



*Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos,
Canales y Puertos.*
UNIVERSIDAD DE CANTABRIA



ANÁLISIS DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA BASURA MARINA PROCEDENTE DE GRANDES RÍOS EN EL OESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA

Trabajo realizado por:

Lester Iván Comas García

Dirigido:

Ana Julia Abascal Santillana

Andrés García Gómez

Titulación:

**Máster Universitario en Gestión
Integrada de Sistemas Hídricos**

Santander, septiembre de 2022

TRABAJO FIN DE MASTER

ANÁLISIS DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA BASURA MARINA PROCEDENTE DE GRANDES RÍOS EN EL OESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA

Autor: Lester Iván Comas García

Directores: Andrés García Gómez y Ana J. Abascal Santillana

Palabras claves

Basura marina	Océano Atlántico
Simulación de Montecarlo	Desechos flotantes
Península Ibérica	Partículas lagrangianas
Superficie del agua	Distribución espacial

RESUMEN

Introducción y objetivos

El término “Basura Marina” ha sido ampliamente utilizado, con especial énfasis en los últimos años, para referirse a los desechos compuestos por una gran variedad de materiales que, en su gran mayoría, son arrastrados desde enclaves terrestres o directamente descargados en los océanos; se estima que alrededor del 80% de esta contaminación corresponde solamente al plástico.

Este tema despierta el interés por analizar cómo se distribuye espacialmente la basura compuesta por plásticos en el mar, determinando su probabilidad de aparición, al aplicar un modelado numérico de transporte y dispersión con lanzamientos de partículas desde nueve puntos que semejan la descarga de los principales ríos de la costa occidental de la Península Ibérica.

Materiales y métodos

Para desarrollar el estudio se ha utilizado la base de datos meteoceánicos proporcionada por Copernicus (Corrientes marinas) y el Centro Europeo de Previsiones Meteorológicas a Mediano Plazo (ECMWF) (Vientos), en el período de años comprendido entre 1993-2019.

La composición de escenarios se ha realizado utilizando la técnica de Montecarlo, con un total de 200 escenarios equiprobables, simulando dos casos de forzamiento para las cuatro estaciones del año en cada punto seleccionado. Finalmente, se ha obtenido la probabilidad acumulada derivada del transporte y dispersión de la basura, utilizando el Modelo Numérico de Transporte Teseo.

Resultados y discusión

Se encontró que las zonas más propensas a la acumulación de basura marina en el área de estudio al término de 60 días, corresponden en la estación de invierno, al Golfo de Vizcaya, con valores inferiores al 20% de la probabilidad y un lento despliegue hasta llegar a la costa francesa. Durante el verano se reporta una zona de acumulación de basura momentánea en el Sureste de la Península con valores inferiores al 70% de la probabilidad, concluyéndose que para ambas estaciones el viento es el forzamiento dominante. En primavera y otoño no se registran diferencias significativas en términos probabilísticos en relación a las estaciones antes mencionadas.

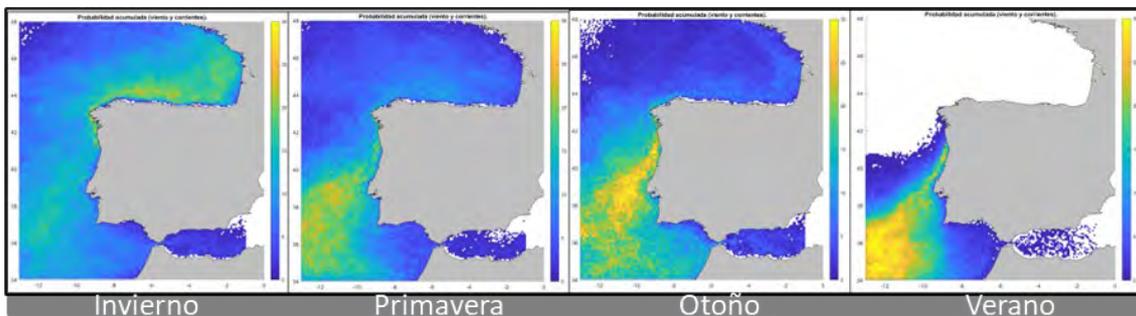


Figura resumen: Dispersión de la basura lanzada desde uno de los puntos en las cuatro estaciones del año. Elaboración Propia.

Conclusiones

El desarrollo de la metodología planteada resultó en el logro de los objetivos propuestos para el análisis, determinándose así la distribución espacial en términos probabilísticos de la basura marina en el área de estudio. Aunque se ha logrado cumplir con el fin del estudio, se considera que las actuaciones encaminadas a analizar esta problemática deben ser ampliadas y mejoradas para proporcionar fuentes realistas de información sobre el tema, planteándose futuras líneas de investigación.

SPATIAL DISTRIBUTION ANALYSIS OF MARINE LITTERS'S DISCHARGE BY LARGE RIVERS IN THE WESTERN IBERIAN PENINSULA

Author: Lester Iván Comas García

Directors: Andrés García Gómez y Ana J. Abascal Santillana.

Keywords

Marine litter

Montecarlo Simulation

Iberian Peninsula

Surface water

Floating debris

Lagrangian particle

Spatial distribution

ABSTRACT

Introduction and objectives

The term "Marine Debris" has been widely used, with special emphasis in recent years, to refer to waste composed of a wide variety of materials, where the vast majority of these are dragged from land or directly discharged into the oceans; it is estimated that around 80% of this pollution corresponds only to plastic garbage.

This topic arouses interest about analyzing how the garbage composed of plastics is spatially distributed in the sea, determining its probability of appearance, by applying a numerical model of transport and dispersion with particle launches from nine points that recreates the discharge of main rivers of the western coast of the Iberian Peninsula.

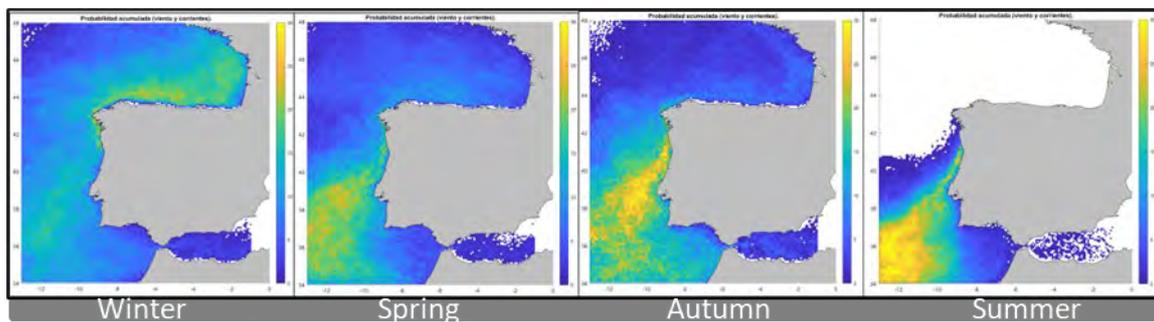
Material and methods

To develop the study, has been used meteoceanic database provided by Copernicus (Marine Currents) and the European Center for Medium-Term Weather Forecasts (ECMWF) (Winds), in the period of years between 1993-2019

Composition of scenarios was carried out using the Montecarlo technique, with a total of 200 equally probable scenarios, simulating two forcing cases for the four seasons of the year at each selected point. Finally, the accumulated probability derived from the transport and dispersion of the garbage has been obtained, using the Teseo Numerical Transport Model

Results and Discussion

It was found that the areas most prone to the accumulation of marine litter in the study area at the reach of 60 days, correspond to the Bay of Biscay, with values below 20% of the probability in the winter season and a slow deployment until reaching the French coast. During the summer, a momentary garbage accumulation area is reported in the Southeast of the Peninsula with values lower than 70% of the probability, concluding that for both seasons, wind is the dominant forcing. In spring and autumn no significant differences are recorded in probabilistic terms with the seasons mentioned before.



Summary figure. Dispersion of garbage thrown from one of the points selected in the four seasons of the year

Conclusions

The development of the proposed methodology resulted in the achievement of all the objectives sets for the analysis and determining the spatial distribution in probabilistic terms of marine litter in the study area concluded with interesting results. Although the purpose of the study has been achieved, it is considered that the actions aimed at analyzing this problem should be expanded and improved to provide realistic sources of information on the subject, considering future lines of research.

Contenido:

CAPITULO I.....	4
1.1 Introducción.....	4
1.1.1 Antecedentes.....	4
1.1.2 Polímeros, macrolásticos y microplásticos.....	5
1.1.3 Influencia de la estacionalidad sobre la descarga de plástico a través de la red fluvial.....	7
1.1.4 Impactos.....	9
1.1.5 Técnicas de modelado numérico	13
1.2 Objetivos	14
1.2.1 Objetivo General:	14
1.2.2 Objetivos específicos.....	14
1.3 Hipótesis:.....	14
CAPÍTULO II.....	15
2.1 Área de Estudio:.....	15
2.2 Materiales y métodos	17
2.2.1 Datos espaciales de vientos (ERA-5).....	17
2.2.2 Datos espaciales de corrientes marinas (Copernicus).....	18
2.2.3 Datos utilizados para simular la descarga anual de basura marina.....	18
2.2.4 Modelo Numérico de Transporte TESEO:	20
2.3 Metodología y marco conceptual.....	22
2.3.1 Dominio Espacial.....	24
2.3.2 Cuantificación de la descarga de basura marina.....	24
2.3.3 Definición de la escala temporal.....	26
2.3.4 Tipología de basura	26
2.3.5 Estacionalidad de la descarga	27
2.3.6 Método de Montecarlo	27
2.3.7 Modelado numérico del transporte	28
CAPÍTULO III	31
3.1 Resultados.....	31
3.1.1 Análisis de la influencia de la estacionalidad en la distribución espacial de basura.....	31
3.1.2 Caracterización de la dispersión basada en los forzamientos.....	35
3.2 Discusión	37
CAPÍTULO IV.....	38
4.1 Conclusiones	38
4.2 Futuras líneas	38

BIBLIOGRAFÍA	39
ANEXO I	51
ANEXO II	53
ANEXO III	54
Anexo IV	55

Índice de Figuras

Fig. 1 Tipo y abundancia de microplásticos en rías gallegas.....	5
Fig. 2 Muestras de macro y microplásticos en rías y playas gallegas.....	7
Fig. 3 Concentraciones medias de microplásticos en aguas superficiales en la cuenca del río Rin.....	8
Fig. 4 Vías potenciales para el transporte de microplásticos y sus interacciones biológicas.....	10
Fig. 5 Impactos potenciales de los microplásticos (MP) y los nanoplásticos en las funciones ecológicas del fitoplancton.....	11
Fig. 6 Impactos económicos de la basura marina por región geográfica.....	12
Fig. 7 Mapa representativo del Área de estudio.....	15
Fig. 8 Áreas de acumulación de presiones que pueden provocar portenciales aporte de basuras desde fuentes terrestres.....	16
Fig. 9 Mapa de los Espacios Marinos Protegidos de la Demarcación Noratlántica.....	17
Fig. 10 Mecanismos de transporte y variables físicas y ambientales asumidas en el modelo de probabilidad de Meijer.....	19
Fig. 11 Mapa probabilístico de emisión de basura marina representado por países.....	20
Fig. 12 Marco metodológico ilustrativo utilizado para el estudio.....	23
Fig. 13 Puntos seleccionados para el lanzamiento de la basura marina.....	26
Fig. 14 Escenarios aleatorios de corrientes para diferentes años.....	28
Fig. 15 Malla de Teseo utilizada en el Modelo de Transporte.....	29
Fig. 16 Análisis de Sensibilidad al Número de Escenarios.....	30
Fig. 17 Dispersión de la basura en la estación de Invierno para los 9 puntos analizados.....	32
Fig. 18 Dispersión de la basura en la estación de Primavera para los 9 puntos analizados.....	33
Fig. 19 Dispersión de la basura en la estación de Verano para los 9 puntos analizados.....	34
Fig. 20 Diferencias en la intensidad del patrón descrito en distintas estaciones.....	36

Índice de Tablas

Tabla 1. Resumen de características del conjunto de datos de descarga utilizados en el Modelo de Transporte.....	18
Tabla 2 Valores asociados a la descarga desde varias entradas.....	25
Tabla 3 Puntos potenciales utilizados en el Modelo de transporte.....	25

CAPITULO I

1.1 Introducción

El término “Basura Marina” ha sido ampliamente utilizado, con especial énfasis en los últimos años, para referirse a los desechos compuestos por una gran variedad de materiales de origen metálico, madera, polímeros y cerámicos que, en su gran mayoría, son arrastrados desde enclaves terrestres o directamente descargados en los océanos. Definido por el Programa de la ONU para el medio ambiente (UNEP, por sus siglas en inglés), como “cualquier sólido persistente de origen no natural (manufacturado) que haya sido desechado, depositado o abandonado en ambientes marinos y/o costeros” (UNEP, 2009), representan una problemática medioambiental que influye directamente en los ecosistemas de agua salada, la biodiversidad, la actividades marítimas y de pesca y en los servicios ecosistémicos de forma general. Las métricas actuales (más del 80%) de la basura en general, posicionan a los plásticos en el primer escaño de la contaminación marina y son ya numerosos los estudios y programas que tratan esta problemática, ganando la preocupación de la comunidad científica internacional por ampliar los esfuerzos para estudiar los impactos que sufre el medio marino por la acumulación gradual y acelerada de los desechos mal gestionados de la actividad humana.

1.1.1 Antecedentes

Aunque la “Basura Marina” ha existido desde hace ya muchos años, su intensificación anual ha sido preocupante. Las nuevas invenciones, el desarrollo de la tecnología y la ciencia, así como los cambios en los medios de producción, han desencadenado un alza en la generación de desechos inorgánicos especialmente de aquellos con una baja tasa de degradación bajo condiciones ambientales naturales. Desde 1900, con la aparición de los primeros polímeros sintéticos, los crecientes avances en la ciencia han repercutido en las transformaciones físicas y químicas de estos materiales, lo que hace que dispongamos hoy de un amplio abanico de plásticos, tal y como lo conocemos, extendiendo su uso y aplicación hacia todos los sectores de la sociedad. No resulta raro que dicha versatilidad de usos lo conviertan en un material preferente con una alta tasa de producción¹ y desecho, donde la mala gestión en la cadena productiva tiene un peso importante, ya que menos del 10% de todo el plástico producido entre 1950 y 2015 ha sido reciclado, y unas 4.900 millones de toneladas métricas de plásticos han estado acumulándose en vertederos y en el medio natural (Geyer et al., 2017), al día de hoy, la cantidad total de plásticos que se ha producido en la historia asciende a casi 9.000 millones de toneladas métricas, aproximadamente 1,3 toneladas de plástico por cada habitante del mundo (PNUMA, 2021).

¹ Se estima una tasa de crecimiento anual en la producción de plástico del 5% según (Andrady & Neal, 2009)

1.1.2 Polímeros, macroplásticos y microplásticos

Los polímeros son macromoléculas formadas por la unión repetida de una o varias unidades químicas conocidas como monómeros, unidas por un enlace covalente, estos pueden ser del tipo natural o artificial según su origen y se clasifican en orgánicos e inorgánicos según su composición. Aunque la variedad es grande, el polietileno usado para la fabricación de envases, recubrimiento de cables, tuberías así como el poliestireno y el polipropileno, representan una buena parte del plástico abundante en los mares, siendo el polietileno el (54.5%), seguido del polipropileno (16.5%) y el poliestireno (9.7%) (Haan, Sánchez-Vidal, Canals, 2019), todos con densidades $<1,02 \text{ g/cm}^3$ (Andrady, 2022). Su baja densidad y lenta tasa de degradación influyen directamente en el transporte a través del cauce de los ríos y dentro del océano, son materiales muy fáciles de transportar por la velocidad del flujo dentro de la red fluvial, el viento y las corrientes en el mar, describiendo largas trayectorias y encontrándose distribuidos en la superficie o la costa (15%), la columna de agua (15%) y el fondo marino (70%)(UNEP, 2005). De acuerdo con su tamaño se clasifican en macroplásticos ($\geq 1 \text{ cm}$), mesoplásticos ($\geq 5 \text{ mm}$ a 1 cm), microplásticos ($\leq 5 \text{ mm}$) y nanoplásticos ($\leq 100 \text{ mm}$)(Guerranti et al., 2019).

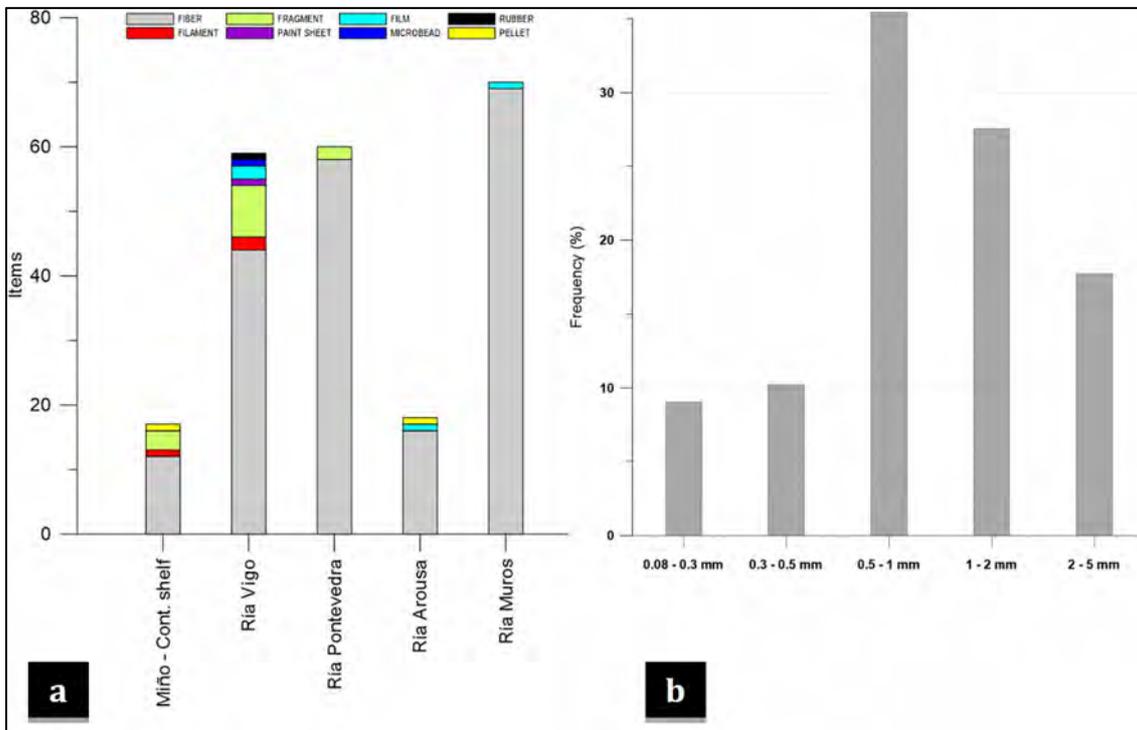


Fig. 1 Tipo y abundancia de microplásticos en Rías Gallegas. Fig. a) Número de microplásticos por formas en cada ría/región y Fig. b) Frecuencia de tamaño (mm) de microplásticos observados en muestras recogidas en el Río Miño, las Rías de Vigo, Pontevedra, Arousa y Muros analizadas con técnica de FTIR. Extraído de: **From the coast to the shelf: Microplastics in Rías Baixas and Miño River shelf sediments (NW Spain)**(Carretero et al., 2021), la forma principal de MPs fue fibras (88,8%) seguido de fragmentos (5,80%). En cuanto a los polímeros, los más abundantes fueron PP (43%) y HDPE (29%) (Carretero et al., 2021)

Los microplásticos componen una gran familia: los microplásticos primarios (microesferas < 500 µm contenidas por ejemplo en algunos productos de cosmética), fabricados desde un inicio en un tamaño diminuto, se encuentran en productos de consumo diario, que al permanecer en el estado en el que fueron sintetizadas, acaban en el medio natural sin cambiar de tamaño; los microplásticos secundarios (fibras o microfibras) formados por fragmentación o degradación de otros plásticos que en conjunto, debido a su baja densidad, flotan en la superficie del agua y van haciéndose cada vez más pesados debido a la colonización de microalgas y otros epibiontes, descendiendo lentamente por la columna de agua y llegando a los sedimentos (Carretero et al., 2021). La formación de biofilms en pequeños microplásticos con mayor área superficial, puede aumentar su densidad lo suficiente como para hacer que las partículas se hundan (GESAMP, 2019), en este sentido es presumible que los forzamientos por el viento (a los que están sometidos los plásticos flotantes) no los afecten en su recorrido a través de la columna de agua, dejando espacio para su acumulación gradual en el bentos, sin embargo, aunque resulta mucho más difícil de contabilizar, se estima que cerca del 93% del plástico total corresponda a los microplásticos, quedando una pequeña fracción de aproximadamente un 10% para el resto de categorías (Eriksen et al., 2014). Pocos trabajos ha demostrado la presencia en el medio marino de nanoplásticos, pero esto es debido a que al día de hoy no existen metodologías que permitan detectarlos en tan baja concentración, lo que no significa que no existan (Gago Piñeiro, 2020; Jakubowicz et al., 2021). Los macrolásticos, debido a su tamaño y flotabilidad son más susceptibles a ser inducidos por los forzamientos de viento y corrientes, en esta categoría entran las bolsas, botellas, envases y envoltorios, artículos de mayor tamaño que obstruyen la red fluvial hasta su descarga en los océanos.



Fig. 2 Muestras de macro y microplásticos en rías y playas gallegas. Figura 2-1) Ejemplos de microplásticos en muestras de sedimentos de las Rías Baixas. (A) fibras, (B) microesferas, (C) filamento transparente que se degrada en fibras (D) hoja de pintura blanca Figura 2-2) Ejemplos de basuras marinas frecuentemente encontradas en zonas costeras del paseo marítimo de Cambados, ría de Arousa (Galicia) **Fuente (Campoy & Beiras, 2019)**. Figura 2-3) Desechos plásticos en la Playa de Muros, Autora: **Monia Ferreiros, Fuente: (lavozdegalicia.es)**

Degradación del plástico en el medio marino

La fragmentación de los macroplásticos se da principalmente por fotodegradación, aunque también sufren degradación térmica, degradación mecánica, degradación química e hidrólisis, aunque este último tiene una eficiencia poco significativa (Andrady, Sul & Costa, 2014). Los desechos plásticos, debilitados y quebradizos debido a la extensa fotodegradación, cuando se someten a una tensión mecánica nominal, se separan en fragmentos más pequeños (Hassellöv et al., 2019). Aunque existen diferencias zonales en cuanto a la degradación de plásticos en las diferentes zonas del ambiente oceánico, no existen indicios de que se generen microplásticos por fotodegradación de plásticos más grandes en la zona epipelágica, sin embargo, sí que pueden ser atribuidos a la meteorización de los desechos plásticos en tierra, principalmente en las playas (Andrady, 2022), en resumen, la degradación de los plásticos es más probable que ocurra en la tierra que en los océanos, donde la exposición a la radiación ultravioleta y la erosión mecánica es mínima (Gregory & Andrady, 2003), razón por la cual se asume una tasa prolongada de residencia de macroplásticos en los océanos, descartando la hipótesis de degradación en el modelado del transporte y dispersión de la basura.

1.1.3 Influencia de la estacionalidad en la descarga de plástico a través de la red fluvial

El relieve es un factor importante que caracteriza la red hidrográfica de cualquier región, así como la altitud de los nacimientos de los ríos pueden determinar sus fuertes crecidas y pronunciados estiajes, por otra parte, la estacionalidad juega un papel importante en las diferentes condiciones que estimulan las precipitaciones, con diferencias apreciadas en su distribución espacial y el régimen de caudales. Durante la estación seca, cuando se reduce la descarga de los ríos, los microplásticos se depositan en sedimentos y riberas, en cambio, durante la temporada de lluvias, cuando estas son más abundantes, los microplásticos depositados se reactivan, dando lugar a una alta abundancia de microplásticos en el río (Hurley et al., 2018).

Varios estudios señalan la influencia de la precipitación sobre la abundancia de partículas observadas en los ríos estudiados hasta la fecha, por otros autores (Cordova Reza et al., 2022), ya que los períodos de alta descarga pueden arrastrar los desechos plásticos de la costa hacia la corriente de un río (Eerkes-Medrano et al., 2015); además, la alta descarga es a menudo el resultado de eventos de lluvia que promueven la escorrentía urbana y agrícola adicional, lo que potencialmente aumenta la entrada de plásticos (Karlsson et al., 2018; Lechner & Ramler, 2015), sin embargo otros estudios no sostienen los mismos resultados, ya que la ausencia de patrones distintos en las variaciones de las concentraciones de plásticos entre diferentes campañas de muestreo en ríos europeos, indican que los efectos antropogénicos tienen una influencia más fuerte en las concentraciones de plásticos que los factores ambientales (Mani & Burkhardt-Holm, 2020) (véase Fig. 3)

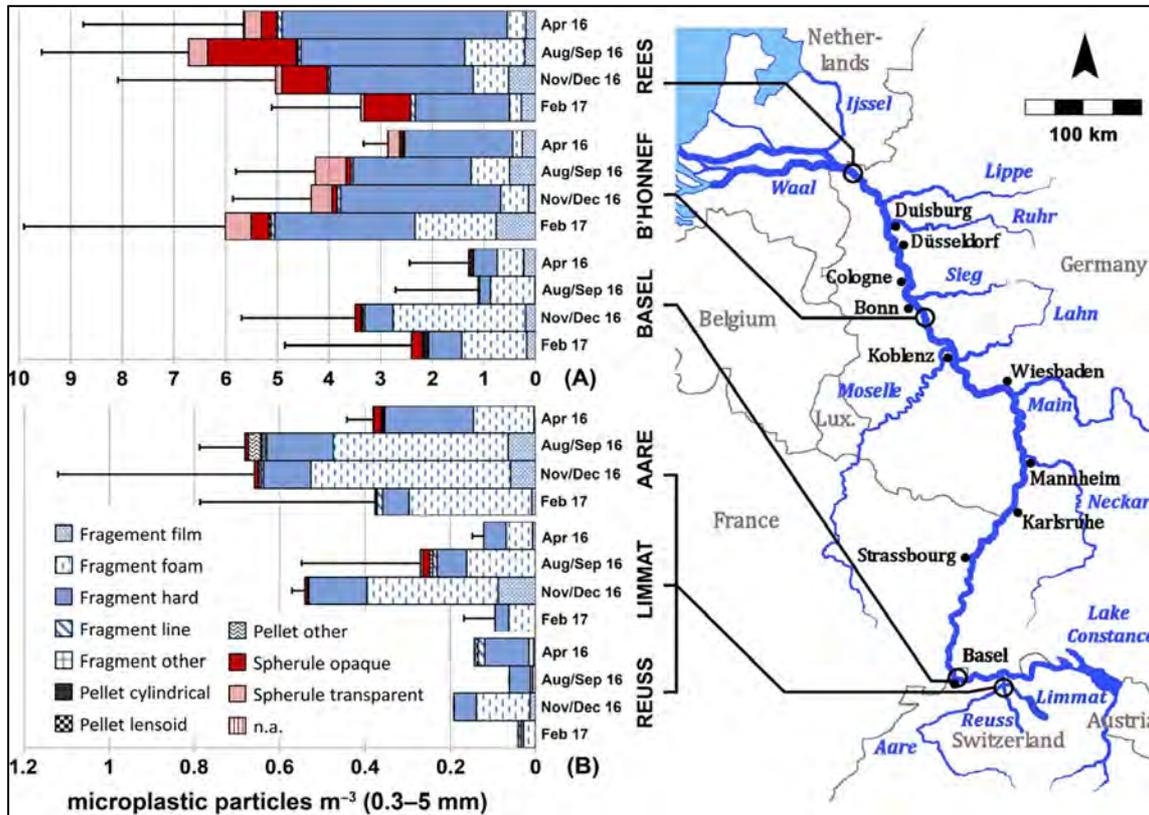


Fig. 3 Concentraciones medias de microplásticos en aguas superficiales (MP m⁻³) en la cuenca del río Rin registradas en cuatro épocas discretas del año durante 2016–2017. Las barras de error indican la desviación estándar. Los ejes (A) y (B) cuentan con diferentes escalas para mejorar el acceso visual a las muestras de menor concentración de MP (B). Los lugares de muestreo comprenden los tres afluentes suizos Reuss (n = 1 por campaña), Limmat (n = 2) y Aare (n = 3) en Brugg, y el río Rin en Basilea, Suiza, así como Bad Honnef (n = 3) y Rees (n = 3) en el Bajo Rin en Alemania. Las muestras se recolectaron en abril (SC1), agosto/septiembre (SC2) y noviembre/diciembre (SC3) de 2016 y febrero de 2017 (SC4). Extraído de **Seasonal microplastics variation in nival and pluvial stretches of the Rhine River – From the Swiss catchment towards the North Sea** (Mani & Burkhardt-Holm, 2020)

Aunque existen aproximaciones basadas en mediciones instantáneas para el cálculo de la descarga teniendo en cuenta la estacionalidad, estas no describen a largo plazo escenarios reales de lo que sucede realmente. Debido principalmente a cambios en muchos parámetros que afectan las mediciones (Zhdanov et al., 2022), como pueden ser: la velocidad y dirección del viento (Kukulka et al., 2012), velocidad del flujo del río, inundaciones estacionales (Treilles et al., 2022) y otros, por lo que estas variaciones y cuantías de cargas y descargas pueden catalogarse como preliminares. Las investigaciones empíricas a largo plazo sobre la dinámica temporal y espacial de la distribución de MP² en los ríos de todo el mundo son escasas (Blettler et al., 2018). Esto motiva a que existan divergencia en cuanto a la influencia de la estacionalidad en la descarga de plásticos por los ríos y exista un vacío de conocimiento sobre las diferencias estacionales en las concentraciones y flujos de

² (MP, MPs o MPP por sus siglas en inglés), para referirse a microplástico, microplásticos o partículas de microplásticos, cuyo tamaño es aproximadamente < 5mm .

MP, especialmente considerando las características de los diferentes regímenes de descarga de los ríos (p. ej., nival o pluvial).

De cualquier forma, la interacción entre las partículas de microplásticos y los posibles factores responsables están impulsadas por la dinámica hidrológica y, por lo tanto, son muy complejas (Mani et al., 2015). Sin embargo, existen coincidencias en que para validar los modelos existentes e informar nuevas simulaciones, es vital una mayor comprensión de la interacción entre los regímenes a lo largo de la cuenca de un río. (Mani & Burkhardt-Holm, 2020).

1.1.4 Impactos

1.1.4.1 Impactos en el medio biótico

El conocimiento de las concentraciones de plástico, las variaciones espaciales y estacionales, el tamaño y la composición de los polímeros y los patrones de meteorización son requisitos previos para comprender el destino y el impacto de los MPP (S.A. Naidu et al, 2021). La basura marina representa un problema agudo para los ecosistemas, la gran variedad de formas y tamaños en los que vienen ya fabricados y su transformación por procesos de fragmentación y degradación agudizan aún más la situación. Múltiples son las evidencias de enredos e ingestión de elementos macroplásticos en varias especies de vertebrados (tortugas marinas, focas, ballenas y aves)(Kühn et al., 2015), afectadas por enredos con bolsas plásticas, redes de pesca inutilizadas o materiales de desecho de los que son incapaces de zafarse por sí solas.

Los microplásticos, debido a la fracción tan pequeña que representan, muchas veces imposible de identificar en el sedimento a simple vista o a escalas similares a organismos planctónicos, pueden entrar en la cadena trófica al estar biodisponible para una amplia variedad de organismo que pueden confundirlo con alimento (Wright et al., 2013), por lo tanto, pueden acumularse dentro de los organismos y causarles daños físicos, como abrasiones y obstrucciones internas, estimulando la bioacumulación y biomagnificación a lo largo de la cadena trófica (Wright et al., 2013), además fenómenos como la bioincrustación hacen descender los plásticos con mayor flotabilidad hasta el bentos, tras el aumento gradual de su densidad por la incrustación de microorganismo, suciedad o colonización de algas, lo que aumenta poco a poco la biodisponibilidad de microplásticos desde la superficie, a través de la columna de agua y hasta el bentos. Otros organismos como los detritívoros pueden poner en resuspensión pequeñas partículas de microplásticos, dando lugar a un bucle dentro de la cadena trófica, por la imposibilidad de estos organismos para asimilarlo (véase Fig.4).

Otro de los impactos estudiados son los efectos que supone el plástico como medio móvil de especies invasoras, aunque este aspecto supone la supervivencia de la especie oportunista sobre condiciones climáticas desafiantes en su camino hasta un área de su interés, resulta significativo considerar el impacto que puede suponer

sobre los cambios en la estructura y composición de las comunidades y poblaciones en ecosistemas marinos (NOAA, 2017; Shen et al., 2019)

De forma general los impactos a los que están sometidos los organismos por los diferentes procesos incluyen abrasiones y úlceras internas y/o externas; y obstrucciones del tracto digestivo, que pueden resultar en saciedad e inanición y deterioro físico. A su vez, esto puede conducir a una aptitud reproductiva reducida, ahogamiento, disminución de la evasión de depredadores, deterioro de la capacidad de alimentación, bloqueo de la producción de enzimas, tasas de crecimiento reducidas, niveles reducidos de hormonas esteroides, ovulación retrasada y fallo reproductivo, absorción de toxinas y en última instancia, la muerte (Denuncio et al., 2011; Galgani et al., 2010; Laist, 1997; Lazar & Gračan, 2011; van Franeker et al., 2011; Yamashita et al., 2011)

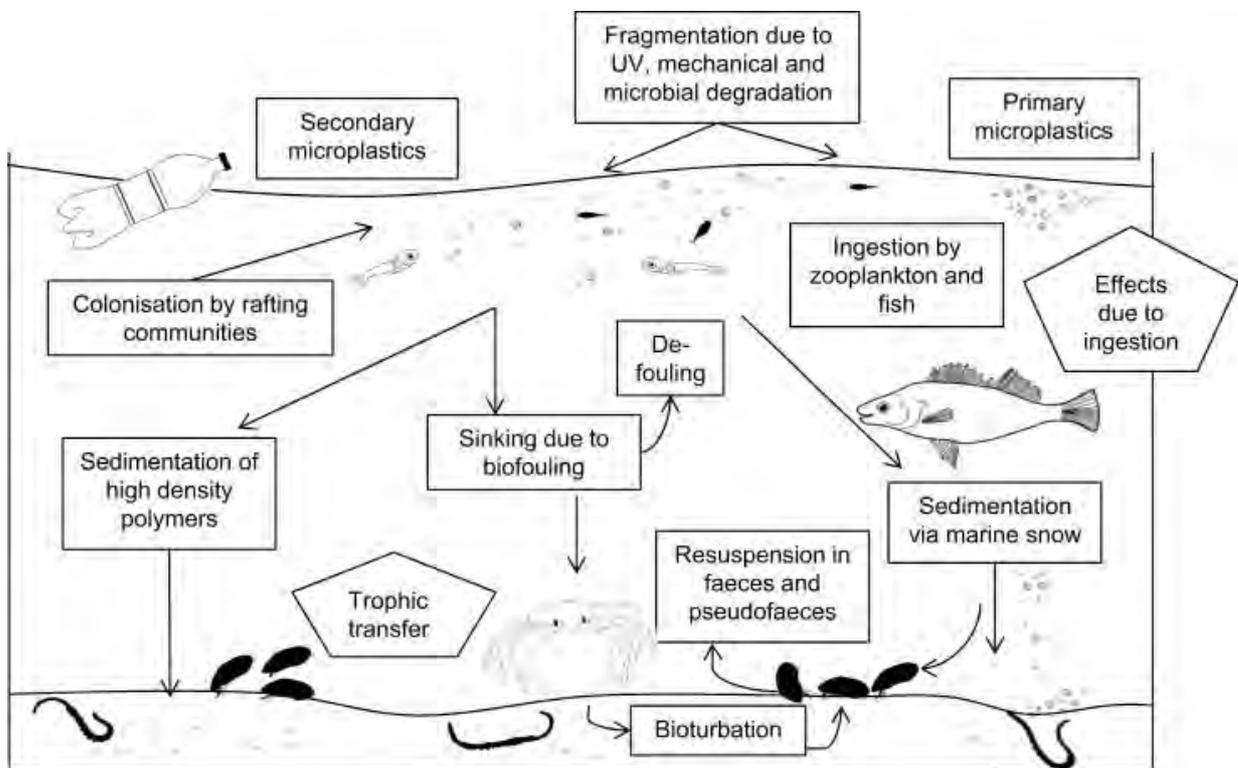


Fig. 4. Vías potenciales para el transporte de microplásticos y sus interacciones biológicas. Extraído de **The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review** de (Wright et al., 2013)

1.1.4.2 Impactos en el medio abiótico

Estudios recientes, sostienen la idea de que el impacto de los plásticos y microplásticos se traslada también hacia condiciones degradantes del medio abiótico, así pues, varios análisis han detectado disminución del contenido de clorofila (a) y de la tasa fotosintética, además, la inanición de las microalgas por los procesos de adsorción de microplásticos, disminuyen los niveles de producción primaria, afectando a todos los eslabones tróficos superiores (véase Fig 5). Por otro lado, la flotabilidad y el fenómeno de sombreado, puede influir directamente en la

disminución de la irradiancia, aunque esta última hipótesis aún no se ha demostrado (Casabianca et al., 2021). Por lo tanto, si el crecimiento del fitoplancton y la eficiencia fotosintética se ven afectados negativamente por la dispersión actual y futura de MP en el medio ambiente marino, podrían ocurrir cambios en la comunidad de productores primarios con impactos negativos en la bomba de carbono marino. Se puede esperar una reducción en el intercambio de CO₂/O₂ aire mar y el secuestro de carbono por conjuntos reducidos de fitoplancton (Shen et al., 2020).

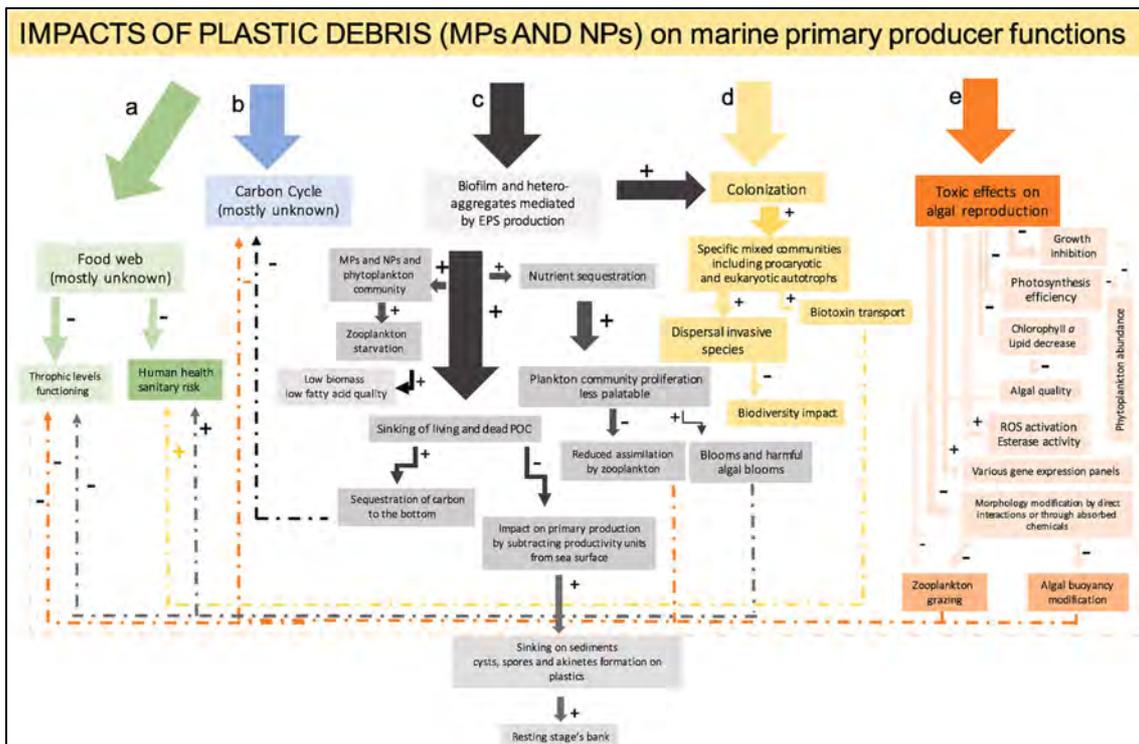


Fig. 5 Esquema que ilustra los impactos potenciales de los microplásticos (MP) y los nanoplásticos en las funciones ecológicas del fitoplancton como productores primarios, que constituyen el primer nivel de la red alimentaria marina: a) red alimentaria, b) ciclo del carbono, c) incrustación, d) colonización, e) reproducción. Las dimensiones relativas de las cajas y flechas son proporcionales a la importancia de los compartimentos y el flujo. Descripción y esquema extraído de: **Ecological implications beyond the ecotoxicity of plastic debris on marine phytoplankton assemblage structure and functioning** de (Casabianca et al., 2021)

1.1.4.3 Impactos para la salud humana y los servicios ecosistémicos

Por otro lado, la presencia de plásticos flotantes como sustratos de cultivo puede aumentar la proliferación de especies de fitoplancton marino y, dado que la contaminación plástica está destinada a aumentar, en un entorno comprometido en el futuro, las floraciones de microalgas podrían ser más frecuentes con un impacto negativo en la salud humana y servicios ecosistémicos (Casabianca et al., 2021). En paralelo el consumo de especies marinas tales como marisco y peces, pone en continuo la transferencia de MPs en la cadena trófica que, eventualmente, puede alcanzar a los humanos. Estudios recientes confirma una alta acumulación de MPs en mariscos (87%) y peces (91%) de 8 tipos de polímeros diferentes, en estudios

realizados en la bahía de Dongshan en el sureste de China (Pan et al., 2022) , por lo que para poblaciones costeras con una alta tradición marisquera y pesquera puede representar un riesgo alto para la población. De forma general, los plásticos marinos no solo afectan negativamente la salud humana, sino que degradan la estética visual y de utilidad de muchos de los servicios ecosistémicos que tradicionalmente han proporcionado a la humanidad.

1.1.4.4 Impactos socioeconómicos:

El arribo de plásticos flotantes a las costas, su acumulación en sistemas fluviales de poca movilidad o donde los regímenes de mareas no son lo suficientemente amplios para evacuarlos hacia el mar, son importantes degradadores del paisaje. A nivel social esta percepción negativa influye sobre los cambios en los hábitos y costumbres de la población, playas con mayor volumen de acumulación de plásticos son y serán en el futuro áreas de rechazo. La repercusión económica que sufren los bienes y servicios ubicados en estos lugares es significativa (UNEP, 2021). Los daños en la economía de la mayoría de actividades que involucran la pesca, la acuicultura y el turismo, además de las actividades de limpieza se encuentran en el intervalo de 6 a 19 mil millones de dólares (Deloitte, 2019).

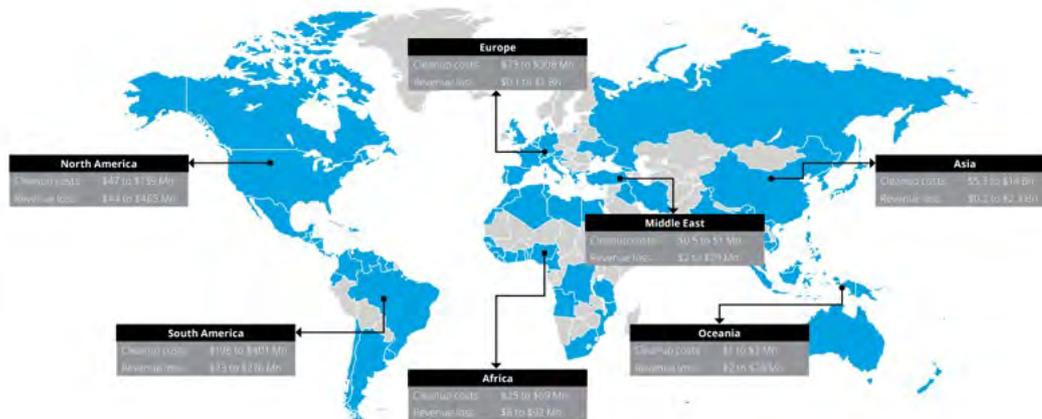


Fig. 6 Impactos económicos por región geográfica, los países resaltados en azul representan los más afectados. Extraído de: **The price tag of plastic pollution an economic assessment of river plastic de (Deloitte, 2019)**, las métricas actuales indican un aumento de la producción de plástico de hasta unas 34 toneladas métricas en 2030 (UNEP, 2021) lo que puede aumentar el riesgo económico asociado a este tipo de contaminación. El análisis representado en la figura no incluye los costes asociados a daños en los ecosistemas o a la salud humana. Los estudios sobre los costes de la contaminación por plástico a nivel social o ecológico son poco abundantes, y estimarlos no es tarea sencilla, evidencia de esto son las limitaciones observadas en análisis anteriores hecho con tal fin (UNEP, 2021).

El análisis de la pérdida de beneficios que brindan los servicios de los ecosistemas marinos, es un método apropiado para estimar los costos intangibles no comerciales de los plásticos marinos, pero antes de que estos costos puedan aplicarse a nivel mundial, está claro que se necesita un enfoque interdisciplinario más profundo que aborde mejor las interdependencias entre los sistemas económicos y ecológicos (Gigault et al., 2018).

1.1.5 Técnicas de modelado numérico

La modelización de los desechos marinos plásticos aún se encuentra en un estado limitado. Recientemente, solo se ha realizado unos pocos estudios de modelado numérico para predecir las rutas y el destino de los plásticos y llenar los vacíos de monitoreo a escala de cuenca y subcuenca (S.Liubartseva et al., 2018). Muchos de estos estudios utilizan el modelado de partículas para simular el transporte y dispersión de contaminantes en el medio natural, motivados por procesos complejos, que tratan de relacionar variables asimétricas de factores físicos³, biológicos y químicos. Esta interrelación de factores complica tanto el modelo en sí como el análisis de los resultados. Los estudios en este campo han ido ampliando y modificando tanto las herramientas y métodos como la base del conocimiento obtenido hasta la fecha, destacando el uso y aplicación de los modelos Lagrangianos y Eulerianos (Andrew, 2006), para la resolución de este tipo de problemas, o la utilización de modelos híbridos que se valen de complementar cada método para obtener resultados más precisos (Guerrini et al., 2021). La formulación de Lagrange no busca remplazar la euleriana, sin embargo, a efectos computacionales de la dinámica de fluidos, la descripción de eventos por la formulación Lagrangiana gana mayor terreno, aunque también puede exigir necesidades computacionales significativas. En cualquier caso, la formulación Lagrangiana y Euleriana son complementarias (Andrew, 2006; van Sebille et al., 2018).

La formulación Euleriana describe el movimiento de un fluido con respecto a un punto de referencia fijo en un instante de tiempo y un punto dado (van Sebille et al., 2018), se trata de una función vectorial que determina la velocidad en un punto cuando la partícula pasa por ese punto fijo. Por otro lado, la base del modelo Lagrangiano es la descripción de un fluido a través de un infinitesimal de partícula fluida o “paquete fluido”, donde la movilidad del flujo es la consecuencia de la acumulación de partículas en movimiento (Andrew, 2006; van Sebille et al., 2018), cuyas trayectorias estarán determinadas por el campo de velocidades euleriana, de esta forma se puede caracterizar lo que pasa a una partícula en un instante de tiempo y punto del espacio dado, con el fin de describir el movimiento del flujo todo el tiempo.

La velocidad de una partícula de fluido, formalmente es concebida por la media de velocidades de la colección de moléculas microscópicas que la componen (van Sebille et al., 2018). Cuando utilizamos modelos oceánicos existen dos tipos de integración lagrangiana; la primera, calcula la trayectoria cada paso de tiempo que el campo de velocidades del Modelo Euleriano se actualiza y la segunda, se realiza por el cómputo de la velocidad almacenada de campos muestreados por la cinemática euleriana; esto proporciona la capacidad para calcular trayectorias desde un punto de vertido hacia adelante en el tiempo o hacia atrás, desde el punto receptor hacia el punto de emisor (van Sebille et al., 2018).

³ Según (Jalón-Rojas et al., 2019), los principales procesos físicos que intervienen en el transporte son la advección, dispersión, viento, hundimiento, sedimentación, varamiento y reflotamiento.

A menudo, los datos acumulados de velocidades medidos por boyas flotantes ofrecen información superficial bidimensional y determinar las trayectorias de las partículas necesita de dos operaciones iniciales determinantes: la primera, lograr una forma de integrar todas las trayectorias, y la segunda, una forma de interpolar la malla del campo de velocidades a un punto arbitrario en concepto de espacio y tiempo. El número de partículas juega un papel importante en este sentido, mejorando la trayectoria evaluada a medida que aumenta en número, de forma general, la cantidad de partículas lanzadas será suficiente, cuando a medida que aumente el número de partículas no existan cambios significativos en los resultados físicos evaluados (van Sebille et al., 2018).

Los estudios realizados en este campo tratan de estimar las trayectorias y zonas de acumulación que siguen los vertidos plásticos asimilados a “partículas” a diferentes escalas: locales o regionales por (Beron-Vera & LaCasce, 2016; Carlson et al., 2017; Cruz & Shimozono, 2021; S.Liubartseva et al., 2018; Yoon et al., 2010) u otros más abarcadores a escala global como (van Sebille et al., 2018) y (Lebreton et al., 2012); este último logrando identificar las principales zonas de acumulación de basura marina en los océanos del mundo, sus principales entradas y el aporte relativo de la descarga a las zonas de acumulación, así como la importancia de los giros oceánicos como fuente de captación y acumulación de la basura.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo General:

- Determinación y análisis estacional de la distribución espacial de basura marina, por vertimientos de desechos plásticos de grandes ríos del oeste de la península ibérica.

1.2.2 Objetivos específicos

- Identificación de puntos emisores más significativos del Oeste de la península Ibérica.
- Cuantificación local y regional de la basura exportada hacia el mar.
- Modelado numérico del transporte y dispersión de la basura.
- Análisis de la influencia de la estacionalidad en la distribución espacial de basura
- Caracterización de la dispersión basada en los forzamientos.

1.3 Hipótesis:

Seleccionando 9 puntos emisores significativos de basura marina en el Oeste de la Península Ibérica, se podrá determinar la distribución espacial de la basura y la probabilidad acumulada de llegada, utilizando un modelo numérico de transporte.

CAPÍTULO II

2.1 Área de Estudio:

El área de estudio abarca la parte del océano atlántico limitada por los puntos (49°N -1°E 34°S -14°W). Los puntos de vertido se ubican en la línea de costa occidental de la península Ibérica desde la Ría de Ferrol ubicada en las coordenadas (43° 27' 45.340"N y 8° 20' 57.194"W) hasta la desembocadura del Río Tajo en Portugal (38° 39' 10.912"N y 9° 18' 17.352"W), el análisis se realiza sobre la distribución espacial de la basura en el mar, sin considerar los arribos a la línea de costa, que requeriría un esfuerzo computacional y un tiempo de procesado aún mayor. Para la caracterización del área de estudio se decidió incorporar la descarga de la línea costera de Portugal al detectarse valores altos de los desechos vertidos en esta zona.

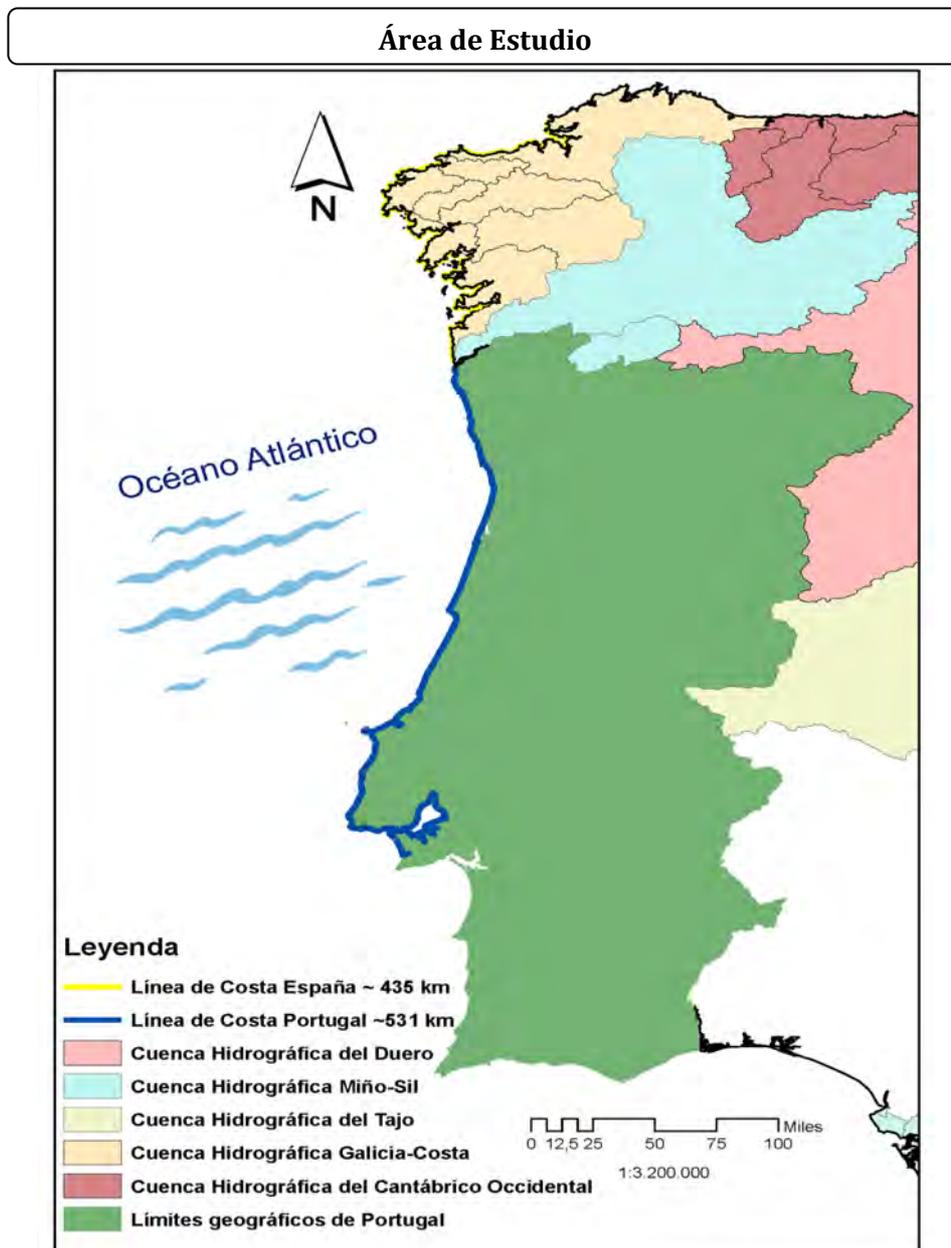


Fig. 7 Mapa representativo del Área de Estudio, con información sobre la longitud de la línea de costa abarcada en el estudio para España y Portugal y las principales cuencas hidrográficas que descargan en ella. Elaboración propia.

Parte de la zona estudiada se encuentra regulada por la Demarcación Noratlántica de España que incluye la plataforma Cantábrica y Noroeste de la Península Ibérica. En esta zona se aplican instrumentos de planificación, tal es el caso de las Estrategias Marinas, que tiene como iniciativa la evaluación del estado ambiental de las aguas, la determinación del buen estado ambiental, la fijación de los objetivos medioambientales a conseguir y un programa de seguimiento y medidas para alcanzar dichos objetivos (MITECO, 2021). Dichas estrategias se encuentran en el segundo ciclo de actualización y la basura marina, como es de esperar, constituye una de las presiones antrópicas detectadas en esta demarcación.

El análisis de acumulación de presiones para la basura marina del primer ciclo publicado, concluyó como zona de alto aporte de basura terrestre las Rías Bajas de Galicia, el Golfo Ártabro y la Costa de Santander, según un análisis en el que se siguieron criterios como los núcleos poblacionales, la superficie de los puertos, la presencia/ausencia de vertederos y desembocadura de ríos y la población turística asociada a las zonas de baño, todos estos aspectos se han introducido en celdas que se encuentran a menos de 10 km de las fuentes de basura identificadas, para caracterizar las zonas potenciales de entrada de basura terrestre al océano, véase Fig. 8 (Lloret Capote et al., 2012).



Fig. 8 La Fig. muestra las áreas de acumulación de presiones que pueden provocar potenciales aporte de basuras desde fuentes terrestres. Los recuadros señalan las zonas de presiones Altas o Moderadas. Fuente: MITECO, extraído de (Lloret Capote et al., 2012)

Es válido señalar, los avances detectados en el segundo ciclo de actualización (2018-2024) de las Estrategias Marinas, donde se incluyen una breve clasificación de micro basura y macro basura no incluidas con anterioridad en el documento inicial del primer ciclo (2012-2018), que puede interpretarse como un esfuerzo en prestar más atención a la basura marina y sus impactos ecológicos. La cuantificación y clasificación de la basura marina encontrada en playas de la Demarcación Noratlántica se encuentra recogida en el Descriptor N°10 de dichas Estrategias, aspecto tratado en los epígrafes siguientes de este documento.

En la zona que discurre por la comunidad Gallega y el Cantábrico, se ha catalogado 60 espacios protegidos por la Red Natura 2000, a su vez existen 46 espacios naturales protegidos marinos y marítimo-terrestres, destacando el Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia (Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio

Natural y de la Biodiversidad, 2007) y más de una docena de Áreas protegidas por otro tipo de instrumentos internacionales (Áreas protegidas del convenio de OSPAR y Convenio Ramsar) (Lavín et al., 2019).



Fig. 9 Mapa de los Espacios Marinos Protegidos de la Demarcación Noratlántica. Fuente: MITECO, extraído de (Lavín et al., 2019)

2.2 Materiales y métodos

Los materiales con los que se ha desarrollado este trabajo incluyen información meteoceánica de diferentes servicios europeos de libre acceso. La obtención de los datos de descarga de basuras marinas se ha obtenido por revisión del estado del arte y contraste de la cuantificación, escala métrica, temporal, y otros factores descritos con anterioridad disponibles en el área de estudio hasta la fecha. Los datos meteoceánicos utilizados comprenden la serie de años 1993-2019. Dichos aspectos se detallan en la sección 2.2.1 a la 2.2.3.

2.2.1 Datos espaciales de vientos (ERA-5)

Los forzamientos a los que se ve sometido el plástico flotante está determinado por propiedades inherentes al polímero estudiado, como se ha explicado en epígrafes anteriores (véase la sección 1.1.2), la densidad es una propiedad que determinará el grado de flotabilidad del plástico en el mar abierto, aunque existen una variedad de factores químicos y biológicos que intervienen en el grado de transporte, a efectos de esta investigación son descartados, a fin de simplificar el modelo. Así pues, es presumible que la circulación de los vientos oceánicos y las corrientes marinas son clave a la hora de caracterizar la trayectoria descrita por la basura marina a la deriva. Los datos utilizados para la obtención de los forzamientos de vientos han sido extraídos de ERA-5, modelo atmosférico de quinta generación ECMWF⁴ Re-Analysis lanzado en 2018 con mayor resolución espacial y un modelo físico mejorado con respecto al de su antecesor el ERA-Interim (Cuarta Generación) (Sreelakshmi & Bhaskaran, 2020).

⁴ Centro Europeo de Previsiones Meteorológicas a Medio Plazo (ECMWF), por sus siglas en inglés.

Los datos extraídos corresponden a la serie 1993-2019, la información tiene una resolución de 27 km, con datos recopilados cada hora de las componentes de velocidad del viento horizontal y vertical (u ; v) respectivamente. La información extraída se resume en la **Tabla 1**.

2.2.2 Datos espaciales de corrientes marinas (Copernicus)

Los datos de corrientes marinas han sido obtenidos del repositorio de acceso libre de Copernicus⁵ (Programa de Observación de la Tierra de la Unión Europea), obtenidos mediante mediciones in situ y por satélite. Los datos corresponden a la malla Atlantic-Iberian Biscay Irish-Ocean Physics Reanalysis (ibi_multiyear_phy_005_002), contienen información en una resolución temporal de 1 hora y una cobertura temporal desde el 1993 al 2019. Para la extracción de los datos de corriente se ha trabajado sobre el conjunto de datos cmems_mod_ibi_phy_my_0.083°2D_PT1Hm bidimensional, la cobertura geográfica deseada para el análisis del transporte dada la longitud de la línea de costa corresponde a los puntos (49°N, -1°E, 34°S, -14°W), que abarca desde el Estrecho de Gibraltar hasta la Zona Noratlántica, el Mar Cantábrico y el Oeste de Francia. Los datos descargados corresponden a las componentes de v_o (velocidad hacia el norte) y u_o (velocidad hacia el este) en ms^{-1} . Los datos de viento extraídos de ERA-5 son coincidentes con la cobertura geográfica (49°N, -1°E, 34°S, -14°W) utilizada para Copernicus.

Forzamiento	Servicio	Cobertura temporal	Resolución espacial	Resolución temporal	Malla de recorte
Viento	ERA-5 ECMWF	1993-2019	27 km	horaria	
Corrientes	E.U. Copernicus Marine Service information	1993-2019	0.083° x 0.083°	horaria	

Tabla 1. Resumen de características del conjunto de datos de descarga utilizados en el Modelo de Transporte. Imagen: Malla recortada a la escala de trabajo en Copernicus. Elaboración propia.

2.2.3 Datos utilizados para simular la descarga anual de basura marina

Para la caracterización de la cantidad de desechos que entra al océano desde puntos terrestres se ha utilizado el estudio **“More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean”** de Meijer y colaboradores, publicado en el año 2021. Según lo descrito en el estudio de referencia, los autores ha desarrollado un modelo probabilístico capaz de estimar las emisiones globales de macroplásticos derivando las probabilidades del transporte tierra-río y río-mar con seis

⁵ Datos recopilados por el Servicio Marítimo de Copernicus

indicadores geográficos diferentes, utilizando observaciones de campo y un modelo probabilístico que representa los mecanismos impulsores del transporte de plásticos (Meijer et al., 2021). El modelo ha sido calibrado y validado con 136 puntos de observaciones de campo de 67 ríos de 14 países en los cinco continentes y considera variables ambientales y físicas tales como el régimen de precipitación y el viento, introducidas como fuerzas movilizadoras del transporte y para diferenciar entre zonas climáticas diferentes; la pendiente del terreno, el uso del suelo, la distancia al río y la distancia al mar, son variables usadas para determinar la probabilidad de llegada y a su vez evalúan la influencia del paisaje en el arrastre, además de considerar el peso de los ríos urbanos en el aporte a la descarga (véase a continuación la Fig. 10). Los puntos de emisión previstos por el modelo se encuentran en un rango de variación de 4 con un intervalo de confianza del 68% a un valor de 10 con un intervalo de confianza del 95%.

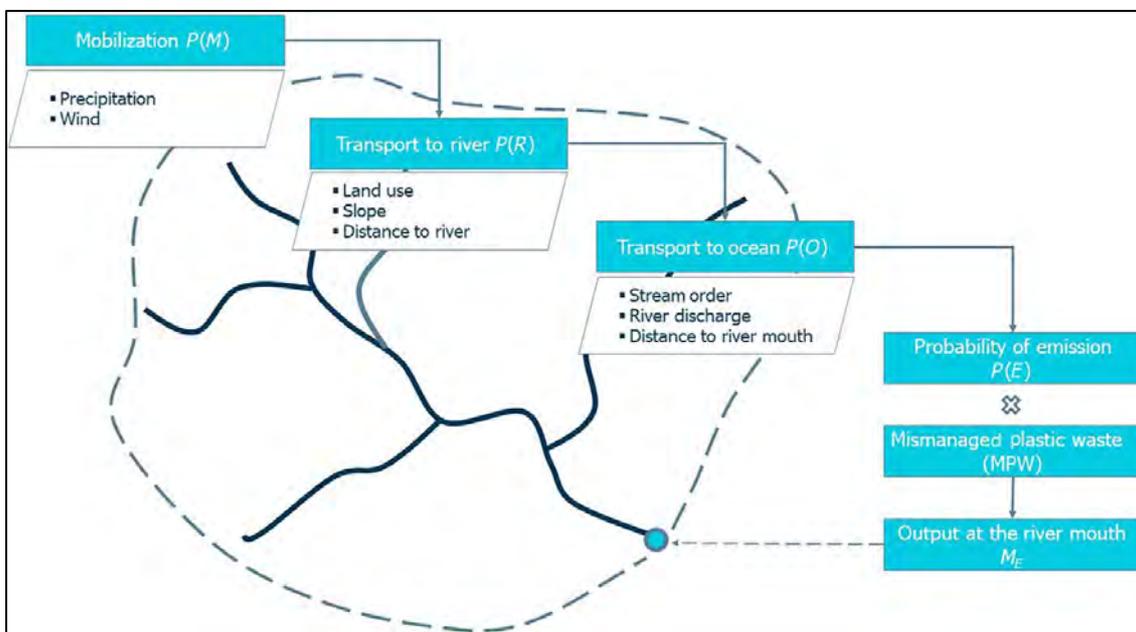


Fig. 10 Mecanismos de transporte y variables físicas y ambientales asumidas en el modelo de probabilidad de (Meijer et al., 2021). La descarga de plástico al río es el resultado de multiplicar la probabilidad de emisión $P(E) = f(P(M), P(R), P(O))$ con la cantidad estimada de desechos mal gestionados.

Otras consideraciones a tener en cuenta sobre el modelo probabilístico desarrollado por Meijer y colaboradores, son las limitaciones reconocidas por sus autores, ya que no se tienen en cuenta las variaciones temporales por zonas climáticas como regímenes de crecidas, eventos extremos o fenómenos climáticos adversos, subestimaciones de la fracción de plástico en la columna de agua que tienden a subestimar el flujo total, no diferencian entre el tipo y característica de los plásticos cuyas propiedades pueden influir en el grado de transporte y flotabilidad, además no se tiene en cuenta estructuras reguladoras (presas y represas) o esfuerzos locales de extracción que disminuyen la cantidad de plásticos que llegan al mar, que pueden introducir variaciones en el modelo hasta un factor de 10 con un intervalo de confianza del 95% (Meijer et al., 2021).

En cualquier caso, los resultados obtenidos han sido mucho más robustos que estudios anteriores, al introducir parámetros determinantes en la evaluación de la probabilidad de exportación final de basura marina al océano.

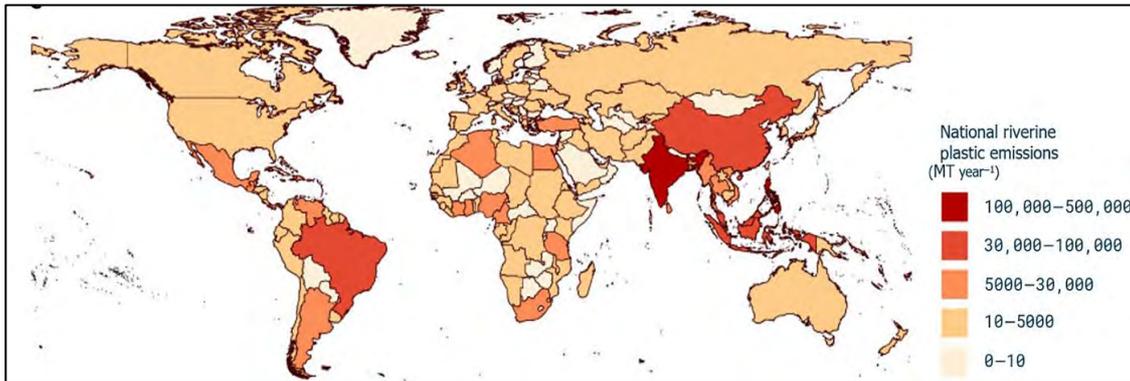


Fig. 11 Representación gráfica de los resultados del modelo probabilístico de emisión de basura marina presentado por países. Extraído de (Meijer et al., 2021).

Los resultados del modelo, y lo que constituye la base de la cuantificación de basura adoptada para el cálculo de los puntos de vertido en el desarrollo de este trabajo se pueden visualizar en [River Plastic Pollution Sources • The Ocean Cleanup](#).

2.2.4 Modelo Numérico de Transporte TESEO:

TESEO es el modelo numérico utilizado para simular el transporte de la basura marina en el océano, comprobada su utilidad con anterioridad para usos del mismo fin (Núñez et al., 2019; Ruiz et al., 2022), creado por el IHCantabria (Abascal et al., 2007) fue desarrollado inicialmente para predecir la evolución de derrames y el transporte y la degradación de contaminantes hidrocarburos a escala regional o local. En la actualidad TESEO, cubre un espectro mucho más amplio, y es capaz de simular la deriva de objetos flotantes y personas en el medio marino (IHCantabria, 2022).

La utilización de esta herramienta ha sido reconocida y avalada en varios estudios realizados hasta la fecha (Abascal et al., 2007, 2009, 2010, 2017; Chiri et al., 2019; Núñez et al., 2019; Ruiz et al., 2022). El módulo de TESEO utilizado es el de Transporte que deriva de un modelo bidimensional de partículas Lagrangiano donde en cada paso de tiempo, la nueva posición de la partícula se calcula por la superposición de los transportes inducidos por el flujo medio, las mareas, el viento/las olas y la dispersión turbulenta (Abascal et al., 2007). La ecuación que resuelve el modelo para calcular la nueva posición de la partícula para cada paso de tiempo es la siguiente⁶:

⁶ Los valores y fórmulas expuestas en esta sección han sido extraídas de los estudios (Abascal et al., 2007) y (Chiri et al., 2020).

$$\frac{d\vec{x}}{dt} = \vec{u}a(\vec{x}, t) + \vec{u}d(\vec{x}, t)$$

$$\frac{d\vec{y}}{dt} = \vec{v}a(\vec{y}, t) + \vec{v}d(\vec{y}, t)$$

$$\frac{dz}{dt} = \vec{w}a(\vec{z}, t) + \vec{w}f(\vec{z}, t) + \vec{w}d(\vec{z}, t)$$

Donde:

- ua, va y wa son las componentes de la velocidad advectiva.
- ud, vd y wd son las componentes de la velocidad difusiva.
- wf la velocidad de ascenso de las partículas.
- x es la posición de la partícula en un momento t dado.

La velocidad advectiva es calculada como la combinación de los valores vectoriales de corrientes, velocidad del viento y la deriva de Stoke.

$$\vec{u}a = Cc * \vec{u}c + Cd * \vec{u}w + Ch * \vec{u}h$$

Donde:

- uc es la velocidad superficial de la corriente.
- uw es la velocidad del viento a una altura de 10 m sobre la superficie del mar
- uh es la componente de la onda inducida por la deriva de Stokes calculada como $uh = \frac{gH}{8C}$, siendo g la aceleración de la gravedad, H la altura significativa de ola y C la celeridad del tren de ondas.
- Cd y Ch son los valores del coeficiente de arrastre del viento, y de ola respectivamente, el coeficiente Cc se incluye para tener en cuenta el efecto de la incertidumbre en las corrientes simuladas (Abascal et al., 2007)

La componente de la velocidad difusiva deriva de la ecuación:

$$ud = \sqrt{\frac{6D}{\Delta t}}$$

Donde: D es el coeficiente de difusión que varía en el rango de 1-100 m²/s según (ASCE, 1996)

En nuestro estudio, al tratarse de un modelo bidimensional, que simulará el transporte horizontal del plástico, la componente z de la ecuación queda anulada, en concordancia se realizan otras asunciones y simplificaciones de manera que el esfuerzo computacional no sea demasiado exigente y lograr un equilibrio modelación/resultados a fines lograr los objetivos propuestos, de esta forma: se desprecia el efecto de la onda inducida por la deriva de Stokes, se asume un valor de $Cd = 0.03$, variable en un rango de 0.03 a 0.012 en dependencia de la flotabilidad del

plástico (Yoon et al., 2010), y en consonancia con estudios previos (Pereiro et al., 2018; Rodríguez-Díaz et al., 2020), este coeficiente influye directamente en el grado en que el viento ejerza mayor o menor arrastre sobre la partículas.

El valor del coeficiente de difusión ha sido fijado en la media de valores de referencia $50 \text{ m}^2/\text{s}$ (ASCE, 1996). Adicionalmente y como se comentaba en las secciones anteriores se desprecian los posibles procesos de degradación (Ver Sección 1.1.2) que pueden sufrir los plásticos flotantes, asumiendo que no existen cambios de densidad y por tanto el coeficiente de difusión es constante para todas las partículas simuladas, de esta forma los posibles cambios en el movimiento de las partículas estarán determinados por su vulnerabilidad a los forzamientos a los que serán sometidos.

2.3 Metodología y marco conceptual

La metodología utilizada responde a los objetivos planteados, valiéndose de los materiales descritos en la sección anterior. El resultado esperado corresponde a un mapa espacial que represente la probabilidad acumulada según la estación del año, de esta manera, se puede analizar de una forma más visual el impacto de la estacionalidad sobre el transporte de la basura. Se ha elaborado un marco metodológico conceptual, que ilustra el flujo de trabajo utilizado (véase Fig. 12).

Hay que destacar que el modelo conceptual ejemplifica el proceso seguido para obtener los mapas de probabilidad acumulada para una sola estación del año, el proceso se ha repetido para cada estación por separado, además se ha simulado dos casos de forzamientos Caso N^o1 (Viento y Corrientes) y Caso N^o2 (Corrientes) con el objetivo de diferenciar con estos casos el comportamiento de la basura bajo la presencia/ausencia de distintos forzamientos.

Marco conceptual

Flujo de trabajo utilizado para el desarrollo de la metodología (Se realiza para cada estación por separado)



Fig. 12 Marco metodológico ilustrativo utilizado para el estudio. Elaboración propia.

2.3.1 Dominio Espacial

El área de estudio como se ha comentado antes abarca parte del Atlántico norte y su límite terrestre es la costa occidental de la Península Ibérica, aproximadamente 966 km de costa, zona potencial desde donde se exporta la basura hacia el mar, ya que en esta línea costera se produce la descarga de importantes sistemas fluviales tales como el Miño, el Tajo y el Mondego, que introducen anualmente más de 5 toneladas de residuos plásticos al mar cada uno, la línea de costa analizada comienza en la Ría de Ferrol ubicada en el punto (43° 27' 45.340"N), (8° 20' 57.194"W) y termina en la desembocadura del Río Tajo en Lisboa, Portugal (38° 39' 10.912"N), (9° 18' 17.352"W). La malla de recorte utilizada corresponde a las coordenadas (49°N, -1°E, 34°S, -14°W), el criterio de selección ha sido lograr diferenciar una área del océano atlántico lo suficientemente abarcadora para analizar los resultados, buscando la correspondencia entre la escala temporal y las resoluciones espaciales de los datos de corrientes y vientos utilizados

2.3.2 Cuantificación de la descarga de basura marina

Como se ha explicado anteriormente la base de la cuantificación de basura han sido los resultados obtenidos por el estudio de Meijer y colaboradores, (Ver Sección 2.2.3). El procedimiento utilizado, parte de caracterizar las zonas por las que se produce la descarga y analizar la exportación por zonas. Los 107 puntos identificados que comprenden los países de España y Portugal se pueden visualizar en el **Anexo I** de este documento. Los resultados obtenidos señalan que en la zona de estudio se produce anualmente una exportación de basura al mar de 117.500,00 Kg/año, de los que el 87,15 % representa la descarga desde sistemas fluviales, seguido de los puertos con un 6,64%, las playas y la costa con un 5,87 %, y otras zonas tales como parques urbanos con un 0.17%, lo que corrobora los resultados del estudio de (Meijer et al., 2021) a una escala regional.

2.3.2.1 Determinación de los puntos de vertido potenciales

Llamamos puntos no potenciales a aquellos puntos cuya descarga anual es inferior a los 1000 kg/año. En cambio, llamamos puntos potenciales a aquellos puntos que cumplan con dos condiciones predichas, la primera considerar que por él se produce una descarga de desechos plásticos anual superior a los 1000 kg y la segunda, que existan a su alrededor al menos 3 puntos no potenciales con una distancia menor de 50 km hasta su origen. La necesidad de establecer puntos de vertidos potenciales nace de conseguir un equilibrio computacionalmente aceptable para la obtención de resultados representativos, ya que simular 107 puntos de vertidos sería computacionalmente exigente.

2.3.2.2 Agrupación de puntos de vertido. Criterios de selección.

Para agrupar los puntos de vertido se desarrollan una serie de criterios que permitieron almacenar la mayor cantidad de información en la menor cantidad de

puntos. Teniendo en cuenta que los ríos representan un 87.15% del total (117.500,00 kg/año) reunidos en 78 puntos, caracterizar la entrada basada en la descarga fluvial proporciona más del 85% de la exportación anual total.



Tabla 2 Valores asociados a la descarga desde varias entradas. Elaboración propia

Se ha decidido seleccionar las zonas con mayor cuantía de desechos vertidos y la mayor cantidad de puntos emisores, en este caso los ríos con 78 puntos y 87,15%. De esta forma se ha reducido a una, las zonas⁷ con la que se trabaja en el estudio. Teniendo en cuenta los criterios anteriores se decide seleccionar los puntos con valores >200 kg/año representando el 87,32% del total general de la entrada. Estos resultados representan 9 puntos, agrupados por el criterio comentado al inicio y se nombran por los ríos/rías más representativas del conjunto (véase la Tabla 3), de esta forma se ha logrado agrupar los puntos no potenciales con los puntos potenciales, ha de tenerse en cuenta que se ha buscado una proporción de distancia lo más semejante posible entre los puntos a agrupar y la nueva posición establecida (véase la Fig. 13).

Descripción	Punto	Latitud	Longitud	kg/año	% que aporta
Ferrol, Coruña, Corme y Laxe	1	43.499729°	-8.551852	12200 ●	11.89
Muros, Noia y Arousa	2	42.588726°	-9.242291°	7700	7.50
Pontevedera, Vigo y Biona	3	42.264239°	-9.050078°	18800 ●	18.32
Miño	4	41.841435°	-9.029818°	5200	5.07
Ave, Lima & Cavado	5	41.447849°	-8.928814°	15100 ●	14.72
Duero y Leixoe	6	41.232994°	-8.892844°	18500 ●	18.03
Aveiro	7	40.644707°	-8.921682°	4700	4.58
Mondego, y Lis	8	40.067640°	-9.088117°	4500	4.38
Tajo	9	38.572244°	-9.410553°	15900 ●	15.50

● Solo estos cinco puntos aportan más del 78 % de la descarga.

Tabla 3 Puntos potenciales utilizados en el Modelo de transporte. Elaboración propia

⁷ Para diferenciar entre ríos, playas, costas, puertos u otra tipología de zona por las que se produzcan vertidos de desechos plásticos desde la tierra hacia el mar.



Fig. 13 Puntos seleccionados para el lanzamiento de la basura marina. En la figura se puede observar el porcentaje que representa cada punto de las 102,6 t anuales de basura cuantificada en los ríos analizados, junto a su ubicación geográfica en coordenadas decimales.

2.3.3 Definición de la escala temporal

La experiencia previa, p.ej. los tiempos de llegada de hidrocarburo en el Golfo de Vizcaya durante el accidente del Prestige, indica que una sustancia flotante en la costa de Galicia puede alcanzar la costa de Cantabria y de Francia en aproximadamente 30 días. Dado que el dominio de cálculo incluye tanto el Golfo de Vizcaya como el sur de la Península, se ha considerado un período amplio, de 60 días, para poder evaluar tanto la posible entrada en el Golfo de Vizcaya, como la llegada al sur de la península.

2.3.4 Tipología de basura

En este estudio diferenciamos la tipología de basura simulada a partir de los forzamientos a los que serán sensibles, como se ha explicado anteriormente, las propiedades físicas de los materiales poliméricos determinan su exposición a ciertas fuerzas de arrastre, de esta forma existirán materiales con mayor susceptibilidad al arrastre de viento y otros al de las corrientes marinas, si bien este estudio no se basa en una diferenciación profusa del tipo de material polimérico que puede ser transportado en el mar, se lanzan dos escenarios de forzamientos, uno donde las

partículas estén sometidas al arrastre de las corrientes (Caso N°2) y otras donde la combinación de corrientes y vientos caractericen el transporte y dispersión de la basura (Caso N°1), se presume que estos escenarios diferentes pueden dar cierta información sobre el comportamiento de los materiales que componen la descarga.

2.3.5 Estacionalidad de la descarga

Si bien los datos extraídos que cuantifican la descarga tienen una intensidad anual y para nada estacional, se ha determinado confeccionar 4 escenarios diferentes que describirán las estaciones del año: invierno, primavera, verano y otoño, para tener en cuenta el efecto de la estacionalidad en el transporte y dispersión de la basura marina.

2.3.6 Método de Montecarlo

EL método de Montecarlo es una simulación de probabilidad múltiple que realiza un muestreo aleatorio repetido de datos de entrada para obtener la probabilidad de que se produzcan una serie de resultados (IBM, 2021).

En nuestro estudio el algoritmo realiza diferentes escenarios igual de probables de los forzamientos dados, tomando fechas aleatorias de la base de datos proporcionadas y extrayendo la información necesaria para poner el marcha el modelo de transporte y mapear los resultados basados en una función de probabilidad acumulada, conociendo la función de densidad de probabilidad de cada escenario (PDF) aleatorio a partir del cual puede generarse la curva de distribución de probabilidad acumulada (CDF).

Para la simulación de Montecarlo se ha utilizado un código de Matlab, predefinido en el intervalo de tiempo desde el 01-01-1993 al 31-12-2019, la resolución temporal de los datos es horaria, lo que resulta en 449.280,00 datos horarios de corrientes y vientos del que se seleccionan aleatoriamente información (véase la Fig. 14) hasta completar el número de escenarios fijado. La selección aleatoria se basa en la extracción de datos de una fecha incierta igual de probable que cualquier otra, a modo de ejemplo: para el Caso N°1 se combinan los datos extraídos de viento y corrientes para una misma fecha, que serán los forzamientos introducidos en TESEO, este proceso se repite en bucle hasta completar los N escenarios prefijados y se almacena la información en ficheros **.mat** con la correspondiente probabilidad de distribución espacial para cada escenario de un punto específico.

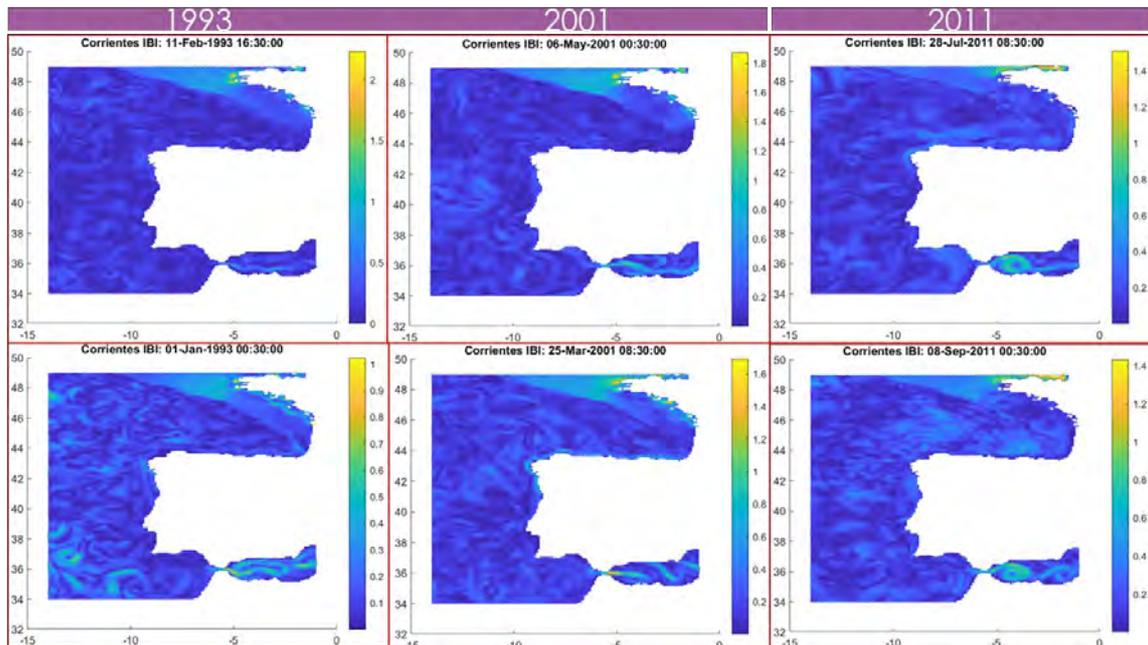


Fig. 14 Representación de varios escenarios aleatorios de corrientes para diferentes años. La Fig. muestra datos de corrientes aleatorios utilizados para la conformación de escenarios en el modelo, los datos corresponden a tres años distintos, en días y horas diferentes con la misma probabilidad de aparición, a la derecha (Eje y) se puede observar la intensidad de la corriente en m/s-1. Elaboración propia. **Nótese que las figuras se han mostrados en diferentes escalas, para facilitar la visualización de la imagen.*

2.3.7 Modelado numérico del transporte

Finalizada una simulación aleatoria de Montecarlo de corrientes (Caso N°2) o de corrientes y viento (Caso N°1), se modela el transporte y dispersión de la basura con el modelo numérico TESEO previamente explicado. Para la automatización en la utilización del modelo, se utiliza un código de Matlab, este código lee la información almacenada en archivos de configuración editables, con los datos referentes al número de partículas, los días de simulación, la flotabilidad del vertido, el coeficiente de difusión D , el coeficiente de arrastre del viento C_d , la resolución de la malla utilizada y las coordenadas de los 9 puntos de vertido utilizados. Así pues, el modelo simulará la trayectoria de la partícula para cada escenario de Montecarlo por punto de vertido, tipología de basura y estación del año.

El número de partículas utilizadas se ha fijado siguiendo las consideraciones de estudios anteriores (Carlson et al., 2017; Lebreton et al., 2012; Liubartseva et al., 2016), formalmente los estudios atribuyen el número de partículas liberadas al muestreo realizado en cada zona analizada, tratando de asemejar el número de objetos muestreados con el largo, ancho y la profundidad del transecto. Para este estudio en concreto el número de partículas se ha establecido siguiendo los criterios descritos y la similitud con otros estudios como el de (Abascal et al., 2010; Barker & Galt, 2000), donde se establece en 1000 el balance computacionalmente óptimo para el número de partículas; en correspondencia, se utiliza para desarrollar este estudio un número de 1000 partículas vertidas.

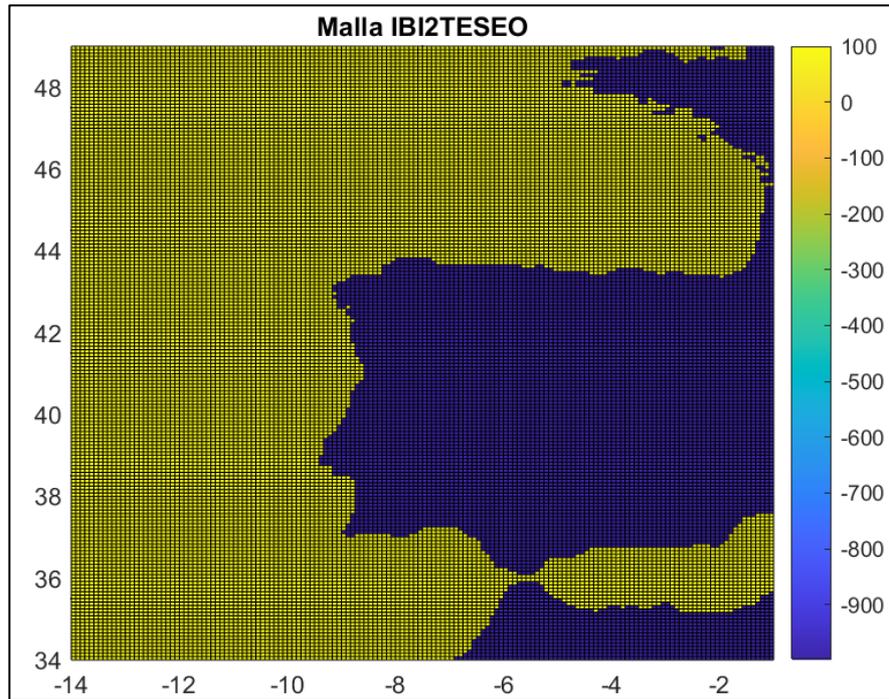


Fig. 15 Malla de Teseo utilizada en el Modelo de Transporte. Elaboración propia.

Dada la resolución de la malla se propone un paso de tiempo de 600s tratando de que cada partícula aproveche la información de cada cuadrícula del campo de velocidades (Abascal et al., 2010). El coeficiente de arrastre C_d y el coeficiente de difusión D se establecen en 0.03 y 50 m^2/s respectivamente, considerando además las simplificaciones descritas en la Sección 2.2.4 de este documento.

El número de escenarios se ha establecido realizando un análisis de sensibilidad en el modelo, para ello se han simulado 300 escenarios para dos puntos aleatorios de los 9 observados, el objetivo es mapear la probabilidad acumulada para un conjunto de 50, 100, 150, 200, 250 y 300 escenarios y observar la variabilidad espacial de las partículas hasta alcanzar un número de escenarios donde el modelo se encuentre en equilibrio, a partir del cual, el aumento del número de escenarios no introduce cambios significativos en los factores físicos del modelo. Se ha seleccionado aleatoriamente el punto N°6 ubicado en las coordenadas (42.204658° -9.073567°) para simular el caso N°1 (Viento y Corriente) y el punto N°3 ubicado en las coordenadas (42.264239° -9.050078°) para simular el caso N°2 (Corrientes) ambos durante la estación de Invierno.

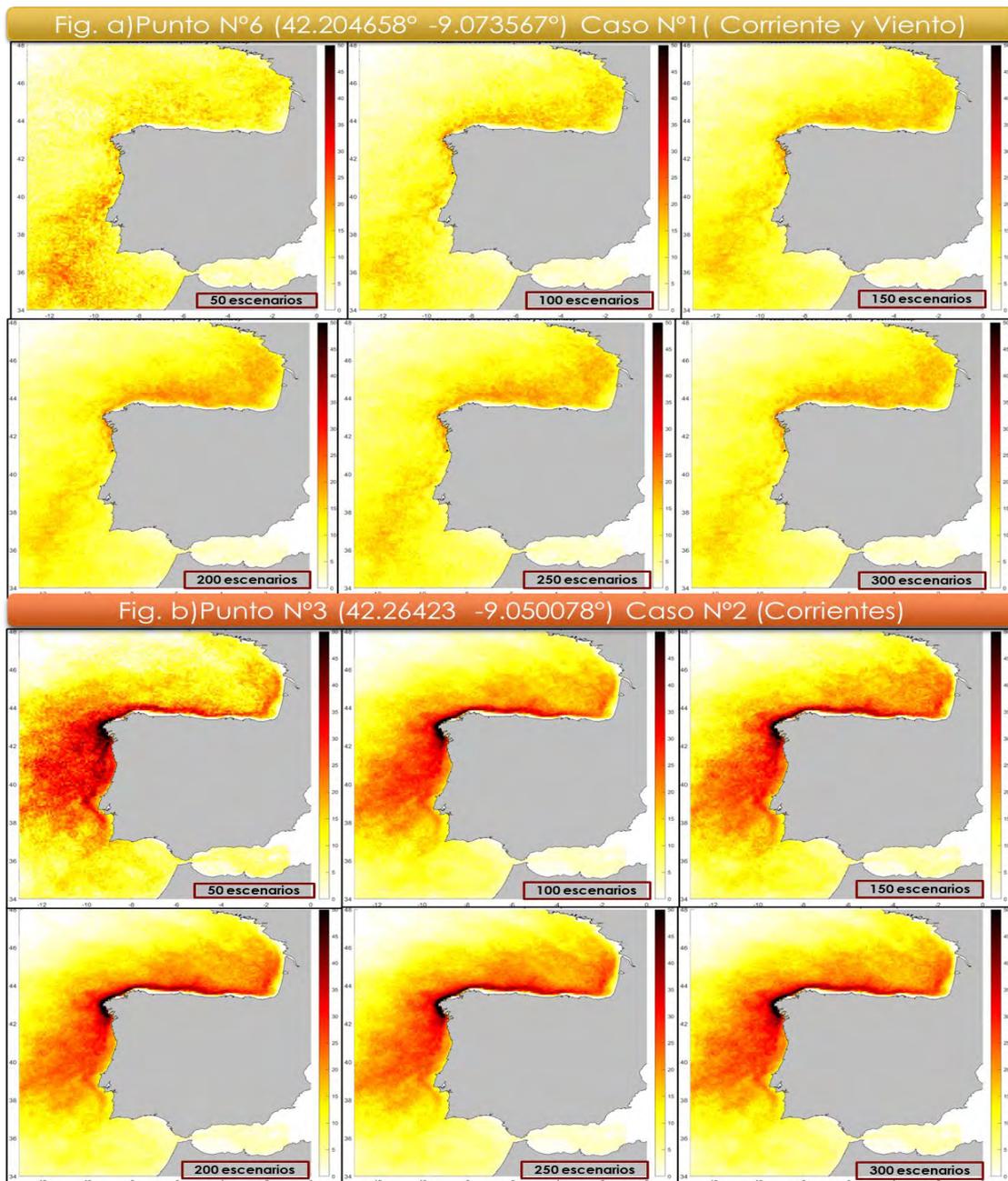


Fig. 16 Análisis de Sensibilidad al Número de Escenarios para los puntos N°6 (Fig. a) Caso N°1) y N°3 (Fig. b) Caso N°2). La Fig. b) muestra como a partir de 100 escenarios el modelo tiende a estabilizarse alcanzando el equilibrio en los 150 escenarios; en el caso de la Fig. a) el equilibrio empieza a alcanzarse en los 150, hasta estabilizarse en los 200. Elaboración propia.

Como se muestra en la Fig. 16 con 50 escenarios, las partículas tienden a ir hacia el Sur en ambos casos; en la Fig. b) a partir de 100 escenarios el modelo tiende a estabilizarse y alcanzar ligeramente el equilibrio en los 150 escenarios; en el caso de la Fig. a), el equilibrio empieza a alcanzarse en los 150 escenarios hasta estabilizarse en los 200. El análisis de sensibilidad concuerda con los resultados de otros estudios, por ejemplo (Abascal et al., 2010) donde se obtiene de forma similar una respuesta óptima a 200 escenarios mientras se mantiene el compromiso entre el número de simulaciones y el esfuerzo computacional dedicado. Por tanto, se asume como óptimo un número de 200 escenarios.

CAPÍTULO III

3.1 Resultados

Siguiendo el marco metodológico, se modelaron dos casos de forzamientos: Caso N°1 (Corrientes y Vientos) y Caso N°2 (Corrientes), realizando 200 escenarios por cada caso y para los 9 puntos seleccionados, a su vez se simuló el transporte en las cuatro estaciones del año, para un total de 14.400,00 simulaciones lanzadas, el tiempo total de la simulación fue de 22 días.

Los resultados obtenidos responden a la metodología planteada anteriormente y el análisis de resultados se divide en dos partes:

1. Análisis de la influencia de la estacionalidad en la distribución espacial de basura.
2. Caracterización de la dispersión basada en los forzamientos.

Los resultados obtenidos para el análisis de la estacionalidad en la distribución espacial de basura se representan en forma de mapas de probabilidad acumulada, dicha probabilidad se puede definir para un punto X en el espacio, como la suma de la probabilidad de que para los N escenarios simulados al menos una partícula i pase por una de las celdas de la malla, que espacialmente represente al punto X analizado. Estos mapas de probabilidad se representan en figuras comparativas de los 9 puntos para cada estación del año por separado (véase Figs. 17,18, 19 y Anexo II). Además se aporta una comparación para cada punto en las cuatro estaciones del año y para cada caso simulado (véase Anexos IV y V)

3.1.1 Análisis de la influencia de la estacionalidad en la distribución espacial de basura

En la Fig. 17 se aprecia la dispersión de la basura para los 9 puntos analizados, observándose que, con excepción del punto N°9, el comportamiento en la estación de invierno demuestra una afección mayor en la parte norte de la Península y una tendencia a la acumulación de basura en el Golfo de Vizcaya.

Es interesante observar como el punto N°1 (más cercano al Golfo de Vizcaya) tiende a desviarse más hacia el Norte sin mucha interacción con los límites de la línea de costa mientras que los puntos del 2 al 8, aquellos situados en la fachada occidental y más alejados, presentan mayores probabilidad de acumulación en el Golfo, registrando además las mayores probabilidades de aparición en todo el límite de la línea de costa respecto a la evolución del punto N°1 (véase Fig. 17), se cree que estas diferencias de comportamiento entre el punto N°1 y el resto de los puntos es debido a que este se encuentra menos expuesto y más protegido por la costa.

Por otro lado, el punto N°9 presenta un comportamiento homogéneo durante todo el año, describiendo una notable zona de acumulación en el Suroeste de la Península con dirección al Archipiélago de las Islas Canarias, aunque la resolución espacial de la malla no permite verificar esta última hipótesis.

CASO N°1 (VIENTO Y CORRIENTES)

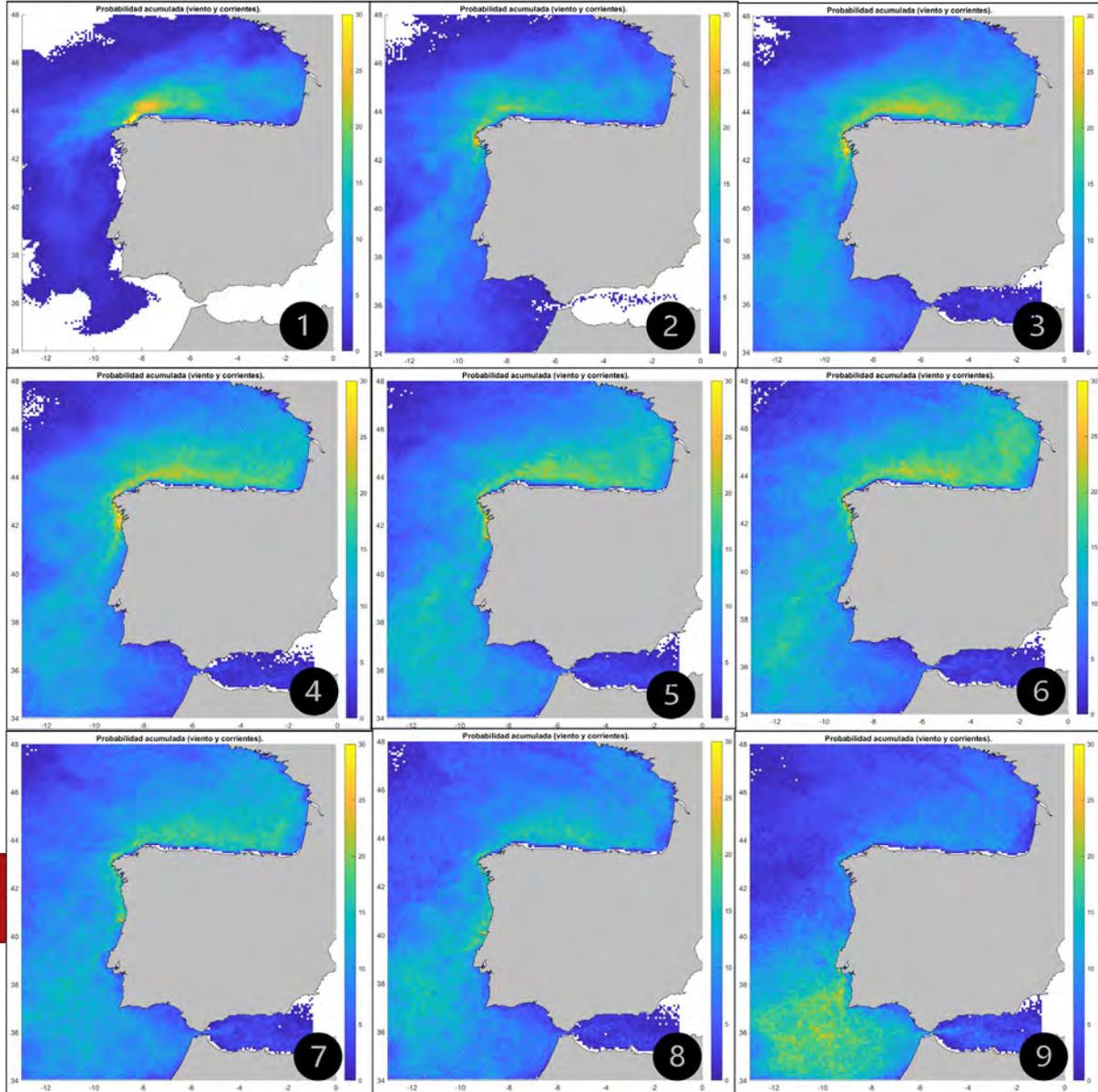


Fig. 17 Dispersión de la basura en la estación de invierno para los 9 puntos analizados. El punto 9 presenta un comportamiento diferente al resto, describiendo una zona de acumulación en el Suroeste de la Península. **Nótese que se ha reducido la escala de color a un 30%, en ningún caso esto significa una reducción en los valores de la probabilidad acumulada real, sino que se ha reducido la degradación de la escala de color para obtener una mejor visualización de los resultados por parte del lector. Para contrastar variaciones en la visualización de los resultados a escalas de 100%,50% y 30% remítase al Anexo III.*

En primavera (véase la Fig. 18), se registra un comportamiento diferente y la tendencia es dirigirse hacia el Sureste, solo los puntos 4, 5, 6, y 7 registran probabilidades, aunque bajas, de acumulación en el Golfo de Vizcaya, lo mismo ocurre en Otoño, siendo similar el comportamiento, aunque en Otoño se puede observar como la probabilidad de aparición es de un orden de dos veces el valor registrado en primavera para algunos puntos.

CASO N°1 (VIENTO Y CORRIENTES)

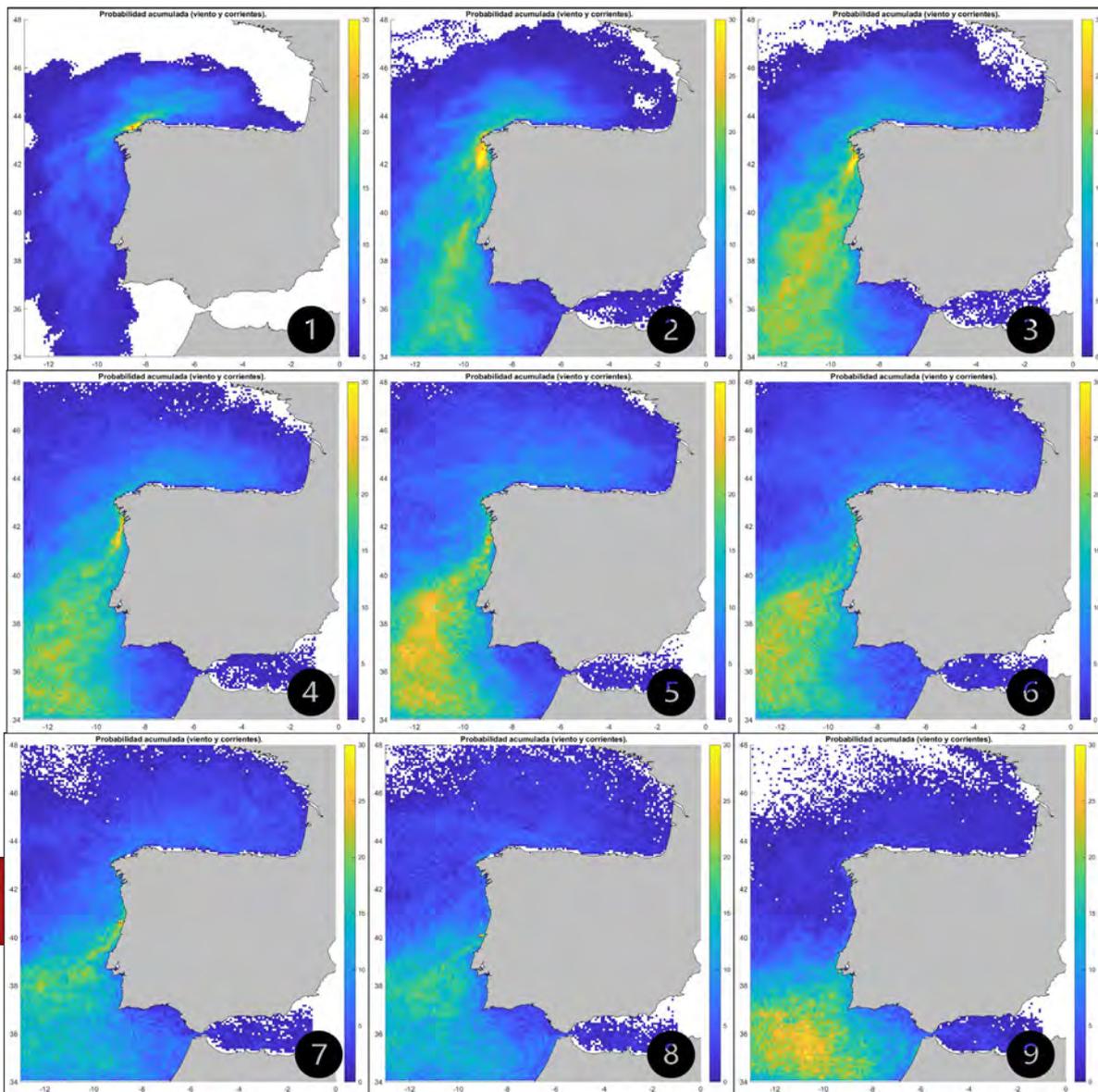


Fig. 18 Dispersión de la basura en la estación de Primavera para los 9 puntos analizados. El comportamiento reportado es similar a la estación de Otoño (Ver Anexo II) y ambos difieren con la estación de Invierno, existiendo un claro patrón de transporte hacia el Sur de la Península. **Nótese que se ha reducido la escala de color a un 30%, en ningún caso esto significa una reducción en los valores de la probabilidad acumulada real, sino que se ha reducido la degradación de la escala de color para obtener una mejor visualización de los resultados por parte del lector. Para contrastar variaciones en la visualización de los resultados a escalas de 100%,50% y 30% remitase al Anexo III.*

En la Fig. 19 se muestra el patrón de la dispersión en la estación de verano, observándose una presencia prácticamente nula en la cabecera norte de la península, solo el punto N°1 registra valores muy bajos entorno al 0.3% de probabilidad de aparición en el Golfo de Vizcaya. Por otro lado, sí que se aprecia un comportamiento homogéneo para el resto de los puntos, con un patrón muy marcado en dirección Sureste, con una probabilidad acumulada para los puntos 2, 3, 4, 5 y 6 entre el 60%-70%.

CASO N°1 (VIENTO Y CORRIENTES)

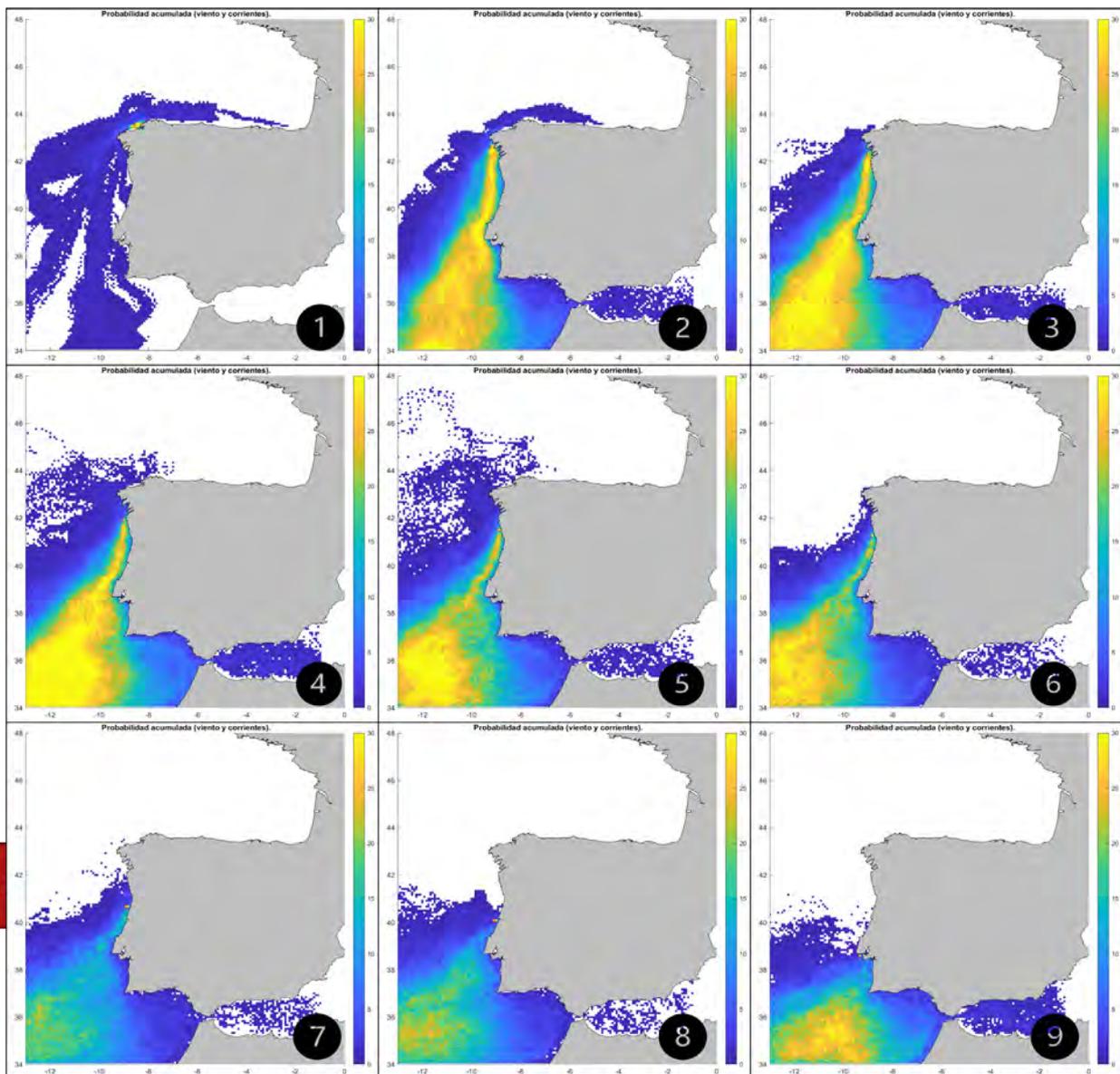


Fig. 19 Dispersión de la basura en la estación de Verano para los 9 puntos analizados. **Nótese que se ha reducido la escala de color a un 30%, en ningún caso esto significa una reducción en los valores de la probabilidad acumulada real, sino que se ha reducido la degradación de la escala de color para obtener una mejor visualización de los resultados por parte del lector. Para contrastar variaciones en la visualización de los resultados a escalas de 100%,50% y 30% remitase al Anexo III.*

En resumen, las diferencias más significativas detectadas, ocurren en las estaciones de Verano e Invierno, no solo en cuanto a la probabilidad de acumulación sino en el patrón del transporte, así en Invierno, los forzamientos que inducen las partículas a moverse lo hacen de una forma más heterogénea sin observarse patrones claros en el movimiento, aunque la tendencia es mayoritariamente hacia el Sur para la mayoría de los puntos en el resto de las estaciones.

En el caso del Verano no existe heterogeneidad y el transporte es dirigido completamente hacia el Sur con un patrón muy marcado. Nótese que en general los valores de probabilidades registrados para el Caso N^o1 (Viento y Corrientes) son bajos en comparación con los registrados para el Caso N^o2 (Corrientes), en aras de facilitar al lector, la observación del comportamiento de la distribución espacial se ha utilizado una escala hasta el 30% de probabilidad para las 4 estaciones del Caso N^o1. Para la comparación de los resultados de los diferentes casos entre sí, se utiliza una misma escala de probabilidad graduada hasta el 50%. En cualquier caso, la reducción de la escala solo tiene un efecto visual, y el contraste de resultados se realiza con mayor facilidad, (véase Anexo III).

3.1.2 Caracterización de la dispersión basada en los forzamientos

Si analizamos la dispersión basada en los forzamientos se observan diferencias, la primera de ellas es entre el patrón dibujado por la trayectoria y la segunda la intensificación de los valores de probabilidad⁸:

A priori, en el Caso N^o2, se observa un patrón de movimiento mucho más fuerte, lo ocurrido en el Caso N^o2 se debe a que las partículas solo están sometidas al forzamiento de la corriente y al tratarse de un único forzamiento, en el que al parecer la velocidad de la corriente de los años analizados reportan pocas variaciones para los escenarios lanzados, se mantiene una trayectoria casi constante, reportando valores cercanos al 75% de probabilidad en el centro del cono de trayectoria, lo que significa que en esta zona, al menos una partícula alcanzó una de las celdas del interior del cono en al menos 150 de los escenarios lanzados.

Al no existir viento, la probabilidad de acumulación solamente está ligada a un forzamiento, en este caso las corrientes marinas, por tanto, las variaciones son menores y, por ende, el transporte en el océano, ya que el viento tiene un movimiento más desordenado y está sujeto a una alta variabilidad.

Aunque puede suponerse que las corrientes tienen un impacto mayor en el transporte de la basura marina por la intensificación de los valores de probabilidad acumulada obtenido en el mapeado, ocurre lo contrario, siendo el efecto del viento mayor. Lo que ocurre en el Caso N^o1 se puede explicar viendo el ejemplo de la Fig. 20

⁸ Los mapas de probabilidad acumulada para el Caso N^o2 (Corrientes) pueden observarse en el Anexo V de este documento, agrupados para cada punto por estación.

CASO N°2 (CORRIENTES)

CASO N°1 (VIENTO Y CORRIENTES)

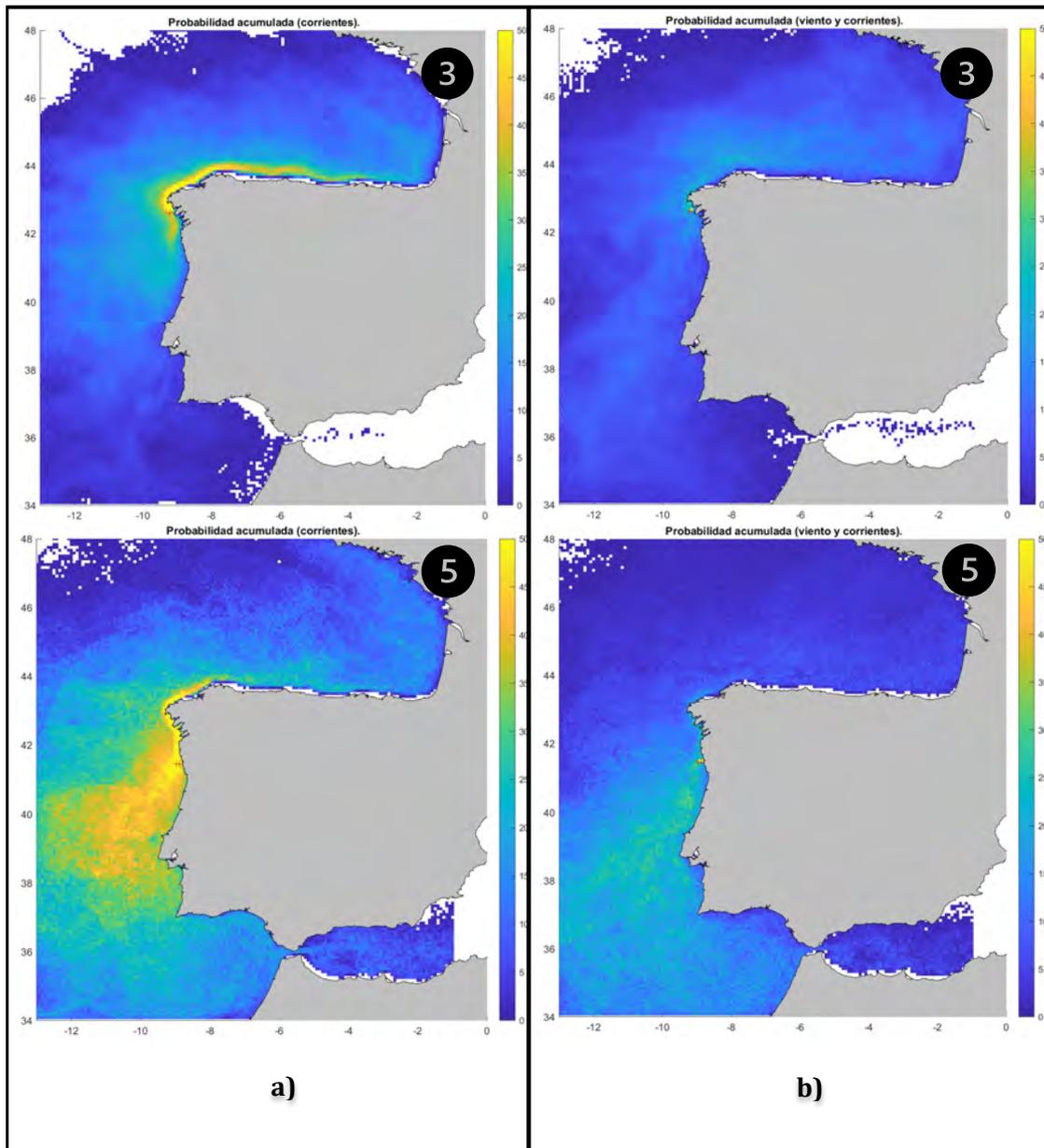


Fig. 20 Diferencias en la intensidad del patrón descrito en distintas estaciones para los puntos N°3 y N°5 en cada caso para forzamiento del Caso N°1 (Corrientes y viento)(Fig. b) y del Caso N°2 (Corrientes)(Fig. a) *Nótese que para la caracterización de la dispersión basada en los forzamientos se ha utilizado una escala de colores análoga para ambos Casos analizados, con un máximo de 50% de probabilidad acumulada, que difiere de la utilizada para el análisis de la estacionalidad.

Como se puede observar en la Fig. 20 para los 60 días de transporte simulados, en el Caso N°1 (Viento y Corrientes), casi la totalidad de la basura ha arribado a la costa, debido a la influencia del viento y su rapidez en la traslación de la basura. Este fenómeno se aprecia en la Fig. 20 b) donde a la vista no se aprecia patrones claros de acumulación como en el caso de la Fig. 20 a), ya que en este estudio no se ha tenido en cuenta el arribo a la línea de costa (véase la Sección 2.1) y por tanto no se

representa en los mapas de probabilidad obtenidos, sin embargo a los 60 días del transporte, la acumulación en costa es muy probable que ya haya llegado al 100%.

3.2 Discusión

Tras haber desarrollado la metodología propuesta utilizando datos meteoceánicos de viento y corrientes y una simulación de Montecarlo, para la obtención de escenarios aleatorios equiprobables, se logró simular el transporte y dispersión de la basura marina con el Modelo Numérico de Transporte Teseo. Los resultados obtenidos muestran las principales diferencias en la dispersión de la basura en las estaciones Invierno- Verano, siendo el comportamiento en las estaciones Primavera -Otoño poco variables y con movimiento predominante hacia el Sur.

Las principales diferencias observadas en Invierno-Verano pueden deberse a la influencia del viento en la temporada de Invierno, debido a las variaciones en la célula de altas presiones de la costa africana y la célula de bajas presiones de Groenlandia lo cual conduce los vientos en dirección noreste de la Península, promoviendo la concentración de partículas en el Golfo de Vizcaya. Por el contrario, en la estación de Verano, la basura tiende a acumularse en el Sureste del Océano Atlántico, y se registra una alta acumulación en la zona baja del área de estudio. De esta forma la basura descargada en mar durante el invierno se acumula en la costa norte de España y el Golfo de Vizcaya, mientras que en Verano, la basura se dirige con dirección Sureste, sin afectar a la península de forma significativa. Las probabilidades obtenidas son menores del 70 % para todos los casos analizados dentro del área de estudio, al término de 60 días.

Los análisis derivados de los Casos N^o1 y N^o2 demuestran la influencia del viento en el transporte. Para el Caso N^o1 a los 60 días de simulación, casi la totalidad de las partículas han llegado a la costa, aumentando la acumulación en esta zona. Por el contrario, la corriente muestra una velocidad más lenta y a los 60 días se puede observar aún las máximas concentraciones en el mar. Aunque estos forzamientos nunca intervienen por separado, el análisis ha servido para medir la influencia que tiene cada forzamiento analizado sobre la basura descargada en el mar.

CAPÍTULO IV

4.1 Conclusiones

La distribución de la basura marina en el océano es una problemática que no parece disminuir en el futuro cercano, el modelado numérico de partículas utilizado en este estudio puede predecir las probabilidades de aparición derivadas del transporte y dispersión de la basura. Este tipo de estudios, además, resultan necesarios para establecer instrumentos de predicción y gestión ante el impacto previsible de la basura sobre los ecosistemas marinos.

Obtenidos los resultados del estudio, se concluye que:

- La entrada de basura marina al mar desde la Costa Occidental representa un alto por ciento anual en la descarga relativa al resto de la península.
- Los ríos más contaminados y que inducen a una mayor descarga de desechos plásticos son el Río Lagares en Vigo 12,7 t/año, el Duero con 12,5 t/año, el Ave con 9,7t/año y el Miño con 5,0 t/año.
- El aporte conjunto a la contaminación por plástico de todos los sistemas fluviales que descargan en el occidente de la Península representa más del 85% del total de la contaminación general.
- Las principales variaciones estacionales en la distribución espacial de la basura se producen en Invierno-Verano, con comportamientos asimétricos en el sentido y dirección del transporte.
- El viento presenta una mayor influencia que las corrientes marinas sobre el tipo de basura analizada, debido al rápido arrastre hacia costa y la poca probabilidad registrada en mar, basada en el contraste de escenarios determinado por la influencia de casos combinados y aislados de forzamientos.

Aunque los objetivos han sido cumplidos, queda mucho por investigar para analizar la problemática de la basura marina en los océanos, por lo que a continuación se proponen, futuras líneas de trabajo.

4.2 Futuras líneas

1. Realizar un análisis de sensibilidad al número de partículas que pueden ser establecidos por la relación de basura muestreada en la costa. Esto puede ayudar a aumentar la resolución en el modelo y obtener una probabilidad mucho más acercada a la realidad.
2. Desarrollar los estudios sobre la influencia de los factores humanos y climatológicos en el aporte de basura plástica a los ríos y mares.
3. Integrar los resultados probabilísticos obtenidos de este modelado, con la cuantificación de basura realizada, con el fin de conocer la cantidad de basura, en términos de masa, que puede llegar a diferentes zonas del área estudiada (p.ej. espacios protegidos, áreas de especial interés, etc.) y cuáles son las fuentes que más aportan a la contaminación de cada zona específica.

BIBLIOGRAFÍA

- Abascal, Castanedo, S., Gutierrez, A. D., Comerma, E., Medina, R., & Losada, I. J. (2007). Teseo, an operational system for simulating oil spills trajectories and fate processes. *Proceedings of the International Offshore and Polar Engineering Conference*, 1751-1758.
- Abascal, Castanedo, S., Medina, R., & Liste, M. (2010). Analysis of the reliability of a statistical oil spill response model. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11), 2099-2110. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.008>
- Abascal, Castanedo, S., Medina, R., Losada, I. J., & Alvarez-Fanjul, E. (2009). Application of HF radar currents to oil spill modelling. *Marine Pollution Bulletin*, 58(2), 238-248. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.09.020>
- Abascal, Núñez, P., Mellor, A., Clements, A., Pérez, B., Cárdenas, M., Chiri, H., Medina, R., & Castanedo, S. (2017). A high-resolution operational forecast system for oil spill response in Belfast Lough. *Marine Pollution Bulletin*, 114(1), 302-314. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.042>
- Andrady. (2022). Weathering and fragmentation of plastic debris in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin*, 180, 113761. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113761>
- Andrady, A. L., & Neal, M. A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0304>
- Andrady, Sul y Costa. (2014, julio). *Microplastics in the pelagic environment around oceanic islands of the Western Tropical Atlantic Ocean*. ResearchGate.

https://www.researchgate.net/publication/278074456_Microplastics_in_the_pelagic_environment_around_oceanic_islands_of_the_Western_Tropical_Atlantic_Ocean

- Andrew, B. (2006). *Lagrangian Fluid Dynamics*. Cambridge University Press.
- ASCE, T. C. (1996). *State-of-the-art review of modeling transport and fate of oil spills. Journal of Hydraulic Engineering* 122(11), 594-609. (Vols. 594-609.).
- Barker, C., & Galt, J. (2000). Analysis of Methods Used in Spill Response Planning: Trajectory Analysis Planner TAP II. *Spill Science & Technology Bulletin - SPILL SCI TECHNOL BULL*, 6, 145-152. [https://doi.org/10.1016/S1353-2561\(00\)00041-4](https://doi.org/10.1016/S1353-2561(00)00041-4)
- Beron-Vera, F. J., & LaCasce, J. H. (2016). Statistics of Simulated and Observed Pair Separations in the Gulf of Mexico. *Journal of Physical Oceanography*, 46(7), 2183-2199. <https://doi.org/10.1175/JPO-D-15-0127.1>
- Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, Pub. L. No. Ley 42/2007, BOE-A-2007-21490 51275 (2007). <https://www.boe.es/eli/es/l/2007/12/13/42>
- Campoy, P., & Beiras, R. (2019). *Efectos ecológicos de macro-, meso- y microplásticos. ECOTOX_05_2019*. 38.
- Carlson, D. F., Suaria, G., Aliani, S., Fredj, E., Fortibuoni, T., Griffa, A., Russo, A., & Melli, V. (2017). Combining Litter Observations with a Regional Ocean Model to Identify Sources and Sinks of Floating Debris in a Semi-enclosed Basin: The Adriatic Sea. *Frontiers in Marine Science*, 4. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2017.00078>

- Carretero, O., Gago, J., & Viñas, L. (2021). From the coast to the shelf: Microplastics in Rías Baixas and Miño River shelf sediments (NW Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 162, 111814. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111814>
- Casabianca, S., Bellingeri, A., Capellacci, S., Sbrana, A., Russo, T., Corsi, I., & Penna, A. (2021). Ecological implications beyond the ecotoxicity of plastic debris on marine phytoplankton assemblage structure and functioning. *Environmental Pollution*, 290, 118101. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118101>
- Chiri, H., Abascal, & Castanedo, S. (2020). Deep oil spill hazard assessment based on spatio-temporal met-ocean patterns. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111123. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111123>
- Chiri, H., Abascal, Castanedo, S., & Medina, R. (2019). Mid-long term oil spill forecast based on logistic regression modelling of met-ocean forcings. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 962-976. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.053>
- Cordova Reza, M., Ulumuddin, Y. I., Triyoni, P., Rachma, P., Nur, F. A., Rositasari Ricky, Deny, Y., Muhammad, H., & et al. (2022). Seasonal heterogeneity and a link to precipitation in the release of microplastic during COVID-19 outbreak from the Greater Jakarta area to Jakarta Bay, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 181, 113926. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113926>
- Cruz, L. L. B., & Shimoazono, T. (2021). Transport of floating litter within Manila Bay, Philippines. *Marine Pollution Bulletin*, 163, 111944. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111944>

Deloitte. (2019). *The price tag of plastic pollution: An economic assessment of river plastic* | Fisheries Economics Research Unit.

<https://feru.oceans.ubc.ca/2019/11/14/tbti-studies-of-small-scale-fisheries-in-asia-and-oceania-2/>

Denuncio, P., Bastida, R., Dassis, M., Giardino, G., Gerpe, M., & Rodríguez, D. (2011).

Plastic ingestion in Franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei* (Gervais and d'Orbigny, 1844), from Argentina. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1836-1841. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.003>

Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C.,

Galgani, F., Ryan, P. G., & Reisser, J. (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLOS ONE*, 9(12), e111913.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>

Gago Piñeiro, J. (2020, mayo 9). Los plásticos en el medio marino, una cuestión de tamaño. Parte II: los microplásticos. *Fitopasión*.

<https://fitopasion.com/tag/basura-marina>

Galgani, F., Fleet, D., Van Franeker, J., Katsanevakis, S., Maes, T., J. M., L. O., Poitou, I.,

Hanke, G., R. T., Amato, E., A. B., & Janssen, C. (2010). *Marine Strategy Framework Directive: Task Group 10 Report Marine litter*.

<https://doi.org/10.2788/86941>

GESAMP. (2019). *Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter in*

the Ocean. GESAMP. <http://www.gesamp.org/publications/guidelines-for-the-monitoring-and-assessment-of-plastic-litter-in-the-ocean>

- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Gigault, J., Halle, A. ter, Baudrimont, M., Pascal, P.-Y., Gauffre, F., Phi, T.-L., El Hadri, H., Grassl, B., & Reynaud, S. (2018). Current opinion: What is a nanoplastic? *Environmental Pollution*, *235*, 1030-1034.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.024>
- Gregory, M. R., & Andrady, A. L. (2003). *Plastics in the Marine Environment*. 379-401. <https://doi.org/10.1002/0471721557.ch10>
- Guerranti, C., Martellini, T., Perra, G., Scopetani, C., & Cincinelli, A. (2019). Microplastics in cosmetics: Environmental issues and needs for global bans. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, *68*, 75-79.
<https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.007>
- Guerrini, F., Mari, L., & Casagrandi, R. (2021). The dynamics of microplastics and associated contaminants: Data-driven Lagrangian and Eulerian modelling approaches in the Mediterranean Sea. *Science of The Total Environment*, *777*, 145944. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145944>
- Hassellöv, M., Almroth, C., Jakubowicz, I., & Broström, Noren. (2019). *Sources and fate of plastic particles in northern European coastal waters*. ResearchGate.
https://www.researchgate.net/publication/337973379_Sources_and_fate_of_plastic_particles_in_northern_European_coastal_waters
- 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>

IBM. (2021, agosto 3). *¿Qué es la simulación Montecarlo?*

<https://www.ibm.com/es-es/cloud/learn/monte-carlo-simulation>

IHCantabria. (2022). *TESEO > IHCantabria*. IHCantabria.

<https://ihcantabria.com/specialized-software/english-teseo/>

Jakubowicz, I., Enebro, J., & Yarahmadi, N. (2021). Challenges in the search for nanoplastics in the environment—A critical review from the polymer science perspective. *Polymer Testing*, 93, 106953.

<https://doi.org/10.1016/j.polymertesting.2020.106953>

Jalón-Rojas, I., Wang, X. H., & Fredj, E. (2019). A 3D numerical model to Track Marine Plastic Debris (TrackMPD): Sensitivity of microplastic trajectories and fates to particle dynamical properties and physical processes. *Marine Pollution Bulletin*, 141, 256-272.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.052>

Karlsson, T. M., Arneborg, L., Broström, G., Almroth, B. C., Gipperth, L., & Hassellöv, M. (2018). The unaccountability case of plastic pellet pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 129(1), 52-60.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.041>

Kühn, S., Bravo Rebolledo, E. L., & van Franeker, J. A. (2015). Deleterious Effects of Litter on Marine Life. En M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 75-116). Springer International Publishing.

https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_4

Laist, D. (1997). *Impacts of Marine Debris: Entanglement of Marine Life in Marine Debris Including a Comprehensive List of Species with Entanglement and Ingestion Records*. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-8486-1_10

Lavín, A., Valdés, L., Sánchez, F., Abaunza, P., Punzón, A., Bellas, J., Parra, S., Lens, S.,

Besada, V., Viñas, L., González, A., Franco, M. Á., Fumega, J., Serrano, A., de

Armas, D., Miller, J. L. B., Martínez, F. M., Puyol, A. P., Algarra, S. A., ...

Paredes, V. E. (2019). *PARTE I. MARCO GENERAL. CARACTERÍSTICAS DE LA*

DEMARCACIÓN NORATLÁNTICA. Ministerio para la Transición Ecológica

(MITECO). Madrid 2019.

[https://www.miteco.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-](https://www.miteco.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/parteimarcogeneraldmnor_tcm30-498356.pdf)

[marino/parteimarcogeneraldmnor_tcm30-498356.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/parteimarcogeneraldmnor_tcm30-498356.pdf)

Lazar, B., & Gračan, R. (2011). Ingestion of marine debris by loggerhead sea turtles,

Caretta caretta, in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 62(1), 43-47.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.09.013>

Lebreton, L. C.-M., Greer, S. D., & Borrero, J. C. (2012). Numerical modelling of

floating debris in the world's oceans. *Marine Pollution Bulletin*, 64(3), 653-

661. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.10.027>

Lechner, A., & Ramler, D. (2015). The discharge of certain amounts of industrial

microplastic from a production plant into the River Danube is permitted by

the Austrian legislation. *Environmental Pollution*, 200, 159-160.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.02.019>

Liubartseva, S., Coppini, G., Lecci, R., & Creti, S. (2016). Regional approach to

modeling the transport of floating plastic debris in the Adriatic Sea. *Marine*

Pollution Bulletin, 103(1), 115-127.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.031>

Lloret Capote, A., del Barrio Alvarellos, I., & Moreno Aranda, I. M. (2012).

ESTRATEGIA MARINA DEMARCACIÓN MARINA NORATLÁNTICA

EVALUACIÓN INICIAL PARTE II: ANÁLISIS DE PRESIONES E IMPACTOS. ©

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente Secretaría
General Técnica Centro de Publicaciones.

- Mani, T., & Burkhardt-Holm, P. (2020). Seasonal microplastics variation in nival and pluvial stretches of the Rhine River – From the Swiss catchment towards the North Sea. *Science of The Total Environment*, 707, 135579.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135579>
- Mani, T., Hauk, A., Walter, U., & Burkhardt-Holm, P. (2015). Microplastics profile along the Rhine River. *Scientific Reports*, 5, 17988.
<https://doi.org/10.1038/srep17988>
- 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), eaaz5803.
<https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5803>
- MITECO. (2021). *Estrategia marina para la demarcación noratlántica*.
<https://www.miteco.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/estrategias-marinas/demarcacion-noratlantica/>
- NOAA, N. O. and A. A. M. D. P. (2017). *Report on Marine Debris as a Potential Pathway for Invasive Species*. Silver Spring, MD: National Oceanic and Atmospheric Administration Marine Debris Program. 31.
- Núñez, P., García, A., Mazarrasa, I., Juanes, J. A., Abascal, A. J., Méndez, F., Castanedo, S., & Medina, R. (2019). A methodology to assess the probability of marine litter accumulation in estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 144, 309-324.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.077>

- Pan, Z., Liu, Q., Xu, J., Li, W., & Lin, H. (2022). Microplastic contamination in seafood from Dongshan Bay in southeastern China and its health risk implication for human consumption. *Environmental Pollution*, 303, 119163.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119163>
- Pereiro, D., Souto, C., & Gago, J. (2018). Calibration of a marine floating litter transport model. *Journal of Operational Oceanography*, 11(2), 125-133.
<https://doi.org/10.1080/1755876X.2018.1470892>
- PNUMA, & Juliano Calil (Ph. D.), Marce Gutiérrez-Graudiņš, Steffanie Munguia, Christopher Chin, Director Ejecutivo, Centro de Concienciación, Investigación y Educación sobre los Océanos (COARE, por sus siglas en inglés). (2021, abril). El impacto de la basura marina y la contaminación por plásticos en la justicia ambiental. *Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2021). En estado de negligencia: el impacto de la basura marina y la contaminación por plásticos en la justicia ambiental. Nairobi.*
https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/35417/EJIPP_S P.pdf
- Rodríguez-Díaz, L., Gómez-Gesteira, J. L., Costoya, X., Gómez-Gesteira, M., & Gago, J. (2020). The Bay of Biscay as a trapping zone for exogenous plastics of different sizes. *Journal of Sea Research*, 163, 101929.
<https://doi.org/10.1016/j.seares.2020.101929>
- Ruiz, I., Ana J., A., Basurko, O. C., & Rubio, A. (2022). Modelling the distribution of fishing-related floating marine litter within the Bay of Biscay and its marine protected areas. *Environmental Pollution*, 292, 118216.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118216>

S.A. Naidu, L. Mawii, V. Ranga Rao, G. Anitha, P. Mishra, Bhavani E.

Narayanaswamy, V. Anil Kumar, M.V. Ramana Murthy, Gupta GVM,. (2021).

Characterization of plastic debris from surface waters of the eastern
 Arabian Sea–Indian Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 169, 112468.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112468>

Shen, M., Ye, S., Zeng, G., Zhang, Y., Xing, L., Tang, W., Wen, X., & Liu, S. (2020). Can
 microplastics pose a threat to ocean carbon sequestration? *Marine Pollution*

Bulletin, 150, 110712. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110712>

Shen, M., Zhu, Y., Zhang, Y., Zeng, G., Wen, X., Yi, H., Ye, S., Ren, X., & Song, B. (2019).

Micro(nano)plastics: Unignorable vectors for organisms. *Marine Pollution*
Bulletin, 139, 328-331. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.004>

S.Liubartseva, G.Coppini, R.Lecci, & E. Clementi. (2018). Tracking plastics in the

Mediterranean: 2D Lagrangian model. *Marine Pollution Bulletin*, 129(1),

151-162. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.02.019>

Sreelakshmi, S., & Bhaskaran, P. K. (2020). Wind-generated wave climate

variability in the Indian Ocean using ERA-5 dataset. *Ocean Engineering*, 209,

107486. <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2020.107486>

UNEP. (2005). *UNEP Annual Evaluation Report 2005*. UNEP - UN Environment

Programme. <http://www.unep.org/resources/synthesis-reports/unep-annual-evaluation-report-2005>

UNEP, U. N. (2009). *Regional Seas Programme*. UNEP - UN Environment

Programme. <http://www.unep.org/explore-topics/oceans-seas/what-we-do/regional-seas-programme>

- UNEP, U. N. (2021, octubre 20). *From Pollution to Solution: A global assessment of marine litter and plastic pollution*. UNEP - UN Environment Programme.
<http://www.unep.org/resources/pollution-solution-global-assessment-marine-litter-and-plastic-pollution>
- van Franeker, J. A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., Hansen, P.-L., Heubeck, M., Jensen, J.-K., Le Guillou, G., Olsen, B., Olsen, K.-O., Pedersen, J., Stienen, E. W. M., & Turner, D. M. (2011). Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environmental Pollution*, *159*(10), 2609-2615.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.06.008>
- van Sebille, E., Griffies, S. M., Abernathey, R., Adams, T. P., Berloff, P., Biastoch, A., Blanke, B., Chassignet, E. P., Cheng, Y., Cotter, C. J., Deleersnijder, E., Döös, K., Drake, H. F., Drijfhout, S., Gary, S. F., Heemink, A. W., Kjellsson, J., Koszalka, I. M., Lange, M., ... Zika, J. D. (2018). Lagrangian ocean analysis: Fundamentals and practices. *Ocean Modelling*, *121*, 49-75.
<https://doi.org/10.1016/j.ocemod.2017.11.008>
- William P. de Haan, Anna Sanchez-Vidal, Miquel Canals,. (2019). Beached microplastics in the Northwestern Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, *140*, 263-273. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.032>
- Wright, S. L., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, *178*, 483-492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>
- Yamashita, R., Takada, H., Fukuwaka, M., & Watanuki, Y. (2011). Physical and chemical effects of ingested plastic debris on short-tailed shearwaters,



- Puffinus tenuirostris*, in the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2845-2849. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.10.008>
- Yoon, J.-H., Kawano, S., & Igawa, S. (2010). Modeling of marine litter drift and beaching in the Japan Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 60(3), 448-463. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.09.033>
- Zhdanov, I., Alexey, L., Artem, B., Aleksandr, K., Svetlana, P., Anfisa, B., & et al. (2022). Assessment of seasonal variability of input of microplastics from the Northern Dvina River to the Arctic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 175, 113370. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113370>

ANEXO I

Cuantificación por zonas de la basura exportada al Mar desde la costa occidental de la Península Ibérica

País	Comunidad Autónoma	Río	Parques	Playa	Costa	Puerto	Kg Plastic	
España	Galicia	Estuario Viveiro					200	
		Río Grande de Xubia					100	
		Rego do Salgueiro					1100	
		Río de Santa Cecilia					100	
		Ría de Ferrol					400	
		Ensenada del Gándara				Puerto de Navantía	400	
		Río Baa					200	
		Río da Sardiña					1000	
		Río da Xunqueira					100	
					Praia da Madalena			200
		Ría de Ares/Río Eume						800
		Río Mandeo						400
						Pria Nova		400
						Pria de Mera		200
		Río do Seixo						200
		Río Mero						1900
							Muelle Calvo Sotelo Sur/Coruña	3700
		Río de Seixedo						300
		Río Arteixo						300
		Río Anllóns						1000
		Río do porto						300
		Río do Castro						100
		Río Xallas						400
		Río Tines						100
		Río Tambre						700
		Influencia Río Traba/Río Tállara						400
		Río barbanza						300
						Praia de Areal		100
		Río Ulla						4200
		on/ Puerto Deportivo Vila Garcia						600
							Puerto de Vilanova de Arousa	200
		Río Umia						900
Río da Chanca						200		
Río Lerez						3700		
					Puerto Deportivo de Marín	300		
				Playa Loira		200		
teiro do Verdugo/ Río Verdugo						400		
Río Alvedosa						300		
					Darsena do Secador	100		
Río Lagares/Vigo						12700		
				Praia de Canido		200		
				Praia America		300		
Río Muíños						500		
Río Miñor						100		
Río da Groba						5000		
Río Miño						200		
Río Coura						1600		
Lima River						200		
Río das Salina						200		
		Parque Ecológico Urbano de Viana do Castelo				200		
		Río Neiva				700		
		Río Cavado				3400		
				Praia da Ramalha		100		
				Praia da Fragosa		300		
					Marina Povia Varzim Hafenanlage	400		
		Río Ave				9700		

Continúa en la siguiente página





Portugal



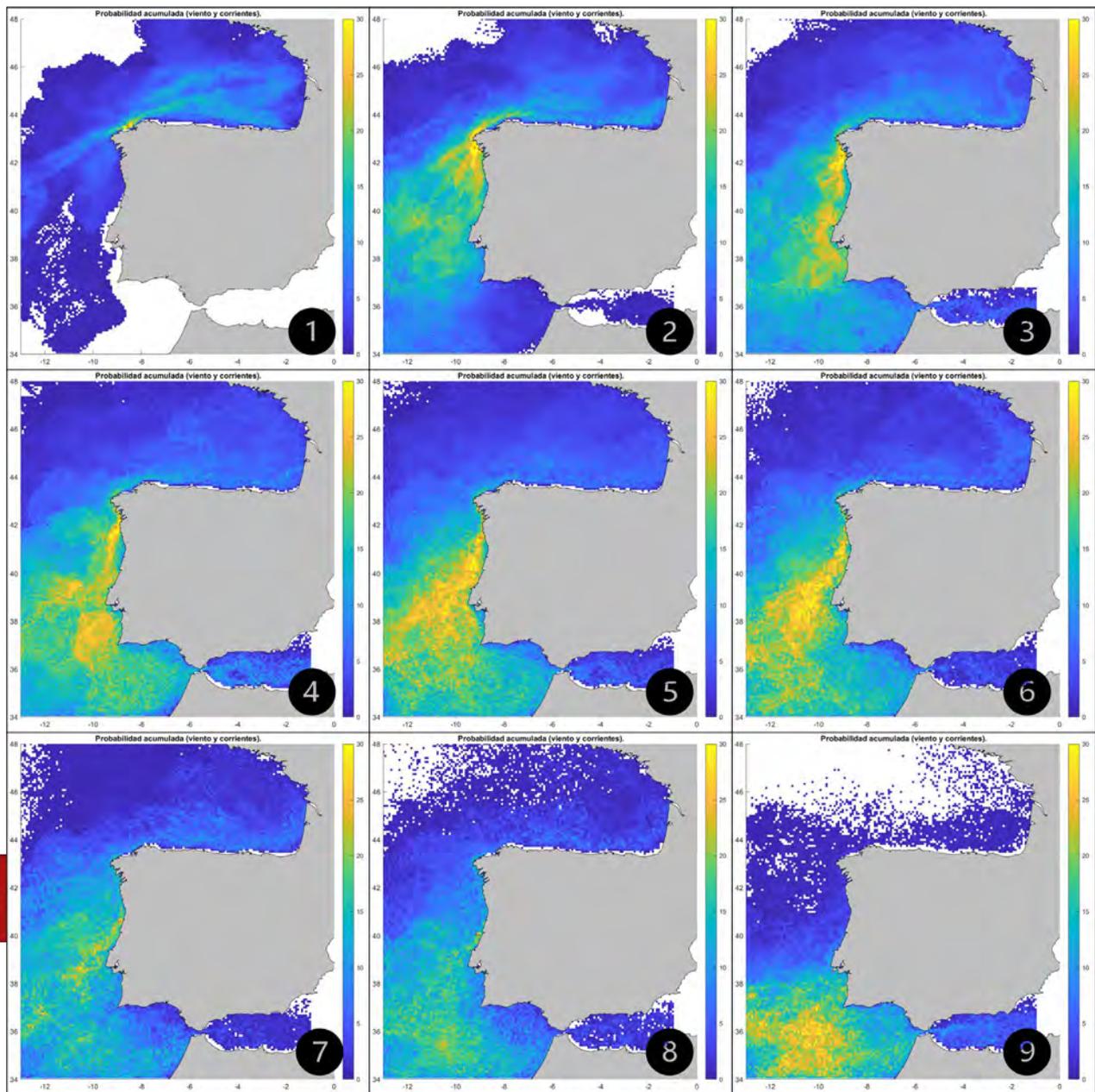
			Praia do Paraíso/Cabo do Mundo			100			
		Río Leça				3600			
			Praia de Matosinhos			200			
		Río Duero				12500			
			Estuario Duero			2200			
		Río Valadarenhos				300			
			Praia Francemar			300			
			Praia de Bocamar			400			
			Praia de Espinho			300			
			Praia do Pescadores			400			
			Praia de Paramos			400			
		Río Lambo				500			
			Praia de Cartegaca*			200			
		Caster/Estuario de Puchadouro				600			
		Río Gonde/Río Fontela				200			
		Ría Voga				1000			
		Río Boco				2000			
		Río Fontao				600			
		Canal de Mira				300			
		Río Monedgo				3000			
		Río Lis				1500			
		Río Alcoa				400			
		Río Arnoia				400			
			Praia da Consolação			100			
		Río Grande				200			
		Río Alcabrichel				200			
		Río Sizandro				400			
		Río Lizandro				300			
		Río de Colares				400			
		Río da Mula				400			
			Costa de Sao Pedro Do Estoril			300			
		Río das Parreiras				800			
			Núcleo Urbano de Laveira			1400			
		Río Jamor				1700			
			Puerto de Lisboa			2500			
		Río Trancão				4000			
		Río Tajo				2400			
		Río Sorraia				400			
		Arroyo Ribeiras das Enguias				200			
			Parque Urbano de Fuente da Prata			300			
				Quintana do Porto da Ramagem		200			
			Bahia do Seixal			1000			
		Río Sado				200			
		Ribeira de Alcantarilha				100			
		Río Arade				100			
		Río Seco				200			
		Gilao River				100			
		Guadiana				400			
		Río Odiel/ Río Aljaraque				300			
		Río Tinto				200			
		Río Guadalquivir				5000			
España		Andalucía (Huelva)				Total General			
			Kg	102400	200	4100	3000	7800	117500
			t	102.4	0.2	7.1		7.8	
			% total	87.14894	0.17021	6.04255		6.63830	100.00000

Leyenda	
	Descarga por Ríos
	Más de 950 kg/año

ANEXO II

Distribución espacial de la basura marina para los 9 puntos en la estación de Otoño

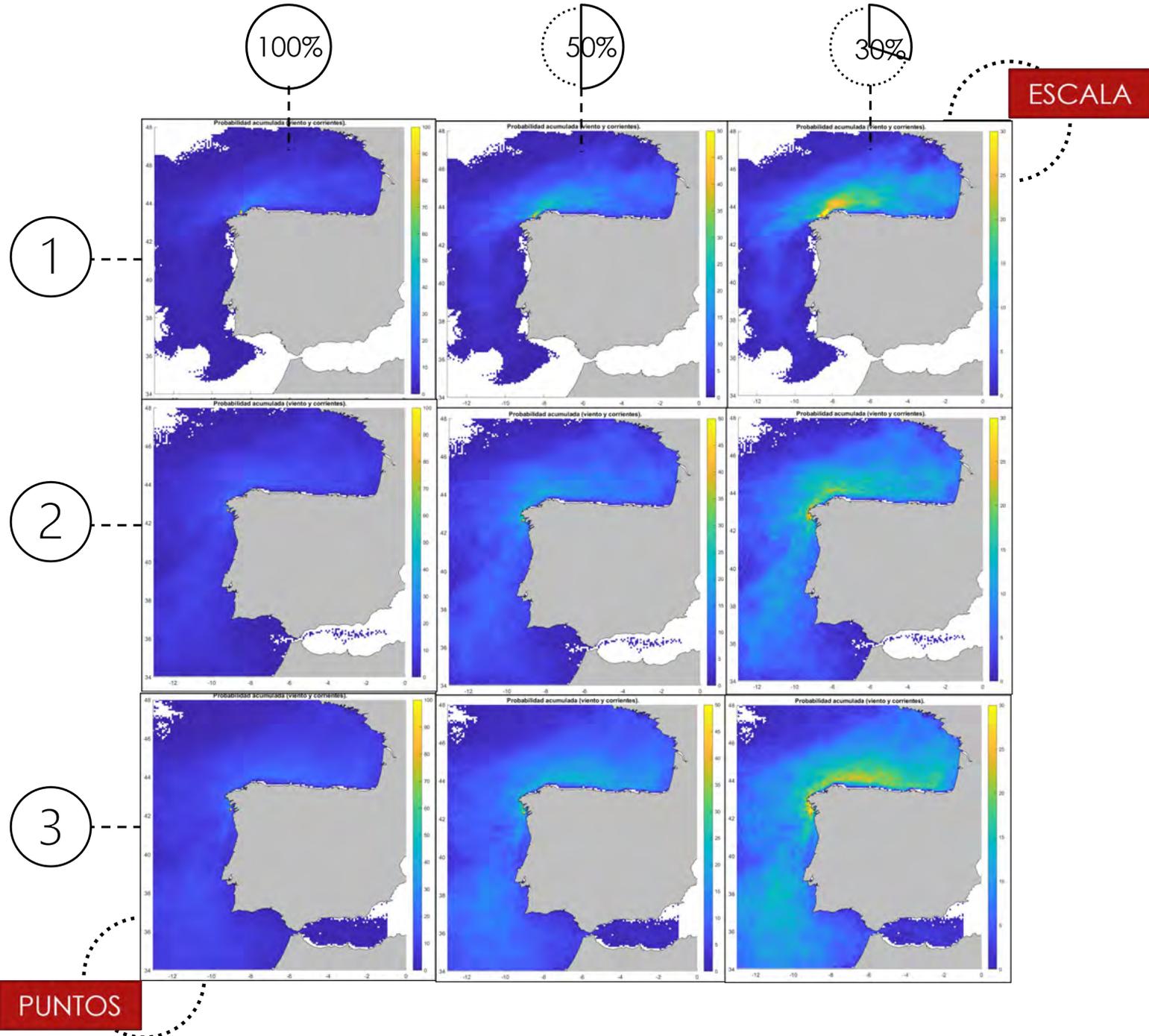
CASO Nº1 (VIENTO Y CORRIENTES)



Otoño

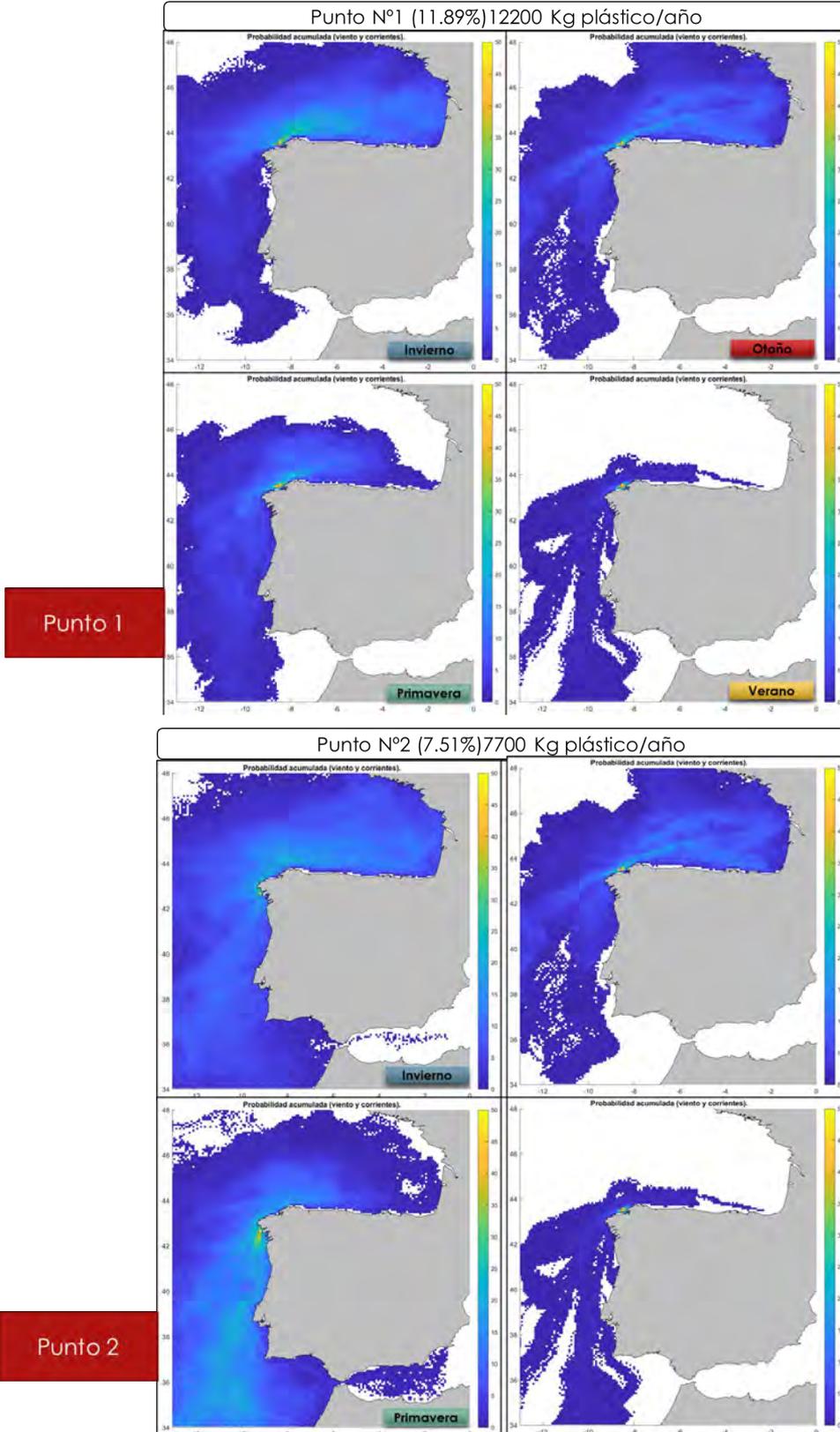
ANEXO III

Contraste en la visualización de los resultados utilizando varias escalas de probabilidad en tres puntos diferentes en la estación de Invierno.



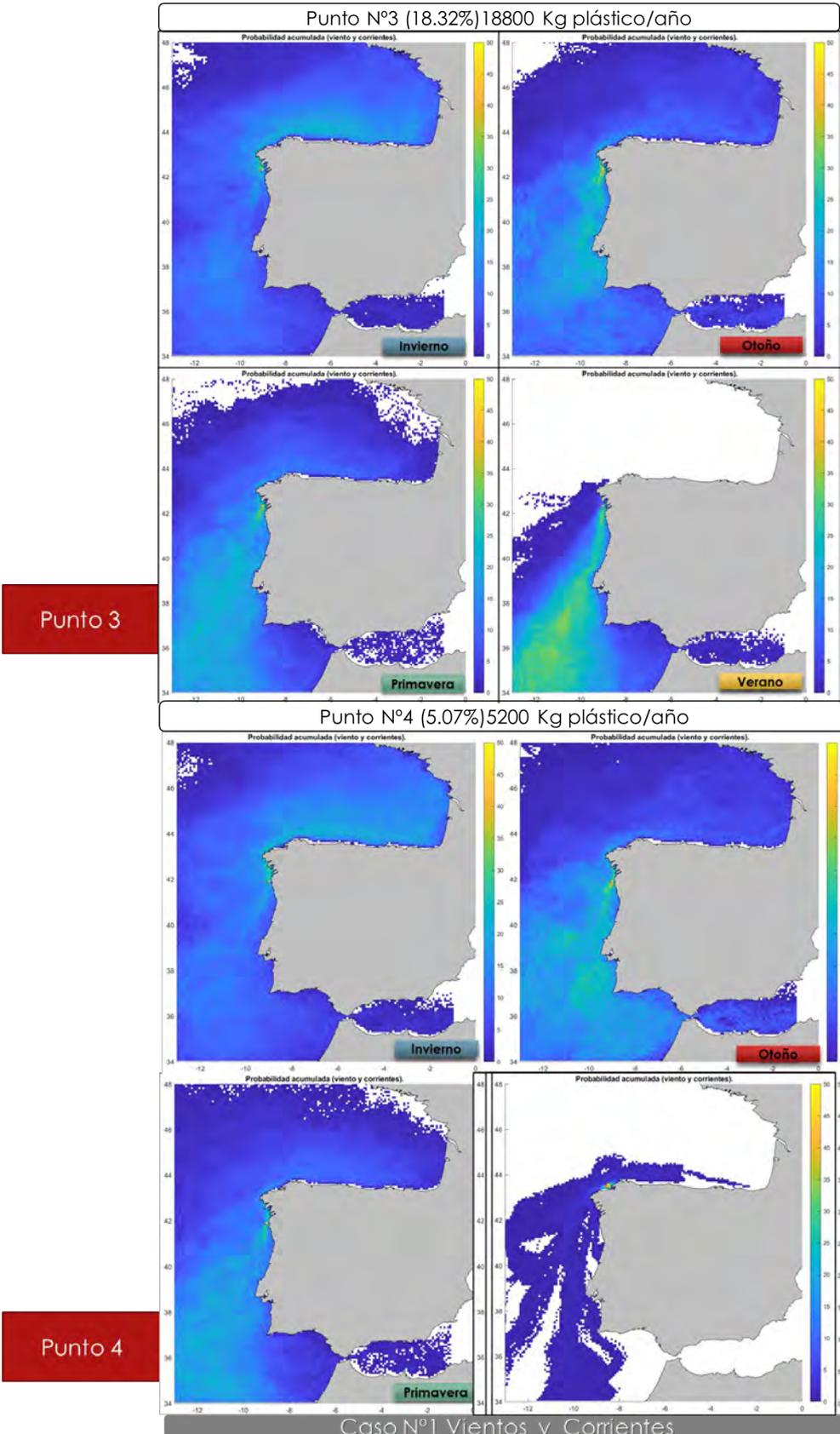
Anexo IV

Diferencias en la distribución de la basura para cada punto en las cuatro estaciones.
Caso N°1 (Corrientes y Viento)



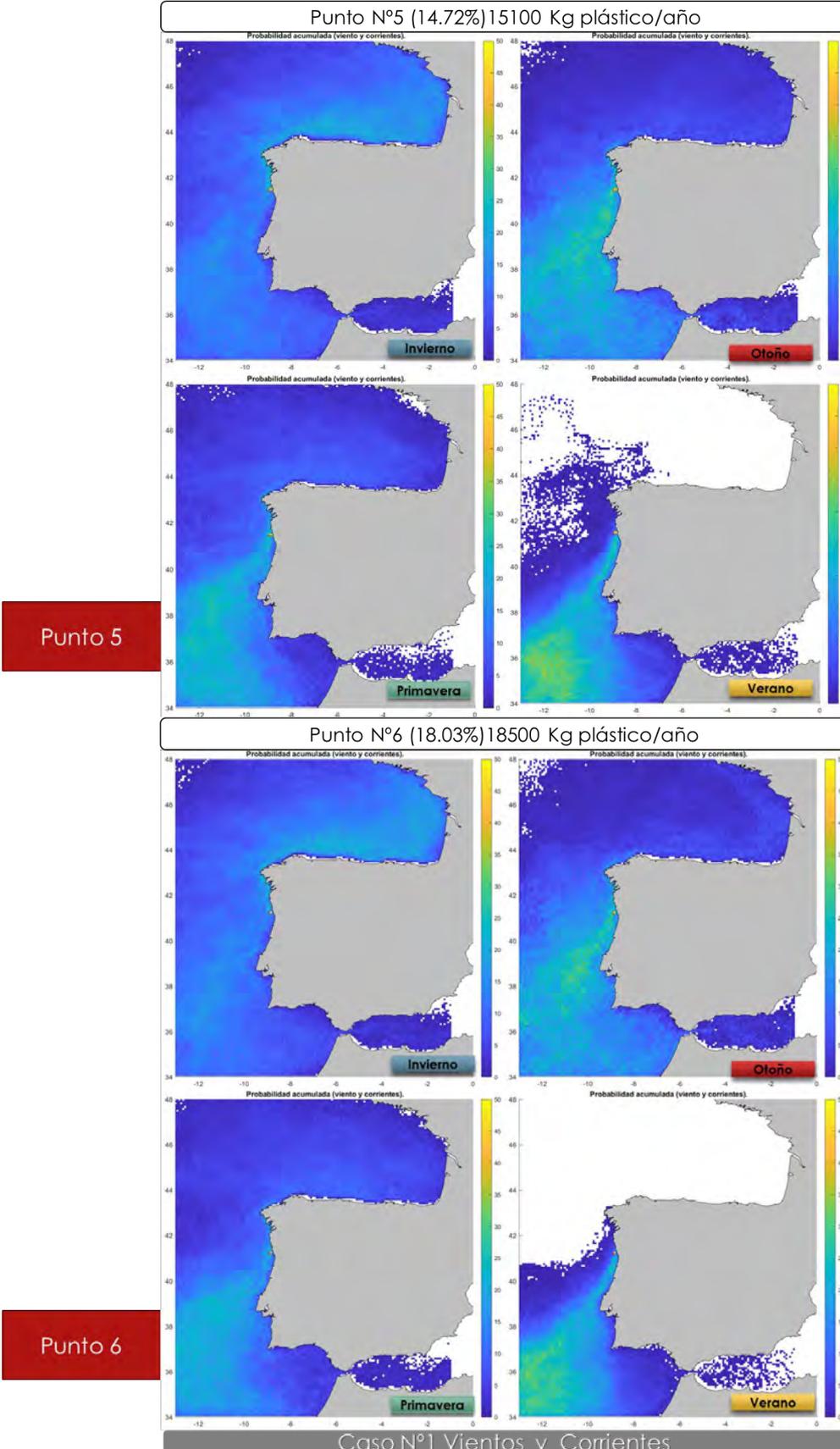
Anexo IV

Diferencias en la distribución de la basura para cada punto en las cuatro estaciones. Caso N°1 (Corrientes y Viento)



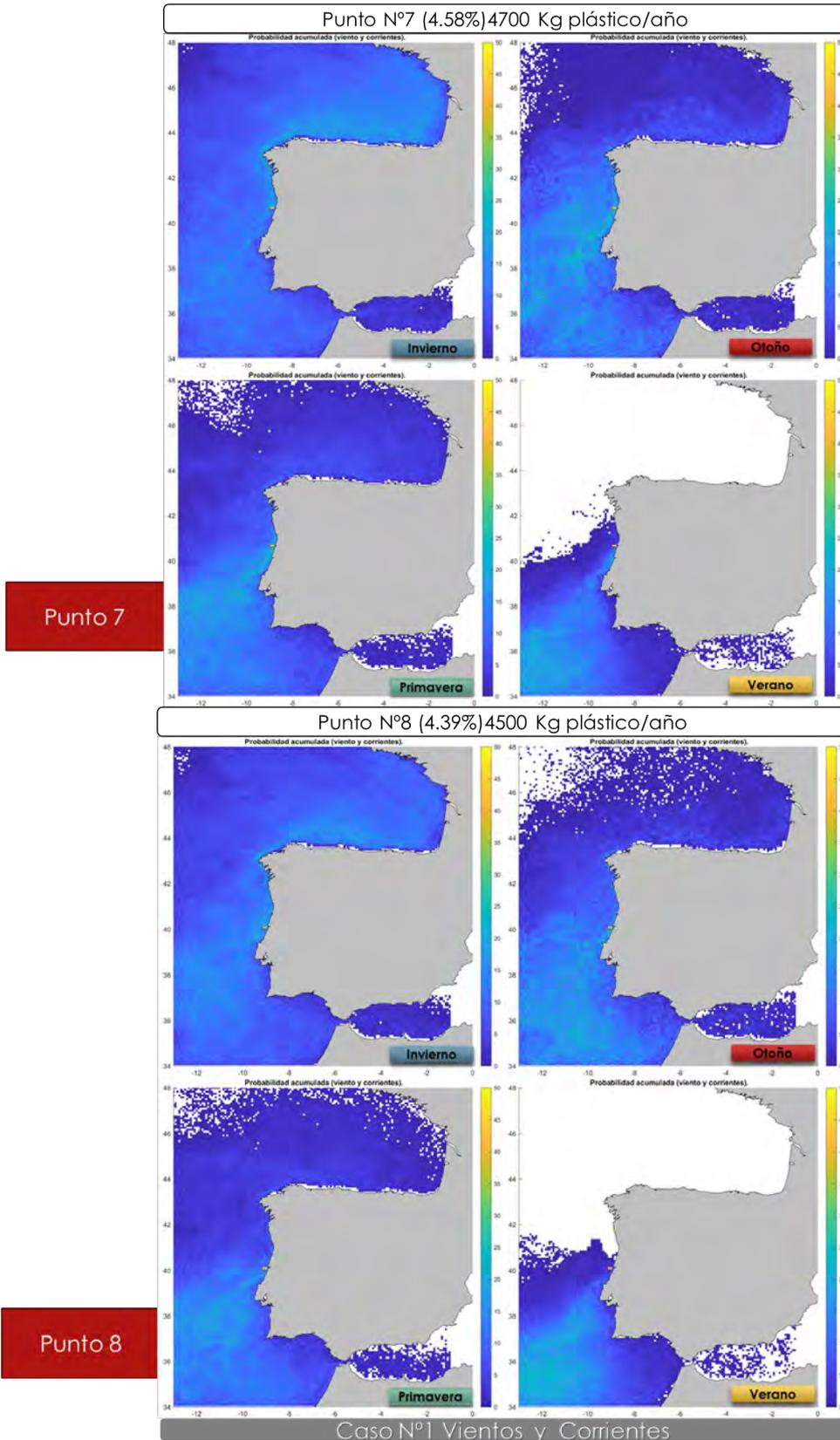
Anexo IV

Diferencias en la distribución de la basura para cada punto en las cuatro estaciones. Caso N°1 (Corrientes y Viento)



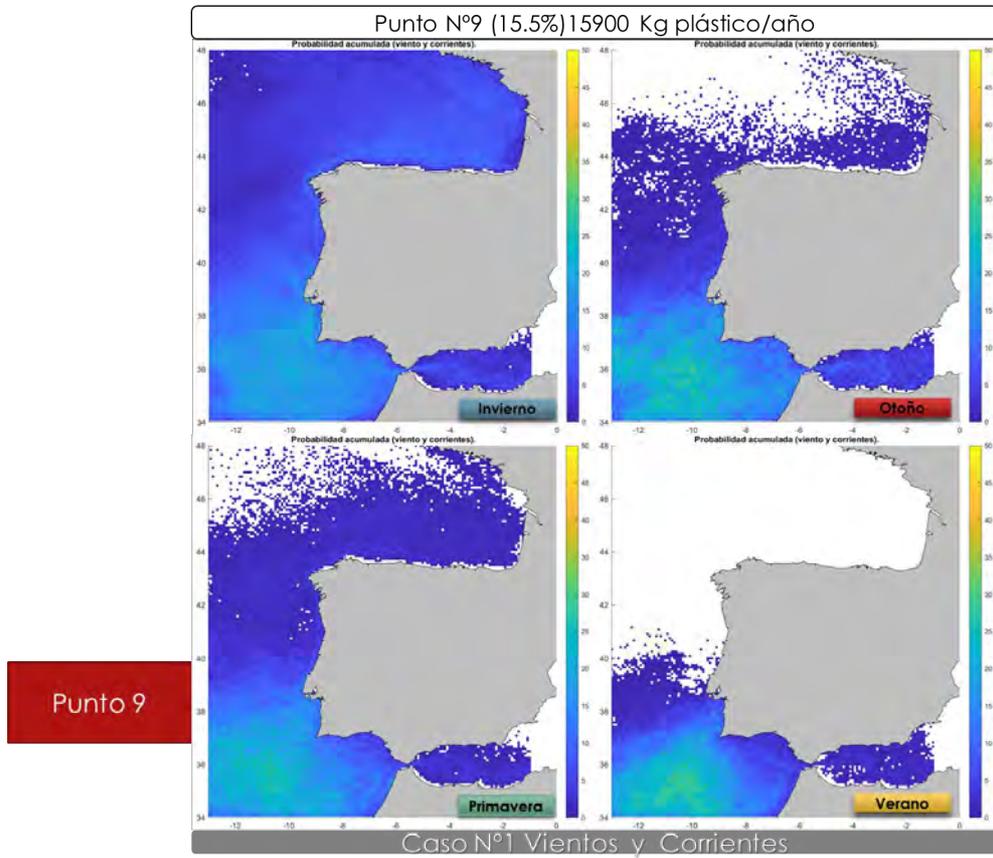
Anexo IV

Diferencias en la distribución de la basura para cada punto en las cuatro estaciones.
Caso N°1(Corrientes y Viento)



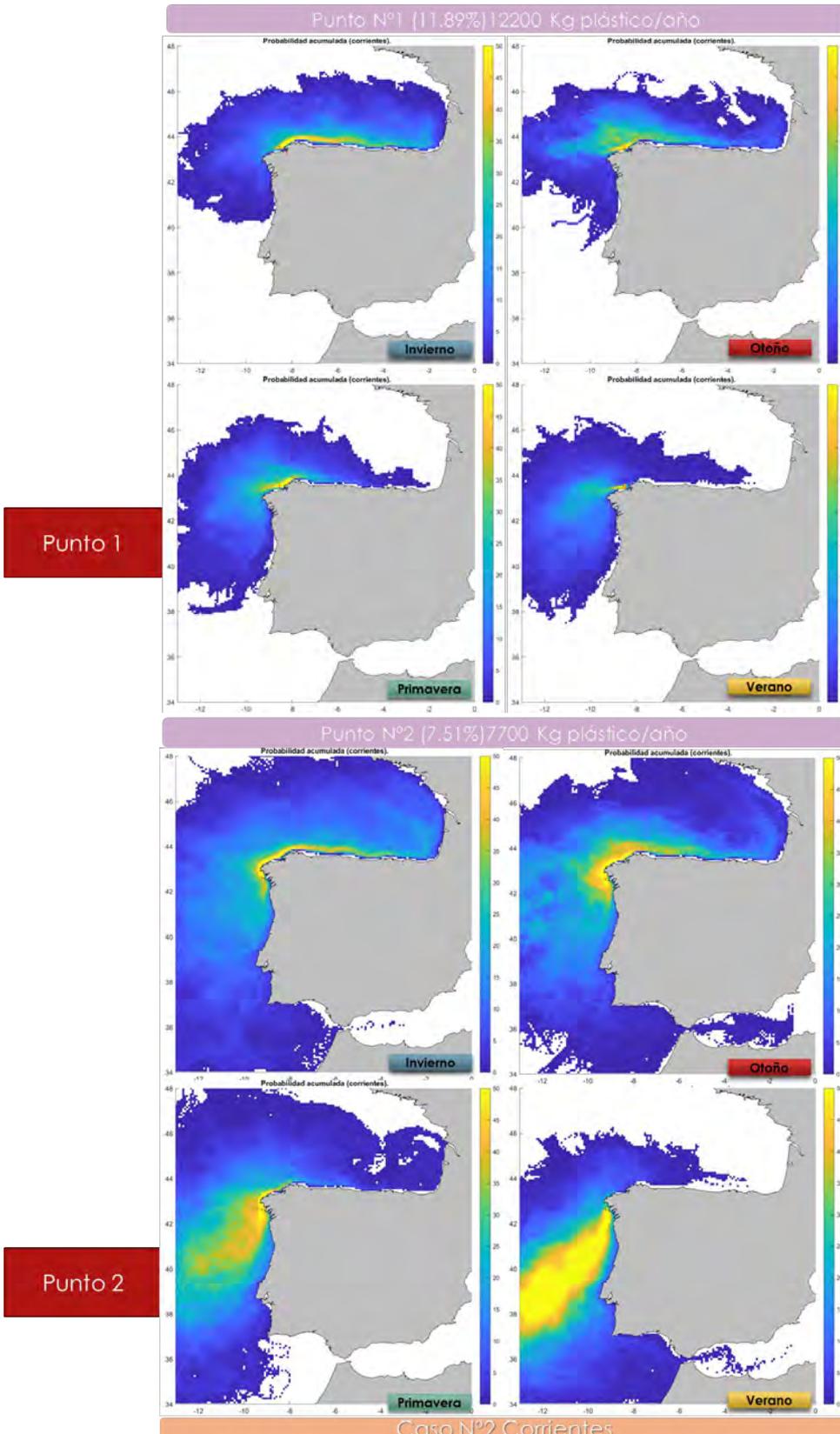
Anexo IV

Diferencias en la distribución de la basura para cada punto en las cuatro estaciones.
Caso N°1 (Corrientes y Viento)



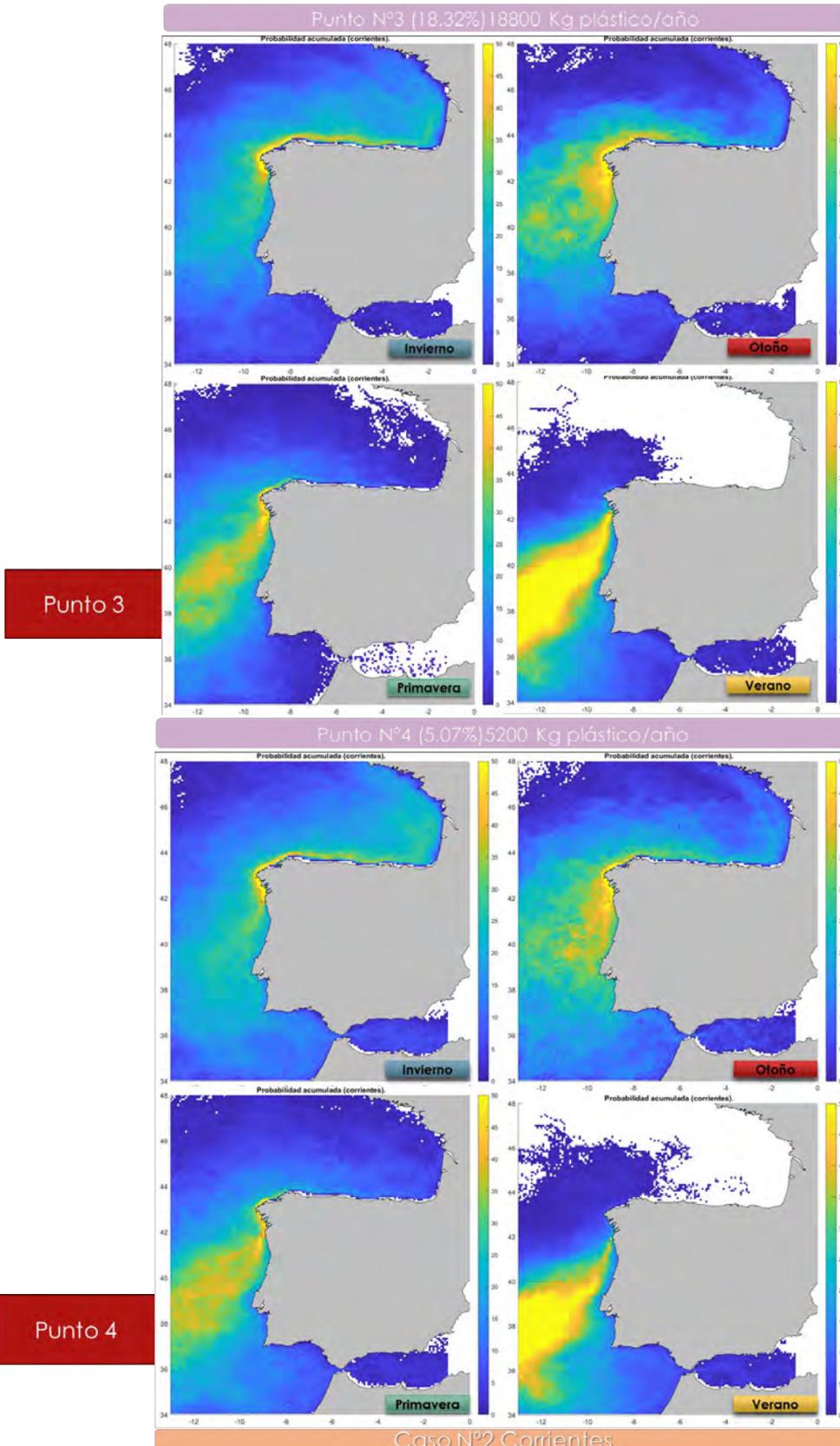
Anexo V

Diferencias en la distribución de la basura para cada punto en las cuatro estaciones. Caso N°2 (Corrientes)



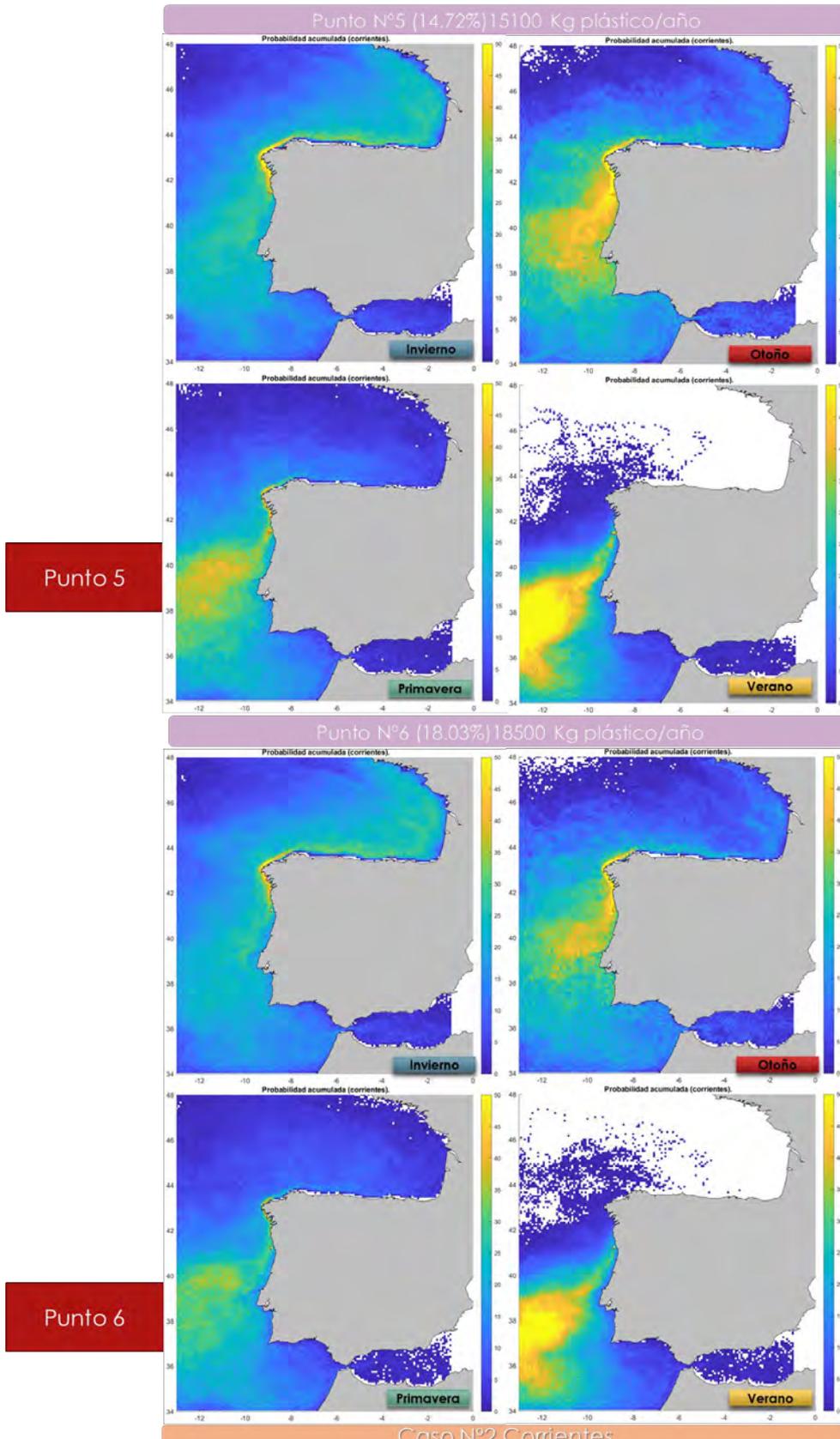
Anexo V

Diferencias en la distribución de la basura para cada punto en las cuatro estaciones. Caso N°2 (Corrientes)



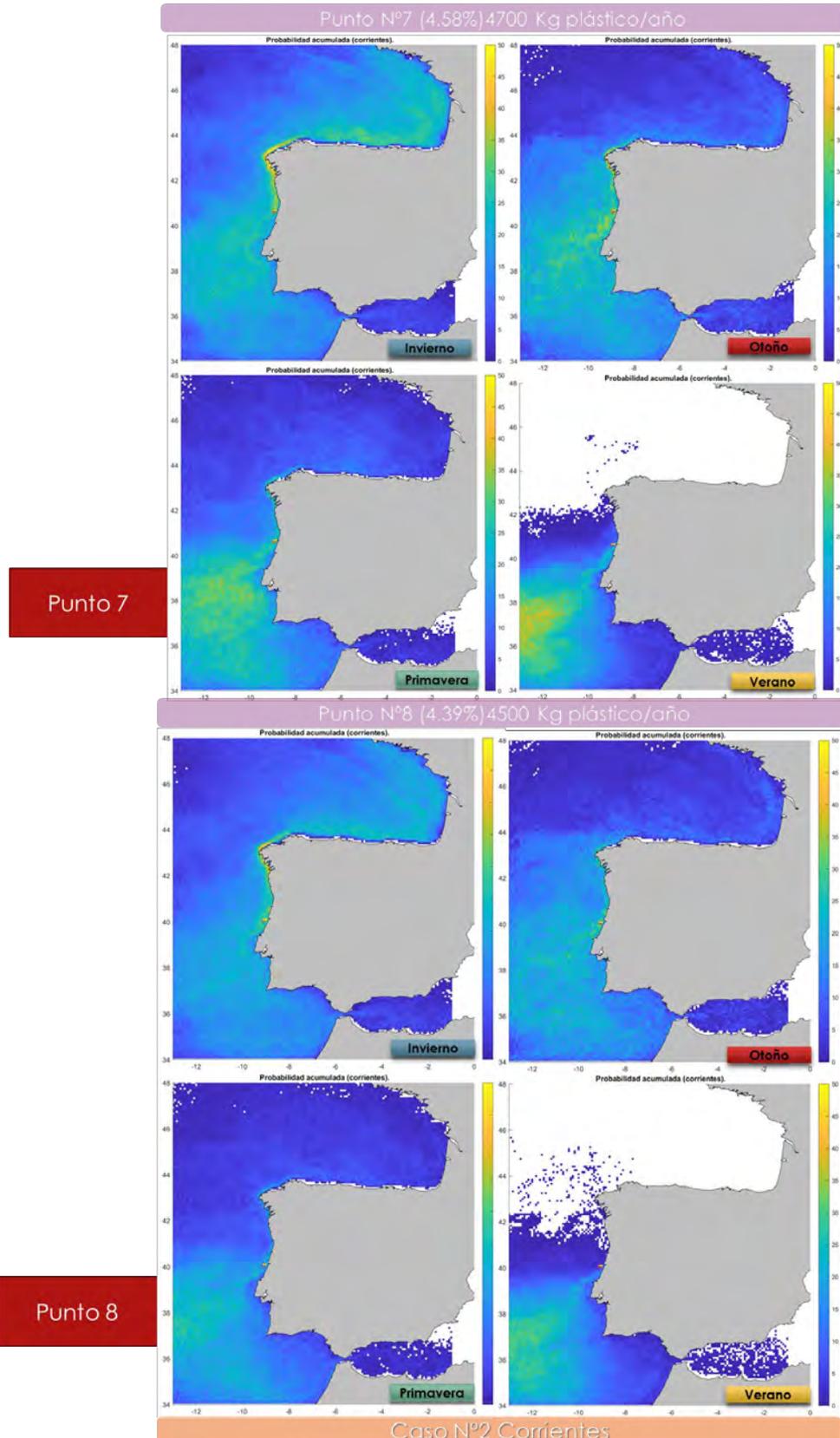
Anexo V

Diferencias en la distribución de la basura para cada punto en las cuatro estaciones. Caso N°2 (Corrientes)



Anexo V

Diferencias en la distribución de la basura para cada punto en las cuatro estaciones.
Caso N°2 (Corrientes)



Anexo V

Diferencias en la distribución de la basura para cada punto en las cuatro estaciones.
Caso N^o2 (Corrientes)

