos hacia el océano a través de los emisarios submarinos. La situación en el resto del país, a excepción de algunas plantas de tratamiento de aguas residuales construidas recientemente, es significativamente peor, ya que la mayoría de los flujos de aguas residuales no reciben tratamiento (OEFA, 2014; Torre et al., 2021).

4.2.2 Características de las cuencas de ríos

Las cuencas de los ríos muestran características variables a lo largo de las secciones superior, media y baja de la cuenca. Entre estas características podemos mencionar su morfología, relacionada con la topografía de su ubicación, geología y condiciones del agua subterránea, vegetación dentro del

área de drenaje o clima, incluida la precipitación, humedad y evaporación existente (Horton, 1932; Mahala, 2020). Las interacciones de las diferentes características definen el comportamiento de cada cuenca, y afectan directamente su esorrentía (Liu et al., 2019).

En la costa peruana se puede observar una sucesión de ríos perennes e intermitentes (ver Figura 4-1), dependiendo de la ubicación de su origen. La estacionalidad en la franja costera se ve afectada por precipitaciones relativamente bajas, que disminuyen con la latitud siguiendo un gradiente de norte a sur (Sanabria et al., 2018). Por ejemplo, la naciente del río Rímac que fluye a través de Lima se encuentra en la cordillera de los Andes, proporcionando un flujo perenne de agua proveniente de la lluvia o del derretimiento de glaciares. En contraste, la naciente del río Piura se ubica a menor altura, recibiendo cantidades sustancialmente menores de agua en su zona de captación, situación parcialmente regulada por la construcción de sistemas hidráulicos con transferencia de agua de ríos cercanos (AACHCHP, 2005).

Esta dualidad de las cuencas hidrográficas conduce a diferentes comportamientos vinculados al transporte efectivo aguas abajo de los residuos sólidos. Los ríos perennes muestran un rápido transporte de la basura en la cuenca alta, mezclados con materiales erosionados y vegetación. Si no están sujetos a barreras naturales o antropogénicas, estos ríos de gradiente alto pueden actuar como agentes importantes en el transporte de la basura marina, especialmente en áreas de alta densidad con abundantes RSU mal gestionados. Los ríos intermitentes carecen de un flujo continuo hacia el océano. En muchos casos, lavan grandes cantidades de desechos en cortos períodos de tiempo, pero si se desbordan en las riberas de los ríos y las llanuras aluviales, pueden constituir un importante sumidero de desechos (Hurley & Nizzetto, 2018).

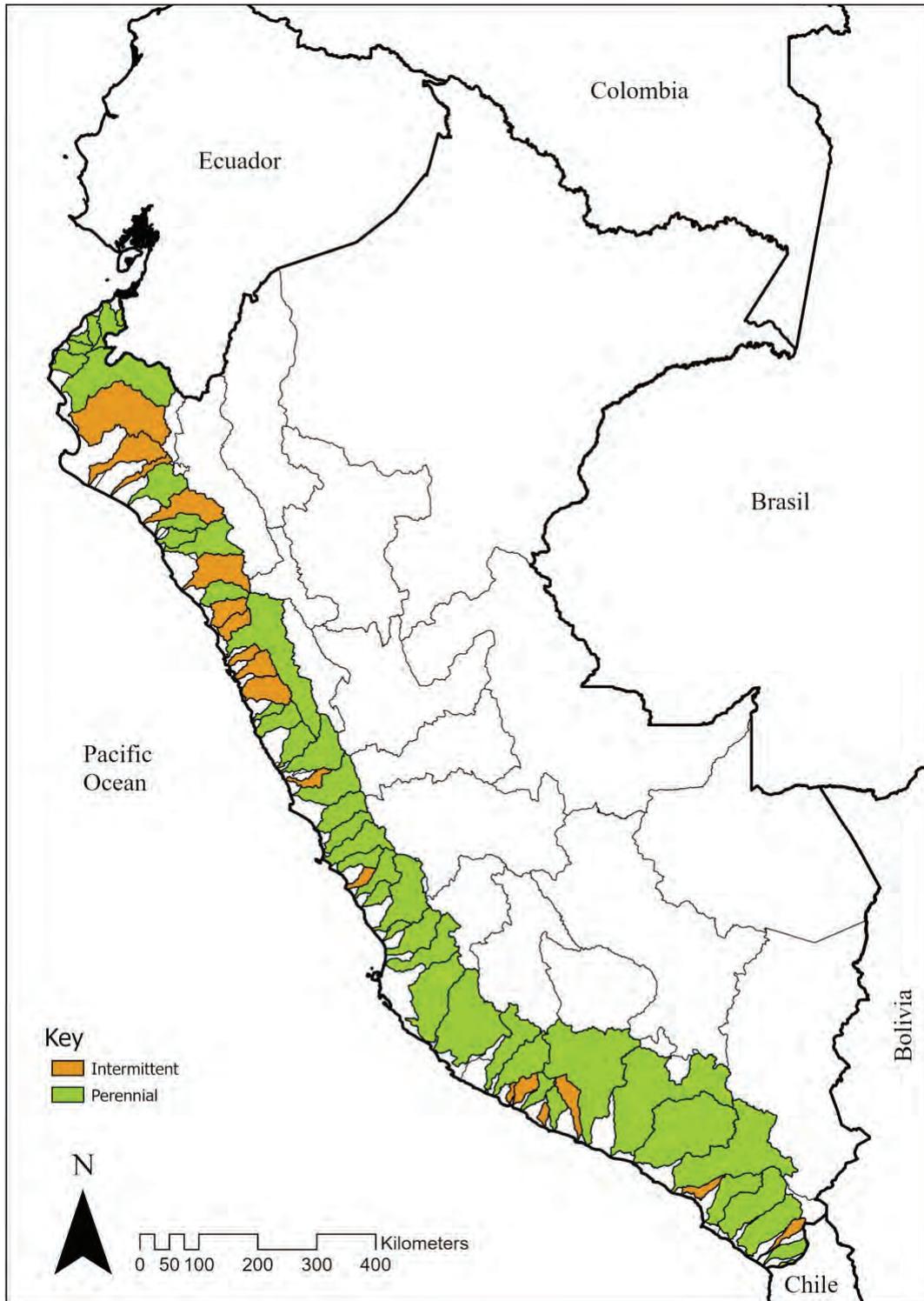


Figura 4-1. Clasificación de las cuencas hidrográficas de la Cuenca del Pacífico Peruano según su estacionalidad. El tono verde representa cuencas perennes, mientras que el naranja indica cuencas intermitentes. 62 ríos componen esta cuenca, 18 se secan durante la estación seca. Las áreas entre cuencas, en blanco, se denominan intercuenas.

Cuando los residuos plásticos ingresan a los cuerpos de agua en una cuenca dada desde la tecnosfera o desde otros compartimentos naturales (p. ej., mediante transporte aéreo), el tamaño y la forma de las partículas plásticas condicionarán en gran medida su movilidad (Alsina et al., 2020; Besseling et al., 2017). En términos de tamaño, es plausible suponer que los fragmentos grandes eventualmente serán retenidos por barreras antropogénicas (p. ej., represas), aunque los desastres naturales, como se analiza más adelante, podrían causar el desplazamiento de fragmentos grandes, incluidos materiales de construcción o maquinaria río abajo hacia las costas. El destino de los nanoplásticos y microplásticos puede ser más difícil de rastrear, ya que su movilidad se ve afectada por una amplia gama de procesos, que incluyen homo y heteroagregación (Wang et al., 2021), sedimentación-resuspensión (Kukulka et al., 2012), degradación de polímeros (Chamas et al., 2020), presencia de biopelículas (Kaiser et al., 2017) y enterramiento (Pohl et al., 2020). De hecho, un estudio realizado por Besseling y colegas (2017) modeló el comportamiento de estas partículas y sugirió que los nanoplásticos y los microplásticos más grandes eran más propensos a ser retenidos dentro del ecosistema límnic, mientras que las partículas intermedias probablemente serían arrastradas río abajo hacia el océano. También se ha demostrado que la forma influye en la velocidad de hundimiento de la partícula, donde las partículas redondas y más lisas pueden experimentar una mayor velocidad de sedimentación, en comparación con las de forma irregular (Khatmullina & Isachenko, 2017; Kowalski et al., 2016).

En la desembocadura del río no todos los residuos se transportan mar adentro, ya que se espera que un porcentaje regrese a tierra y se retenga a lo largo de la costa. Sin embargo, todavía existe una falta de conocimiento sobre el total de basura que llegan al océano y que son transportados de regreso a la costa (GESAMP, 2016). Wolf y colegas (2020) lograron avances al desarrollar un sistema de aprendizaje automático capaz de cuantificar ítems de plástico arrastrados de regreso a la costa, que puede usarse para contribuir a las estrategias de monitoreo en el futuro. De manera similar, Collins y Hermes

(2019) analizaron las diferentes vías y la acumulación de microplásticos en Sudáfrica y estimaron que entre el 30 % y el 60 % de los plásticos emitidos al océano regresan a la costa.



Fotografía 4-1. Acumulación de basura en las costas peruanas. Fotografías tomadas durante trabajo de campo en la desembocadura del Río Chillón, Lima, Perú

4.2.3 Centrales hidroeléctricas

Las centrales hidroeléctricas también fueron identificadas como barreras artificiales cruciales. La energía hidroeléctrica es la principal fuente de electricidad en Perú, representando aproximadamente el 60 % en 2020 (COES, 2021). Como consecuencia, muchos ríos peruanos que desembocan en el Pacífico albergan centrales hidroeléctricas relativamente grandes con infraestructura de separación de arena y residuos. La mayoría son centrales

hidroeléctricas de pasada o *run-off-river* (ROR), por lo que no todo el flujo del río pasa a través de la infraestructura de separación de arena o desechos. Estas infraestructuras suelen incluir el empleo de presas para controlar la intermitencia de los caudales de los ríos (Verán-Leigh & Vázquez-Rowe, 2019). Además, las centrales hidroeléctricas también se acoplan con pantallas o rejillas ubicadas en la toma de agua para eliminar materiales en suspensión, residuos sólidos, partículas de arena y otros materiales (p. ej., troncos de árboles, botellas de plástico) para evitar dañar la maquinaria. Estas mallas se limpian manual o mecánicamente y los residuos retirados se recolectan, ingresando al ciclo de disposición de residuos sólidos. En Baviera se estimó una eliminación del 84 % de los residuos plásticos en centrales hidroeléctricas (Witzig et al., 2021). En este trabajo, sin embargo, considerando que se desconoce el destino final de los residuos retirados, se consideró este valor en el escenario inferior (80 % en este estudio) y se incluyeron otros escenarios. Aun así, la arena y otros materiales, en los que los nano- y microplásticos pueden haberse heteroagregado, se devuelven al lecho del río a través de un mecanismo de descarga (Morris, 2020). Las partículas flotantes continuarán su camino río abajo, mientras que otras pueden quedar atrapadas en los sedimentos (Klein et al., 2015). Desafortunadamente, hasta donde pudimos determinar, aún no se han realizado estudios para tomar muestras de la concentración de nano- y microplásticos en los sedimentos fluviales andinos.

En áreas ubicadas río arriba en los Andes peruanos, muchas comunidades y pueblos no cuentan con plantas de tratamiento de aguas residuales, lo que convierte a estas centrales hidroeléctricas en una forma indirecta básica de tratamiento de aguas residuales (Verán-Leigh & Vázquez-Rowe, 2019). En general, se puede suponer que las centrales hidroeléctricas retienen parte de los RSU mal gestionados, especialmente los de gran tamaño que iniciaron su trayectoria aguas arriba (EUREC, 2019).

4.2.4 Canales de riego y sistemas de drenaje

Los canales de riego y los sistemas de drenaje para la agricultura son comunes en la costa peruana (Damonte & Boelens, 2019). La mayoría de los sistemas están compuestos por presas, canales principales y secundarios, compuertas y desarenadores que se comportan como barreras o sumideros de residuos sólidos. En áreas de producción agrícola y/o ganadera, parte de los ríos son canalizados y redirigidos a canales para riego. Por lo tanto, una parte importante del volumen de agua de los ríos se concentra para el riego y se infiltra y absorbe en los cultivos agrícolas, o se evapora, y deja de funcionar como una vía para la emisión de desechos al océano. Sin embargo, en algunos casos, parte del agua canalizada será vertida de nuevo al sistema fluvial, o al mar, transportando posiblemente los residuos sólidos arrastrados durante su recorrido.

Asimismo, estos sistemas de irrigación que actúan como filtros de residuos por las infraestructuras con las que cuentan pueden generar problemas adicionales. En primer lugar, la acumulación de basura en los campos agrícolas puede aumentar, dependiendo de la concentración y el tipo de residuos sólidos que se eliminen aguas arriba. Esta acumulación puede afectar la calidad del suelo, por ejemplo, aumentando la acumulación de metales pesados (Ratul et al., 2018). Además, la acumulación de basura no degradable, incluidos plásticos y microplásticos, puede afectar la supervivencia de la fauna terrestre (Huerta Lwanga et al., 2016).



Fotografía 4-2. Canales de riego y sistemas de drenaje como barreras antropogénicas en el transporte de residuos sólidos. Fotografía tomada durante el trabajo de campo en Piura, Perú.

4.2.5 Reciclaje formal y recicladores informales

En los países emergentes y en desarrollo, los recicladores informales son actores clave en la revalorización de los residuos reciclables (Wilson et al., 2006). El reciclaje formal, por el contrario, representa una fracción más pequeña del material total recuperado. En Perú, se ha estimado que alrededor del 2 % de todos los residuos reciclables se recuperan de manera formal y se reinsertan en la cadena de valor (MEF & MINAM, 2020). En el caso de los recicladores informales, considerando que tienden a estar presentes en cualquier lugar donde se acumulen residuos (p. ej., botaderos, calles, costas), cuantificar la cantidad de residuos recuperados por ellos sigue siendo un desafío (Sasaki & Araki, 2014), ya que la recuperación y venta de materiales ocurre principalmente en el sector informal (Wilson et al., 2006). No obstante, las actividades de recolección de residuos afectan la cantidad final de residuos mal gestionados que ingresan al océano; por lo tanto, a pesar de la falta de información adecuada y la alta incertidumbre relacionada con la ubicación, la cantidad y el tipo de residuos recolectados, se debe incluir su influencia en la cuantificación de residuos.

4.2.6 Velocidad y dirección del viento

Se ha demostrado que la fuerza del viento es responsable del transporte de residuos sólidos ligeros, por ejemplo, microplásticos al océano (Prevenios et al., 2018), otros cuerpos de agua (Eerkes-Medrano et al., 2015) o áreas terrestres remotas (Allen et al., 2019). Las costas orientadas hacia la Zona de Convergencia Subtropical y los vientos alisios pueden mostrar una mayor acumulación de basura (Blickley et al., 2016). Considerando la situación opuesta, donde las líneas costeras rara vez se ven afectadas por fuertes vientos y lluvias intensas (p. ej., la costa peruana), esta ausencia podría funcionar como una barrera que limita el movimiento de la basura hacia el océano. El Atlas Eólico del Perú (MEM, 2016) muestra la ausencia de vientos fuertes en la mayor parte de la costa, excepto en algunas áreas de baja densidad

poblacional en las regiones de Ica (desierto de Nazca) y Piura (desierto de Sechura).

Es factible suponer que los residuos sólidos mal manejados ubicados cerca de la costa u otros cuerpos de agua, como los ríos, en áreas con vientos más fuertes pueden ser más propensos a terminar en el océano. Sin embargo, aunque la mayoría de los botaderos de basura a cielo abierto en la región de interés carecen de cubierta, es plausible suponer que el viento en la mayoría de los casos no es un factor de transporte que influya en la llegada de residuos plásticos de gran tamaño al océano. En otras palabras, los vientos leves a moderados predominantes a lo largo de la costa peruana (ENFEN 2015; Correa et al., 2021) pueden ser solo responsables del transporte de partículas o elementos relativamente livianos, como bolsas de plástico, que aún experimentarán otro tipo de barreras y retención (van Emmerik & Schwarz, 2020) (ver Fotografía 4-3). Dicho esto, cabe señalar que la pintura usada en la señalización vial, la abrasión de llantas, entre otros, aún son responsables de cantidades importantes de microplásticos que son transportadas vía aérea hacia los cuerpos de agua, más aun considerando que en algunas zonas la carretera Panamericana se encuentra muy cerca de la línea costera (Verán-Leigh et al., 2019).



Fotografía 4-3. Barreras naturales de elementos livianos observados en Pisco, Perú en mayo de 2021

4.2.7 Desastres naturales

La costa peruana está sujeta a desastres naturales recurrentes. Algunos son semicíclicos, como El Niño-Oscilación del Sur (ENSO) (Cai et al., 2020). Cuando ocurre un evento ENSO extremo, la meteorología se ve afectada, con un aumento significativo de la temperatura de la superficie del mar, afectando las precipitaciones, estresando las cuencas hidrográficas, elevando la cantidad de agua transportada por los ríos y, finalmente, creando inundaciones y deslizamientos de tierra (Guzman et al., 2020). Estas dinámicas aumentan potencialmente la cantidad arrastrada de RSU y otros residuos depositados cerca de cuerpos de agua (Woods et al., 2021).

Los eventos ENSO pasados han demostrado ser catastróficos en Perú, con pérdidas humanas y económicas significativas (Parodi et al., 2021). A pesar de que este fenómeno está siendo profundamente estudiado (Cai et al., 2020), algunos efectos a lo largo de la costa peruana, como por ejemplo las variaciones de la línea de costa causadas por el transporte de sedimentos (Guzman et al., 2020), o el transporte de residuos mal dispuestos, han sido menos evaluados. Aunque los efectos negativos en la contaminación de océanos y ríos son fácilmente observables después de un evento extremo (van Emmerik & Schwarz, 2020), la mayoría de los estudios relacionados con los desastres se inclinan por evaluar el daño económico y social (Parodi et al., 2021), con poca evaluación de las consecuencias ambientales, incluido el probable aumento de la basura marina. Considerando que es probable que eventos ENSO futuros ocurran con mayor frecuencia y con consecuencias más devastadoras que en eventos anteriores debido al cambio climático (Wang et al., 2019), aumentando los efectos en cascada que desencadena en Perú y en todo el mundo (Chen et al., 2017), planteamos la hipótesis de que este fenómeno desempeñará un papel cada vez más importante en la redistribución de la basura marina.

A diferencia de los residuos sólidos arrastrados a través de cuerpos de agua hacia el océano a lo largo de un año regular (principalmente ítems de tamaño pequeño y mediano), los eventos extremos también son responsables de transportar fragmentos más grandes (p. ej., residuos de construcción, escombros), que de otra manera es poco probable que terminen en el océano. Por lo tanto, las áreas de alto riesgo deben adoptar estrategias para disminuir los efectos de estos eventos, incluida una mejor gestión de los residuos sólidos generados, y estrategias para prevenir el lavado de los desechos durante y luego de un desastre natural. Mejorar la gestión de RSU en áreas costeras y de llanuras aluviales es una estrategia importante por considerar, incluida una mejor asignación de sitios de recolección y acumulación. Sin embargo, también debería haber una mejor comprensión de la relación entre la ocurrencia de un evento extremo y el posterior aumento de residuos sólidos (Axelsson & van Sebille, 2017). De hecho, un estudio realizado en Inglaterra después de un evento de inundación severa observó una reducción del 70 % en la cantidad de microplásticos en los lechos de los ríos (Hurley et al., 2018), lo que implica que estas partículas estarían siendo depositadas en llanuras aluviales en lugar de ser arrastradas al océano.

Más allá de los eventos provocados por el clima, Perú también está sujeto a eventos sísmicos significativos, con temblores y tsunamis recurrentes de alta intensidad (Yamazaki et al., 2010). Si bien ciertos estudios han cuantificado la cantidad de residuos urbanos que se generarían en las ciudades peruanas debido a eventos sísmicos (García-Torres et al., 2017; Mesta et al., 2018), estos aún deben ser analizados considerando las vías por las que pueden ser transportados a los diferentes compartimentos ambientales. Por ejemplo, un estudio que evaluó las consecuencias del terremoto y tsunami que azotó Asia en diciembre de 2004 (Srinivas & Nakagawa, 2008), describió y cuantificó cómo, durante este evento, diferentes tipos de residuos sólidos, incluida vegetación, RSU, u hormigón, que estaban acumulados en un relleno sanitario cercano, fueron lavados y transportados al océano por la ola del tsunami. De manera similar, se estimó que el terremoto y el tsunami de Fukushima en 2011

arrastraron 5 millones de toneladas métricas de escombros al Océano Pacífico (Murray et al., 2018).

4.3 Medición de residuos plásticos mal gestionados que llegan al océano

La metodología presentada a continuación busca proporcionar una herramienta que permita cuantificar los residuos plásticos que llegan al océano, considerando factores influyentes que deben ser tomados en cuenta, como la deposición de manera directa de la población ubicada en la línea costera, el efecto de los RSU ubicados en las intercuenas y los efectos de las barreras naturales y artificiales en el sistema ribereño (ver Figura 4-2). Si bien las estimaciones desarrolladas en trabajos anteriores pueden considerarse bastante conservadoras, nuestro trabajo refina estos cálculos y proporciona una ecuación más holística para cuantificar la cantidad de plásticos que ingresan al océano.

El modelo busca estimar la cantidad de contenido de plástico contenido en los RSU que son transportados al océano, llamado pWtO (*plastic waste-to-ocean*). Definimos pWtO como la cantidad de desechos plásticos de los RSU que no se eliminan en un relleno sanitario adecuado o que no se tratan correctamente mediante una tecnología más sofisticada (Jambeck et al., 2015), y que es probable que terminen en el océano. Los residuos plásticos generados a través durante actividades costeras (p. ej., acuicultura, turismo) se excluyeron de los límites del sistema. Dicho esto, cabe señalar que, para realizar una evaluación holística del problema, se debe incluir también esta generación de basura. Sin embargo, el estudio actual se enfoca en la importancia de mejorar las métricas para cuantificar la emisión de pWtO de sitios de disposición mal manejados.



Figura 4-2. Representación gráfica de los factores influyentes en la contaminación plástica del océano desde fuentes terrestres

La ecuación propuesta (ver Ec. 4-1) considera las barreras más cruciales discutidas anteriormente, como posibles puntos de acumulación naturales o artificiales. Cada barrera, representada por los diferentes factores descritos en la ecuación, puede ser capaz de reducir o interceptar una fracción de los residuos plásticos en su camino a través de cada cuenca fluvial y, posteriormente, al océano. La estimación del pWtO total se puede calcular para ciudades, cuencas hidrográficas o para un país entero sumando los valores de cada cuenca a lo largo de la costa. La Ec. 4-1 se describe de la siguiente manera:

$$pWtO = \sum Q_{mMSWp_{ij}} * (1 - f_{sr_i}) * \begin{cases} f_{cl_i} & , \text{ si } 0 < \bar{x} < 0.1 \text{ km} \\ f_{ci_i} & , \text{ si } \bar{x} > 0.1 \text{ km en una intercuencia} \\ f_{cw_i} * f_{rs_j} * (\prod_{ca=0}^z f_{ca}) & , \text{ de lo contrario} \end{cases}$$

Ec. 4-1

Donde Q_{mMSWp} representa el total de residuos plásticos mal gestionados de RSU de una aglomeración urbana i , ubicada en una cuenca fluvial j . Cada cuenca a la que corresponde el área urbana o rural se elige en función de la ubicación de la ciudad capital.

Cada f en la ecuación representa un factor relacionado con la cantidad de residuos plásticos que pueden ser retenidos por la acción de barreras naturales y antrópicas. Los sistemas de urbanización y gestión de residuos están representados por el efecto de su proximidad (\bar{x}) hacia la costa (f_{cl}), su ubicación dentro de una intercuencia (f_{ci}) y la proximidad al río principal en cada cuenca (f_{cw}). Cuanto más cerca esté una comunidad de la línea costera (f_{cl}) o del río principal en una cuenca (f_{cw}), menor será la retención y mayor será la cantidad de residuos mal manejados que ingresarán al océano (ver Tabla 4-1).

Adicionalmente, se cuantifican los efectos de las características de las cuencas hidrográficas, evaluando su estacionalidad (f_{rs}). Además, los efectos de las centrales hidroeléctricas, los canales de riego y los sistemas de drenaje se representan sumando la cantidad de estas barreras que se presentan a lo largo de las diferentes cuencas hidrográficas (f_{ca}). Finalmente, también se incluyeron los efectos de la valorización informal de residuos (f_{sr}). Como se describe más adelante, solo se incluyó la recuperación de botellas de material PET para reducir la incertidumbre inherente a esta actividad. Es importante señalar que los factores van de 0 a 1. Cuanto más cerca de cero, mayor es la retención de residuos plásticos en las diferentes barreras.

Es necesario llevar a cabo un monitoreo de plásticos para validar cualquier modelo numérico a escala local, regional o global. Además, es necesario llevar

a cabo monitoreos durante largos períodos de tiempo para comprender mejor la movilidad de los plásticos (y otros materiales) hacia el océano (Lebreton et al., 2017). Los coeficientes de disipación de residuos propuestos en este trabajo deben validarse con el trabajo de campo.

Los factores se describen a continuación:

- **f_{cl} : factor de línea costera y f_{ci} : factor intercuenca.** Las poblaciones costeras ubicadas fuera de cuencas fluviales pero cercanas a la línea de playa también deben considerarse contribuyentes de basura marina. Por lo tanto, también hemos incluido dos factores para analizar la influencia de la población costera (f_{cl}) y la población ubicada en intercuenca (f_{ci}) que no están conectadas a un sistema fluvial y no se encuentran dentro de una cuenca. Por lo tanto, si un asentamiento se ubica dentro de los primeros 100 m desde la costa, es muy probable que sus RSU mal manejados ingresen al océano. En cambio, los centros poblados o ciudades ubicados a mayor distancia que no están conectados al sistema fluvial (f_{ci}) experimentarán una mayor retención tierra adentro con movilidad limitada hacia el océano.
- **f_{cw} : factor cercanía al río principal.** Con este factor se evalúa la cercanía del centro poblado o ciudad al río principal en cada cuenca. El río principal de una cuenca será la vía principal para transportar los desechos plásticos al océano; por lo tanto, cuanto más lejos esté un pueblo de él, es más probable que los plásticos experimenten retención a lo largo de su camino. La distancia a la costa también juega un papel importante, cuanto más arriba en la cuenca del río, más probable es que los residuos queden atrapados en diferentes barreras. Así, los residuos mal gestionados situados en la parte alta de la cuenca experimentarán más retención que en la parte media y baja de la cuenca (ver Tabla 4-1).

Sin embargo, no se debe descartar la posibilidad de que los residuos sean transportados desde mayores distancias, considerando el alto nivel de incertidumbre al modelar el transporte de plástico en sistemas acuáticos causado por el limitado entendimiento de los procesos que ocurren durante la movilización hacia el océano (Lebreton et al. 2017).

- **f_{rs} : factor estacionalidad del río.** Este factor está relacionado directamente con el río principal de la cuenca donde se ubica la ciudad capital y depende de las características del río: intermitente o perenne. Suponemos que los ríos intermitentes detendrán el transporte de residuos cuando estén secos, aunque otros factores (p. ej., viento, sedimentación) pueden continuar el ciclo de movilidad de los desechos en el medio ambiente. Además, los ríos intermitentes y perennes pueden presentar variaciones importantes en su caudal dependiendo de la estacionalidad, las precipitaciones o eventos climáticos extremos, provocando en algunos casos la inundación de planicies. Independientemente de la frecuencia en que los residuos entran y se retienen en las llanuras de inundación de los ríos, durante la temporada de lluvias, las llanuras aluviales pueden lavarse, transportando los desechos acumulados durante la estación seca hacia el océano. Por lo tanto, en la mayoría de los casos, la estacionalidad de los ríos solo retrasa la movilidad de los residuos más no la impide. Sin embargo, asumimos que, considerando una evaluación durante todo el año, la estacionalidad seguirá desempeñando un papel en la retención del contenido plástico de los RSU mal gestionados.
- **f_{ca} : factor conexión a una barrera antropogénica o natural** (p.ej., centrales hidroeléctricas, embalses, canales, manglares). Este factor se puede aplicar tantas veces como barreras se identifiquen aguas abajo del punto de deposición de residuos sólidos considerado. El producto de secuencia se utiliza cuando se identifica más de una barrera para un mismo asentamiento, siendo “z” igual al número de barreras. Como se mencionó anteriormente, estamos asumiendo una retención de hasta

el 80 % de los residuos para las centrales hidroeléctricas ROR con tasas de retención más bajas para los escenarios medio y superior. Ante la falta de información, se consideran las mismas tasas de retención para embalses y presas. Sin embargo, para las centrales hidroeléctricas de embalse, se pueden esperar tasas de retención más altas, gracias a los embalses.

- **f_{sr}: factor recuperación por recicladores informales.** Este factor cuantifica la cantidad de residuos plásticos recuperados por los recicladores informales. Teniendo en cuenta que no es posible estimar el lugar exacto donde se segregan y recuperan los residuos, se estima un porcentaje general de recuperación de residuos. Para ello, se utilizan los factores estimados por Peano et al. (2020). Para reducir incertidumbres, y siguiendo las observaciones durante el trabajo de campo, se asume que solo se están recuperando botellas de tipo PET de la fracción plástica. Dado que esta ecuación no diferencia entre polímeros plásticos, el porcentaje de residuos plásticos recuperados se calcula considerando el contenido promedio de plásticos PET en las corrientes de RSU. Se asumieron tres escenarios, considerando una recuperación del 60 %, 75 % y 95 % de todas las botellas de PET descartadas y mal gestionadas. Este factor depende de la fracción de botellas de PET en el flujo de residuos (rPET), que es geográficamente específica.

Para las estimaciones realizadas utilizando la Ec. 4-1, proponemos el desarrollo de tres escenarios considerando un escenario superior, inferior y medio, reflejando los porcentajes mínimo, máximo y medio de retención de residuos plásticos después de cada tipo de barrera encontrada. El escenario superior considera capacidades de retención conservadoras de las barreras identificadas, mientras que el inferior estima un mayor índice de retención (ver Tabla 4-1). Los coeficientes de disipación de desechos se crean, como se indicó anteriormente, para ilustrar los efectos de las barreras naturales y antropogénicas durante el transporte de desechos.

Tabla 4-1. Coeficientes de disipación de residuos sólidos propuestos

Factor	Características	Coeficientes de disipación de residuos sólidos		
		Superior	Medio	Inferior
f_{cl}	0 – 0.1 km	1.00	0.80	0.60
f_{ci}	> 0.1 km	0.20	0.10	0.05
f_{cw}	0 – 0.1 km al río principal	1.00	0.80	0.60
	> 0.1 – 1 km al río principal			
	Cuenca baja	0.80	0.60	0.40
	Cuenca media	0.60	0.40	0.20
	Cuenca alta	0.40	0.20	0.10
	> 1 – 5 km al río principal			
	Cuenca baja	0.60	0.40	0.20
	Cuenca media	0.40	0.20	0.10
	Cuenca alta	0.20	0.10	0.05
	> 5 km al río principal	0.05	0.01	0.00
f_{rs}	intermitente	1.00	0.80	0.60
	perenne	1.00	1.00	1.00
f_{ca}	hidroeléctrica (ror)	0.80	0.40	0.20
	hidroeléctrica (embalse)	0.20	0.10	0.05
	Reservorio, represa	0.80	0.40	0.20
	Sin barrera	1.00	1.00	1.00
f_{sr}	Recuperación informal PET	$r_{PET} * 0.4$	$r_{PET} * 0.25$	$r_{PET} * 0.05$

f_{cl} = factor línea costera; f_{ci} = factor intercuenca; f_{cw} = factor cercanía al río principal; f_{rs} = factor estacionalidad del río; f_{ca} = factor conexión a una barrera antropogénica o natural; f_{sr} = factor recuperación por recicladores informales; r_{PET} = fracción de botellas PET en el flujo de residuos.

Si bien el viento y los desastres naturales han sido identificados como potenciales impulsores o barreras durante el desplazamiento de los desechos hacia el océano, estos fueron excluidos de la ecuación. Por un lado, los RSU ligeros desechados incorrectamente en botaderos a cielo abierto están sujetos a ser transportados por el viento y, posteriormente, pueden llegar a una cuenca fluvial o al océano (Lebreton et al., 2017). Sin embargo, la

cuantificación de los efectos del viento en el transporte de residuos estaba fuera del alcance del presente estudio. Por otro lado, consideramos que los desastres naturales deben evaluarse por separado, ya que sus consecuencias pueden diferir según su intensidad, ubicación y extensión. No obstante, la evaluación de estos eventos es necesaria y debería ser valorada en profundidad en futuros trabajos.

4.4 Aplicación de la metodología propuesta a la Región de Piura (caso de estudio)

La Región de Piura, ubicada en el noroeste del Perú, es el segundo departamento más poblado del Perú, con casi 1.9 millones de habitantes y una superficie total de 35 892 km². La ciudad capital, también denominada Piura, se ubica en la cuenca media del río Piura, concentra el 44 % de la población total y se encuentra relativamente alejada (aprox. 108 km) de la costa (INEI, 2017). La región está dividida en ocho provincias (ver Figura 4-3a) e incluye cinco cuencas hidrográficas en su territorio (ver Figura 4-3b). El año de referencia para estimar el pWtO fue 2018. La gestión de los RSU en la región está poco desarrollada, identificándose 60 botaderos a cielo abierto, algunos ubicados en las proximidades de los cauces de los ríos (OEFA, 2021). La evaluación de las cuencas revela que, además de años con un evento ENSO extremo, un conjunto de barreras puede ser responsable de retener parte de los RSU mal gestionados que pueden llegar a los ríos de la cuenca, y al océano.

La provincia de Talara, compuesta por seis distritos, se ubica a lo largo del litoral costero. Con una población de casi 150 000 personas y sin un relleno sanitario adecuado para eliminar sus residuos sólidos, la probabilidad de que la basura generada ingrese al océano es bastante alta, representada por el alto factor f_{cl} . Por el contrario, el distrito de Colán, en Paita, y el distrito de El Alto, en Talara, se encuentran ambos más alejados de la costa (>0.1 km) en una intercuenca, alejados de un cuerpo de agua. En estos casos, es más probable

que los desechos mal manejados permanezcan retenidos tierra adentro y contaminen áreas desérticas o valles.

Además de estas provincias, el resto se ubican en alguna de las cinco cuencas de la región. Para estos distritos, su cercanía a la costa se vuelve menos importante que su cercanía al río principal que desemboca en el océano. Cuanto más alta esté una comunidad en la cuenca (cuenca alta o media) y más alejada del río principal, más residuos serán retenidos o eliminados de la cuenca, representados por factores f_{cw} bajos. Por el contrario, cuanto más bajo esté ubicado en la cuenca (cuenca baja) y más cerca del río principal, habrá mayores posibilidades de que los desechos se movilicen hacia el océano (factores f_{cw} más altos).

En las cuencas estudiadas, se pueden observar diferentes barreras hechas por el hombre, incluyendo 11 centrales hidroeléctricas, así como embalses y represas, que se utilizan para diversificar el agua hacia las tierras agrícolas. Todas las centrales hidroeléctricas son de pasada (ror), lo que se traduce en una alta retención de los residuos plásticos que llegan aguas arriba de estas barreras. Sin embargo, la mayoría de las barreras están ubicadas en la parte alta de la región (ver Figura 4-3), afectando un porcentaje relativamente pequeño de centros poblados.

Centrándonos nuevamente en el comportamiento de las cuencas hidrográficas, su estacionalidad también afectará el movimiento de los desechos hacia el océano. En este caso, evaluamos el río más cercano para cada localidad y su estacionalidad. Sin embargo, es importante mencionar que, dado que estamos considerando un período de un año, la estación lluviosa movilizará la mayor parte de los residuos retenidos durante la estación seca. Por lo tanto, el valor superior para un río perenne o intermitente, en términos de retención, se supone cero (sin retención). Sin embargo, considerando que las actividades de dragado de ríos pueden ocurrir durante la estación seca y pueden eliminar los desechos acumulados, hemos considerado valores de

retención en los escenarios medio e inferior. Los principales ríos presentan caudales de agua relevantes durante los meses de verano, con caudales relativamente bajos el resto del año. Tres de las cinco cuencas se clasifican como perennes, mientras que las otras dos son intermitentes y llegan al océano principalmente durante la temporada de lluvias, lo que minimiza el transporte de plástico mal manejado durante la estación seca.

Finalmente, como se mencionó en el texto principal, incluimos la influencia de la recuperación de desechos plásticos por parte de los recicladores informales a lo largo del recorrido hacia el océano. Considerando la alta incertidumbre de esta actividad, sólo hemos asumido una recuperación de botellas de tipo PET, tal como se observó y corroboró durante el trabajo de campo. Las botellas PET representan el 4.61 % del total de residuos plásticos generados (SIGERSOL, 2018), y la cantidad recuperada de esta fracción se calculó utilizando las estimaciones de remoción de materiales plásticos de acuerdo a su valor económico, desarrollados en el *Plastic Leak Project* (Peano et al., 2020).

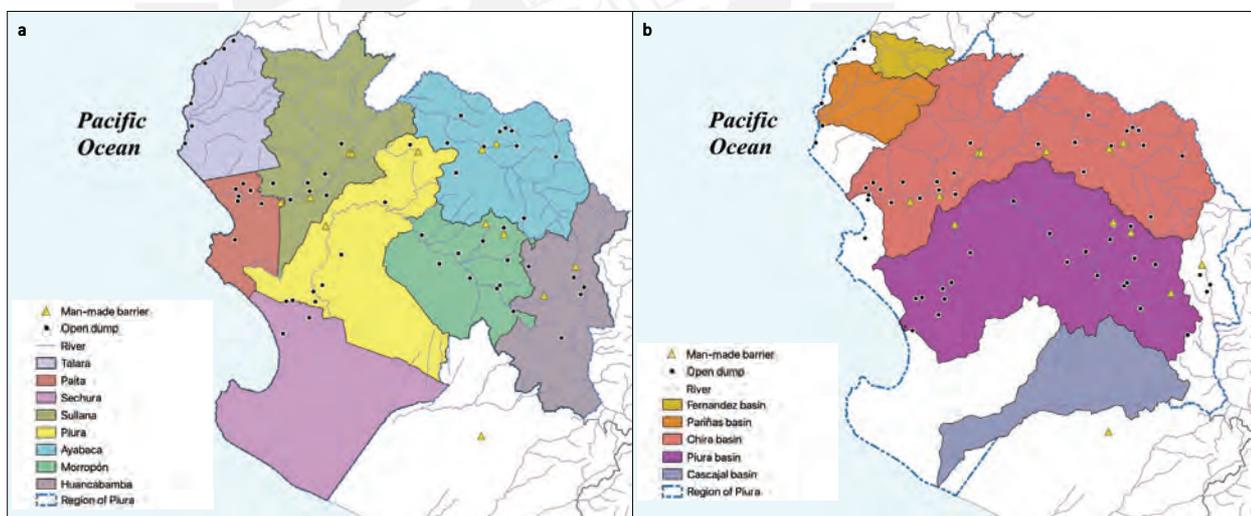


Figura 4-3. Área de estudio. Los puntos negros representan los principales botaderos a cielo abierto ubicados en la región. Los triángulos amarillos representan barreras antrópicas identificadas. La Figura 4-2a muestra las ocho provincias dentro de la Región de Piura. La Figura 4-2b representa sus cuencas hidrográficas.

Al aplicar la metodología, para el año 2018 se estimaron en promedio 14 118 toneladas métricas de pWtO, 7 883 toneladas métricas para el escenario inferior y 26 049 toneladas métricas para el escenario superior (ver Tabla 4-2). Estos valores se traducen en un rango de emisión per cápita de 4.2 a 13.9 kg de plástico/año con un promedio de 7.5 kg de plástico/año. Las provincias ubicadas más alejadas del mar, en las cuencas de los ríos Chira y Piura, y con fuerte presencia de centrales hidroeléctricas, muestran las mayores tasas de retención (ver Figura 4-3a). En contraste, las provincias costeras (es decir, Talara y Paita) tienen las tasas más altas de pWtO por persona.

Estos resultados representan el modelado realizado para el año 2018; sin embargo, en el período 2019-2021 se construyeron cuatro rellenos sanitarios para disposición de RSU en las ciudades de Sullana, Sechura, Paita y Talara. Suponiendo condiciones *ceteris paribus* pero incluyendo estos vertederos en los cálculos, se observa una reducción sustancial, con un rango de 2.2 a 8.8 kg/persona/año y un promedio de 4.5 kg/persona/año de pWtO (ver Figura 4-4b).

Jambeck y colegas (2015) estimaron un promedio de 14.1 kg/persona/año de residuos plásticos que llegan al océano en Perú, similar al escenario superior estimado, pero superior a los valores obtenidos para el escenario medio e inferior. El estudio actual considera datos regionales, evitando el uso de datos promedio para países de ingresos mediano alto. Adicionalmente, hemos incorporado los efectos de las barreras naturales y antropogénicas a lo largo del transporte de residuos plásticos hacia el océano, lo que justifica las menores cantidades estimadas de basura marina generada en los escenarios medio e inferior. Nuestra hipótesis es que la estimación global proporcionada por Jambeck y colegas (2015) puede sobrestimar las emisiones al océano en ambientes costeros donde un conjunto de barreras físicas evita que los desechos sean transportados al océano, incluso en regiones o naciones con sistemas de gestión de residuos deficientes.

Tabla 4-2. Estimaciones de plásticos que ingresan al océano (pWtO) en la región de Piura (Perú) considerando los residuos sólidos municipales mal manejados durante el año 2018.

Provincia	Población	RSU totales (t/y)	Fracción plástica (t/y)	Recuperación formal (t/y)	Plástico mal gestionado total (t/y)	pWtO			% Retención		
						Inferior (t/y)	Medio (t/y)	Superior (t/y)	Inferior	Medio	Superior
Ayabaca	127 735	26 290	2 961	59	2 902	0	2	35	100 %	100 %	99 %
Huancabamba	58 496	14 483	1 631	33	1 598	0	4	59	100 %	100 %	96 %
Morropón	167 461	46 819	5 273	105	5 167	80	426	1 760	98 %	92 %	66 %
Paíta	136 708	30 941	3 485	70	3 415	1 596	2 218	2 848	53 %	35 %	17 %
Piura	828 343	211 295	23 797	476	23 321	3 139	6 651	12 184	87 %	71 %	48 %
Sechura	81 612	14 073	1 585	32	1 553	364	663	1 061	77 %	57 %	32 %
Sullana	324 116	78 675	8 861	177	8 683	126	742	3 854	99 %	91 %	56 %
Talara	146 248	40 579	4 570	91	4 479	2 577	3 411	4 248	42 %	24 %	5 %
Total	1 870 719	463 155	52 162	1043	51 119	7 883	14 118	26 049	85 %	72 %	49 %

RSU= residuos sólidos urbanos; pWtO= plásticos que ingresan al océano.

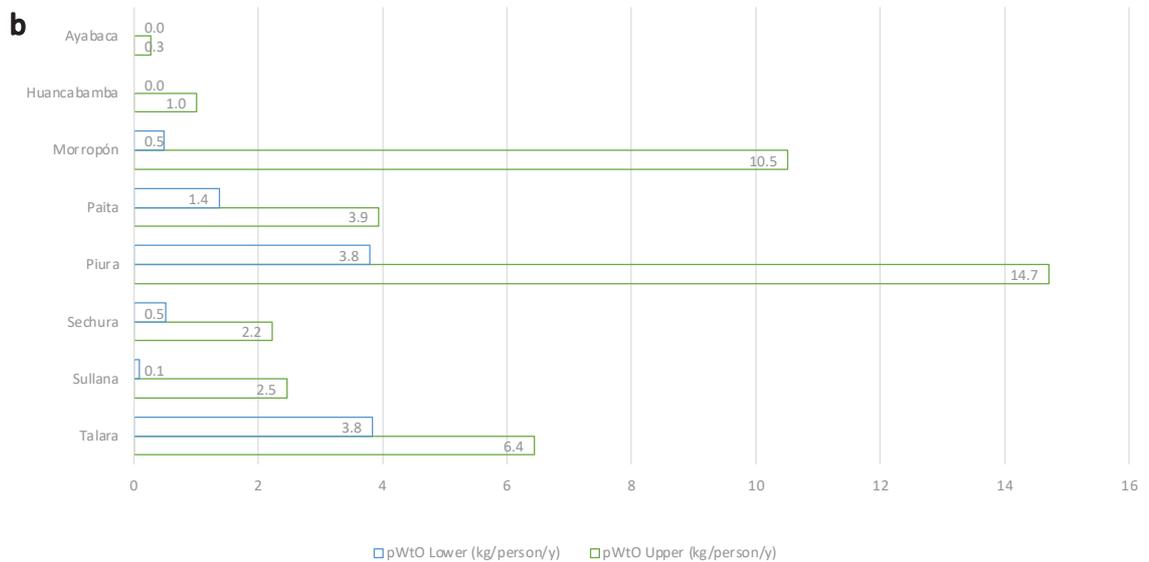
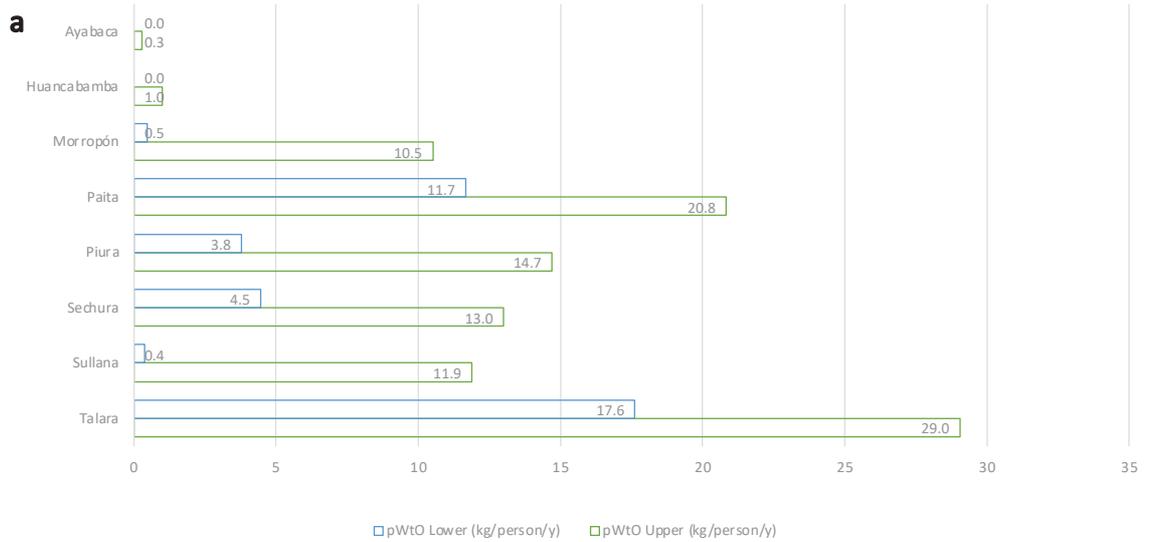


Figura 4-4. Representación gráfica de las cantidades de residuos plásticos que ingresan al océano (pWtO) en la región Piura por provincia y per cápita para los escenarios inferior y superior. La Figura 4-4a muestra las cantidades de pWtO en el año 2018, antes de la construcción de cuatro rellenos sanitarios. La Figura 4-4b muestra la cantidad de pWtO asumiendo condiciones ceteris paribus e incluyendo los cuatro rellenos sanitarios construidos en el período 2019-2021.

CAPÍTULO 5

Desarrollo de una metodología para cuantificar los impactos ambientales de los residuos plásticos mal gestionados que ingresan al océano en los países costeros

La basura marina, como resultado de las actividades humanas, sigue acumulándose en todo el mundo, afectando a todos los océanos sin distinción. Hoy en día, la acumulación de desechos en nuestros mares no solo está relacionada con áreas densamente pobladas, sino que también se puede encontrar en áreas remotas, como islas no habitadas y aisladas de la costa (Lavers & Bond, 2017). Por lo tanto, últimamente están surgiendo más preocupaciones en torno a la cantidad de desechos que ingresan al océano, especialmente los desechos plásticos. La basura marina no solo tiene un efecto visual, sino que también afecta la vida marina y los ecosistemas (Wilcox et al., 2015), con probables efectos negativos en la salud humana (Boucher et al., 2020) y la economía (van Emmerik & Schwarz, 2020). Una serie de estudios anteriores han demostrado los efectos negativos en los ecosistemas, relacionados con el enredo (Woods et al., 2019), la ingestión (Santos et al., 2021; Watts et al., 2015), el transporte de especies invasoras (United Nations Environment Programme (UNEP), 2011), entre otros. Adicionalmente, se ha comprobado la presencia de microplásticos en productos alimenticios de origen marino (Rochman et al., 2015; Seltenrich, 2015), así como en diferentes órganos del cuerpo humano (Ragusa et al., 2021; Schwabl et al., 2019).

Últimamente, los estudios sobre el problema de los desechos marinos se han centrado en analizar las fuentes, las rutas y los destinos de los desechos mal gestionados que ingresan a la naturaleza, ya sea desde fuentes terrestres (UNEP, 2009) como desde fuentes marinas (Deville et al., 2023). Por ejemplo, Jambeck et al. (2015) y Boucher & Friot, (2017), mencionan la necesidad de

aumentar la investigación en torno a este tema y desarrollar estimaciones más específicas para dimensionar la cantidad de basura que ingresa y se acumula actualmente en el medio marino. Tras estos estudios, Lebreton et al. (2017), Schmidt et al. (2017), Meijer et al. (2021) e Ita-Nagy et al. (2022) han desarrollado diferentes métricas para refinar las estimaciones de los desechos marinos que ingresan desde fuentes terrestres. Por lo tanto, unos cálculos más confiables nos permitirán desarrollar mejores inventarios de la cantidad de desechos que ingresan al océano, lo que podría ser beneficioso para el desarrollo de políticas públicas más pertinentes y relevantes.

Aunque las estimaciones de la cantidad de desechos marinos, especialmente plásticos marinos, que ingresan y se acumulan aumentan y se vuelven cada vez más precisas, todavía nos falta la evaluación de sus impactos ambientales. Una forma de contemplar los impactos ambientales de un sistema desde un punto de vista holístico es utilizando el ACV. El ACV es una herramienta cuantitativa comúnmente utilizada para identificar puntos críticos ambientales de un producto o sistema, considerando todas las etapas desde la extracción de materias primas hasta la disposición final al final de su vida útil (Guinée et al., 2002).

El ACV también se puede utilizar como una forma de evaluar posibles soluciones a problemas ambientales, evitando que la carga se traslade a otros sistemas, otras etapas o generaciones futuras (EC-JRC, 2010; Vázquez-Rowe et al. 2019). Sin embargo, esta metodología estuvo diseñada durante años como un sistema para analizar sistemas cerrados perfectos, donde solo se analizaba la puesta en el mercado de los productos manufacturados en la tecnosfera, o, en caso de que se incluyese la etapa de consumo y fin de vida, se asumía que los residuos generados son dispuestos de manera adecuada, ya sea en un relleno sanitario o incinerados.

Sin embargo, actualmente a nivel mundial el 33 % de todos los RSU generados terminan desechados incorrectamente (Kaza et al., 2018), ya sea en botaderos

a cielo abierto, cuencas de los ríos o en el océano. Esta situación se agrava si nos enfocamos únicamente en AL&C, donde alrededor del 45 % de todos los RSU son dispuestos de manera inadecuada (Cristóbal et al., 2022). Además, las categorías de impacto de agotamiento de recursos abióticos existentes, que representan un AoP considerada en los estudios de ACV, tienden a centrarse en la extracción de recursos (por ejemplo, petróleo crudo) de la naturaleza, dejando de lado el destino de estos recursos después de su final de vida, analizando, por ejemplo, las consecuencias de su mala gestión. Así, aquellos recursos que pueden ser recirculados en la tecnosfera, como los productos plásticos, pero son mal administrados haciendo inviable su recuperación, deben ser estudiados durante las evaluaciones ambientales. Por ello, el desarrollo de una metodología que clasifique y caracterice los impactos ambientales utilizando inventarios de ciclo de vida es crucial para poder entender los procesos físicos llevados a cabo y establecer medidas de reducción de desechos entrando al mar.

A continuación, se presenta el desarrollo de la metodología para generar factores de caracterización, siguiendo la metodología de ADP (Guinée, 1995; van Oers & Guinée, 2016) para analizar los impactos de plásticos mal manejados que terminan en el océano, interpretando los impactos ambientales desde el punto de vista del agotamiento de recursos. La categoría de impacto descrita en la Sección 5.2 lleva el nombre de *Marine Circularity Loss* (MCL) o Pérdida de Circularidad Marina, en español.

5.1 Agotamiento de recursos en ACV

El ACV se ha utilizado como una herramienta para medir los impactos ambientales en sistemas de producción ideales, considerando todas las intervenciones hacia y desde el medio ambiente durante la extracción, producción, consumo y disposición final. Sin embargo, la mayoría de las veces, las etapas de consumo y fin de vida se han asumido como procesos ideales (Woods et al., 2021). Los destinos finales durante los estudios de ACV no

incluyen la disposición de los residuos directamente al medio ambiente, asumiendo una fuga cero desde su generación hasta su disposición final, lo que no representa la realidad del Sur Global (Maga et al., 2022). La evaluación de impactos en un ACV considera las entradas y salidas de materiales, recursos, energía y residuos recolectados en los inventarios de ciclo de vida (Miller, 2022). Los procesos ideales implican que, por ejemplo, durante la producción, el transporte o el uso, no hay fugas de residuos sólidos al ambiente (Scagnetti & Lorenz, 2022). De la misma manera, durante el tratamiento de residuos, se supone que los materiales se disponen adecuadamente, ya sea en un relleno sanitario adecuado, incinerado, o retornando a la cadena de valor mediante el reciclaje (EC-JRC, 2010a).

Por lo tanto, una limitación importante en la literatura científica es que las posibles fugas de materiales relacionados con una incorrecta disposición o mal manejo de estos residuos en el medio ambiente (vertederos a cielo abierto, cuencas fluviales, océanos) aún no han sido incluidos en inventarios de ciclo de vida, por lo que su cuantificación dentro de un análisis de ciclo de vida aún no es posible (Miller, 2022). Si nos referimos específicamente a la basura plástica marina, el ACV de los productos plásticos solo considera los impactos directos e indirectos de su producción, sin tener en cuenta el plástico en sí mismo como un contaminante cuando se desecha incorrectamente en el medio ambiente. Sin embargo, en los últimos años, tras la Declaración de Medellín sobre Basura Marina (Sonnemann & Valdivia, 2017), se han empezado a generar esfuerzos para integrar los impactos de los plásticos marinos en categorías de impacto robustas (Miller, 2022).

Una disposición final incorrecta de los residuos está relacionada con varios tipos de consecuencias ambientales, pero también económicas. Por citar algunas, un aumento en el costo de limpieza y recuperación de un área afectada (p. ej., botaderos a cielo abierto), daños a la infraestructura y servicios locales (p. ej., plantas de tratamiento de aguas residuales), o una reducción del turismo que afecta los ingresos en espacios locales (ten Brink et

al., 2016). Sin embargo, la lista no termina ahí. Los residuos mal gestionados reducen la posibilidad de circularidad en la economía, al hacer que los residuos reciclables no estén disponibles (Bucknall, 2020). Este problema no solo tiene repercusiones en el medio ambiente donde se desecha incorrectamente, sino también en la economía (Diggle & Walker, 2022). Para evaluar estos impactos potenciales, la cuantificación y clasificación de los desechos que ingresan al océano es esencial. La creación de métricas para cuantificar los impactos de los plásticos marinos en relación con el agotamiento de los recursos, específicamente la cantidad de recursos que de otro modo serían reutilizables en nuestra economía, podría beneficiar el entendimiento del problema e incentivar a que las naciones impulsen políticas más estrictas en relación con la economía circular y la gestión de residuos sólidos, para evitar la fuga de recursos extraídos a la naturaleza, convirtiéndolos en inviábiles de extraer o reciclar.

Con el paso de los años, se han creado varios métodos para evaluar los impactos del uso de recursos abióticos dentro de la perspectiva de ciclo de vida (UNEP, 2019). Sin embargo, estas metodologías carecen de un consenso global sobre el concepto de agotamiento de los recursos y los posibles problemas derivados de su explotación. Así, el proyecto SUPRIM (Schulze et al., 2020), surgió para comprender las visiones y preocupaciones de diferentes actores en torno a los impactos del uso de los recursos. Se desarrollaron cinco perspectivas alternativas en torno al concepto del uso de los recursos, según el sistema de interés, el actor que se beneficia o está interesado en su uso, y si el sistema de producción incluye o no producción primaria y secundaria (Schulze et al., 2020), las cuales se observan en la Tabla 5-1. Siguiendo estas perspectivas, el proyecto GLAM, proporcionó una definición consensuada del objeto de protección al analizar el agotamiento de los recursos: *“Dentro del AoP “recursos naturales”, el objeto de protección para “recursos minerales” es el potencial para hacer uso del valor que los recursos minerales pueden tener para los humanos en la tecnosfera. El daño se cuantifica como la reducción o pérdida de este potencial causado por la actividad humana (...).”* (UNEP, 2019).

Tabla 5-1. Perspectivas del rol de los recursos abióticos (adaptado de Schulze et al., 2020).

Perspectiva	Parte interesada en el recurso	Sistema en el que es valorado	Sistema de producción
A	Humanos	En la economía	Primaria
B	Humanos	En la economía	Primaria y secundaria
C	Humanos	En la naturaleza	Primaria
D	Humanos	En la economía y en la naturaleza	Primaria
E	Valor propio	En la naturaleza	Primaria

De acuerdo con esta definición, y tomando en cuenta que este trabajo considera también la necesidad de analizar los impactos del agotamiento del recurso combustibles fósiles, se toma como principal preocupación el acceso al recurso. La abundancia del recurso se cuantifica considerando su presencia en el ambiente y la economía (o tecnosfera). Además, se define que el recurso no se volvería inaccesible solo por su extracción, sino que dependerá de su transformación y destino (perspectiva tipo B en Schulze et al., 2020).

De manera similar al concepto de agotamiento de recursos, la definición de disipación de recursos también tiene varias interpretaciones según diferentes autores. Muchos autores, por ejemplo, no definen una temporalidad o excluyen un periodo de tiempo dentro del cual un recurso permanece disipado. De manera similar, pocos autores distinguen los procesos o sistemas con capacidad de disipar recursos (Beylot et al., 2020a). Siguiendo la definición propuesta por Beylot et al. (2020b), se considera como un flujo disipativo de recursos abióticos a *“flujos hacia sumideros o stocks que no son accesibles para usuarios futuros debido a diferentes restricciones. Estas restricciones previenen a los humanos de hacer uso de las funciones que los recursos pueden tener en la tecnosfera. La distinción entre flujos disipativos y no-disipativos dependerá de factores tecnológicos y económicos, que pueden cambiar con el tiempo”*.

5.2 Desarrollo de factores de caracterización

Como se ha mencionado previamente, los CF que se muestran a continuación para la categoría de impacto MCL se han desarrollado considerando al océano como un sumidero perfecto. Esto significa que, aquellos flujos de materiales (residuos) que llegan al mar, se convierten en recursos no accesibles para usuarios futuros en la economía. Es importante resaltar que, dependiendo de las propiedades de cada polímero y producto plástico, estos experimentarán diferentes comportamientos en el mar. Por ejemplo, materiales de baja densidad o con capacidad de flotar tendrían menor capacidad de ser transportados a zonas de alta mar, concentrándose en zonas costeras y orillas (Onink et al., 2021). Además, los materiales plásticos en el mar estarían expuestos a procesos de fotodegradación, abrasión mecánica y oxidación, generando partículas plásticas de menor tamaño (Lebreton et al., 2019), imposibilitando, también, su recuperación.

Para realizar los cálculos de los CF para la categoría MCL, se utilizó el mecanismo ADP, adaptado para el caso de combustibles fósiles, cuantificando la importancia de la disipación de los recursos en el océano tal y como se menciona en la Sección 3.3.3. La escasez del recurso entonces se da cuando este ya no puede ser reingresado al sistema. Esto se calcula con la ratio de lo que se está manejando inadecuadamente, disipándose y convirtiéndose en inaccesible para usuarios futuros, y el stock total de materiales y recursos por un periodo de tiempo en la naturaleza y la tecnosfera. El motivo de realizar el cálculo de esta manera radica en cuantificar lo que es verdaderamente perdido y no el material que es extraído únicamente.

Siguiendo las ecuaciones 3-2, 3-3 y 3-4, mencionadas en la Sección 3.3.3, se calcularon los CF presentados en la Tabla 5-3 para el compartimento *océano* y el sector productivo de *empaquetado*, específicamente. El potencial de disipación de cada material en MJ a escala global, D_i (Ec. 3-3), se calculó mediante la sumatoria de la disipación estimada durante un periodo de tiempo

t y para un sector de mercado a . El cálculo de la disipación de cada material se obtuvo mediante la sumatoria de la producción total de dicho material en el periodo t , 2002-2015 en este trabajo, multiplicado por la fracción correspondiente al sector a y la fracción correspondiente disipada durante las actividades en el sector a . La producción total de cada polímero de plástico se obtuvo mediante la sumatoria de la producción anual global de cada resina y fibra del polímero analizado (Geyer et al., 2017). Posteriormente, esta producción se multiplicó por la fracción correspondiente al sector de empaquetado (Geyer et al., 2017). Finalmente, para determinar la cantidad de material disipado en el océano en el sector de empaquetado, se usaron los factores de disipación determinados por el *Plastic Leak Project* (Peano et al., 2020). En este informe, las ratios de disipación de plásticos se clasifican según el medio donde se da la pérdida (océano y agua dulce, y tierra), el tamaño del residuo (tamaño pequeño (<5cm), mediano (5-25cm) y grande (>25cm) y según el valor del residuo en el mercado (bajo, medio y alto valor residual). Con el fin de simplificar el análisis, y considerando que los CF están siendo generados para macroplásticos, se tomaron las ratios descritas para el compartimento océano y agua dulce correspondientes a plásticos de tamaño mediano. Las ratios de disipación con estas condiciones corresponden a: 25 % para plásticos de bajo valor residual, 15 % para plásticos de medio valor residual y 10 % para plásticos de alto valor residual. La clasificación de cada polímero, para determinar su valor residual, se obtuvo de un reporte proporcionado por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OECD, 2018). A través de dicho estudio, se determinó como polímero de alto valor residual al PET, de medio valor residual al HDPE, y al resto como polímeros de bajo valor residual. Si bien estos CF se han calculado de manera global, CF a nivel regional son necesarios, con el fin de poder incluir las capacidades de manejo de residuos sólidos que tiene cada economía.

Para calcular el *stock* accesible total en el ambiente y la tecnosfera para cada material, se siguió la Ec. 3-4. Así, se inició con el cálculo de la cantidad de recursos en *stock* disponibles en la naturaleza, mediante la combinación del

stock global accesible total del componente principal de los plásticos estudiados, petróleo crudo y gas natural, proyectado para un año específico, en este caso 2018, considerando que alrededor del 4 % de los combustibles fósiles (crudo y gas natural) extraídos son usados para producir productos plásticos (BPF, 2019). El *stock* disponible en la tecnosfera, por otro lado, se calculó cuantificando la cantidad acumulada de recursos plásticos producidos en un periodo de tiempo, en este caso entre los años 2002 y 2015. Ambos cálculos, con el fin de permitir su suma, se llevaron a cabo en MJ, considerando el calor de combustión neta (Δh_c) (ver Tabla 5-2).

Tabla 5-2. Calor de combustión neta de polímeros plásticos y combustibles fósiles

Material	Nombre abreviado	Unidad de composición repetida	Δh_c (MJ/kg)	Unidad
Polietileno	PE	C ₂ H ₄	44.60 ^a	MJ
Polipropileno	PP	C ₃ H ₆	42.66 ^a	MJ
Poliestireno	PS	C ₈ H ₈	41.96 ^a	MJ
Polietileno tereftalato	PET	C ₁₀ H ₈ O ₄	23.22 ^a	MJ
Petróleo crudo	Oil	-	42 ^b	MJ
Gas natural	NG	-	42 ^b	MJ

^a: Fuente: Walters et al., 2000

^b: Fuente: World Nuclear Association, 2010

Δh_c : calor de combustión neta

Los CF desarrollados que se muestran en la Tabla 5-3 corresponden a factores generados siguiendo las ecuaciones 3-2, 3-3 y 3-4. Asimismo, se desarrollaron CF alternativos (CF') transformando el posible material disipado en kilogramos, considerando su calor de combustión neta. Esto se ha realizado teniendo en cuenta que es más común representar los flujos de materiales en términos de masa en los ICV.

La selección de materiales en este primer acercamiento en la generación de CF para cuantificar pérdida de materiales en el mar se ha llevado a cabo teniendo en cuenta los materiales mayormente identificados en las playas (Morales-

Caselles et al., 2021; UN Environment, 2018; The Ocean Cleanup, 2023), así como aquellos observados durante el trabajo de campo llevado a cabo por el equipo peruano (ver Tabla 3-2 para mayor detalle).

Tabla 5-3. Factores de caracterización desarrollados para cinco polímeros plásticos considerando la capacidad de dispersión en el ambiente de cada uno dentro del sector de empaquetado, en MJ HDPE_{eq} por MJ de material polimérico disipado y por kg de material polimérico disipado

Material	Nombre abreviado	Unidad de repetición	CF _i	unidades	CF _i '	unidades
Polietileno de baja densidad y de baja densidad lineal	LDPE, LLDPE	C ₂ H ₄	1.39	MJ HDPE _{eq} / MJ LDPE	62.21	MJ HDPE _{eq} / kg LDPE
Polietileno de alta densidad	HDPE	C ₂ H ₄	1.00	MJ HDPE _{eq} / MJ HDPE	44.60	MJ HDPE _{eq} / kg HDPE
Polietileno tereftalato	PET	C ₁₀ H ₈ O ₄	0.12	MJ HDPE _{eq} / MJ PET	2.72	MJ HDPE _{eq} / kg PET
Polipropileno	PP	C ₃ H ₆	1.21	MJ HDPE _{eq} / MJ PP	51.45	MJ HDPE _{eq} / kg PP
Poliestireno	PS	C ₈ H ₈	0.51	MJ HDPE _{eq} / MJ PS	21.59	MJ HDPE _{eq} / kg PS

Es importante señalar que, para el cálculo del *stock* de recursos disponibles en la naturaleza, se consideró que el 4 % de todos los combustibles fósiles disponibles para ser extraídos (incluyendo crudo y gas natural), van a ser utilizados para la producción de productos plásticos (BPF, 2019). Sin embargo, proyecciones actuales mencionan que la industria del plástico podría representar el 20% de todo el crudo extraído en el mundo para el año 2050 (UNEP, 2018). Aun así, considerando valores más elevados para el cálculo del *stock* de recursos en la naturaleza, los CF no presentarían variaciones considerables.

Asimismo, otros mercados, además del de empaquetado, generan también flujos plásticos hacia el ambiente, con capacidad de terminar en el océano. El desarrollo de CF para estos sectores específicos permitirá lograr análisis de impactos de mayor alcance durante ACV a sistemas de producto. Asimismo, es

importante mencionar que los datos utilizados para los CF son genéricos, y que datos más exactos de disipación de residuos plásticos, deberán ser considerados en futuras actualizaciones de estos valores.

Con el fin de poder utilizar estos CF para analizar los impactos en el AoP de recursos, así como para los otros CF que se están desarrollando para las otras AoP, salud humana y ecosistemas, se deben incrementar los inventarios de ciclo de vida que incluyan los flujos disipativos de plásticos, y otros residuos. La cuantificación de residuos sólidos mal manejados, la comprensión del destino de estos residuos, así como la creación de inventarios reales van a permitir desarrollar mejores metodologías de análisis de impacto de ciclo de vida (AICV), y evaluaciones ambientales más holísticas y completas.

Asimismo, es importante que aquellos que realicen ACV incluyan también escenarios de fin de vida imperfectos que reflejen las realidades de cada economía en el planeta. Estas metodologías de AICV, van a permitir entender mejor los impactos de los recursos y materiales perdidos en la naturaleza por el mal manejo de los residuos. Con el entendimiento de los impactos de la basura plástica marina, los actores de interés, y grupos de poder, van a aumentar su conciencia frente a esta problemática real y actual.

5.3 Aplicación de la metodología propuesta a contenedores plásticos de un solo uso

Como se ha mencionado en capítulos anteriores, la herramienta de ACV permite evaluar los impactos ambientales de un sistema productivo de manera holística, considerando todos los procesos desde la extracción de la materia prima hasta su disposición final (Guinée & Heijungs, 2005). Asimismo, también se ha señalado que cuando se realiza un ACV normalmente se considera una etapa de fin de vida perfecta, donde los residuos sólidos generados son tratados en un relleno sanitario, incinerados o reincorporados a la cadena de valor (EC-JRC, 2010a). Sin embargo, se ha estimado que al menos 33 % de

todos los RSU generados de manera global no se manejan de una manera ambientalmente segura (Kaza et al., 2018), justificando la creación de metodologías de análisis de impacto que cuantifiquen los efectos de la basura mal manejada. Así, con el fin de demostrar la utilidad de los CF creados en la Sección 5.2, se desarrolla un caso de estudio comparando los impactos ambientales desde una perspectiva de ciclo de vida de empaquetados de un solo uso.

5.3.1 Metodología

Para el desarrollo del caso de estudio a continuación, se utiliza la herramienta de ACV, descrita en la Sección 3.3. El caso de estudio abarca la comparación de cinco contenedores plásticos del tipo *clamshell*, incorporando en el análisis el impacto del mal manejo de estos materiales una vez son utilizados y descartados.

a. Definición del objetivo y el alcance

El objetivo de esta sección es evaluar y comparar los impactos ambientales de todo el ciclo de vida (de la cuna a la tumba) de cinco contenedores de un solo uso, descritos en la Tabla 5-5, combinando materiales plásticos convencionales (PS expandido (EPS), PET y PP), bioplástico compostable (ácido poliláctico (PLA)) y bioplástico a base de bagazo, a ser utilizados en Lima, Perú. Los cinco contenedores comparados se asumen de un solo uso, teniendo como función contener comida preparada para ser transportada por el consumidor y ser descartado luego de su uso. La unidad funcional, bajo la cual se normalizan los datos recolectados y permite la posterior comparación de los sistemas (EC-JRC, 2010c), es “la producción, transporte, uso y disposición final de 1000 contenedores tipo *clamshell* con capacidad de contener 300 g de comida preparada para llevar (aproximadamente 12 oz) en la ciudad de Lima, Perú”. Se ha utilizado el peso de 300 g al ser un tamaño promedio de una porción de alimentos (Greenwood et al., 2021).

El alcance del análisis incluye los procesos de extracción de materia prima, producción del polímero y del contenedor, transporte de la materia prima al lugar de producción, desde el lugar de producción al puerto del Callao, Perú, y el transporte interno durante su distribución; además del manejo durante la disposición final. Se asumió una distancia de 50 km para el transporte interno desde el puerto del Callao hasta su distribución. Asimismo, se asumió que la producción de los contenedores de EPS, PP y PET se llevó a cabo en China (Greenwood et al., 2021), la de contenedores de bagazo en California, EEUU (Greenwood et al., 2021) y la de PLA en Nebraska, EEUU (Madival et al., 2009).

Finalmente, para analizar el fin de vida de los contenedores, se propusieron cuatro escenarios, considerando las características propias de la ciudad de Lima. El primer escenario, más conservador, asume que el 100 % de todo el empaquetado es dispuesto de manera adecuada en un relleno sanitario. El segundo escenario, asume que solo el 70 % de los contenedores llegarían a un relleno sanitario, y el 30 % restante pasarían a ser desechados al ambiente, pudiendo ingresar al océano. El tercer escenario considera un panorama de 50 % de residuos adecuadamente manejados, y 50 % de residuos dispuestos en el ambiente. El último escenario, el menos conservador, asume que el 100 % de los residuos serán mal manejados en el ambiente (ver Tabla 5-4).

Tabla 5-4. Descripción de escenarios de fin de vida

Escenario	Descripción
SC1: 100 LF	Escenario 1 – 100 % dispuesto en relleno sanitario
SC2: 70 LF/ 30 mW	Escenario 2 – 70 % dispuesto en relleno sanitario, 30 % mal manejado
SC3: 50 LF/ 50 mW	Escenario 3 – 50 % dispuesto en relleno sanitario, 50 % mal manejado
SC4: 100 mW	Escenario 4 – 100 % mal manejado

b. Análisis de Inventario

Para poder llevar a cabo la comparación de los contenedores seleccionados, se utilizaron datos secundarios recopilados y adaptados de los trabajos de Greenwood et al. (2021) y Madival et al. (2009), así como información de la

base de datos ecoinvent 3.8, incluida en el software SimaPro 9.3. Parte de los datos recolectados fueron adaptados considerando las distancias hacia el puerto del Callao, Perú, y distancias de transporte interno, considerando camiones bajo el estándar Euro 4. Los datos correspondientes a los contenedores a base de EPS, PP y bagazo fueron tomados del trabajo de Greenwood y colegas (2021). Para el caso del PP, se adaptó el peso del contenedor considerado en el estudio, por uno de menor peso y de un solo uso. Los datos de la producción de un contenedor de PLA se obtuvieron de Madival y colegas (2009). En este estudio, sin embargo, los cálculos fueron realizados para un contenedor de 1 libra de capacidad, por lo que se tuvo que estimar un peso para un contenedor de 300 g o 12 oz en promedio de capacidad, con el fin de permitir la comparación entre los demás productos. Asimismo, para el caso del PET, el peso de un contenedor se obtuvo de la página Alibaba.com (Alibaba Group, 2023) como referencia. Para calcular la cantidad de materia prima requerida para cada empaque, de PLA y PET, se utilizó la relación estimada en Greenwood y colegas (2021).

Los datos utilizados para el cálculo de los impactos ambientales se encuentran detallados en la Tabla 5-5, para cada empaque analizado. Los procesos fueron modificados en caso fuese necesario para que represente el país en el que se realiza el proceso o se transporta el producto. Para la etapa de fin de vida, tal y como se detalla en la sección anterior, se estimaron cuatro escenarios de manejo. El proceso seleccionado para el manejo de residuos sólidos en un relleno sanitario se tomó de ecoinvent 3.8, bajo el nombre *Municipal solid waste {RoW} | treatment of, sanitary landfill | APOS, U*. Para cada escenario de fin de vida, se varió la cantidad final que sería dispuesta en un relleno sanitario de manera adecuada.

Tabla 5-5. Datos del inventario de ciclo de vida

Tipo de polímero	Peso final (g/pieza)	Materia prima (g necesario /pieza)	Proceso de manufactura	Transporte del punto de producción al puerto	Transporte del puerto al puerto Callao	Fuente
Poliestireno expandido (EPS)	14	14.8	Termoformado de láminas de plástico	Materia prima y producción: 48 km de Shanghái, China al puerto Shanghái (7.5-16 t EURO5 lorry)	Puerto Shanghái a Puerto Callao: 17800 km (buque transoceánico)	Greenwood et al., 2021
Polipropileno (PP)	24	25.4	Termoformado con calandrado	Materia prima y producción: 48 km de Shanghái, China al puerto Shanghái (7.5-16 t EURO5 lorry)	Puerto Shanghái a Puerto Callao: 17800 km (buque transoceánico)	Greenwood et al., 2021
Bagazo	22	23.1	Termoformado con calandrado (proceso adaptado con matriz energética de EE. UU.)	Materia prima: Producida en Brasil. Transporte: 400 km a Santos (7.5-16 t EURO5 lorry) 13674km a Long Beach (buque transoceánico) 604 km a Fremont, CA, EE. UU. (7.5-16 t EURO5 lorry) para manufactura	Puerto en Long Beach a Puerto Callao: 6760 km Long (buque transoceánico)	Greenwood et al., 2021

Tipo de polímero	Peso final (g/pieza)	Materia prima (g necesario /pieza)	Proceso de manufactura	Transporte del punto de producción al puerto	Transporte del puerto al puerto Callao	Fuente
				604 km a Long Beach (7.5-16 t EURO5 lorry)		
Polietileno tereftalato (PET)	18.5	19.519	Termoformado de láminas de plástico (se asume igual a EPS)	Materia prima y producción: 48 km de Shanghái, China al puerto Shanghái (7.5-16 t EURO5 lorry)	Puerto Shanghái a Puerto Callao: 17800 km (buque transoceánico)	Adaptado de: Greenwood et al., 2021
Ácido poliláctico (PLA)	22.2	23.423	Termoformado con calandrado (proceso adaptado con matriz energética de EE. UU.)	Materia prima y producción: 2592 km de Blair, Nebraska a Oxnard, California 120 km a Long Beach (7.5-16 t EURO5 lorry)	Puerto en Long Beach a Puerto Callao: 6760 km Long (buque transoceánico)	Adaptado de: Madival et al., 2009 y Greenwood et al. 2021

c. Análisis de Impacto

Para el análisis de impacto, se seleccionaron tres categorías de impacto diferentes, con el fin de comparar consecuencias ambientales de los sistemas producto bajo análisis. Primeramente, se evaluó el impacto en cambio climático (CC) mediante la metodología IPCC 2021 (Masson-Delmotte et al., 2021) para emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en un periodo de 100 años. Esta metodología es la más actualizada, robusta y recomendada para estimar los impactos potenciales de cambio climático (Ita-Nagy et al., 2020; Jolliet et al., 2018).

La siguiente categoría de impacto incluida fue de agotamiento abiótico (AA) (combustibles fósiles) dentro de la metodología CML-IA v3.07. Esta categoría se seleccionó considerando que la categoría de impacto MCL desarrollada en este trabajo ha basado su desarrollo en la misma, por lo que utilizarla para comparar las diferencias entre ambas justifica la decisión. Asimismo, teniendo en cuenta que tres de los cinco materiales son elaborados a partir de combustibles fósiles, y que el agotamiento de recursos abióticos corresponde a una preocupación actual (Schneider et al., 2015), su inclusión fue considerada necesaria.

Finalmente, se utilizó la categoría MCL desarrollada previamente (ver Sección 5.2). El ACV busca comparar los impactos ambientales potenciales de diferentes *clamshells* de un solo uso. Sin embargo, las categorías existentes aun no incluyen una evaluación de flujos disipados en la naturaleza. Por ello, para poder cuantificar los impactos relacionados con el mal manejo de los residuos plásticos generados, se incluye la categoría MCL. Esta categoría permitirá cuantificar el agotamiento de recursos enfocado en la pérdida de residuos en la naturaleza.

5.3.2 Resultados y discusiones

El contenedor a base de bagazo obtuvo los menores impactos ambientales para el caso de las categorías de CC y AA, tal y como se observa en la Tabla 5-6 y Figura 5-1. Estos resultados se justifican en el bajo impacto de la materia prima utilizada en la producción, siendo un residuo agrícola en la producción de jugo de caña (Ita-Nagy et al., 2020). El contenedor con los resultados más elevados en la categoría de CC fue el PLA, al tener impactos más elevados tanto en la producción de la materia prima como en el transporte, el cual se realizó de manera terrestre en mayor medida que el resto (ver Tabla 5-5). Asimismo, el contenedor con los resultados más altos para la categoría de AA fue el de PP. Este envase fue el de mayor peso, lo que justifica los valores más elevados en el uso de materia prima y termoformado, y el segundo valor más elevado en el transporte.

Una tendencia similar para los contenedores de bagazo, EPS y PP ha sido observada en Gallego-Schmid et al., (2019) y Greenwood et al., (2021), en donde se compararon contenedores de un solo uso y reusables. Para el caso del PLA, el estudio de Madival y colegas (2019) que evaluó también contenedores desechables (PLA, PET y PS), obtuvieron una tendencia similar para los contenedores de PET y PS, señalando al PS como un material de menor impacto para las categorías de CC y AA; sin embargo, reportaron valores más favorables para el caso del PLA, con menor impacto que el PET en CC y AA, y que el PS en AA y similar en CC. Esta diferencia podría estar explicada en el hecho de que cuando el estudio de Madival y colegas (2009) fue llevado a cabo, los datos para la producción de PLA no estaban incluidos en las bases de datos dentro de SimaPro y fueron tomadas de la literatura, a diferencia de este estudio.

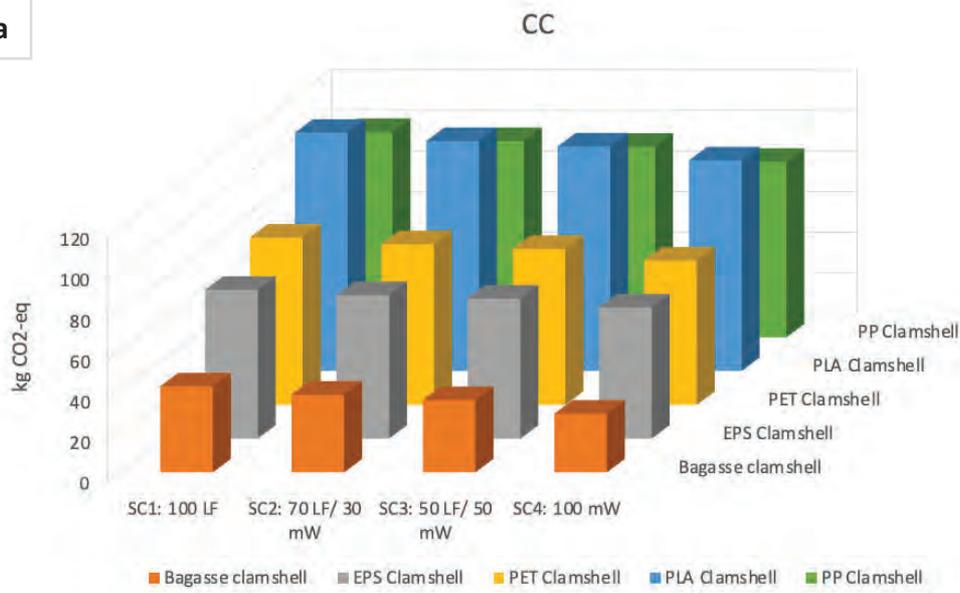
Para el caso de la categoría MCL, la tendencia que se observa para los *clamshells* de PP es similar, siendo este el de peor resultado. Es importante mencionar que, tal y como se observa en la Tabla 5-5, el PP es el contenedor de

mayor peso. Para los contenedores de EPS y PET, sin embargo, se observa una tendencia opuesta, donde los impactos de los contenedores de EPS son mayores a los de PET, por ser materiales de menor reciclabilidad y capacidad de reingresar a la cadena de valor. Es importante mencionar que los contenedores de bagazo y PLA muestran valores de cero, ya que los CF generados en este trabajo están enfocados en materiales plásticos por el momento. Además, estos CF se basan únicamente en los flujos de residuos plásticos mal manejados, sin tener en cuenta otros flujos disipados de plásticos a la naturaleza en otras etapas del ciclo de vida, ya que los inventarios actuales aun no incluyen estas pérdidas.

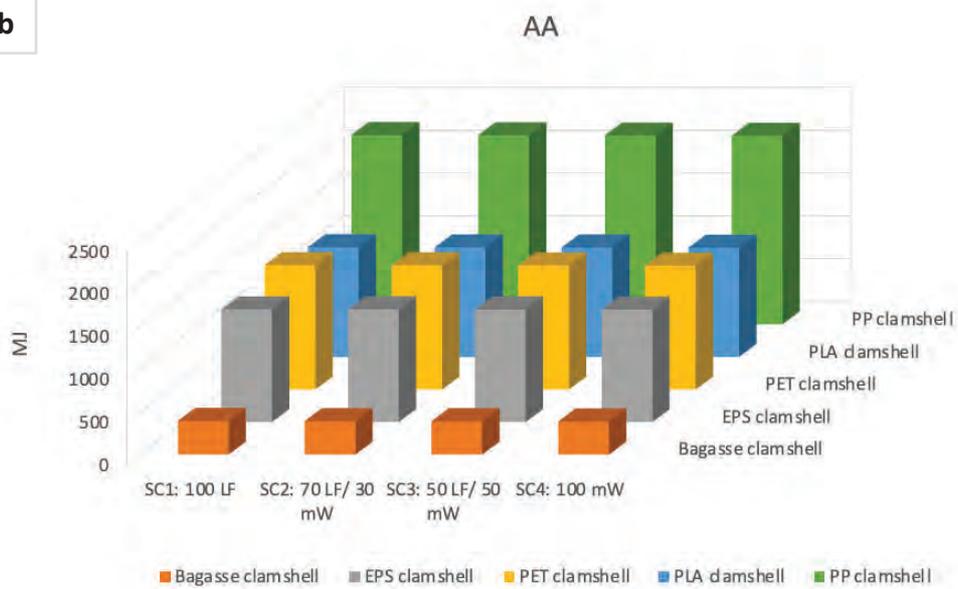
Tabla 5-6. Cargas ambientales por categoría de impacto para los cinco sistemas evaluados (datos reportados en función de la UF: 1000 contenedores).

Escenario	Clamshell de bagazo	Clamshell de EPS	Clamshell de PET	Clamshell de PLA	Clamshell de PP
Cambio climático (kg CO₂-eq)					
SC1: 100 LF	42	73	82	117	101
SC2: 70 LF/ 30 mW	38	71	79	113	97
SC3: 50 LF/ 50 mW	36	69	77	110	94
SC4: 100 mW	29	65	71	104	86
Agotamiento abiótico (MJ)					
SC1: 100 LF	394	1314	1450	1280	2208
SC2: 70 LF/ 30 mW	391	1312	1448	1278	2205
SC3: 50 LF/ 50 mW	390	1311	1447	1276	2204
SC4: 100 mW	387	1309	1444	1273	2200
Marine Circularity loss (MJ HDPE eq)					
SC1: 100 LF	-	0	0	-	0
SC2: 70 LF/ 30 mW	-	91	15	-	531
SC3: 50 LF/ 50 mW	-	151	25	-	885
SC4: 100 mW	-	302	50	-	1770

a



b



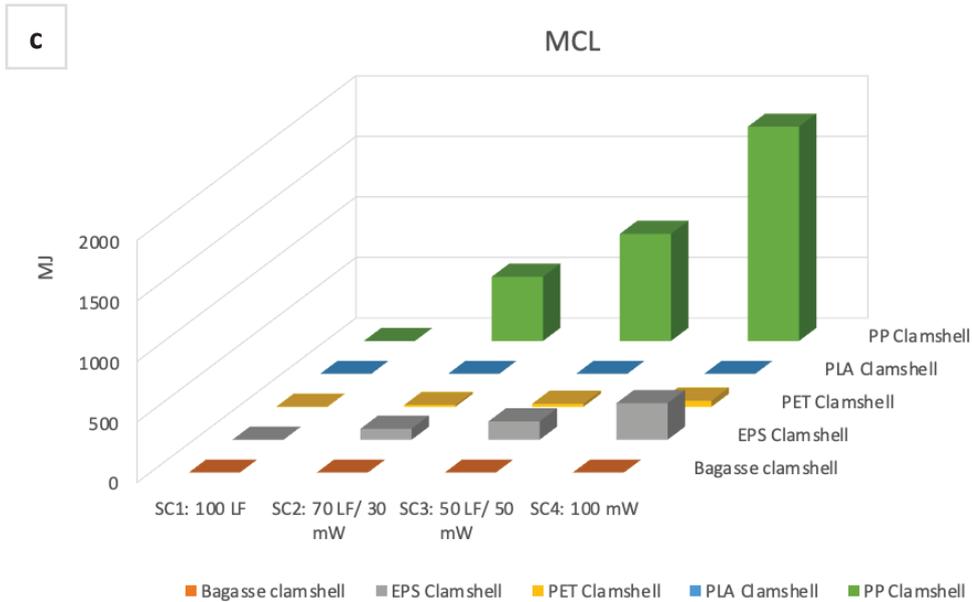


Figura 5-1. Cargas ambientales por categoría de impacto para los cinco sistemas evaluados (datos reportados en función de la UF: 1000 contenedores). La Figura 5-1a representa las variaciones según los diferentes escenarios de fin de vida para la categoría de Cambio Climático; la Figura 5-1b para la categoría de Agotamiento Abiótico; y la Figura 5-1c para la categoría Marine Circularity Loss.

Si consideramos los impactos ambientales de CC y AA, los contenedores de EPS muestran valores menores comparados con los de PET y PP, lo que podría estar ligado al bajo peso de este material. Sin embargo, si se incluye adicionalmente la categoría de MCL, se observa que los contenedores de PET presentan los valores menores, especialmente por su alta capacidad de ser reingresados a la cadena de valor.

En la Figura 5-2 se observa la contribución de cada etapa de ciclo de vida para las categorías de CC y AA. Se observa que las etapas de materia prima y producción son las más relevantes para los *clamshells* de plásticos convencionales y PLA. Para los materiales de plástico convencional, la etapa de fin de vida en la categoría de CC no superan el 15 % del total, y para AA no superan el 2 %. Esto es importante mencionar ya que, al ser una etapa de relativamente poco impacto ambiental, puede no ser decisiva a la hora de tomar decisiones ambientalmente seguras, como es el caso de los impactos de materiales de un solo uso en el océano.

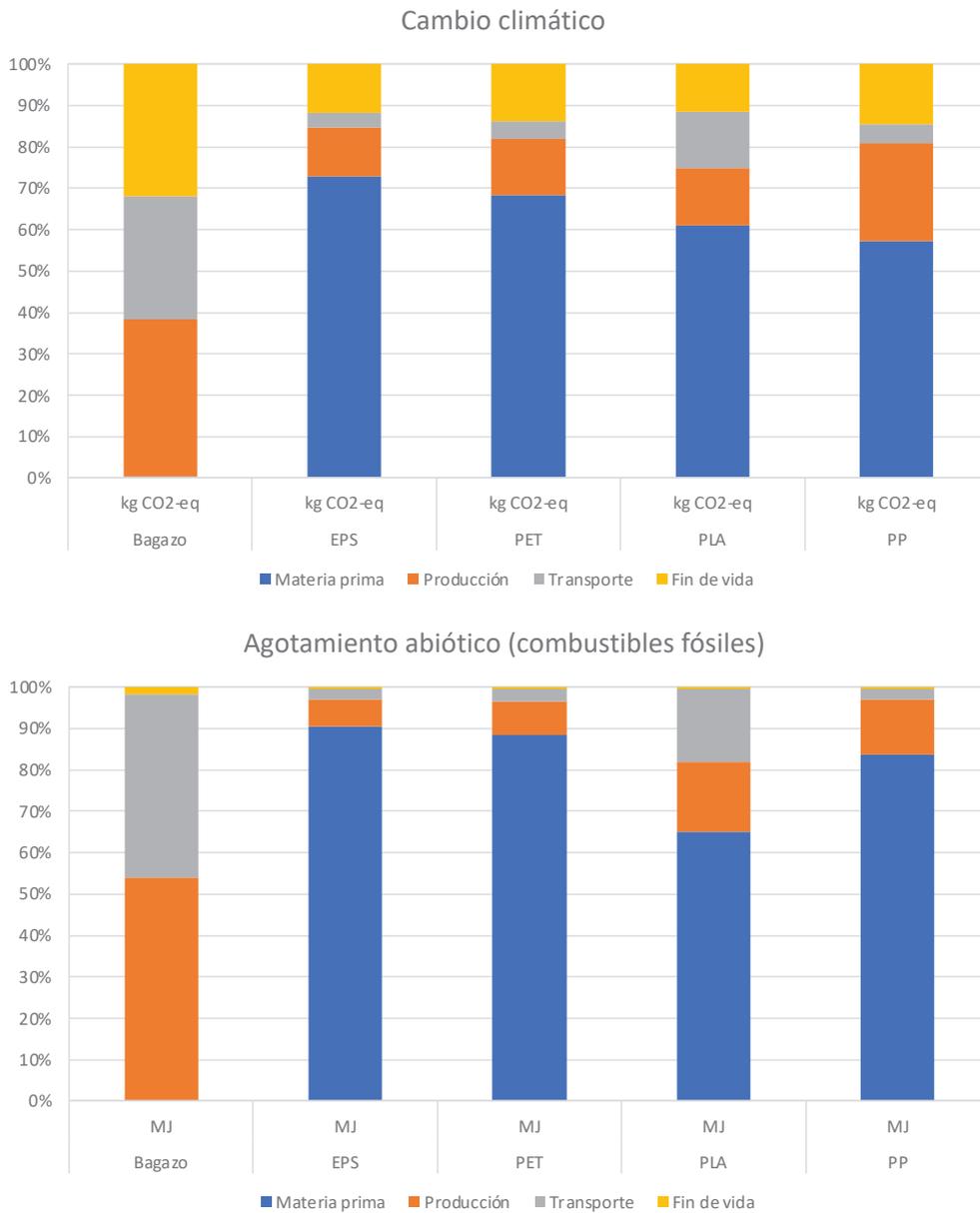


Figura 5-2. Contribución relativa por etapa de ciclo de vida para los cinco sistemas evaluados y las categorías de impacto cambio climático y agotamiento abiótico. Se representan únicamente los resultados del escenario 1 (100 % dispuesto en relleno sanitario).

El desarrollo de este ACV demuestra la importancia de profundizar la evaluación del fin de vida de materiales plásticos de un solo uso para tener en cuenta de manera más holística los impactos de un producto de este tipo. Es importante señalar que este estudio ha sido realizado a manera de ejemplo, incluyendo un abanico limitado de impactos ambientales que parecen

favorecer a los contenedores de bagazo. Sin embargo, un estudio más exhaustivo podría tener conclusiones diferentes.



CAPÍTULO 6

Conclusiones y recomendaciones

En los últimos cinco años, la región de AL&C ha mostrado un número creciente de trabajos científicos relacionados con la emisión de macroplásticos y microplásticos en el océano, así como los efectos de los microplásticos en los entornos locales y la biodiversidad. Si bien la literatura disponible en el Norte Global supera a la del Sur Global, cada vez existe una mayor cantidad de investigación de los impactos de la basura plástica en la región, funcionando como una importante fuente de información y un punto de partida para las próximas discusiones sobre estrategias iniciales para reducir la contaminación en el océano y, más específicamente, en entornos costeros concretos en AL&C. La mayoría de los estudios durante el desarrollo del estado del arte, apuntan a los residuos mal gestionados, en tierra o mar adentro, así como a las aguas residuales mal gestionadas, como fuentes críticas de contaminación plástica en el océano. Sin embargo, todavía falta un análisis de flujo de materiales en la región para identificar los principales flujos de plásticos que son responsables de la prevalencia de éstos en el océano.

Adicionalmente, la amplia revisión de literatura ha dejado ver la importancia de desarrollar una metodología común para la evaluación de macro- y microplásticos en playas arenosas y zonas costeras. Como se constata en la Sección 2.4, durante la evaluación de microplásticos, se utilizaron diferentes procedimientos de muestreo, siguiendo diferentes categorizaciones de tamaños, formas y colores de microplásticos, lo que no permite una fácil comparación entre los resultados obtenidos. Seguir una metodología estandarizada es clave para obtener resultados que puedan traducirse en bases de datos para evaluar la distribución de plásticos en el área bajo estudio.

Las soluciones destinadas a frenar la contaminación plástica, enfrenta desafíos tecnológicos, sociales, ambientales y económicos. Sin embargo, la implementación de sistemas de prevención de contaminación en la región sur permitiría mitigar la ingesta de plásticos marinos y su posterior transferencia en la cadena trófica hacia los seres humanos. Asimismo, para poder implementar soluciones factibles y acordes con la magnitud del problema, se necesita conocer la realidad a profundidad. Desde una perspectiva académica, se necesita una gama más amplia de artículos para comprender no solo las concentraciones de macro- y microplásticos en los hábitats costeros de AL&C, sino también para determinar el daño que estos están ejerciendo sobre la biota y, en última instancia, sobre la salud humana.

Una manera de conocer la extensión del problema de la basura marina a fondo es conocer las fuentes, flujos y formas de transporte de un medio a otro. La identificación de barreras naturales y antropogénicas proporciona una imagen más precisa de la dinámica de los ríos y otros sumideros potenciales al transportar desechos plásticos hacia el océano. De hecho, suponer un comportamiento y transporte uniforme de los residuos en los ríos puede constituir una simplificación excesiva que podría dar lugar a estimaciones de cantidades de basura erróneas. Si bien la mayoría de los estudios relacionados con los desechos marinos se han centrado en los fenómenos que ocurren en las costas y los océanos, en este trabajo se ha cambiado el enfoque para incluir la interconexión de las cuencas fluviales, que se han identificado como precursores importantes de la acumulación de desechos marinos, y el océano. A lo largo de la costa peruana, el caso de estudio, se observan comportamientos diferenciados. Por ello, se vio necesaria una evaluación de las distintas cuencas fluviales y cuencas hidrográficas considerándolas como posibles sumideros o impulsores de los residuos plásticos mal gestionados. Esta situación está relacionada con las numerosas barreras naturales y artificiales que pueden facilitar o interrumpir el flujo de residuos hacia el océano.

La metodología propuesta en la Sección 4.3 se basa en un análisis de flujo de materiales más preciso relacionado con la gestión de RSU y el transporte de residuos plásticos mal gestionados a lo largo de diferentes compartimentos, concretamente en el Sur Global, donde la investigación sobre el tema ha sido menos prolífica. Nuestra hipótesis es que las estimaciones globales actuales pueden sobreestimar las emisiones de flujos plásticos al océano en ambientes costeros donde un compuesto de barreras físicas retiene la emisión de desechos plásticos. En este sentido, argumentamos que el uso de esta metodología puede ayudar a regionalizar la disipación de residuos plásticos en el medio ambiente.

A pesar de las ventajas de la metodología desarrollada, se deben realizar más investigaciones para comprender ciertas dinámicas. Por ejemplo, el transporte por viento o los eventos extremos (es decir, desastres naturales como deslizamientos de tierra o ENSO) tendrán un impacto importante en el transporte de residuos. Del mismo modo, futuras investigaciones sobre las tasas de disipación evitadas a través de las barreras mencionadas deberían analizarse con mayor profundidad a través de técnicas de muestreo.

Adicionalmente, se ha prestado cada vez más atención a los efectos de los plásticos marinos, dejando atrás otros ecosistemas donde los residuos también se están volviendo ubicuos y abundantes. Por lo tanto, también es necesario considerar el destino de los RSU mal gestionados en sumideros distintos al océano (p. ej., cuencas fluviales o campos agrícolas), que se vuelven relevantes en países con sistemas deficientes de gestión de residuos. Por lo tanto, investigadores y tomadores de decisiones no solo deben centrarse en desarrollar estrategias de limpieza de océanos, sino también en aumentar el alcance de su análisis para abordar las estrategias en tierra, que, como se muestra en este trabajo, están conectadas con las primeras.

En relación al desarrollo de CF para la inclusión de los impactos de plásticos en el mar durante el AICV, es importante reconocer que los factores desarrollados

en el Capítulo 5, corresponden a un solo sector, de empaquetado, y han sido generados a escala global. El desarrollo de CF para otros sectores económicos, así como factores regionalizados son importantes para poder considerar las propias capacidades de cada país o región de manejar sus RSU y otros residuos de origen plástico. Asimismo, con el fin de generar CF más realísticos, datos más precisos enfocados en disipación de residuos sólidos, especialmente plásticos, son necesarios. Sin embargo, es importante mencionar la relevancia de este primer acercamiento que permitirá analizar los impactos de los residuos mal manejados en el ámbito del agotamiento de los recursos no renovables.

El desarrollo de metodologías de impactos en el campo del ACV para plásticos es crucial para poder enriquecer los trabajos holísticos de análisis de impactos ambientales. Para ello, es importante que los ejecutores de ACV consideren flujos disipativos de residuos, así como escenarios de fin de vida imperfectos, donde los residuos sólidos no son manejados adecuadamente a un 100 %. La cuantificación de los residuos sólidos mal manejados, el entendimiento de su destino, la creación de inventarios adecuados, así como el desarrollo de metodologías de AICV son necesarias para generar un mayor entendimiento y conciencia de este problema global de contaminación.

Las soluciones que se implementen para luchar contra la contaminación plástica deben ser de acción inmediata y coordinada, así como atacar el problema tanto en el ámbito del pre- y del posconsumo, con el fin de detener el avance en la acumulación de basura en la naturaleza (Lau et al., 2020). Es importante reconocer a la economía circular como una herramienta para poder alcanzar y mejorar las capacidades de manejo de residuos sólidos y la conservación de los recursos y el ambiente, en general. Sin embargo, todavía existen problemas relacionados a la capacidad de las naciones de reciclar residuos que deben ser superados. En el caso de los plásticos, estos se encuentran compuestos con materiales no poliméricos, con el fin de asegurar ciertas características de los mismos (como resistencia al fuego o a los rayos

UV) que pueden consistir en metales pesados o contaminantes orgánicos persistentes, siendo algunos tóxicos y peligrosos (Fellner & Brunner, 2022). Así, es importante considerar que el principal objetivo de un manejo adecuado de residuos no debería ser el reciclaje, sino la protección del ambiente y los humanos, buscando a su vez la conservación de los recursos naturales (Fellner & Brunner, 2022).



CAPÍTULO 7

Referencias

- Acosta-Coley, I., Duran-Izquierdo, M., Rodriguez-Cavallo, E., Mercado-Camargo, J., Mendez-Cuadro, D., & Olivero-Verbel, J. (2019a). Quantification of microplastics along the Caribbean Coastline of Colombia: Pollution profile and biological effects on *Caenorhabditis elegans*. *Marine Pollution Bulletin*, 146(May), 574–583. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.084>
- Acosta-Coley, I., Mendez-Cuadro, D., Rodriguez-Cavallo, E., de la Rosa, J., & Olivero-Verbel, J. (2019b). Trace elements in microplastics in Cartagena: A hotspot for plastic pollution at the Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 139(December 2018), 402–411. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.016>
- Alibaba Group. (2023). Alibaba Group Holding Limited. <https://www.alibaba.com/>
- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V. R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., Binet, S., & Galop, D. (2019). Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience*, 12(5), 339–344. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5>
- Alsina, J. M., Jongedijk, C. E., & van Sebille, E. (2020). Laboratory Measurements of the Wave-Induced Motion of Plastic Particles: Influence of Wave Period, Plastic Size and Plastic Density. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 125(12). <https://doi.org/10.1029/2020JC016294>
- Alvarez-Zeferino, J. C., Ojeda-Benítez, S., Cruz-Salas, A. A., Martínez-Salvador, C., & Vázquez-Morillas, A. (2020). Microplastics in Mexican beaches.

Resources, Conservation and Recycling, 155(March 2019), 104633.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104633>

Alves, V. E. N., & Figueiredo, G. M. (2019). Microplastic in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 146(June), 326–335. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.042>

Arias, A. H., Ronda, A. C., Oliva, A. L., & Marcovecchio, J. E. (2019). Evidence of Microplastic Ingestion by Fish from the Bahía Blanca Estuary in Argentina, South America. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102(6), 750–756. <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02604-2>

Auta, H. S., Emenike, C. U., & Fauziah, S. H. (2017). Distribution and importance of microplastics in the marine environment A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International*, 102, 165–176. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013>

Autoridad Autónoma de la Cuenca Hidrográfica Chira Piura (AACHCHP). (2005). Evaluación Local Integrada y Estrategia de Adaptación al Cambio Climático en la Cuenca del Río Piura – Autoridad Autónoma de la Cuenca Hidrográfica Chira Piura. <https://keneamazon.net/Documents/Publications/Virtual-Library/Impacto/11.pdf>

Autoridad Nacional del Agua (ANA). (2020). Observatorio del Agua. <https://snirh.ana.gob.pe/observatorioSNIRH/>

Axelsson, C., & van Sebille, E. (2017). Prevention through policy: Urban macroplastic leakages to the marine environment during extreme rainfall events. *Marine Pollution Bulletin*, 124(1), 211–227. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.024>

Ayres, R. U., & Ayres, L. W. (2002). A Handbook of Industrial Ecology. In *Edward Elgar Publishing, Inc.* <https://doi.org/10.4337/9781843765479.00017>

- Bare, J. C., Norris, G. A., Pennington, D. W., & McKone, T. E. (2003). TRACI: The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts. *Journal of Industrial Ecology*, 6(3), 49–78.
- Barnes, D. K. A. a, Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 364(1526), 1985–1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Besseling, E., Quik, J. T. K., Sun, M., & Koelmans, A. A. (2017). Fate of nano- and microplastic in freshwater systems: A modeling study. *Environmental Pollution*, 220, 540–548. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.001>
- Beylot, A., Ardente, F., Penedo De Sousa Marques, A., Mathieux, F., Pant, R., Sala, S., & Zampori, L. (2020a). *Abiotic and biotic resources impact categories in LCA: development of new approaches, EUR 30126 EN* (Issue June). <https://doi.org/10.2760/232839>
- Beylot, A., Ardente, F., Sala, S., & Zampori, L. (2020b). Accounting for the dissipation of abiotic resources in LCA: Status, key challenges and potential way forward. *Resources, Conservation and Recycling*, 157(February), 104748. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104748>
- Blettler, M. C. M., Abrial, E., Khan, F. R., Sivri, N., & Espinola, L. A. (2018). Freshwater plastic pollution: Recognizing research biases and identifying knowledge gaps. *Water Research*, 143, 416–424. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.06.015>
- Blickley, L. C., Currie, J. J., & Kaufman, G. D. (2016). Trends and drivers of debris accumulation on Maui shorelines: Implications for local mitigation strategies. *Marine Pollution Bulletin*, 105(1), 292–298.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.007>

Bosker, T., Guaita, L., & Behrens, P. (2018). Microplastic pollution on Caribbean beaches in the Lesser Antilles. *Marine Pollution Bulletin*, 133(May), 442–447. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.060>

Boucher, J., & Friot, D. (2017). Primary Microplastics in the Oceans: a Global Evaluation of Sources. In *Primary microplastics in the oceans: A global evaluation of sources*. Gland, Switzerland: IUCN. <https://doi.org/dx.doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en>

Boucher, J., Billard, G., Simeone, E., & Sousa, J. (2020). The marine plastic footprint. In *The marine plastic footprint*. IUCN. <https://doi.org/10.2305/iucn.ch.2020.01.en>

Boulay, A. M., Verones, F., & Vázquez-Rowe, I. (2021). Marine plastics in LCA: current status and MarILCA's contributions. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 26(11), 2105–2108. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01975-1>

British Plastic Federation (BPF). (2019). Oil Consumption. https://www.bpf.co.uk/press/Oil_Consumption.aspx

Brunner, P. H., & Rechberger, H. (2004). *Practical Handbook of Material Flow Analysis*. Lewis Publishers.

Bucknall, D. G. (2020). Plastics as a materials system in a circular economy: Plastics in the Circular Economy. In *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* (Vol. 378, Issue 2176). <https://doi.org/10.1098/rsta.2019.0268>

Cai, W., McPhaden, M. J., Grimm, A. M., Rodrigues, R. R., Taschetto, A. S., Garreaud, R. D., Dewitte, B., Poveda, G., Ham, Y. G., Santoso, A., Ng, B., Anderson, W., Wang, G., Geng, T., Jo, H. S., Marengo, J. A., Alves, L. M.,

- Osman, M., Li, S., ... Vera, C. (2020). Climate impacts of the El Niño–Southern Oscillation on South America. *Nature Reviews Earth and Environment*, 1(4), 215–231. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0040-3>
- Calderon, E. A., Hansen, P., Rodríguez, A., Blettler, M. C. M., Syberg, K., & Khan, F. R. (2019). Microplastics in the Digestive Tracts of Four Fish Species from the Ciénaga Grande de Santa Marta Estuary in Colombia. *Water, Air, and Soil Pollution*, 230(11). <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4313-8>
- Carlini, G., & Kleine, K. (2018). Advancing the international regulation of plastic pollution beyond the united nations environment assembly resolution on marine litter and microplastics. *Review of European, Comparative and International Environmental Law*, 27(3), 234–244. <https://doi.org/10.1111/reel.12258>
- Chamas, A., Moon, H., Zheng, J., Qiu, Y., Tabassum, T., Jang, J. H., Abu-Omar, M., Scott, S. L., & Suh, S. (2020). Degradation Rates of Plastics in the Environment. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, 8(9), 3494–3511. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06635>
- Chen, Y., Morton, D. C., Andela, N., Van Der Werf, G. R., Giglio, L., & Randerson, J. T. (2017). A pan-tropical cascade of fire driven by El Niño/Southern Oscillation. *Nature Climate Change*, 7(12), 906–911. <https://doi.org/10.1038/s41558-017-0014-8>
- Collins, C., & Hermes, J. C. (2019). Modelling the accumulation and transport of floating marine micro-plastics around South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, 139(December 2018), 46–58. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.028>
- Comité de Operación Económica del Sistema Interconectado Nacional (COES). (2021). Portal de Indicadores. <https://www.coes.org.pe/Portal/portalinformacion/generacion>

- Corella-Puertas, E., Guieu, P., Aufoujal, A., Bulle, C., & Boulay, A. (2022). Development of simplified characterization factors for the assessment of expanded polystyrene and tire wear microplastic emissions applied in a food container life cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 1–13. <https://doi.org/10.1111/jiec.13269>
- Correa, D., Chamorro, A., & Tam, J. (2021). Clasificación pentadal de vientos frente a la costa Peruana. *Revista de Investigación de Física*, 23(3), 61–65. <https://doi.org/10.15381/rif.v23i3.20315>
- Cox, K. D., Covernton, G. A., Davies, H. L., Dower, J. F., Juanes, F., & Dudas, S. E. (2019). Human Consumption of Microplastics. *Environmental Science & Technology*, acs.est.9b01517. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01517>
- Cristóbal, J., Vázquez-Rowe, I., Margallo, M., Ita-Nagy, D., Ziegler-Rodriguez, K., Laso, J., Ruiz-Salmón, I., Kahhat, R., & Aldaco, R. (2022). Climate change mitigation potential of transitioning from open dumpsters in Peru: Evaluation of mitigation strategies in critical dumpsites. *Science of The Total Environment*, 846, 157295. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157295>
- Cruz-Salas, A. A., Alvarez-Zeferino, J. C., Ojeda-Benitez, S., Cruz-Sotelo, S. E., & Vázquez-Morillas, A. (2022). Solid waste and microplastics on the beaches of Holbox island, Mexico. *Regional Studies in Marine Science*, 53, 102423. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102423>
- D-Waste. (2014). World's Fifty biggest dumpsites - Waste Atlas. https://www.nswai.org/docs/World's%20Fifty%20biggest%20dumpsites_Waste%20Atlas%202014.pdf
- Damonte, G., & Boelens, R. (2019). Hydrosocial territories, agro-export and water scarcity: capitalist territorial transformations and water governance in Peru's coastal valleys. *Water International*, 44(2), 206–223.

<https://doi.org/10.1080/02508060.2018.1556869>

de Lacerda, L. D., Borges, R., & Ferreira, A. C. (2019). Neotropical mangroves: Conservation and sustainable use in a scenario of global climate change. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(8), 1347–1364. <https://doi.org/10.1002/aqc.3119>

De-la-Torre, G. E., Dioses-Salinas, D. C., Castro, J. M., Antay, R., Fernández, N. Y., Espinoza-Morriberón, D., & Saldaña-Serrano, M. (2020). Abundance and distribution of microplastics on sandy beaches of Lima, Peru. *Marine Pollution Bulletin*, 151(December 2019). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110877>

De-la-Torre, G. E., Laura, R. P., & Mendoza-Castilla, L. M. (2021). Abundance and characteristics of microplastics in market bivalve *Aulacomya Atra* (Mytilidae: Bivalvia). *Acta Biologica Colombiana*, 27(2), 232–239. <https://doi.org/10.15446/ABC.V27N2.88832>

Deville, A., Vazquez-Rowe, I., Ita-Nagy, D., & Kahhat, R. (2023). Ocean-based sources of plastic pollution: An overview of the main marine activities in the Peruvian EEZ. *Marine Pollution Bulletin*, 189(January), 114785. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114785>

Diez, S. M., Patil, P., Morton, J., Rodriguez, D. J., Vanzella, A., Robin, D., Maes, T., & Corbin, C. (2019). Marine Pollution in the Caribbean: Not a Minute to Waste. In *World Bank* (Issue 135647). <https://documents.worldbank.org/en/publication/documents-reports/documentdetail/482391554225185720/marine-pollution-in-the-caribbean-not-a-minute-to-waste>

Diggle, A., & Walker, T. R. (2022). Environmental and Economic Impacts of Mismanaged Plastics and Measures for Mitigation. *Environments - MDPI*, 9(2). <https://doi.org/10.3390/environments9020015>

- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., & Aldridge, D. C. (2015). Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, 75, 63–82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>
- El Comercio. (2019). ¿Agua para todos?: Los desafíos del sistema público de agua y alcantarillado. Lima, enero 2021. <https://elcomercio.pe/economia/peru/agua-desafios-pendientes-sistema-publico-agua-alcantarillado-noticia-599530-noticia/>
- El Peruano. (2018a). Ley N° 30884. Ley que regula el plástico de un solo uso y los recipientes o envases descartables. Diario oficial El Peruano. Lima, 8 de diciembre de 2018.
- El Peruano. (2018b). Ordenanza N° 012-2018-MDMM. Ordenanza que establece la disminución progresiva del uso de productos contaminantes al ambiente en el distrito de Magdalena del Mar. Diario oficial El Peruano. Magdalena del Mar, 17 de mayo de 2018.
- El Peruano. (2018c). Ordenanza N° 556-MDJM. Establecen la prohibición del usar el producto contaminante denominado sorbete de plástico en el distrito. Jesús María, 6 de septiembre de 2018.
- El Peruano. (2018d). Ordenanza N° 008-2018-MDLP/AL. Establecen la disminución progresiva del uso de productos contaminantes al medio ambiente en el distrito de La Punta. La Punta, 19 de octubre de 2018.
- Estudio Nacional del Fenómeno El Niño (ENFEN). (2015). Informe Técnico ENFEN Año 1 N°2. 1–27. <https://sigrid.cenepred.gob.pe/sigridv3/documento/1012>
- Eunomia. (2016). *Plastics in the Marine Environment*. <http://www.eunomia.co.uk/reports-tools/plastics-in-the-marine-environment/>

EUREC. (2019). Hydropower technologies: The state-of-the-art. https://consultation.hydropower-europe.eu/assets/consultations/2019.08.13%20HydropowerTechnology_State%20of%20the%20Art%20FINAL.pdf

European Commission - Joint Research Centre (EC-JRC). (2010a). General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. In *Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook* (First Edit). Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2788/38479>

European Commission - Joint Research Centre (EC-JRC). (2010b). ILCD Handbook: Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment models and indicators. In *Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook*. <https://doi.org/10.2788/38719>

European Commission - Joint Research Centre (EC-JRC). (2010c). Specific guide for Life Cycle Inventory data sets. In *Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook* (First Edit). Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2788/39726>

European Commission - Joint Research Centre (EC-JRC). (2011). ILCD Handbook: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. In *Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook* (First Edit). Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.278/33030>

Fellner, J., & Brunner, P. H. (2022). Plastic waste management: is circular economy really the best solution? *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 24(1), 1–3. <https://doi.org/10.1007/s10163-021-01340-2>

- Fernández-Ojeda, C., Muniz, M. C., Cardoso, R. P., dos Anjos, R. M., Huaranga, E., Nakazaki, C., Henostroza, A., & Garcés-Ordóñez, O. (2021). Plastic debris and natural food in two commercially important fish species from the coast of Peru. *Marine Pollution Bulletin*, 173(Part A), 113039. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113039>
- Galgani, F., Hanke, G., & Maes, T. (2015). Global Distribution, Composition and Abundance of Marine Litter. In M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter* (Marine Ant, pp. 1–447). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3>
- Gallego-Schmid, A., Mendoza, J. M. F., & Azapagic, A. (2019). Environmental impacts of takeaway food containers. *Journal of Cleaner Production*, 211(2019), 417–427. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.220>
- Garcés-Ordóñez, O., Castillo-Olaya, V. A., Granados-Briceño, A. F., Blandón García, L. M., & Espinosa Díaz, L. F. (2019). Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 145(2), 455–462. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.058>
- Garcés-Ordóñez, O., Espinosa Díaz, L. F., Pereira Cardoso, R., & Costa Muniz, M. (2020a). The impact of tourism on marine litter pollution on Santa Marta beaches, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 160(2), 111558. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111558>
- Garcés-Ordóñez, O., Espinosa, L. F., Cardoso, R. P., Issa Cardozo, B. B., & Meigikos dos Anjos, R. (2020b). Plastic litter pollution along sandy beaches in the Caribbean and Pacific coast of Colombia. *Environmental Pollution*, 267. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115495>
- Garcés-Ordóñez, O., Espinosa, L. F., Costa Muniz, M., Salles Pereira, L. B., & Meigikos dos Anjos, R. (2021). Abundance, distribution, and

characteristics of microplastics in coastal surface waters of the Colombian Caribbean and Pacific. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(32), 43431–43442. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13723-x>

Garcés-Ordóñez, O., Mejía-Esquivia, K. A., Sierra-Labastidas, T., Patiño, A., Blandón, L. M., & Espinosa Díaz, L. F. (2020c). Prevalence of microplastic contamination in the digestive tract of fishes from mangrove ecosystem in Cispatá, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 154(2), 111085. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111085>

Garcés-Ordóñez, O., Saldarriaga-Vélez, J. F., Espinosa-Díaz, L. F., Patiño, A. D., Cusba, J., Canals, M., Mejía-Esquivia, K., Fragozo-Velásquez, L., Sáenz-Arias, S., Córdoba-Meza, T., & Thiel, M. (2022). Microplastic pollution in water, sediments and commercial fish species from Ciénaga Grande de Santa Marta lagoon complex, Colombian Caribbean. *Science of the Total Environment*, 829(2). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154643>

García-Torres, S., Kahhat, R., & Santa-Cruz, S. (2017). Methodology to characterize and quantify debris generation in residential buildings after seismic events. *Resources, Conservation and Recycling*, 117, 151–159. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.11.006>

Geneva Environment Network. (2023). International Cooperation on Plastic Pollution - Plastics and the Environment Series. <https://www.genevaenvironmentnetwork.org/resources/updates/international-cooperation-on-plastic-pollution/>

GESAMP. (2016). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: Part 2 of a global assessment. In P. J. Kershaw & C. M. Rochman (Eds.), *Reports and Studies* ((IMO/FAO/U, Vol. 93).

Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), 19–24.

<https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>

González-Fernández, D., & Hanke, G. (2017). Toward a Harmonized Approach for Monitoring of Riverine Floating Macro Litter Inputs to the Marine Environment. *Frontiers in Marine Science*, 4(March). <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00086>

Greenwood, S. C., Walker, S., Baird, H. M., Parsons, R., Mehl, S., Webb, T. L., Slark, A. T., Ryan, A. J., & Rothman, R. H. (2021). Many Happy Returns: Combining insights from the environmental and behavioural sciences to understand what is required to make reusable packaging mainstream. *Sustainable Production and Consumption*, 27, 1688–1702. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.03.022>

Grefe, T., Margni, M., & Bulle, C. (2023). An instrumental value-based framework for assessing the damages of abiotic resources use in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 28(1), 53–69. <https://doi.org/10.1007/s11367-022-02107-z>

Grimvall, A., Sundblad, E. L., & Wallin, A. (2018). Systematic exploration of actors in society who influence the input of nutrients into the sea. *Marine Policy*, 96(November 2016), 65–71. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.07.014>

Guinée, J. (1995). *Development of a Methodology for the Environmental Life-Cycle Assessment of Products*. Leiden.

Guinée, J., & Heijungs, R. (2005). Life Cycle Assessment (LCA). *Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology, Concise 5th Edition*, 14, 805–831. <https://doi.org/10.1002/9783527655625>

Guinée, J., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppers, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Weegener Sleeswijk, A., Suh, S., de Haes, H. A. U., de Bruijn, H., van Duin, R., & Huijbregts, M. A. J. (2002). Part 2A: Guide. In *Handbook on*

Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards (p. 101).

- Gusukuma, M., & Kahhat, R. (2018). Electronic waste after a digital TV transition: Material flows and stocks. *Resources, Conservation and Recycling*, 138(July), 142–150. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.07.014>
- Guzman, E., Ramos, C., & Dastgheib, A. (2020). Influence of the el nino phenomenon on shoreline evolution. Case study: Callao bay, Peru. *Journal of Marine Science and Engineering*, 8(2). <https://doi.org/10.3390/jmse8020090>
- Hidalgo-Ruz, V., Honorato-Zimmer, D., Gatta-Rosemary, M., Nuñez, P., Hinojosa, I. A., & Thiel, M. (2018). Spatio-temporal variation of anthropogenic marine debris on Chilean beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 126(July 2017), 516–524. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.014>
- Hoekman, P., & Bellstedt, C. (2020). Urban Material Flows and Stocks Accounting: A review of methods and their application. *Metabolism of Cities (MoC)*. <https://cityloops.metabolismofcities.org/library/2536/>
- Horton, R. E. (1932). Drainage-basin characteristics. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 13(1), 350–361. <https://doi.org/10.1029/TR013i001p00350>
- Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., Van Der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A. A., & Geissen, V. (2016). Microplastics in the Terrestrial Ecosystem: Implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environmental Science and Technology*, 50(5), 2685–2691. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05478>
- Hurley, R. R., & Nizzetto, L. (2018). Fate and occurrence of micro(nano)plastics in soils: Knowledge gaps and possible risks. *Current Opinion in*

Environmental Science and Health, 1, 6–11.
<https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.006>

Hurley, R., Woodward, J., & Rothwell, J. J. (2018). Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience*, 11(4), 251–257. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0080-1>

Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEI). (2017). Instituto Nacional de Estadística e Informática. Censos Nacionales de Población y Vivienda 2017. <https://censos2017.inei.gob.pe/redatam/>

International Standardization Organization (ISO), 2006a. ISO 14040. Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework.

International Standardization Organization (ISO), 2006b. ISO 14044. Environmental Management e Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines.

Ita-Nagy, D., Vázquez-Rowe, I., & Kahhat, R. (2021). “Quantifying the environmental impacts of marine litter: a case study for coastal Peru.” *CILCA 2021: Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment*, 45–50.

Ita-Nagy, D., Vázquez-Rowe, I., & Kahhat, R. (2022). Prevalence of microplastics in the ocean in Latin America and the Caribbean. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 5(November 2021), 100037. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2021.100037>

Ita-Nagy, D., Vázquez-Rowe, I., Kahhat, R., Quispe, I., Chinga-Carrasco, G., Clauser, N. M., & Area, M. C. (2020). Life cycle assessment of bagasse fiber reinforced biocomposites. *Science of the Total Environment*, 720, 137586. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137586>

- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, *347*(6223), 768–771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Jimenez-Cárdenas, V., Luna-Acosta, A., & Gómez-Méndez, L. D. (2022). Differential Presence of Microplastics and Mesoplastics in Coral Reef and Mangrove Fishes in Isla Grande, Colombia. *Microplastics*, *1*(3), 477–493. <https://doi.org/10.3390/microplastics1030034>
- Jolliet, O., Antón, A., Boulay, A. M., Cherubini, F., Fantke, P., Levasseur, A., McKone, T. E., Michelsen, O., Milà i Canals, L., Motoshita, M., Pfister, S., Verones, F., Vigon, B., & Frischknecht, R. (2018). Global guidance on environmental life cycle impact assessment indicators: impacts of climate change, fine particulate matter formation, water consumption and land use. *International Journal of Life Cycle Assessment*, *23*(11), 2189–2207. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1443-y>
- Jones, J. S., Porter, A., Muñoz-Pérez, J. P., Alarcón-Ruales, D., Galloway, T. S., Godley, B. J., Santillo, D., Vagg, J., & Lewis, C. (2021). Plastic contamination of a Galapagos Island (Ecuador) and the relative risks to native marine species. *Science of the Total Environment*, *789*, 147704. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147704>
- Kahhat, R., & Williams, E. (2012). Materials flow analysis of e-waste: Domestic flows and exports of used computers from the United States. *Resources, Conservation and Recycling*, *67*, 67–74. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.07.008>
- Kaiser, D., Kowalski, N., & Waniek, J. J. (2017). Effects of biofouling on the sinking behavior of microplastics. *Environmental Research Letters*, *12*(12). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8e8b>

- Kaza, S., Yao, L. C., Bhada-Tata, P., & Van Woerden, F. (2018). *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Urban Development*.
<https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317>
- Khatmullina, L., & Isachenko, I. (2017). Settling velocity of microplastic particles of regular shapes. *Marine Pollution Bulletin*, 114(2), 871–880.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.024>
- Kikaki, A., Karantzalos, K., Power, C. A., & Raitsos, D. E. (2020). Remotely sensing the source and transport of marine plastic debris in Bay Islands of Honduras (Caribbean Sea). *Remote Sensing*, 12(11).
<https://doi.org/10.3390/rs12111727>
- Klein, S., Worch, E., & Knepper, T. P. (2015). Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the rhine-main area in Germany. *Environmental Science and Technology*, 49(10), 6070–6076.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00492>
- Klinglmair, M., Sala, S., & Brandão, M. (2014). Assessing resource depletion in LCA: A review of methods and methodological issues. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(3), 580–592.
<https://doi.org/10.1007/s11367-013-0650-9>
- Koelmans, A. A., Mohamed Nor, N. H., Hermsen, E., Kooi, M., Mintenig, S. M., & De France, J. (2019). Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research*, 155, 410–422. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>
- Kowalski, N., Reichardt, A. M., & Waniek, J. J. (2016). Sinking rates of microplastics and potential implications of their alteration by physical, biological, and chemical factors. *Marine Pollution Bulletin*, 109(1), 310–319. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.064>

- Kuczynski, B., & Geyer, R. (2010). Material flow analysis of polyethylene terephthalate in the US, 1996-2007. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(12), 1161–1169. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.03.013>
- Kukulka, T., Proskurowski, G., Morét-Ferguson, S., Meyer, D. W., & Law, K. L. (2012). The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris. *Geophysical Research Letters*, 39(7), 1–6. <https://doi.org/10.1029/2012GL051116>
- Lahens, L., Strady, E., Kieu-Le, T. C., Dris, R., Boukerma, K., Rinnert, E., Gasperi, J., & Tassin, B. (2018). Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environmental Pollution*, 236, 661–671. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.005>
- Lau, W. W. Y., Shiran, Y., Bailey, R. M., Cook, E., Stuchtey, M. R., Koskella, J., Velis, C. A., Godfrey, L., Boucher, J., Murphy, M. B., Thompson, R. C., Jankowska, E., Castillo, A. C., Pilditch, T. D., Dixon, B., Koerselman, L., Kosior, E., Favoino, E., Gutberlet, J., ... Palardy, J. E. (2020). Evaluating scenarios toward zero plastic pollution. *Science*, 369(6509), 1455–1461. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.ABA9475>
- Lavers, J. L., & Bond, A. L. (2017). Exceptional and rapid accumulation of anthropogenic debris on one of the world's most remote and pristine islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114(23), 6052–6055. <https://doi.org/10.1073/pnas.1619818114>
- Lavoie, J., Boulay, A. M., & Bulle, C. (2021). Aquatic micro- and nano-plastics in life cycle assessment: Development of an effect factor for the quantification of their physical impact on biota. *Journal of Industrial Ecology*, 2123–2135. <https://doi.org/10.1111/jiec.13140>

- Law, K. L. (2017). Plastics in the marine environment. *Annual Review of Marine Science*, 9, 205–229. <https://doi.org/10.1002/etc.2426>
- Lebreton, L. C. M., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8, 1–10. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
- Lebreton, L., Egger, M., & Slat, B. (2019). A global mass budget for positively buoyant macroplastic debris in the ocean. *Scientific Reports*, 9(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-49413-5>
- Li, W. C., Tse, H. F., & Fok, L. (2016). Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of the Total Environment*, 566–567, 333–349. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.084>
- Liu, J., Engel, B. A., Wang, Y., Wu, Y., Zhang, Z., & Zhang, M. (2019). Runoff Response to Soil Moisture and Micro-topographic Structure on the Plot Scale. *Scientific Reports*, 9(1), 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-39409-6>
- Loubet, P., Couturier, J., Horta Arduin, R., & Sonnemann, G. (2022). Life cycle inventory of plastics losses from seafood supply chains: Methodology and application to French fish products. *Science of the Total Environment*, 804, 150117. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150117>
- Madival, S., Auras, R., Singh, S. P., & Narayan, R. (2009). Assessment of the environmental profile of PLA, PET and PS clamshell containers using LCA methodology. *Journal of Cleaner Production*, 17(13), 1183–1194. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.03.015>
- Maga, D., Galafton, C., Blömer, J., Thonemann, N., Özdamar, A., & Bertling, J. (2022). Methodology to address potential impacts of plastic emissions in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*,

27(3), 469–491. <https://doi.org/10.1007/s11367-022-02040-1>

Mahala, A. (2020). The significance of morphometric analysis to understand the hydrological and morphological characteristics in two different morpho-climatic settings. *Applied Water Science*, *10*(1), 1–16. <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1118-2>

Margallo, M., Ziegler-Rodriguez, K., Vázquez-Rowe, I., Aldaco, R., Irabien, Á., & Kahhat, R. (2019). Enhancing waste management strategies in Latin America under a holistic environmental assessment perspective: A review for policy support. *Science of the Total Environment*, *689*, 1255–1275. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.393>

Martinelli Filho, J. E., & Monteiro, R. C. P. (2019). Widespread microplastics distribution at an Amazon macrotidal sandy beach. *Marine Pollution Bulletin*, *145*(October 2018), 219–223. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.049>

Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S. L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M. I., Huang, M., Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J. B. R., Maycock, T. K., Waterfield, T., Yelekçi, O., Yu, R., & Zhou, B. (2021). Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In *Working Group I Technical Support Unit*. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>

Mazariegos-Ortíz, C., de los Ángeles Rosales, M., Carrillo-Ovalle, L., Cardoso, R. P., Muniz, M. C., & dos Anjos, R. M. (2020). First evidence of microplastic pollution in the El Quetzalito sand beach of the Guatemalan Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, *156*(May), 111220. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111220>

Meijer, L. J. J., van Emmerik, T., van der Ent, R., Schmidt, C., & Lebreton, L.

- (2021). More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. *Science Advances*, 7(18), 1–14. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5803>
- Mesta, C., Kahhat, R., & Santa-Cruz, S. (2018). Geospatial Characterization of Material Stock in the Residential Sector of a Latin-American City. *Journal of Industrial Ecology*, 00(0), 1–12. <https://doi.org/10.1111/jiec.12723>
- Mestanza, C., Botero, C. M., Anfuso, G., Chica-Ruiz, J. A., Pranzini, E., & Mooser, A. (2019). Beach litter in Ecuador and the Galapagos islands: A baseline to enhance environmental conservation and sustainable beach tourism. *Marine Pollution Bulletin*, 140(October 2018), 573–578. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.003>
- Miller, S. A. (2022). The capabilities and deficiencies of life cycle assessment to address the plastic problem. *Frontiers in Sustainability*, 3. <https://doi.org/10.3389/frsus.2022.1007060>
- Ministerio del Ambiente (MINAM). (2021). Listado de rellenos sanitarios. <https://www.gob.pe/institucion/minam/informes-publicaciones/279709-%20listado-de-rellenos-sanitarios-a-%20nivel-nacional>
- Ministerio de Economía y Finanzas y Ministerio del Ambiente (MEF y MINAM). (2020). Guía para el cumplimiento de la Meta 3 del Programa de Incentivos a la Mejora de la Gestión Municipal 2020, Implementación de un sistema integrado de manejo de residuos sólidos municipales. Lima, Perú. https://www.mef.gob.pe/contenidos/presu_public/migl/met/guia_met_a3_2022.pdf

- Ministerio de Energía y Minas (MEM). (2016). Atlas eólico del Perú. <https://www.minem.gob.pe/publicacion.php?idSector=6&idPublicacion=537>
- Monteiro, R. C. P., Ivar do Sul, J. A., & Costa, M. F. (2018). Plastic pollution in islands of the Atlantic Ocean. *Environmental Pollution*, 238, 103–110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.096>
- Morales-Caselles, C., Viejo, J., Martí, E., González-Fernández, D., Pragnell-Raasch, H., González-Gordillo, J. I., Montero, E., Arroyo, G. M., Hanke, G., Salvo, V. S., Basurko, O. C., Mallos, N., Lebreton, L., Echevarría, F., van Emmerik, T., Duarte, C. M., Gálvez, J. A., van Sebille, E., Galgani, F., ... Cózar, A. (2021). An inshore–offshore sorting system revealed from global classification of ocean litter. *Nature Sustainability*, 4(6), 484–493. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00720-8>
- Morris, G. (2020). Classification of Management Alternatives to Combat Reservoir Sedimentation. *Water*, 12(3), 861. <https://doi.org/10.3390/w12030861>
- Murray, C. C., Maximenko, N., & Lippiatt, S. (2018). The influx of marine debris from the Great Japan Tsunami of 2011 to North American shorelines. *Marine Pollution Bulletin*, 132(April 2017), 26–32. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.004>
- Napper, I. E., & Thompson, R. C. (2020). Plastic Debris in the Marine Environment: History and Future Challenges. *Global Challenges*, 4(6), 1900081. <https://doi.org/10.1002/gch2.201900081>
- Onink, V., Jongedijk, C. E., Hoffman, M. J., van Sebille, E., & Laufkötter, C. (2021). Global simulations of marine plastic transport show plastic trapping in coastal zones. *Environmental Research Letters*, 16(6). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abecbd>

Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). (2018). Improving markets for recycled plastics: Trends, prospects and policy responses. <https://search.oecd.org/environment/waste/Policy-Highlights-Improving-Markets-for-Recycled-Plastics-Trends-Prospects-and-Policy-Response.pdf>

Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA). (2014). Fiscalización Ambiental en Aguas Residuales. https://www.oefa.gob.pe/?wpfb_dl=7827

Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA). (2018). OEFA identifica 1585 botaderos informales a nivel nacional. <https://www.oefa.gob.pe/oefa-identifica-1585-botaderos-informales-nivel-nacional/ocac07/>

Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA). (2021). Aplicación Web GIS para la consulta del Inventario nacional de áreas degradadas por residuos sólidos municipales. <https://pifa.oefa.gob.pe/AppResiduos/>

Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA). (2022). Inventario Nacional de Áreas Degradadas por Residuos Sólidos. Recuperado el 20 de enero de 2023. <http://siar.regionlima.gob.pe/documentos/inventario-nacional-areas-degradadas-residuos-solidos>

Organismo Supervisor de la Inversión en Energía y Minería (OSINERGMIN). (2020). Mapa Energético Minero. <https://gisem.osinergmin.gob.pe/menergetico/>

Ory, N., Chagnon, C., Felix, F., Fernández, C., Ferreira, J. L., Gallardo, C., Garcés Ordóñez, O., Henostroza, A., Laaz, E., Mizraji, R., Mojica, H., Murillo Haro, V., Ossa Medina, L., Preciado, M., Sobral, P., Urbina, M. A., & Thiel, M. (2018). Low prevalence of microplastic contamination in planktivorous fish species from the southeast Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*,

127(November 2017), 211–216.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.016>

Parodi, E., Kahhat, R., & Vázquez-Rowe, I. (2021). Multi-dimensional damage assessment (MDDA): A case study of El Niño flood disasters in Peru. *Climate Risk Management*, 33(December 2020).
<https://doi.org/10.1016/j.crm.2021.100329>

Pazos, R. S., Bauer, D. E., & Gómez, N. (2018). Microplastics integrating the coastal planktonic community in the inner zone of the Río de la Plata estuary (South America). *Environmental Pollution*, 243, 134–142.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.064>

Peano, L., Kounina, A., Magaud, V., Chalumeau, S., Zgola, M., & Boucher, J. (2020). Plastic Leak Project - Methodological Guidelines. In *Quantis + ea*.
<https://doi.org/10.46883/onc.3405>

Pérez-Alvelo, K. M., Llegus, E. M., Forestier-Babilonia, J. M., Elías-Arroyo, C. V., Pagán-Malavé, K. N., Bird-Rivera, G. J., & Rodríguez-Sierra, C. J. (2021). Microplastic pollution on sandy beaches of Puerto Rico. *Marine Pollution Bulletin*, 164(January). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112010>

Pohl, F., Eggenhuisen, J. T., Kane, I. A., & Clare, M. A. (2020). Transport and Burial of Microplastics in Deep-Marine Sediments by Turbidity Currents. *Environmental Science and Technology*, 54(7), 4180–4189.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07527>

Portz, L., Manzolli, R. P., Herrera, G. V., Garcia, L. L., Villate, D. A., & Ivar do Sul, J. A. (2020). Marine litter arrived: Distribution and potential sources on an unpopulated atoll in the Seaflower Biosphere Reserve, Caribbean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 157(May), 111323.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111323>

Prevenios, M., Zeri, C., Tsangaris, C., Liubartseva, S., Fakiris, E., &

- Papatheodorou, G. (2018). Beach litter dynamics on Mediterranean coasts: Distinguishing sources and pathways. *Marine Pollution Bulletin*, 129(2), 448–457. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.013>
- Purca, S., & Henostroza, A. (2017). Microplastic in four sandy beaches from Peruvian coast [Presencia de microplásticos en cuatro playas arenosas de Peru. *Revista Peruana de Biología*, 24(1), 101–106. <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85018170045&doi=10.15381%2Frp.b.v24i1.12724&partnerID=40&md5=a66071cc9ddec56c1666726f0eccd2>
- Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., Papa, F., Rongioletti, M. C. A., Baiocco, F., Draghi, S., D'Amore, E., Rinaldo, D., Matta, M., & Giorgini, E. (2021). Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environment International*, 146, 106274. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>
- Ratul, A. K., Hassan, M., Uddin, M. K., Sultana, M. S., Akbor, M. A., & Ahsan, M. A. (2018). Potential health risk of heavy metals accumulation in vegetables irrigated with polluted river water. *International Food Research Journal*, 25(1), 329–338.
- Rochman, C. M., Tahir, A., Williams, S. L., Baxa, D. V., Lam, R., Miller, J. T., Teh, F. C., Werorilangi, S., & Teh, S. J. (2015). Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific Reports*, 5(September), 1–10. <https://doi.org/10.1038/srep14340>
- Rodríguez, C., Fossatti, M., Carrizo, D., Sánchez-García, L., Teixeira de Mello, F., Weinstein, F., & Lozoya, J. P. (2020). Mesoplastics and large microplastics along a use gradient on the Uruguay Atlantic coast: Types, sources, fates, and chemical loads. *Science of the Total Environment*, 721, 137734. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137734>

- Roebroek, C. T. J., Harrigan, S., van Emmerik, T. H. M., Baugh, C., Eilander, D., Prudhomme, C., & Pappenberger, F. (2021). Plastic in global rivers: are floods making it worse? *Environmental Research Letters*, *16*(2), 025003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abd5df>
- Ryberg, M. W., Hauschild, M. Z., Wang, F., Averous-Monnery, S., & Laurent, A. (2019). Global environmental losses of plastics across their value chains. *Resources, Conservation and Recycling*, *151*(March), 104459. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104459>
- Saldaña-Serrano, M., Bastolla, C. L. V., Mattos, J. J., Lima, D., Freire, T. B., Nogueira, D. J., De-la-Torre, G. E., Righetti, B. P. H., Zacchi, F. L., Gomes, C. H. A. M., Taniguchi, S., Bicego, M. C., & Bainy, A. C. D. (2022). Microplastics and linear alkylbenzene levels in oysters *Crassostrea gigas* driven by sewage contamination at an important aquaculture area of Brazil. *Chemosphere*, *307*(July). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136039>
- Salmoral, G., Viñarta Carbó, A., Zegarra, E., Knox, J. W., & Rey, D. (2020). Reconciling irrigation demands for agricultural expansion with environmental sustainability - A preliminary assessment for the Ica Valley, Peru. *Journal of Cleaner Production*, *276*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123544>
- Sanabria, J., Bourrel, L., Dewitte, B., Frappart, F., Rau, P., Solis, O., & Labat, D. (2018). Rainfall along the coast of Peru during strong El Niño events. *International Journal of Climatology*, *38*(4), 1737–1747. <https://doi.org/10.1002/joc.5292>
- Santos, R. G., Machovsky-Capuska, G. E., & Andrades, R. (2021). Plastic ingestion as an evolutionary trap: Toward a holistic understanding. *Science*, *373*(6550), 56–60. <https://doi.org/10.1126/science.abh0945>

- Sasaki, S., & Araki, T. (2014). Estimating the possible range of recycling rates achieved by dump waste pickers: The case of Bantar Gebang in Indonesia. *Waste Management and Research*, 32(6), 474–481. <https://doi.org/10.1177/0734242X14535651>
- Scagnetti, C., & Lorenz, M. (2022). Plastic leakage of packaging in Life Cycle Assessment – a theoretical framework. *E3S Web of Conferences*, 349, 03002. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202234903002>
- Schernewski, G., Radtke, H., Hauk, R., Baresel, C., Olshammar, M., Osinski, R., & Oberbeckmann, S. (2020). Transport and Behavior of Microplastics Emissions From Urban Sources in the Baltic Sea. *Frontiers in Environmental Science*, 8(October), 1–17. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.579361>
- Schmidt, C., Krauth, T., & Wagner, S. (2017). Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. *Environmental Science and Technology*, 51(21), 12246–12253. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>
- Schneider, L., Berger, M., & Finkbeiner, M. (2011). The anthropogenic stock extended abiotic depletion potential (AADP) as a new parameterisation to model the depletion of abiotic resources. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(9), 929–936. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0313-7>
- Schneider, L., Berger, M., & Finkbeiner, M. (2015). Abiotic resource depletion in LCA—background and update of the anthropogenic stock extended abiotic depletion potential (AADP) model. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(5), 709–721. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0864-0>
- Schnurr, R. E. J., Alboiu, V., Chaudhary, M., Corbett, R. A., Quanz, M. E., Sankar, K., Srain, H. S., Thavarajah, V., Xanthos, D., & Walker, T. R. (2018).

Reducing marine pollution from single-use plastics (SUPs): A review. *Marine Pollution Bulletin*, 137(May), 157–171. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.001>

Schöneich-Argent, R. I., Hillmann, F., Cordes, D., Wansing, R. A. D., Merder, J., Freund, J. A., & Freund, H. (2019). Wind, waves, tides, and human error? – Influences on litter abundance and composition on German North Sea coastlines: An exploratory analysis. *Marine Pollution Bulletin*, 146(March), 155–172. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.062>

Schulze, R., Guinée, J., van Oers, L., Alvarenga, R., Dewulf, J., & Drielsma, J. (2020). Abiotic resource use in life cycle impact assessment—Part I—towards a common perspective. *Resources, Conservation and Recycling*, 154(February 2019), 104596. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104596>

Schwabl, P., Koppel, S., Königshofer, P., Bucšics, T., Trauner, M., Reiberger, T., & Liebmann, B. (2019). Detection of various microplastics in human stool: A prospective case series. *Annals of Internal Medicine*, 171(7), 453–457. <https://doi.org/10.7326/M19-0618>

Seltenrich, N. (2015). New Link in the Food Chain? Marine Plastic Pollution and Seafood Safety. *Environmental Health Perspectives*, 123(2), A34–A41.

SIGERSOL. (2018). Sistema de información para la gestión de residuos sólidos. Ministerio del Ambiente.

Sonnemann, G., & Valdivia, S. (2017). Medellín Declaration on Marine Litter in Life Cycle Assessment and Management: Facilitated by the Forum for Sustainability through Life Cycle Innovation (FSLCI) in close cooperation with La Red Iberoamericana de Ciclo de Vida (RICV) on Wednesday 14 of Jun. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(10), 1637–1639. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1382-z>

- Srinivas, H., & Nakagawa, Y. (2008). Environmental implications for disaster preparedness: Lessons Learnt from the Indian Ocean Tsunami. *Journal of Environmental Management*, 89(1), 4–13.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.01.054>
- Strothmann, P., Sonnemann, G., Vázquez-Rowe, I., & Fava, J. (2018). *Connecting Expert Communities to Address Marine Litter in Life Cycle Assessment*. *Connecting Expert Communities to Address Marine Litter in Life Cycle Assessment*.
- ten Brink, P., Schweitzer, J.-P., Watkins, E., & Howe, M. (2016). *Plastics Marine Litter and the Circular Economy*.
http://minisites.ieep.eu/assets/2126/IEEP_ACES_Plastics_Marine_Litter_Circular_Economy_briefing_final_April_2017.pdf
- The Ocean Cleanup. (2023). What types of plastic do you find in the middle of the ocean vs closer to shore? <https://theoceancleanup.com/faq/what-types-of-plastic-do-you-find-in-the-middle-of-the-ocean/>
- Torre, A., Vázquez-Rowe, I., Parodi, E., & Kahhat, R. (2021). Wastewater treatment decentralization: Is this the right direction for megacities in the Global South? *Science of the Total Environment*, 778, 146227.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146227>
- Tubau, X., Canals, M., Lastras, G., Rayo, X., Rivera, J., & Amblas, D. (2015). Marine litter on the floor of deep submarine canyons of the Northwestern Mediterranean Sea: The role of hydrodynamic processes. *Progress in Oceanography*, 134, 379–403.
<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2015.03.013>
- UN (United Nations). (2017). *Our Ocean, Our Future: Call for Action*.
- UN Environment. (2018). *Addressing marine plastics: A systemic approach - Stocktaking report*. April, 1–89.

- United Nations Environment Programme (UNEP). (2009). Marine Litter: A Global Challenge. In *United Nations Environmental Programme (UNEP)*.
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2011). Plastic Debris in the Ocean. *UNEP Year Book 2011: Emerging Issues in Our Global Environment*, 20–33. <https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2018). 'A line in the sand' – Global Commitment to eliminate plastic pollution at the source. Press release. <https://www.unep.org/news-and-stories/press-release/line-sand-global-commitment-eliminate-plastic-pollution-source>
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2019). *Global Guidance on Environmental Life Cycle Impact Assessment Indicators - Volume 2*.
- Valerio, O., Muthuraj, R., & Codou, A. (2020). Strategies for polymer to polymer recycling from waste: Current trends and opportunities for improving the circular economy of polymers in South America. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 25, 100381. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2020.100381>
- van Emmerik, T., & Schwarz, A. (2020). Plastic debris in rivers. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 7(1), 1–24. <https://doi.org/10.1002/wat2.1398>
- van Emmerik, T., Tramoy, R., van Calcar, C., Alligant, S., Treilles, R., Tassin, B., & Gasperi, J. (2019). Seine Plastic Debris Transport Tenfolded During Increased River Discharge. *Frontiers in Marine Science*, 6(October), 1–7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00642>
- van Oers, L., & Guinée, J. (2016). The abiotic depletion potential: Background, updates, and future. *Resources*, 5(1). <https://doi.org/10.3390/resources5010016>

- van Oers, L., Guinée, J. B., Heijungs, R., Schulze, R., Alvarenga, R. A. F., Dewulf, J., Drielsma, J., Sanjuan-Delmás, D., Kampmann, T. C., Bark, G., Uriarte, A. G., Menger, P., Lindblom, M., Alcon, L., Ramos, M. S., & Torres, J. M. E. (2020). Top-down characterization of resource use in LCA: from problem definition of resource use to operational characterization factors for dissipation of elements to the environment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(11), 2255–2273. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01819-4>
- Van Sebille, E., Delandmeter, P., Schofield, J., Denise Hardesty, B., Jones, J., & Donnelly, A. (2019). Basin-scale sources and pathways of microplastic that ends up in the Galápagos Archipelago. *Ocean Science*, 15(5), 1341–1349. <https://doi.org/10.5194/os-15-1341-2019>
- Varkey, P. S., Walker, T. R., & Saunders, S. J. (2021). Identifying barriers to reducing single-use plastic use in a coastal metropolitan city in Canada. *Ocean and Coastal Management*, 210(February), 105663. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105663>
- Vázquez-Rowe, I., Ita-Nagy, D., & Kahhat, R. (2021). Microplastics in fisheries and aquaculture: implications to food sustainability and safety. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 29, 100464. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2021.100464>
- Vázquez-Rowe, I., Kahhat, R., & Lorenzo-Toja, Y. (2017). Natural disasters and climate change call for the urgent decentralization of urban water systems. *Science of the Total Environment*, 605–606, 246–250. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.222>
- Vázquez-Rowe, I., Kahhat, R., Larrea-Gallegos, G., & Ziegler-Rodriguez, K. (2019). Peru's road to climate action: Are we on the right path? The role of life cycle methods to improve Peruvian national contributions. *Science of the Total Environment*, 659, 249–266.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.322>

- Verán-Leigh, D., & Vázquez-Rowe, I. (2019). Life cycle assessment of run-of-river hydropower plants in the Peruvian Andes: a policy support perspective. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(8), 1376–1395. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-01579-2>
- Verán-Leigh, D., Larrea-Gallegos, G., & Vázquez-Rowe, I. (2019). Environmental impacts of a highly congested section of the Pan-American highway in Peru using life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(8), 1496–1514. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1574-1>
- Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento (VIVIENDA). (2021). Diagnóstico de la Situación de Brechas de Infraestructura o de Acceso a Servicios Públicos del Sector Vivienda, Construcción y Saneamiento. <https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/1552487/Diagnostico%20de%20Brechas.pdf>
- Walters, R. N., Hackett, S. M., & Lyon, R. E. (2000). Heats of combustion of high temperature polymers. *Fire and Materials*, 24(5), 245–252. [https://doi.org/10.1002/1099-1018\(200009/10\)24:5<245::AID-FAM744>3.0.CO;2-7](https://doi.org/10.1002/1099-1018(200009/10)24:5<245::AID-FAM744>3.0.CO;2-7)
- Wang, B., Luo, X., Yang, Y. M., Sun, W., Cane, M. A., Cai, W., Yeh, S. W., & Liu, J. (2019). Historical change of El Niño properties sheds light on future changes of extreme El Niño. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116(45), 22512–22517. <https://doi.org/10.1073/pnas.1911130116>
- Wang, W., Ge, J., & Yu, X. (2020). Bioavailability and toxicity of microplastics to fish species: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 189(November), 109913. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109913>

- Wang, X., Bolan, N., Tsang, D. C. W., Sarkar, B., Bradney, L., & Li, Y. (2021). A review of microplastics aggregation in aquatic environment: Influence factors, analytical methods, and environmental implications. *Journal of Hazardous Materials*, 402(March 2020), 123496. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123496>
- Watts, A. J. R., Urbina, M. A., Corr, S., Lewis, C., & Galloway, T. S. (2015). Ingestion of Plastic Microfibers by the Crab *Carcinus maenas* and Its Effect on Food Consumption and Energy Balance. *Environmental Science and Technology*, 49(24), 14597–14604. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04026>
- Wilcox, C., Van Sebille, E., & Hardesty, B. D. (2015). Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(38), 11899–11904. <https://doi.org/10.1073/pnas.1502108112>
- Wilson, D. C., Rodic, L., Modak, P., Soos, R., Carpintero Rogero, A., Velis, C., Iyer, M., & Simonett, O. (2015). *Global Waste Management Outlook*. United Nations Environment Programme (UNEP) and International Solid Waste Association (ISWA). <https://doi.org/10.1177/0734242X15616055>
- Wilson, D. C., Velis, C., & Cheeseman, C. (2006). Role of informal sector recycling in waste management in developing countries. *Habitat International*, 30(4), 797–808. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2005.09.005>
- Winton, D. J., Anderson, L. G., Roccliffe, S., & Loiseau, S. (2020). Macroplastic pollution in freshwater environments: Focusing public and policy action. *Science of the Total Environment*, 704, 135242. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135242>
- Witzig, C., Wörle, K., Földi, C., Rehm, R., Reuwer, A.-K., Ellerbrake, K., Cieplik,

- S., Rehorek, A., Freier, K., Dierkes, G., Wick, A., Ternes, T., Fiener, P., Klasmeier, J., Zumbülte, N., & 1Referat. (2021). *Mikroplastik in Binnengewässern - Untersuchung und Modellierung des Eintrags und Verbleibs im Donaugebiet als Grundlage für Maßnahmenplanung*. https://www.micbin.de/download/Abschluss_MicBin_02-11-2021-Final.pdf
- Wolf, M., Van Den Berg, K., Garaba, S. P., Gnann, N., Sattler, K., Stahl, F., & Zielinski, O. (2020). Machine learning for aquatic plastic litter detection, classification and quantification (APLASTIC-Q). *Environmental Research Letters*, 15(11). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abbd01>
- Woods, J. S., Rødder, G., & Verones, F. (2019). An effect factor approach for quantifying the entanglement impact on marine species of macroplastic debris within life cycle impact assessment. *Ecological Indicators*, 99(August 2018), 61–66. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.018>
- Woods, J. S., Verones, F., Jolliet, O., Vázquez-Rowe, I., & Boulay, A. M. (2021). A framework for the assessment of marine litter impacts in life cycle impact assessment. *Ecological Indicators*, 129(July). <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107918>
- World Nuclear Association. (2010). Heat values of various fuels. World Nuclear Association, London, UK. <https://world-nuclear.org/information-library/facts-and-figures/heat-values-of-various-fuels.aspx>
- Xiong, X., Tu, Y., Chen, X., Jiang, X., Shi, H., Wu, C., & Elser, J. J. (2019). Ingestion and egestion of polyethylene microplastics by goldfish (*Carassius auratus*): influence of color and morphological features. *Heliyon*, 5(12), e03063. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e03063>
- Yamazaki, F., Zavala, C., Nakai, S., Koshimura, S., Saito, T., & Midorikawa, S. (2010). Enhancement of earthquake and tsunami disaster mitigation

technology in Peru: A SATREPS project. *Proceedings of the 7th International Conference on Urban Earthquake Engineering (Pp. 1501-1506)*, 1501–1505.

Ziegler-Rodriguez, K., Margallo, M., Aldaco, R., Vázquez-Rowe, I., & Kahhat, R. (2019). Transitioning from open dumpsters to landfilling in Peru: Environmental benefits and challenges from a life-cycle perspective. *Journal of Cleaner Production*, 229, 989–1003. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.015>



CAPÍTULO 8

Artículos científicos y actividades de diseminación

8.1 Artículos científicos utilizados en la elaboración del trabajo doctoral

Ita-Nagy, D., Vázquez-Rowe, I., & Kahhat, R. (2022). Prevalence of microplastics in the ocean in Latin America and the Caribbean. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 5(November 2021), 100037. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2021.100037>

Ita-Nagy, D., Vázquez-Rowe, I., & Kahhat, R. (2022). Developing a methodology to quantify mismanaged plastic waste entering the ocean in coastal countries. *Journal of Industrial Ecology*. <https://doi.org/10.1111/jiec.13349>

8.2 Artículos científicos desarrollados durante el periodo doctoral

Cristóbal, J., Vázquez-Rowe, I., Margallo, M., **Ita-Nagy, D.**, Ziegler-Rodriguez, K., Laso, J., Ruiz-Salmón, I., Kahhat, R., & Aldaco, R. (2022). Climate change mitigation potential of transitioning from open dumpsters in Peru: Evaluation of mitigation strategies in critical dumpsites. *Science of The Total Environment*, 846, 157295. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157295>

Deville, A., Vazquez-Rowe, I., **Ita-Nagy, D.**, & Kahhat, R. (2023). Ocean-based sources of plastic pollution: An overview of the main marine activities in the Peruvian EEZ. *Marine Pollution Bulletin*, 189, 114785. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114785>

Ehman, N. V., **Ita-Nagy, D.**, Felissia, F. E., Vallejos, M. E., Quispe, I., Area, M. C., & Chinga-Carrasco, G. (2020). Biocomposites of bio-polyethylene reinforced with a hydrothermal-alkaline sugarcane bagasse pulp and coupled with a bio-

based compatibilizer. *Molecules*, 25(9), 2158.
<https://doi.org/10.3390/molecules25092158>

Esteve-Llorens, X., **Ita-Nagy, D.**, Parodi, E., González-García, S., Moreira, M. T., Feijoo, G., & Vázquez-Rowe, I. (2022). Environmental footprint of critical agro-export products in the Peruvian hyper-arid coast: A case study for green asparagus and avocado. *Science of The Total Environment*, 818, 151686.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151686>

Ita-Nagy, D., Vázquez-Rowe, I., Kahhat, R., Chinga-Carrasco, G., & Quispe, I. (2020). Reviewing environmental life cycle impacts of biobased polymers: current trends and methodological challenges. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 25, 2169-2189. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01829-2>

Ita-Nagy, D., Vázquez-Rowe, I., Kahhat, R., Quispe, I., Chinga-Carrasco, G., Clauser, N. M., & Area, M. C. (2020). Life cycle assessment of bagasse fiber reinforced biocomposites. *Science of the Total Environment*, 720, 137586.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137586>

Vázquez-Rowe, I., **Ita-Nagy, D.**, & Kahhat, R. (2021). Microplastics in fisheries and aquaculture: implications to food sustainability and safety. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 29, 100464.
<https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2021.100464>

8.3 Actividades de diseminación

82nd LCA Discussion Forum: Addressing the issue of plastic pollution: status quo and the way forward. 4 November 2022 - Zürich, Switzerland. (Oral presentation). “The connection between waste dissipation and resource depletion from an LCIA perspective - The role of marine plastics in abiotic resource depletion” – **Diana Ita-Nagy**, Ian Vázquez-Rowe, Ramzy Kahhat

13th International Conference on Life Cycle Assessment of Food 2022 - LCA Foods 2022. 12 – 14 October 2022, Lima, Peru. (Oral presentation). “Developing characterization factors to quantify the environmental impacts of plastic waste in the ocean”- **Diana Ita-Nagy**, Ramzy Kahhat, Ian Vázquez-Rowe

13th International Conference on Life Cycle Assessment of Food 2022 - LCA Foods 2022. 12 – 14 October 2022, Lima, Peru. (Oral presentation). “Plastic Pollution as a Result of the Peruvian Fishing Industry”- Alejandro Deville del Aguila, Ian Vázquez-Rowe, Ramzy Kahhat, Diana Ita-Nagy

6th Symposium on Circular Economy and Urban Mining - SUM 2022. 18 – 20 May 2022 – Capri, Italy. (Oral presentation). “Using Material Flow Analysis to assess the flows of mismanaged solid waste into the ocean – A case study of Peru” – **Diana Ita-Nagy**, Ian Vázquez-Rowe, Ramzy Kahhat

VII Encuentro de Investigación del Departamento de Ingeniería. 30 Setiembre – 01 Octubre 2021 – Lima, Perú. (Oral presentation). “A framework for the assessment of marine litter impacts in life cycle impact assessment” - **Diana Ita-Nagy**, Ian Vázquez-Rowe, Ramzy Kahhat

IX Conferencia Internacional sobre Análisis de Ciclo de Vida en Latinoamérica - CILCA 2021. 31 May – 04 June 2021 – Buenos Aires, Argentina. (Oral presentation). “Quantifying the environmental impacts of marine litter - A peruvian case study”- **Diana Ita-Nagy**, Ian Vázquez-Rowe, Ramzy Kahhat

International Society for Industrial Ecology Conference - ISIE Americas 2020. 06 – 08 July 2020 – Lima, Perú. (Oral presentation). “Measuring Peru's share in marine litter” - **Diana Ita-Nagy**, Ian Vázquez-Rowe, Ramzy Kahhat

Anexos

Anexo I: Tabla 1: Estimaciones de plástico hacia el océano (pWtO) para la región de Piura, Perú

Anexo II: Curriculum vitae

INFORMACIÓN PERSONAL

Nombre	Diana Ita Nagy
Dirección	Av. José Pardo 1515, Miraflores. Lima, Perú
Teléfono	+51-982942340
Correo electrónico	dita@pucp.edu.pe / itadiana@gmail.com
Nacionalidad	Peruana - Húngara

EDUCACIÓN Y FORMACIÓN

2019 – 2023	<i>Doctorado en Ingeniería</i>
Lima – Perú	Pontificia Universidad Católica del Perú
2022	<i>Research internship</i>
	Polytechnique Montréal. Montreal, Canadá
	Programa: Programme des futurs leaders dans les Amériques
	Entidad financiadora: Bureau canadien de l'education internationale
2015 – 2017	<i>Maestría en Ciencias en Ecología Industrial</i>
Leiden – Países Bajos	Universidad de Leiden y Universidad Técnica de Delft
2010	<i>Especialización en Gestión de la Calidad y Auditoría Ambiental</i>
Lima – Perú	Universidad Nacional Agraria La Molina
	Primer Puesto – Clase de 2010
2003 – 2009	<i>Bachiller en Ingeniería Ambiental</i>
Lima – Perú	Universidad Nacional Agraria La Molina
	Primer Puesto – Clase del 2009-1

EXPERIENCIA PROFESIONAL

2017 – Presente	Analista de Investigación
Lima – Perú	Pontificia Universidad Católica del Perú <ul style="list-style-type: none">• <u>Proyecto</u>: Estimating environmental impacts for illegal, unreported and unregulated (IUU) fishing in the Peruvian EEZ with the combined use of life cycle assessment and automatic identification systems. Entidad financiadora: Pontificia Universidad Católica del Perú• <u>Proyecto</u>: Reducing the impacts of plastic waste in the Eastern Pacific Ocean. Entidad financiadora: Exeter/UKRI-UK Research and Innovation• <u>Proyecto</u>: How much plastic do we throw into the sea? Developing a methodology for mapping and quantifying marine plastics in Peru Entidad financiadora: Pontificia Universidad Católica del Perú• <u>Proyecto</u>: Evaluación de sostenibilidad de biorefinerías: ERANET – ValBio3D Entidad financiadora: CONCYTEC• Estudios de análisis de ciclo de vida de productos de refinerías• Huellas ambientales de productos agrícolas
2017 – Presente	Docente de pregrado
Lima – Perú	Pontificia Universidad Católica del Perú <ul style="list-style-type: none">• Facultad de Ingeniería Ambiental y Sostenible• Facultad de Ingeniería Civil• Facultad de Ingeniería Industrial
2011 – 2014	Consultora Ambiental
Lima – Perú	Golder Associates Peru <ul style="list-style-type: none">• Coordinadora de proyectos y especialista ambiental en el grupo de Calidad de Agua

- Elaboración de reportes ambientales para mineras y entidades estatales
- Líder de trabajo de campo en monitoreo ambiental

IDIOMAS Y HABILIDADES

Idiomas	Español (lengua materna), inglés (avanzado), húngaro (básico), portugués (básico)
Softwares	SimaPro, OpenLCA, CMLCA, STAN, QGIS