

**Universidade Federal do Rio Grande – FURG Instituto  
de Oceanografia**

Programa de Pós-Graduação em Oceanologia

**MODELAGEM DAS POTENCIAIS ROTAS  
DE ORIGEM DE MACROPLÁSTICOS  
MARINHOS DEPOSITADOS NA PRAIA  
DO CASSINO, RIO GRANDE, RS**

**ANA CAROLINA SOARES FARIAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanologia, como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Mestre.

Orientadora: *Profa. Dra.* ELISA HELENA LEÃO FERNANDES  
Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Brasil.

Coorientador: *Profa. Dra.* GRASIELA LOPES LEÃES PINHO  
Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Brasil

Rio Grande, RS, Brasil

Dezembro de 2024

# **MODELAGEM DAS POTENCIAIS ROTAS DE ORIGEM DE MACROPLÁSTICOS MARINHOS DEPOSITADOS NA PRAIA DO CASSINO, RIO GRANDE, RS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanologia, como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Mestre

por

**ANA CAROLINA SOARES FARIAS**

Rio Grande, RS, Brasil

Janeiro de 2025

© A cópia parcial e a citação de trechos desta tese são permitidas sobre a condição de que qualquer pessoa que a consulte reconheça os direitos autorais do autor. Nenhuma informação derivada direta ou indiretamente desta obra deve ser publicada sem o consentimento prévio e por escrito do autor.

Farias, Ana.

Modelagem Das Potenciais Rotas De Origem De Macroplásticos Marinhos Depositados Na Praia Do Cassino, Rio Grande, R: FURG, 2025.

91p.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande.

Mestrado em Oceanologia. Área de Concentração: Física dos Oceanos e Clima; Dinâmica dos Oceanos e Zonas Costeiras. Tecnologias Aplicadas: Instrumentação, Modelagem Numérica e Sensoriamento Remoto.

1. Detritos Marinhos 2. Poluição costeira 3. Modelo Lagrangeano.

I. Modelagem Das Potenciais Rotas De Origem De Macroplásticos Marinhos Em Uma Praia Adjacente Ao Estuário Da Lagoa Dos Patos, Sul Do Brasil



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE - FURG IO  
– INSTITUTO DE OCEANOGRAFIA PROGRAMA DE  
PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOLOGIA  
E-mail: [ccpofqg@furg.br](mailto:ccpofqg@furg.br) – home-page: [www.pppo.furg.br](http://www.pppo.furg.br)



## ATA ESPECIAL DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO – 14/2024

Às nove horas do dia dezessete de dezembro do ano dois mil e vinte e quatro, por Vídeo conferencia sala: <https://conferenciaweb.rnp.br/sala/grasiela-lobes-leaes-pinho-grasiela>, reuniu-se a Comissão Examinadora da Dissertação de **MESTRADO** intitulada: “MODELAGEM DAS POTENCIAIS ROTAS DE ORIGEM DE MACROPLÁSTICOS MARINHOS EM UMA PRAIA ADJACENTE AO ESTUÁRIO DA LAGOA DOS PATOS, SUL DO BRASIL”, da **Acad. Ana Carolina Soares Farias**. A Comissão Examinadora foi composta pelos seguintes membros: Profa. Dra. Elisa Helena Leão Fernandes - Orientadora– (IO/FURG); Profa Dra. Grasiela Lopes Leães Pinho - Coorientadora – (IO/FURG); Prof. Dr. Fabricio Sanguinetti Cruz de Oliveira – (IO/FURG); Profa. Dra. Juliana

Costi – (IO/FURG) e Dra. Lara Pinheiro – (Universidade de Exeter-Inglaterra). Dando início à reunião, a Coordenadora do PPGO, Profa. Dra. Grasiela Lopes Leães Pinho, agradeceu a presença de todos e fez a apresentação da Comissão Examinadora. Logo após esclareceu que a candidata teria um tempo de 45 a 60 min para explanação do tema, e cada membro da Comissão Examinadora, um tempo máximo de 30 min para perguntas. A seguir, passou à palavra a candidata que apresentou o tema e respondeu às perguntas formuladas. Após ampla explanação, a Comissão Examinadora reuniu-se em reservado para discussão do conceito a ser atribuído a candidata. Foi estabelecido que as sugestões de todos os membros da Comissão Examinadora, que seguem em pareceres em anexo, foram aceitas pela Orientador/Candidata para incorporação na versão final da Dissertação. Finalmente, a Comissão Examinadora considerou a candidata **aprovada**, por unanimidade. Nada mais havendo a tratar, foi lavrada a presente ATA, por mim, Clabisnei Moura de Melo – Secretário PPGO, que após lida e aprovada, será assinada pela Comissão Examinadora, pela Candidata e pela Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Oceanologia.

Elisa Helena Leão Fernandes  
Elisa Helena Leao Fernandes:67085148004  
148004 2025.01.29 08:58:54 -03'00'

Profa. Dra. Elisa Helena Leão Fernandes

Documento assinado digitalmente  
**gov.br** GRASIELA LOPES LEAES PINHO  
Data: 11/12/2024 17:58:28-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Grasiela Lopes Leães Pinho

Documento assinado digitalmente  
**gov.br** FABRICIO SANGUINETTI CRUZ DE OLIVEIRA  
Data: 29/01/2025 10:22:52-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Fabricio Sanguinetti Cruz de Oliveira

Documento assinado digitalmente  
**gov.br** LARA MESQUITA PINHEIRO  
Data: 30/01/2025 09:54:12-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dra. Lara Pinheiro Profa. Dra. Juliana Costi

Documento assinado digitalmente  
**gov.br** JULIANA COSTI  
Data: 29/01/2025 15:47:18-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Documento assinado digitalmente  
**gov.br** ANA CAROLINA SOARES FARIAS  
Data: 31/01/2025 09:56:54-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Acad. Ana Carolina Soares Farias

Documento assinado digitalmente  
**gov.br** GRASIELA LOPES LEAES PINHO  
Data: 11/12/2024 18:00:48-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra Grasiela Lopes Leães Pinho  
Coordenadora PPGO

*“Uma das coisas que aprendi é que se deve viver apesar de. Apesar de, se deve comer. Apesar de, se deve amar. Apesar de, se deve morrer. Inclusive muitas vezes é o próprio apesar de que nos empurra para a frente.”*

*Clarice Lispector*

## **Agradecimentos**

Aos meus pais, Ana Edith Monteiro Soares e Elimar Borba Farias, agradeço por tudo, embora essa palavra, “tudo”, pareça pequena para o tamanho da gratidão que tenho dentro de mim. Por me proporcionarem, antes de qualquer coisa, a segurança de ter a quem recorrer e, sem dúvida, a motivação para seguir em frente, sempre.

Às minhas avós, meus irmãos, meus amados sobrinhos e demais familiares, pelo carinho, amor e apoio.

Às minhas amigadas, porque um pedaço significativo de quem sou hoje e de onde estou é fruto do nosso companheirismo.

Aos colegas de laboratório, hoje também amigos, por toda ajuda, troca de ideias e compartilhamentos de tantas emoções.

Às minhas orientadoras, pelos ensinamentos, incentivo e tempo dedicado a mim.

À banca de avaliação da defesa, pelo tempo dedicado a tornarem essa pesquisa melhor.

Por fim, à Universidade Federal do Rio Grande – e a tudo que o adjetivo “Federal” representa, pois sem fugir do clichê, cotas e educação transformam vidas.

# Índice

<b>Agradecimentos</b> .....	v
<b>Índice</b> .....	vi
<b>Lista de Figuras</b> .....	viii
<b>Lista de Tabelas</b> .....	xi
<b>Lista de Acrônimos e Abreviações</b> .....	i
<b>Resumo</b> .....	1
<b>Abstract</b> .....	2
<b>I. Introdução</b> .....	1
<b>Objetivos</b> .....	10
Geral .....	10
Específicos.....	10
<b>II. Área de Estudo</b> .....	11
<b>III. Material e Métodos</b> .....	16
III.1. Modelo Hidrodinâmico.....	16
III.2. Modelo de Rastreamento de Partículas .....	17
III.3. Configuração das simulações .....	19
III.4. Mapas de Densidade de Probabilidade.....	23
III.5. Validação .....	24
<b>IV. Artigo Científico</b> .....	27
Abstract.....	28

1. Introduction .....	29
2. Material and Methods .....	32
2.1. Study area .....	32
2.2. Hydrodynamic model .....	35
2.3. Particle tracking model .....	36
2.4. Simulation settings.....	37
2.5. Probability Density Maps .....	39
2.6. Validation.....	40
3. Results.....	42
3.1. Hydrodynamics of the Study Area .....	42
3.2. Trajectories of Particles .....	45
4. Discussion .....	52
5. Conclusion .....	57
Declaration of competing interest.....	58
Credit authorship contribution statement .....	58
Acknowledgements.....	58
References.....	59
<b>V. Síntese da Discussão e Conclusões .....</b>	<b>60</b>
<b>VI. Contribuições Finais e Perspectivas Futuras .....</b>	<b>64</b>
<b>VII. Referências Bibliográficas.....</b>	<b>66</b>

## Lista de Figuras

**Figura 1:** Mapa da área de estudo. As Figuras A e B mostram os pontos de dados para as séries temporais extraídas nos níveis do alto e baixo estuário (indicados por losangos vermelhos e azuis, respectivamente), vento e corrente (triângulo verde), e áreas com marismas são mostradas em verde claro. As horas aparentes de pesca (em horas) de 2016 a 2023 são representadas em tons de roxo, e a densidade populacional (pessoas/hectare) é mostrada em tons de laranja. A Figura B representa a área de domínio definida para as simulações retrospectivas, e a Figura C oferece um zoom mostrando os locais de lançamento S1 e S4 (círculos vermelhos). ..... 12

**Figura 2:** Profundidade da área de estudo em metros (m). “S1” e “S4” (círculos vermelhos) são os locais de lançamento de partículas escolhidos para as análises.. ..... 13

**Figura 3:** Esquema da dinâmica de correntes de entrada e saída de água do estuário da Lagoa dos Patos quando forçada com ventos de sudoeste (A) e nordeste (B). Esquema adaptado de Moller et al. [\[2001\]](#)..... 14

**Figura 4:** Exemplificação dos testes de sensibilidade dos melhores parâmetros a serem utilizados para obtenção de um bom desempenho computacional nas simulações oficiais. Primeiramente, (A) verificou-se que o passo de tempo computacional (time-step) de 15 minutos não alteraria de forma significativa o cálculo da trajetória das partículas, assim como (B) a utilização de um método de runge-kutta de 2º ordem e (C) o coeficiente de dispersão horizontal com valor de de 1 m/s..21

**Figura 5:** Locais de lançamento e posições finais das boias e partículas virtuais usadas para validar o modelo empregado neste estudo. A imagem central captura o momento de um dos lançamentos. ....26

**Figure IV - 1:** Map of the study area. Figures A and B show the data points for the extracted time series at high and low estuary levels (indicated by red and blue diamonds, respectively), wind and current (green triangle), and areas with salt marshes are shown in light green. Apparent fishing hours from 2016 to 2023 are depicted in shades of purple, and population density (people/hectare) is shown in shades of orange. Figure B represents the domain area defined for the backward simulations and Figure C provides a zoom showing the launch sites S1 and S4 (red circles). .....34

**Figure IV - 2:** Depth of the study area in meters (m). .....35

**Figure IV - 3:** Launch sites and final positions of the buoys and virtual particles used to validate the model employed in this study. The central image captures the moment of one of the launches. ....41

**Figure IV - 4:** Hydrodynamic parameters for 2016 in the study area extracted from the TELEMAC-3D hydrodynamic model. The periods shaded in gray indicate the austral summer and winter for which backward simulations were carried out. From top to bottom: A) wind direction and speed ( $m.s^{-1}$ ), B) current direction and speed ( $m.s^{-1}$ ) at the estuary mouth, C) water levels in the upper and lower estuary (m), and D) water discharge ( $m^3.s^{-1}$ ) from the three main tributaries of Patos Lagoon. ....42

**Figure IV - 5:** Average velocity fields for summer (A) and winter (B) of 2016. The direction vectors have been normalized to improve visualization and thus do not represent magnitude. ....44

**Figure IV - 6:** Map of backward trajectories of beached macroplastic particles at Cassino Beach. Figures A and B illustrate the trajectories of particles launched at S1 during the summer (pink) and winter (purple) of 2016. Figure A provides a close-up view of the summer trajectories of S1 particles in the recirculation zone south of the jetties. Figures C and D depict the trajectories of particles launched at S4 during the summer (light blue) and winter (dark blue) of 2016. For more localized reference details, see Figure 1.....46

**Figure IV - 7:** Probability density function (PDF) maps of MaPs debris (similar to 0.8 m LDPE sheets). Figures A and B show the PDFs for the summer simulations of S1 and S4, respectively. Figures C and D display the PDFs for the winter simulations of S1 and S4. Zoom has been applied to the maps to enhance visualization. The color bar indicates the normalized probability values from the density maps. For more localized reference details, see Figure 1.....49

**Figure IV - 8:** Time (in days) for the released particles to reach their final positions. The top figures display the time values for S1 (left) and S4 (right) summer simulations, while the bottom figures show the time values for S1 (left) and S4 (right) winter simulations. Each figure includes the mean, maximum and minimum time values for the respective simulation.....51

**Figure IV - 9:** The final positions of particles from S1<sub>Summer</sub>, S1<sub>Winter</sub>, S4<sub>Summer</sub> and S4<sub>Winter</sub> are shown in pink, purple, light blue, and dark blue, respectively. The final positions suggest the potential origins of particles stranded at S1 and S4 during the summer and winter of 2016. For more local reference details, see Figure 1.....54

## Lista de Tabelas

<b>Tabela 1:</b> Modelos numéricos utilizados em diferentes artigos publicados em que a metodologia de rastreamento de trajetória antecedente de partículas foi aplicada. “Próprio” = são modelos em que os autores do trabalho desenvolvem seu próprio código para aplicação da metodologia.....	5
<b>Tabela 2:</b> Configurações das simulações.....	23
<b>Table IV - 1:</b> Simulation setup.....	39
<b>Table IV - 2:</b> Percentage of final positions of plastic particles for each launch location and season. PL: Patos Lagoon. Beach: Cassino beach.....	47

## Lista de Acrônimos e Abreviações

### A

**ANA** – Agência Nacional de  
Águas

**ALM** – Agência da Lagoa  
Mirim

### D

**d** – Distância entre os dois  
pontos

### E

**ENSO** – El Niño South  
Oscillation

### S

**SW** – Southwest

### M

**MaP** – Macroplásticos/  
Macroplastics

### N

**NE** – Northeast

### P

**PEBD** – Polietileno de baixa  
densidade

**PP** – Polipropileno

### R

**R** – Raio da Terra

## **T**

**t** – Intervalo de tempo desde o último encalhe

**T** - Tempo de meia-vida

**TrackMPD** – Track Marine

Plastic Debris

**$\Delta t$**  – Diferença entre o tempo inicial e o final

## **U**

**U** – Campo de velocidade horizontal na direção leste-oeste

## **V**

**V** – Campo de velocidade horizontal na direção norte-sul

## **W**

**W** – Velocidade vertical

**$w_s$**  – Campo de velocidade vertical

## **$\rho$**

**$\rho$**  – Densidade

## Resumo

A Praia do Cassino, localizada no extremo sul do Brasil, possui 220 km de extensão costeira e é significativamente influenciada pela urbanização, pesca, agricultura, indústria e atividades portuárias, bem como pela proximidade com o estuário da Lagoa dos Patos. Essas características tornam a região particularmente vulnerável à poluição plástica. Neste estudo, as potenciais rotas de origem de macroplásticos encalhados, aqui subdivididas em marinha e estuarina, foram investigadas durante o verão e inverno de 2016. Dois locais distintos na Praia de Cassino foram escolhidos para análise, baseados em dados pré-existentes de monitoramento de resíduos realizados na mesma praia: um próximo (3-5 km de distância) e outro mais afastado (~40 km de distância) da desembocadura do estuário e do centro urbano. Uma abordagem de rastreamento de partículas antecedente (*backward*, em inglês) foi empregada, combinando o modelo TELEMAC-3D, para simular a hidrodinâmica ambiental, com o modelo TrackMPD, para rastrear a dispersão antecedente dos macroplásticos. O modelo hidrodinâmico utilizado foi previamente calibrado e validado, e um experimento com de boias de deriva foi realizado para a validação do TrackMPD, indicando boa reprodutibilidade da realidade. Os resultados sugerem que os detritos marinhos, semelhantes às partículas simuladas (folhas de polietileno de baixa densidade de 0,8 m de comprimento), encalhados nos dois locais têm origens distintas. Os detritos encontrados próximos à desembocadura do estuário da Lagoa dos Patos foram predominantemente provenientes do próprio estuário, com pouca variação sazonal: no verão, 75% dos detritos tinham essa origem, enquanto no inverno esse valor aumentou para 95%. Já os detritos coletados no local remoto apresentaram variações

sazonais em suas origens: durante o verão, a maioria (57%) teve, como principal fonte, regiões marinhas associadas a atividades pesqueiras, na plataforma continental adjacente à praia e; no inverno, a maior parte (98%) apresentou origem marinha, sendo principalmente transportados do setor nordeste da região costeira do Atlântico Sul. O estudo destacou o potencial de combinar a modelagem numérica com dados de amostragem *in situ* para investigar as origens de macroplásticos. Enquanto os dados *in situ* fornecem informações detalhadas sobre as características físicas dos materiais, a modelagem numérica antecedente complementa essa análise ao revelar as rotas aquáticas percorridas pelos plásticos antes de encalharem, bem como a influência das variáveis hidrodinâmicas nesse transporte.

**Palavras-chave:** detritos marinhos, plástico, macroplástico, modelagem numérica, praia, estuário, laguna costeira

## Abstract

Cassino beach, located at the southernmost coast of Brazil, has a 220 km long coastline and is significantly influenced by urbanization, fishing, agriculture, industry and port activities, as well as its proximity to the Patos Lagoon estuary. These characteristics make the region particularly vulnerable to plastic pollution. In this study, the potential origin routes of stranded macroplastics, classified here as either marine or estuarine, were investigated during the summer and winter of 2016. Two distinct sites at Cassino Beach were selected for analysis, based on pre-existing litter monitoring data collected from the same beach: one located near (3–5 km) and the other further away (~40 km) from the estuary mouth and urban center. A backward particle tracking approach was employed, combining the TELEMAC-3D model, to simulate environmental hydrodynamics, with the TrackMPD model, to trace the backward dispersion of macroplastics. The hydrodynamic model was previously calibrated and validated, and a drifting buoy experiment was conducted to validate the TrackMPD model, indicating reproducibility. The results suggest that marine debris, resembling the simulated particles (low-density polyethylene sheets measuring 0.8 m long length) stranded at the two sites had distinct origins. Debris found near the mouth of the Patos Lagoon estuary predominantly originated from the estuary itself, with little seasonal variation: in summer, 75% of the debris was of estuarine origin, increasing to 95% in winter. In contrast, debris collected at the remote site showed seasonal variations in origin: during summer, the majority (57%) indicated origin from marine regions associated with fishing activities on the adjacent continental shelf; in winter, most debris (98%) indicated a marine origin, primarily transported from the northeastern sector of the South Atlantic coastal region. The study highlighted the potential of combining numerical modeling with *in situ* sampling data to investigate the

origins of macroplastics. While in situ data provides detailed information on the physical characteristics of the materials, backward numerical modeling complements the analysis by revealing the aquatic routes taken by the plastics before stranding, as well as the influence of hydrodynamic variables on this transport.

**Key-words:** marine debris, floating plastic, coastal lagoon, lagrangian particle tracking, backward simulations

## I. Introdução

**O**s detritos marinhos são definidos como qualquer material sólido persistente que é fabricado ou processado e, de forma direta ou não, é descartado ou abandonado no ambiente marinho [UNEP, [2016](#)]. Embora esta definição envolva uma ampla gama de materiais, os plásticos representam a maior parcela (~80%) dos detritos encontrados em regiões marinhas [Andrades et al., [2020](#)].

Um recente estudo estimou que entre 0,8 e 2,7 milhões de toneladas de plásticos (> 5 cm) entram nos oceanos anualmente através dos rios [Meijer et al., [2021](#)]. Após a chegada nos oceanos, a preocupação sobre a presença de plásticos é amplificada uma vez que causam impactos ecológicos, econômicos e à saúde humana [Barboza et al., [2019](#)]. Logo, a contaminação marinha por plásticos é um problema emergente e que atrai a atenção crescente da comunidade científica e da sociedade.

Os plásticos são compostos por polímeros que possuem diferentes características químicas e técnicas, tornando-os uma das mais complexas misturas de materiais. Além da classificação quanto ao seu tipo polimérico, os plásticos podem se apresentar em diferentes formatos, texturas, densidades, tamanhos, dentre outras características.

O tamanho do plástico influencia o tipo de impacto causado, como se espalha e como se acumula no ambiente marinho. Uma das classificações mais utilizadas na literatura é baseada no tamanho destes materiais. A classificação de tamanho mais comumente utilizada atualmente inclui nano- (1 nm - 1 µm), micro- (1 µm - 5 mm), meso- (5 mm - 10 cm), macro- (5 - 100 cm) e megaplásticos (>1 m) [UNEP, [2016](#)]. Pelo maior tamanho, os efeitos dos macroplásticos (MaP) costumam ser mais visíveis no ambiente. Os impactos mais comuns relacionados à poluição por MaP no ambiente marinho são o emaranhamento e a ingestão, que podem causar danos diretos (ferimentos) em indivíduos e/ou afetar cadeias alimentares, assim como restringir o movimento e locomoção natural dos organismos [Barboza et al., [2019](#); Kühn & Franeker, [2020](#)].

Além dos impactos ecológicos, os MaPs também podem causar alteração/destruição direta do habitat, o que reduz o valor cultural e econômico de regiões turísticas e gera efeitos negativos na economia local e regional [Andrades et al., [2020](#)]. Ainda, detritos de MaP se degradam e tornam-se fonte de contaminação secundária por microplástico [Lambert et al., [2014](#)], aumentando a complexidade dos impactos ecológicos e toxicológicos [Ranjani et al., [2021](#)].

Resíduos plásticos que têm origem em fontes continentais, especialmente costeiras, representam 80% das fontes de plásticos que entram nos oceanos, os quais são transportados por sistemas de esgoto/drenagem, vias naturais e

negligência humana [UNEP, [2016](#)]. O descarte gerado pela indústria pesqueira, pelo turismo e pelo transporte marítimo representam fontes marinhas de resíduos plásticos. Grande parte deste plástico liberado no ambiente marinho, independentemente da origem, pode permanecer próximo à costa por muitos anos ou décadas [Lebreton et al., [2012](#)].

Os MaPs já foram reportados em uma ampla gama de habitats marinhos [de Ramos et al., [2021](#); Lacerda et al., [2022](#); Lebreton., [2022](#)]. Por estarem localizados na interface terra-mar, ambientes de praia acumulam detritos de fontes continentais e marinhas e representam importantes locais de deposição de MaP [Olivelli et al., [2020](#); de Ramos et al., [2021](#)]. Nestas regiões, existe um maior efeito do vento no transporte horizontal sobre materiais flutuantes, como garrafas ou embalagens, favorecendo os movimentos horizontais destes materiais e sua deposição em praias [Schwarz et al., [2019](#)]. Uma vez no litoral, a presença de dunas e/ou vegetação costeira, podem atuar como barreiras físicas, facilitando o acúmulo dos plásticos e outros materiais [de Ramos et al., [2021](#)].

Muitos dos materiais flutuantes são compostos por plásticos de uso único, como embalagens de produtos ou alimentos, recipientes ou filmes plásticos. O Polietileno (PE) e o Polipropileno (PP) são os plásticos mais comumente encontrados na superfície marinha [Erni-Cassola et al., [2019](#)], tendo em vista a menor densidade destes polímeros em relação à água, o que lhes confere a flutuabilidade e, também, devido à sua grande produção e uso [Geyer et al., [2017](#)].

Uma das abordagens para a problemática da contaminação plástica é o conhecimento de suas trajetórias, locais de deposição, assim como suas fontes [van Sebille et al., [2019](#); Schwarz et al., [2019](#)]. A identificação de potenciais fontes de detritos nas praias é frequentemente feita por meio de amostragem direta, como

a análise de rótulos intactos [Cowger et al., [2024](#)]. No entanto, essa abordagem é limitada pela degradação ou bioincrustação dos rótulos, o que resulta em pequenos tamanhos de amostra, além de muitos itens não possuírem informações de identificação. A amostragem direta torna-se, portanto, limitada em termos espaço-temporais, muito embora a coleta de dados observacionais forneça importantes informações sobre a contaminação plástica e estimativas de uso [de Ramos et al., [2021](#); Lacerda et al., [2022](#); Pinheiro et al., [2022](#)].

Neste sentido, estudos de modelagem numérica do transporte de detritos marinhos são realizados em escalas globais e locais, sendo essa metodologia uma abordagem promissora para o entendimento da dinâmica dos plásticos no ambiente marinho. Modelos numéricos permitem o acompanhamento da trajetória de partículas, consideradas como plástico, lançadas no ambiente em função das condições meteoceanográficas da região. Em regiões costeiras, a metodologia foi aplicada, por exemplo, por Murray et al. [[2018](#)] e Seo et al. [[2020](#)], que verificaram o transporte de detritos na costa após fenômenos naturais (tsunami e ciclones, respectivamente), enquanto Critchell et al. [[2015](#)] produziram mapas de hotspots locais para detritos flutuantes, especialmente aqueles originários de rios próximo à costa, explicando também as relações locais fonte-receptor dos detritos. Ainda, Baudena et al. [[2022](#)] analisaram o transporte de plásticos a partir de fontes de emissão previamente identificadas. A aplicação do método foi direcionada ao estudo do Mar Mediterrâneo, fornecendo uma análise detalhada sobre os padrões de dispersão e acúmulo desses materiais na região.

Os modelos numéricos podem ainda ser usados no modo antecedente (*backward*, em inglês) para identificar possíveis trajetórias antecedentes de plásticos, a partir de locais de deposição conhecidos. Modelos numéricos usados

para identificar as trajetórias antecedentes de plásticos e suas fontes potenciais operam revertendo vetores de velocidade de corrente e simulando o transporte de partículas em tempos antecedentes.

Vários modelos, como PaTATO [Carlson et al., [2017](#)], Delft3D [Krelling et al., [2017](#)] e OpenDrift [Gutow et al., [2018](#)] foram empregados para estudos de transporte de plásticos com metodologia antecedente. Na Tabela 1, é possível verificar trabalhos que utilizaram esta metodologia e o modelo numérico aplicado (ou desenvolvido) pelos autores, onde a metodologia antecedente foi aplicada com sucesso a detritos encontrados em estuários, praias, ilhas e até mesmo flutuando na coluna d'água.

*Tabela 1: Modelos numéricos utilizados em diferentes artigos publicados em que a metodologia de rastreamento de trajetória antecedente de partículas foi aplicada. "Próprio" = são modelos em que os autores do trabalho desenvolvem seu próprio código para aplicação da metodologia.*

Referência	Título	Modelo
Kataoka et al. 2013	Numerical estimation of inflow flux of floating natural macro-debris into Tokyo Bay	Próprio
Neumann et al. 2014	Marine litter ensemble transport simulations in the southern North Sea	PELETS-2D
Duhec et al. 2015	Composition and potential origin of marine debris stranded in the Western Indian Ocean on remote Alphonse Island, Seychelles	SCUD
Trinanes et al. 2016	Analysis of potential MH370 debris trajectories using ocean observations and numerical model results	SCUD
Carlson et al. 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	PaTATO
Krelling et al. 2017	Transboundary movement of marine litter in an estuarine gradient: Evaluating sources and sinks using hydrodynamic modelling and ground truthing estimates	Delft3D
Gutow et al. 2018	Distribution and trajectories of floating and benthic marine macrolitter in the south-eastern North Sea	OpenDrift
Gennip et al. 2019	In search for the sources of plastic marine litter that contaminates the Easter Island Ecoregion	ARIANE
van Sebille et al. 2019	Basin-scale sources and pathways of microplastic that ends up in the Galápagos Archipelago	Parcels
Compa et al. 2020	Nearshore spatio-temporal sea surface trawls of plastic debris in the Balearic Islands	TRACMASS
Stelfox et al. 2020	Minimum drift times infer trajectories of ghost nets found in the Maldives	Ichthyop

Referência	Título	Modelo
Cardoso & Caldeiras 2021	Modeling the Exposure of the Macaronesia Islands (NE Atlantic) to Marine Plastic Pollution	OceanParcels
Strand et al. 2021	Potential sources of marine plastic from survey beaches in the Arctic and Northeast Atlantic	OpenDrift
Durgadoo et al. 2021	Strategies for simulating the drift of marine debris	OpenDrift
Courtene-Jones et al. 2021	Source, sea and sink—A holistic approach to understanding plastic pollution in the Southern Caribbean	Parcels
van Duinen et al. 2022	Identifying Marine Sources of Beached Plastics Through a Bayesian Framework: Application to Southwest Netherlands	Próprio
Vogt-Vincent et al. 2023	Sources of marine debris for Seychelles and other remote islands in the western Indian Ocean	OceanParcels
Baudena et al. 2023	The streaming of plastic in the Mediterranean Sea	TrackMPD

Muitos estudos aplicaram metodologias baseadas na modelagem de partículas após a coleta direta de detritos em praias, tratando-os como partículas passivas ou inertes, ou seja, sem considerar características específicas ou processos atuando sobre elas [Gennip et al., [2019](#), Compa et al., [2020](#), Stelfox et al., [2020](#), Strand et al., [2021](#), Van Duinen et al., [2022](#), Vogt-Vincent et al., [2023](#)]. Essa abordagem de partículas passivas também foi utilizada para identificar fluxos de entrada de detritos naturais, como plantas aquáticas [Kataoka et al., [2013](#)], e para rastrear trajetórias e possíveis locais de quedas de aeronaves no oceano [Trinanes et al., [2016](#), Durgadoo et al., [2021](#)]. Buscando maior representatividade, outros consideram o efeito do vento direto sob as partículas (*wind drift*, em inglês) [Neumann et al., [2014](#), Duhec et al., [2015](#), Trinanes et al., [2016](#), Krelling et al., [2017](#), Gutow et al., [2018](#), Cardoso e Caldeiras et al., [2021](#)]. Por fim, Carlson et al. [[2017](#)], Gutow et al. [[2018](#)] e Gennip et al. [[2019](#)] buscaram caracterizar as partículas simuladas no modo antecedente como MaPs flutuantes. No entanto, a configuração de partículas na modelagem numérica para incluir características específicas (por exemplo, tamanho, densidade, forma) ainda permanece pouco

explorada, principalmente devido à falta de dados para parametrização do modelo, não sendo utilizada pelos autores.

No Brasil, Krelling et al. [2017] aplicaram a metodologia *antecedente* para identificar as fontes de detritos marinhos nas praias internas e externas do Complexo Estuarino de Paranaguá. O estudo revelou que os detritos têm um tempo de residência de aproximadamente cinco dias dentro do estuário antes de serem exportados para o oceano. Combinado com a amostragem direta de detritos, os resultados indicaram que as praias mais próximas das áreas de origem dos plásticos têm maior probabilidade de acumular detritos de origem doméstica [Krelling et al., 2017].

Track Marine Plastic Debris (TrackMPD), um modelo lagrangiano 3D projetado para rastrear partículas plásticas marinhas, incorporou configurações de modo antecedente diretamente em seus módulos, eliminando a necessidade de ajustes manuais pelo usuário [Jalon-Rojas et al., 2019]. Até o momento, pelo que se sabe, apenas o estudo de Baudena et al. [2023] utilizou o TrackMPD para o transporte antecedente de plásticos. Os autores estimaram que 60% do plástico de baixa densidade depositado no fundo do Mar Mediterrâneo foi liberado por embarcações, 20% pelos países costeiros e 20% por outros 25 países [Baudena et al., 2023].

As metodologias de modelagem de MaPs mencionadas anteriormente são particularmente relevantes no contexto brasileiro, dado o extenso litoral de 8.000 km e a alta urbanização presente em diversas regiões costeiras. Estima-se que aproximadamente dois terços da população brasileira residam em áreas próximas à costa, destacando a importância de abordagens eficazes para entender e mitigar os impactos ambientais nessa região [Andrades et al., 2020]. Como consequência

do manejo inadequado de resíduos, falta de programas eficazes de descarte e alta densidade populacional, são diversos os relatos de resíduos nas praias brasileiras.

Em um levantamento de resíduos de praia que cobriu toda a costa brasileira, Andrades et al [2020] verificaram que, em geral, a proximidade de escoamentos estuarinos foi o principal fator para o acúmulo de detritos nas praias. Ainda, os autores informaram que a entrada de resíduos nos oceanos através de estuários foi significativamente correlacionada com a abundância de itens como bitucas, plásticos e papéis, resíduos de 0,5–10 cm, classificados como MaP.

Localizada no extremo sul do Brasil, a Praia do Cassino se destaca por sua extensa orla de 220 km, que é influenciada por materiais (sedimentos, matéria orgânica, nutrientes, poluentes, etc) exportados da Lagoa dos Patos [Fernandes et al., 2021]. Um estudo que utilizou métodos de quantificação top-down e dados socioeconômicos estimou que, entre 2010 e 2017, entre 0,5 e 3,2 g de resíduos plásticos por pessoa por dia (habitantes do Rio Grande do Sul) alcançaram a Lagoa dos Patos [dos Santos et al., 2023]. Métodos top-down, nesse contexto, consistem em abordagens que utilizam dados agregados e modelos matemáticos para estimar fluxos ou fontes de resíduos plásticos, partindo de informações indiretas, como taxas de geração de resíduos e eficiência do manejo, para inferir o impacto ambiental. Além disso, plásticos e outros detritos foram encontrados nas marismas dentro do estuário [Pinheiro et al., 2021; 2022], nas plumas costeiras da plataforma interna [Rodriguez et al., 2024], na região marinha adjacente à praia [Lacerda et al., 2022], no conteúdo estomacal de tartarugas marinhas [Rizzi et al., 2019] e odontocetos que encalharam ao longo da praia de Cassino [Zimmer-Correa et al., 2024]. Plásticos também foram detectados nos tecidos moles do molusco *Amarilladesma mactroides* na praia de Cassino [Jankauskas et al., 2024].

Estudos de amostragem conduzidos na praia de Cassino, indicam que o descarte direto por turistas (banhistas) é a principal fonte de resíduos plásticos [Wetzel et al., [2004](#); de Ramos et al., [2021](#)]. No entanto, a significância desta fonte diminui drasticamente (a) com o aumento da distância do centro urbano da praia e (b) durante estações diferentes do verão [Wetzel et al., [2004](#); de Ramos et al., [2021](#)]. Notadamente, os autores verificam que o ponto de amostragem mais próximo da boca do estuário da Lagoa dos Patos (3–5 km de distância) registrou o maior número de itens de resíduos, sugerindo uma potencial influência da laguna na deposição de detritos nesta porção da praia. Em contraste, no local de amostragem mais distante da laguna e do centro urbano (~40 km de distância), que geralmente é de difícil acesso devido às condições de maré meteorológica, houve uma quantidade maior de detritos de atividades de pesca [Wetzel et al., [2004](#); de Ramos et al., [2021](#)], indicando detritos de origem marinha. Além disso, vários MaPs e outros detritos com bioincrustação ou marcas biológicas marinhas, como mordidas de tartarugas marinhas, foram encontrados pelos autores, confirmando que esses materiais estavam na água por algum tempo antes de chegarem à praia.

É importante notar que os pontos de amostragem escolhidos por de Ramos et al. [[2021](#)], foram selecionados com base em vários níveis de urbanização e usos da praia de Cassino. No entanto, os autores não puderam fornecer indicações claras da relação entre a acumulação de MaP e suas fontes aquáticas, como o mar e a laguna.

# Objetivos

## Geral

Avaliar as vias de transporte e potenciais rotas de origem de macroplásticos que chegam à praia do Cassino, com análises em dois locais distintos, durante o verão e o inverno de 2016, baseados em dados pretéritos de coleta de detritos marinhos da mesma área.

## Específicos

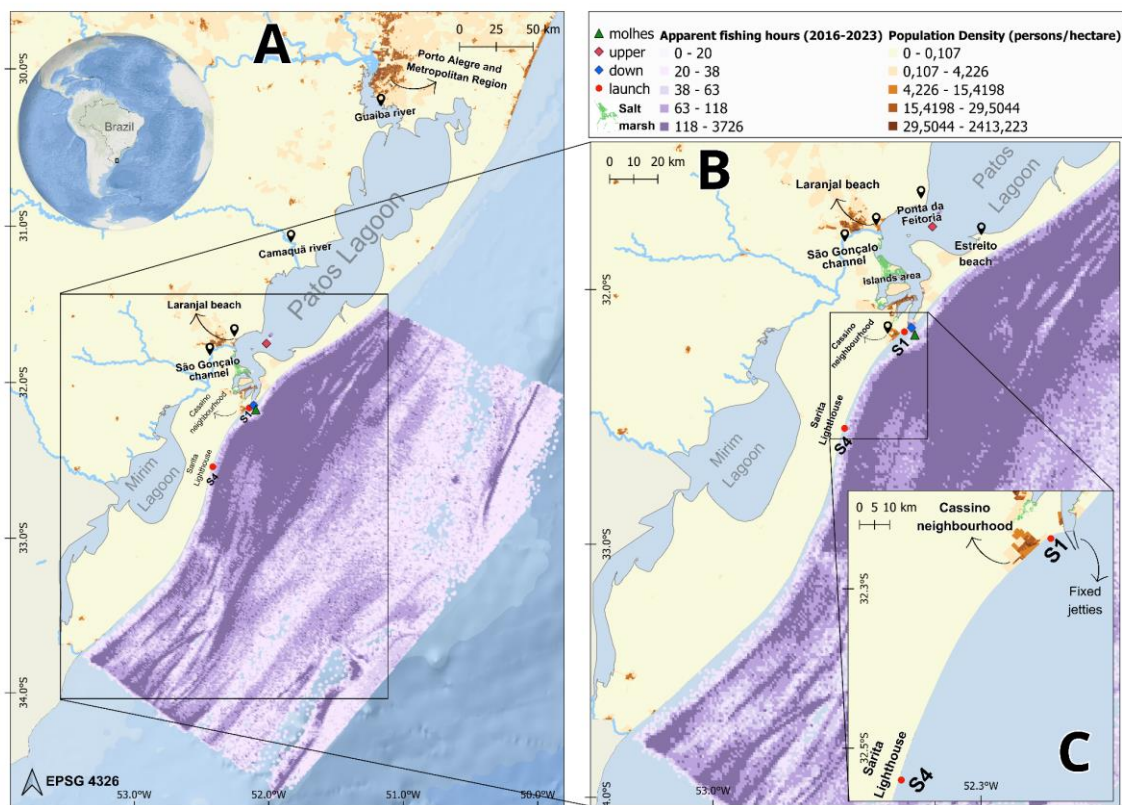
- I. Caracterizar o transporte de MaPs na Plataforma Interna do Oceano Atlântico Sul para o verão e inverno de 2016;
- II. Estabelecer potenciais regiões de origem de MaPs depositados na Praia do Cassino com modelagem antecedente.

## II. Área de Estudo

A área de estudo está situada entre 32-34°S e 51-53°W, incluindo o estuário da Lagoa dos Patos, a Praia do Cassino e a Plataforma Continental Interna do Atlântico Sul (Fig. 1). A Lagoa dos Patos atua como uma drenagem natural para uma bacia de aproximadamente 200.000 km<sup>2</sup> em direção ao Oceano Atlântico Sul [Fernandes et al., [2021](#)], com seus principais tributários sendo o Lago Guaíba, o Rio Camaquã e o Canal São Gonçalo.

O Lago Guaíba, localizado ao norte da Lagoa dos Patos (Fig. 1A), atravessa a região metropolitana de Porto Alegre, capital do estado do Rio Grande do Sul, que possui uma população estimada de 4.167.025 habitantes [IBGE, [2024](#)]. Devido à alta densidade populacional na capital e região metropolitana e ao fato do Lago Guaíba receber afluentes de outros rios do estado, estima-se que ele seja responsável por aproximadamente 60% dos resíduos plásticos despejados na

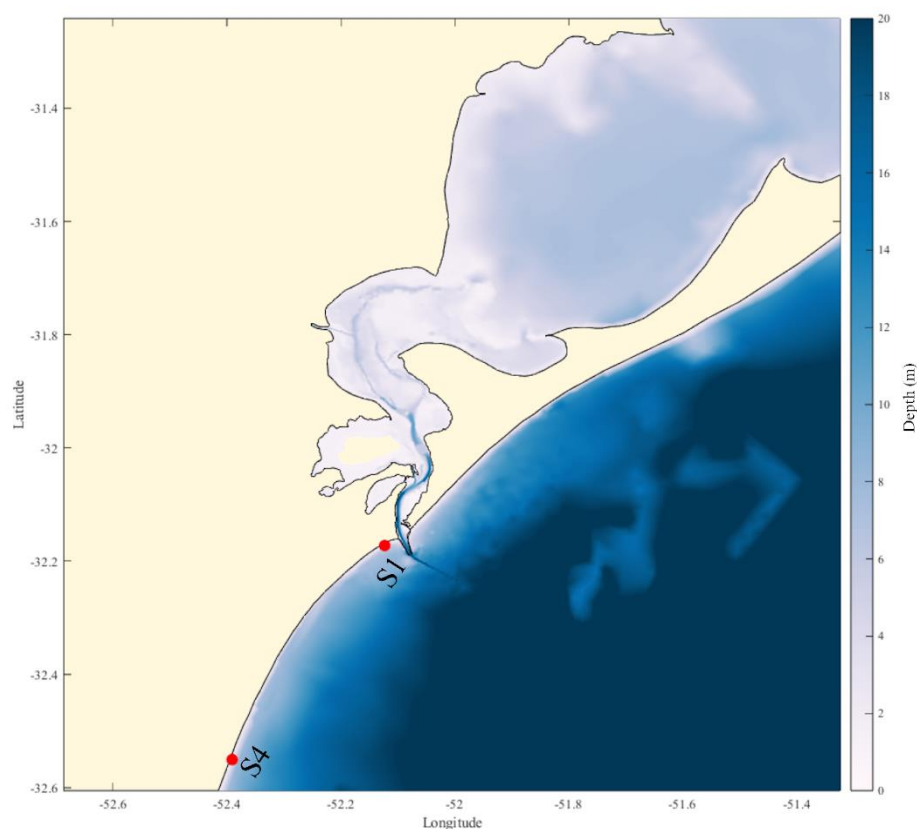
Lagoa dos Patos [dos Santos et al., 2023]. Como mostrado pelas áreas em laranja mais escuro nas Figuras 1A e 1B, com base em dados do IBGE [2024], outras cidades com alta população ao redor da Lagoa dos Patos estão localizadas mais ao sul, como Pelotas, que está próxima ao Canal São Gonçalo, onde está localizada a praia do Laranjal, e na região mais ao sul está a cidade de Rio Grande, onde se encontra o balneário e a Praia do Cassino.



**Figura 1:** Mapa da área de estudo. As Figuras A e B mostram os pontos de dados para as séries temporais extraídas nos níveis do alto e baixo estuário (indicados por losangos vermelhos e azuis, respectivamente), vento e corrente (triângulo verde), e áreas com marismas são mostradas em verde claro. As horas aparentes de pesca (em horas) de 2016 a 2023 são representadas em tons de roxo, e a densidade populacional (pessoas/hectare) é mostrada em tons de laranja. A Figura B representa a área de domínio definida para as simulações retrospectivas, e a Figura C oferece um zoom mostrando os locais de lançamento S1 e S4 (círculos vermelhos).

A Lagoa dos Patos apresenta um padrão de descarga sazonal, com fluxos elevados no final do inverno e início da primavera, seguidos por fluxos de baixos a moderados durante o verão e o outono [Moller et al., 2001]. As médias sazonais

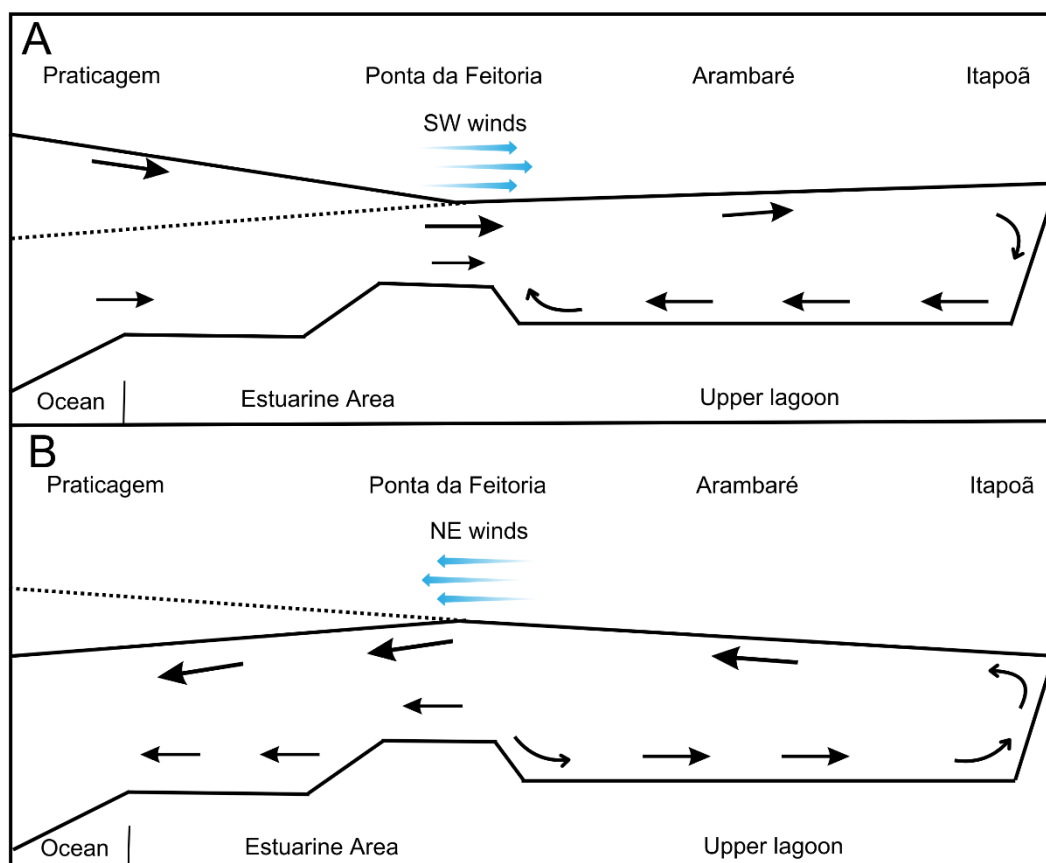
variam de 700 m<sup>3</sup>/s no verão até 3.000 m<sup>3</sup>/s na primavera, com uma descarga média anual de aproximadamente 2.400 m<sup>3</sup>/s [Moller et al., 2001; Vaz et al., 2006]. A única conexão entre a Lagoa dos Patos e o Oceano Atlântico Sul está localizada em sua porção mais ao sul, protegida por molhes que se estendem por aproximadamente 4 km (Fig. 1C; Franzen et al., 2023). A região central da lagoa (Fig. 2) possui uma profundidade média de 5 m, com os maiores valores encontrados no canal localizado na área estuarina (16 m). Valores menores (1 m) são observados nos bancos de areia formados ao redor da Ponta da Feitoria (Fig. 1B), onde há um degrau morfológico [Moller et al., 2001].



**Figura 2:** Profundidade da área de estudo em metros (m). “S1” e “S4” (círculos vermelhos) são os locais de lançamento de partículas escolhidos para as análises.

A hidrodinâmica da lagoa é controlada pela descarga dos rios quando esta está acima da média (2.000 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>), e os efeitos dos ventos locais e remotos

tornam-se mais importantes durante períodos de descarga de rios de baixa a moderada [Moller & Castaing, 1999; Moller et al., 2001]. Ventos de nordeste (NE) predominam ao longo do ano, com ocorrência de ventos de sudoeste (SO) durante a passagem de frentes frias, tornando-se mais frequentes durante o outono e o inverno austral [Moller et al., 2001]. Conforme esquematizado na Fig. 3, ventos de NE (SO) resultam em saída (entrada) de água do estuário devido à depressão (elevação) no nível do mar costeiro causada pelo transporte de Ekman [Moller et al., 2001].



**Figura 3:** Esquema da dinâmica de correntes de entrada e saída de água do estuário da Lagoa dos Patos quando forçada com ventos de sudoeste (A) e nordeste (B). Esquema adaptado de Moller et al. [2001]

A Praia do Cassino, localizada ao sul da desembocadura da Lagoa dos Patos, é caracterizada por uma ampla plataforma continental interna e um regime de micromaré com regime de ondas predominantemente dissipativas. A praia está

sujeita a marés meteorológicas com rápidas elevações do nível do mar de 1-2 m e é tipicamente dominada por ondas [Calliari & Fachin, [1993](#)]. As correntes costeiras ao longo da costa na região são influenciadas pelos ventos predominantes e pela incidência oblíqua das ondas. Devido aos ventos predominantes de NE, as correntes geralmente fluem na direção SO durante a maior parte do ano, especialmente durante a primavera e o verão [Calliari & Fachin, [1993](#); Moller et al., [2001](#)].

A área de estudo é caracterizada por intensa atividade pesqueira e portuária [Vieira & Vieira, [2000](#); Haimovici & Cardoso, [2016](#)], atividades reconhecidas como fontes significativas de descarte de resíduos marinhos [UNEP, [2016](#)]. Para o mapa apresentado na Fig. 1, os dados sobre a pesca foram extraídos do início de 2016 até o final de 2023 para fornecer uma visão geral da intensa atividade pesqueira na região costeira. Os dados foram fornecidos pela Global Fishing Watch (2024; <https://globalfishingwatch.org/map/>), uma plataforma que disponibiliza registros detalhados de atividade pesqueira aparente, quantificada por horas por célula de grade de 1/100°.

Os locais analisados (ou seja, locais de lançamento de partículas) foram designados como 'S1' (32°10'20.41"S, 52°7'23.29"W) e 'S4' (32°33'1.53"S, 52°23'27.21"W) (Fig. 1C), seguindo a escolha de de Ramos et al. [[2021](#)]. O local S1 está situado na área da praia adjacente ao balneário Cassino, a 3-5 km da desembocadura do estuário e frequentemente utilizado por banhistas. Em contraste, o local S4 está localizado na região do Farol Sarita, a 40 km da desembocadura do estuário, uma área remota que pode se tornar inacessível durante períodos de maré meteorológica alta.

## III. Material e Métodos

### III.1. Modelo Hidrodinâmico

O modelo hidrodinâmico TELEMAC-3D [Hervouet, [2007](#)] foi utilizado para obter o campo de velocidades que alimenta o modelo de transporte de partículas de macroplásticos (MaPs). O modelo foi calibrado e validado para esta área por Fernandes et al. [[2021](#)], por meio de comparação com dados hidrodinâmicos. O domínio do modelo abrange toda a Lagoa dos Patos e a região costeira adjacente, discretizado usando uma grade de elementos finitos baseada em dados batimétricos digitalizados de cartas náuticas fornecidas pela Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil, complementados com dados da Portos RS (<https://www.portosrs.com.br/site/>). Condições iniciais e de contorno para o oceano referente a: elevações e campos regionais de velocidade de maré, foram obtidos pelo Sistema de Inversão de Marés da Universidade Estadual do

Oregon (OSU) (OTIS; Egbert & Erofeeva, [2002](#)), acoplado internamente ao TELEMAC (Topex Poseidon—TPXO); campos de temperatura e salinidade foram obtidos do projeto HYbrid Coordinate Ocean Model + Navy Coupled Ocean Data Assimilation; dados de vento do ERA-Interim do Centro Europeu de Previsão do Tempo de Médio Prazo (ECMWF), com resolução temporal de 6 horas e espacial de 0,75° e; dados diários de vazão dos rios Guaíba e Camaquã foram fornecidos pela Agência Nacional de Águas (ANA; <https://www.gov.br/ana/pt-br>). Para a descarga do Canal de São Gonçalo, utilizaram-se dados de nível de água diário fornecidos pela Agência da Lagoa Mirim (ALM, <https://agencialagoamirim.com.br/>), convertidos em valores diários de descarga por meio de uma curva-chave, seguindo a metodologia de Oliveira et al. [[2015](#)].

### III.2. Modelo de Rastreamento de Partículas

O modelo TrackMPD foi utilizado para calcular as trajetórias e identificar potenciais fontes de MaPs na praia do Cassino (Fig. 1). O TrackMPD é um modelo numérico tridimensional (3D) que estende a modelagem Lagrangiana tradicional ao incorporar comportamentos de partículas e processos físicos mais complexos e realistas, como encalhe e retorno à água, afundamento e ressuspensão na coluna d'água, deposição no fundo do mar, entre outros [Jalon-Rojas et al., [2019](#)].

Os movimentos de advecção, difusão e afundamento determinam as trajetórias 3D das MaPs de acordo com as seguintes equações:

$$dX(t) = dX_{adv}(t) + dX_{diff}(t) = U(x, y, z, t)dt + dX'(t) \quad (1)$$

$$dY(t) = dY_{adv}(t) + dY_{diff}(t) = V(x, y, z, t)dt + dY'(t) \quad (2)$$

$$dZ(t) = dZ_{adv}(t) + dZ_{diff}(t) + dZ_{sink}(t) = W(x, y, z, t)dt + dZ'(t) - ws(t)dt \quad (3)$$

onde  $dX_{adv}$ ,  $dY_{adv}$ ,  $dZ_{adv}$  representam os deslocamentos advectivos, determinados pelos campos de velocidade  $U$ ,  $V$  e  $W$ ;  $dX_{diff}$ ,  $dY_{diff}$  e  $dZ_{diff}$  denotam a difusão turbulenta, fornecida pelos componentes turbulentos (aleatórios)  $dX'$ ,  $dY'$  e  $dZ'$ . Por fim,  $dZ_{sink}$  representa o movimento de afundamento da partícula, que depende da velocidade de sedimentação  $w_s$ .

Com relação às soluções numéricas para as equações 1, 2 e 3: as velocidades obtidas a partir dos cálculos de deslocamento advectivo (em m/s) são multiplicadas pela duração do intervalo de tempo ( $\Delta t$ ) para determinar o deslocamento das partículas nas direções  $x$ ,  $y$  e  $z$ . O deslocamento difusivo do movimento das partículas é calculado para estimar o movimento turbulento das partículas. Os deslocamentos advectivos e difusivos (em metros) são então somados à localização original da partícula  $(x_n, y_n, z_n)$  para calcular a nova localização da partícula  $(x_{n+1}, y_{n+1}, z_{n+1})$ :

$$\begin{aligned} x_{n+1} &= x_n + U\Delta t + R[2K_h\Delta t]^{1/2} \\ y_{n+1} &= y_n + V\Delta t + R[2K_h\Delta t]^{1/2} \\ z_{n+1} &= z_n + W\Delta t + R[2K_v\Delta t]^{1/2} \end{aligned} \quad (4)$$

onde  $R$  é um número aleatório gerado em cada passo de tempo,  $K_h$  e  $K_v$  são os coeficientes de difusão horizontal e vertical (em m/s), respectivamente.

No presente estudo, células continentais na grade do domínio onde as partículas encalham, foram consideradas como uma fonte potencial [Cardoso & Caldeira, 2021]. Por exemplo, se uma partícula encalhar em alguma praia do estuário da Lagoa dos Patos, esta praia será considerada como potencial fonte. Para lidar com isso, o processo de encalhe permanente ou temporário das

partículas na praia (encalhe e desencalhe) foi ativado. O modelo utiliza a Equação (5), baseada em modelos Lagrangianos de derramamento de óleo:

$$P=0.5^{-t/T} \quad (5)$$

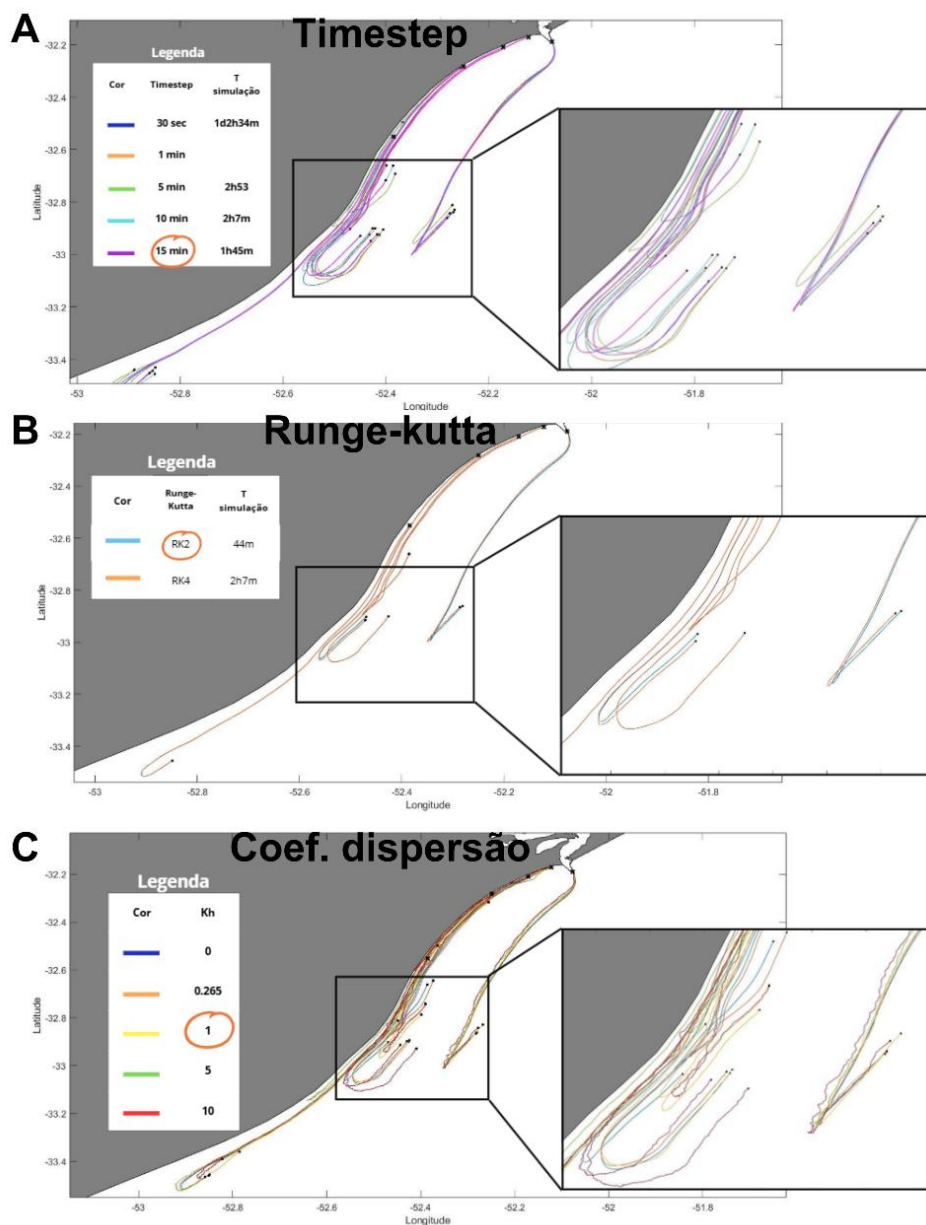
onde  $t$  é o intervalo de tempo desde o último encalhe e  $T$  é o tempo de meia-vida para que os detritos permaneçam na praia antes de serem levados de volta ao mar. Os detritos encalhados podem retornar ao mar durante as marés altas se um número aleatório gerado para cada passo de tempo (entre 0 e 1) for menor que  $P$ .

### III.3. Configuração das simulações

Os parâmetros e configurações utilizados neste estudo estão detalhados na Tabela 2. Para investigar as trajetórias anteriores dos MaPs flutuantes, as partículas nas simulações foram consideradas como folhas de polietileno de baixa densidade (PEBD), com densidade  $\rho= 0.94 \text{ g.cm}^{-3}$  e tamanho de 0,8 m. Esse tamanho foi selecionado com base no estudo de Núñez et al. [2023], que examinou as velocidades de afundamento e ascensão de diversos plásticos. Para folhas de polietileno de 0,8 m, os autores relataram uma velocidade de ascensão ( $W_S$ ) de -0.0046 m/s [Núñez et al., 2023]. Consequentemente, no presente estudo, as partículas mantiveram flutuabilidade positiva durante toda a simulação.

O uso da parametrização de Núñez et al. [2023] aumentou o realismo das simulações. Além disso, o polietileno (PE) foi um dos principais polímeros plásticos flutuantes encontrados na costa sul do Brasil e está entre os três polímeros mais frequentes que entram na Lagoa dos Patos [dos Santos et al., 2023; Lacerda et al., 2022]. Ainda, Pinheiro et al. [2021] estimaram que plásticos de PE representaram 25,92% dos polímeros encontrados em uma marisma próximo à boca do estuário da Lagoa dos Patos.

Primeiramente, testes de sensibilidade foram conduzidos para identificar as parametrizações ideais que minimizam o tempo computacional sem comprometer a precisão dos resultados. Os testes determinaram que o uso de um passo de tempo interno de 15 minutos (fig. 4A), um método de Runge-Kutta de segunda ordem para o cálculo da advecção (fig. 4B) e um coeficiente de dispersão horizontal de 1 m/s [fig. 4C; Jalon-Rojas et al., [2019](#)] resultaram em trajetórias de partículas semelhantes às obtidas com configurações mais robustas, enquanto reduziram o tempo computacional em quase metade. Um teste de validação envolvendo a liberação de partículas reais (boias) na área de estudo foi realizado após os testes de sensibilidade e as simulações (ver Seção III.e.).



**Figura 4:** Exemplificação dos testes de sensibilidade dos melhores parâmetros a serem utilizados para obtenção de um bom desempenho computacional nas simulações oficiais. Primeiramente, (A) verificou-se que o passo de tempo computacional (time-step) de 15 minutos não altera de forma significativa o cálculo da trajetória das partículas, assim como (B) a utilização de um método de runge-kutta de 2º ordem e (C) o coeficiente de dispersão horizontal com valor de de 1 m/s.

Para as simulações deste trabalho, 100 partículas de MaPs de LDPE foram liberadas em cada local (S1 e S4, Fig. 1) no final do verão e do inverno austral (20 de março e 22 de setembro de 2016, respectivamente), resultando em dois cenários para cada local: S1 Verão, S4 Verão, S1 Inverno e S4 Inverno. Assim, os pontos de liberação e as datas iniciais da simulação correspondem aos destinos

dos plásticos (ou seja, onde foram amostrados por de Ramos et al., [2021](#)), enquanto as posições e datas finais representam suas possíveis fontes.

O número de partículas usadas para a liberação foi escolhido exclusivamente para fornecer um tamanho de amostra suficiente que melhor representasse as trajetórias das partículas e não reflete a quantidade real de resíduos plásticos encontrados na Praia do Cassino na época das simulações. Os pontos de liberação (S1 e S4) foram baseados nas coordenadas utilizadas por de Ramos et al. [\[2021\]](#), selecionados por serem os locais mais recentes de monitoramento de resíduos marinhos, embora não representem necessariamente os pontos preferenciais de acumulação de detritos marinhos (vindos do mar) na Praia do Cassino.

Para minimizar o risco de erros artificiais de encalhe [Carlson et al., [2016](#); Gutow et al., [2018](#)], as partículas foram liberadas na água a uma distância de 500 m dos pontos usados por Ramos et al. ([2021](#)), que realizaram o monitoramento na areia e na base das dunas da praia.

A simulação de verão iniciou dia 20 de março e teve duração até 1º de janeiro, para corresponder com o início dos dados do modelo hidrodinâmico utilizados neste estudo (período total de simulação = 80 dias). A simulação de inverno durou de 22 de setembro até 1º de julho, pois esse foi o tempo necessário para todas as partículas alcançarem suas posições finais ou saírem do domínio (período total de simulação = 83 dias).

**Tabela 2:** características das partículas e configurações utilizadas para simulações nos cenários de verão e inverno. Passo de tempo (time step) é o tempo utilizado para os cálculos internos das trajetórias; Runge-kutta é o grau de precisão do método na aproximação da solução de uma equação diferencial; Coeficiente horizontal é a velocidade que a partícula se dispersa na água.

Características das partículas		Configuração de entrada		Cenários simulados		
				Verão	Inverno	
<i>Tipo polimérico</i>	Polietileno de baixa densidade ( $\rho = 0,94 \text{ g.cm}^3$ )	<i>Passo de tempo interno</i>	15 min	<i>Período simulado</i>	(20/mar – 1/jan de 2016)	(22/set – 1/jul de 2016)
<i>Tamanho</i>	0.8 m	<i>Runge-kutta</i>	2ª ordem	<i>Duração (dias)</i>	80	83 (S1) e 22 (S4)
<i>Formato</i>	Folha	<i>Coeficiente horizontal (Kh)</i>	1 m.s <sup>-1</sup> [Jaon-Rojas et al., 2019]	<i>Pontos de lançamento</i>	S1, S4	S1, S4
<i>Velocidade de ascensão (Ws)</i>	-0.0046 m/s [Núñez et al., 2023]	<i>Processos ativados</i>	Encalhe e ascensão	<i>Nº de partículas</i>	100 (cada ponto)	100 (cada ponto)

### III.4. Mapas de Densidade de Probabilidade

Os mapas de densidade de probabilidade foram produzidos para identificar as localizações com maior ocorrência de detritos nas regiões costeira e estuarina antes de atingir os pontos de encalhe (onde foram liberados). As funções são computadas com base na probabilidade de uma partícula se mover de uma célula da grade para outra dentro de um intervalo de tempo específico. Este cálculo envolve contar o número de partículas por célula durante cada intervalo, normalizando pelo número total de partículas e agrupando suas posições em

histogramas [Jálon-Rojas et al., [2019](#)]. A função de densidade de probabilidade foi calculada com uma resolução da grade de 100 m.

### III.5. Validação

O modelo de transporte de partículas utilizado neste estudo foi validado pelos seus desenvolvedores [Jalon-Rojas et al., [2019](#)]. Rodriguez et al. [[2024](#)] também validaram o modelo TrackMPD para microplásticos no estuário da Lagoa dos Patos utilizando dados de amostragem *in situ*. No entanto, um experimento adicional com boias de deriva foi realizado para validar o TrackMPD para MaPs na área de estudo deste trabalho.

No dia 13 de junho de 2024, quatro boias plásticas (B1: 2,280 kg - diâmetro de 89 cm; B2: 0,638 kg - diâmetro de 56 x 69 cm; B3: 1 kg - diâmetro de 70 x 79 cm; B4: 2,576 kg - diâmetro de 72 cm) foram liberadas no canal do estuário (Fig. 5). As boias utilizadas para o experimento foram provenientes da coleta de detritos, o que significa que eram materiais reciclados, portanto o tipo de polímero não pôde ser determinado com exatidão. As quatro liberações ocorreram no mesmo local (aproximadamente  $-32,136167^{\circ}$  S,  $-52,099583^{\circ}$  W), mas em horários diferentes (12:59, 13:41, 14:37 e 15:13). As boias derivaram por cerca de 20 minutos antes de serem recuperadas e liberadas novamente.

Posteriormente, o mesmo cenário de liberação foi simulado no TrackMPD: quatro partículas virtuais foram lançadas quatro vezes nas mesmas coordenadas e horários, cada uma com uma duração de deriva de 20 minutos, para os mesmos dias do experimento. As características das partículas e o coeficiente de dispersão utilizados foram os mesmos dos cenários de transporte de plásticos simulados (folhas de MaP de 0,8 m com  $Kh = 1$  m/s). O campo de velocidade utilizado foi do mesmo dia do experimento de liberação das boias, fornecido pelo modelo

hidrodinâmico TELEMAC-3D. A saída do modelo hidrodinâmico foi produzida com um passo de tempo de 5 minutos para cobrir o período máximo possível de deriva das boias (20 minutos) para manter a eficiência computacional.

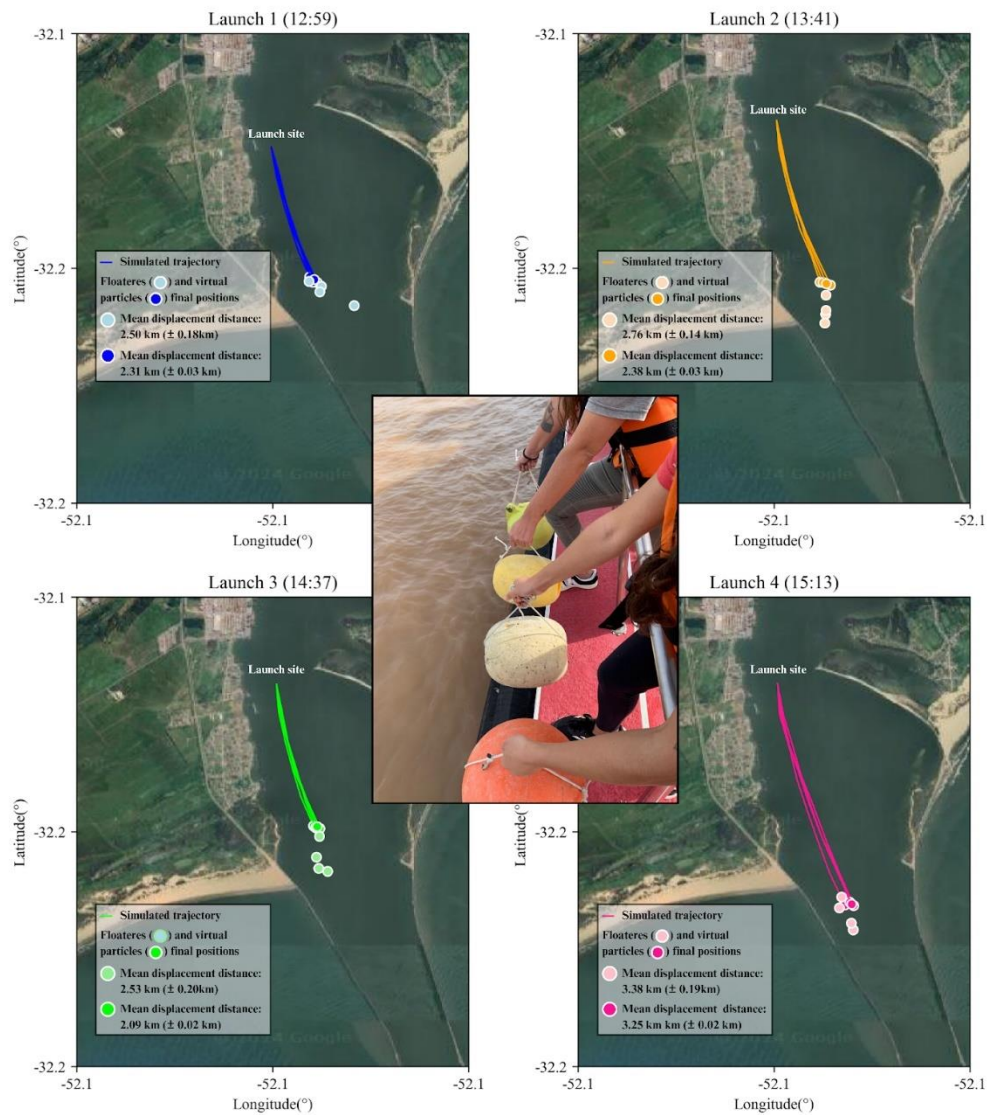
Subsequentemente, foram analisados os deslocamentos médios e a variabilidade das boias e das partículas virtuais em relação às coordenadas de liberação. O deslocamento foi calculado como a distância entre a coordenada de liberação e a posição final das boias e partículas. As distâncias foram calculadas utilizando a fórmula de Haversine (6):

$$d = 2R \cdot \arcsen\left(\sqrt{\sin^2\left(\frac{\Delta\phi}{2}\right) + \cos\phi_1 \cdot \cos\phi_2 \cdot \sin^2\left(\frac{\Delta\lambda}{2}\right)}\right) \quad (6)$$

onde  $d$  é a distância entre os dois pontos,  $R$  é o raio da Terra,  $\phi_1$  e  $\phi_2$  são as latitudes dos dois pontos em radianos, e  $\Delta\phi$  e  $\Delta\lambda$  são as diferenças de latitude e longitude, respectivamente.

Como mostrado na Figura 5, nas quatro liberações, as partículas reais (boias) apresentaram deslocamentos maiores e maior variabilidade em comparação com as partículas virtuais. As partículas virtuais foram configuradas com características idênticas, incluindo densidade e sem efeito de vento direto (somente com o efeito do vento sob as correntes), o que provavelmente resultou em menor variabilidade nos seus deslocamentos. Em contraste, as boias possuíam propriedades variadas que afetaram sua dispersão e estavam sujeitas ao vento. A diferença mínima observada entre as distâncias médias das partículas reais e virtuais foi de 103 m (Lançamento 4) e a máxima foi de 443 m (Lançamento 3). Essa diferença máxima nas distâncias médias (menos de 500 m) foi considerada aceitável para os objetivos deste estudo, que visa identificar regiões potenciais de origem dos detritos plásticos. No entanto, é importante observar o número de

trajetórias das boias (n = 16) no experimento, o que pode ser melhorado em experimentos futuros.



**Figura 5:** Locais de lançamento e posições finais das boias e partículas virtuais usadas para validar o modelo empregado neste estudo. A imagem central captura o momento de um dos lançamentos.

## IV. Artigo Científico

**P**ara a obtenção do título de Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Oceanologia, é requerido que o discente realize a submissão de pelo menos um artigo científico como primeiro autor em periódico de corpo indexado.

Desse modo, os resultados da pesquisa desenvolvida durante o período de mestrado e a discussão dos resultados serão apresentados em forma de artigo neste Capítulo. O manuscrito, de autoria de Ana Carolina Soares, Pablo Silva, Isabel Jalon-Rojas, Rémi Bouyssou, Grasiela Pinho e Elisa Fernandes é intitulado “***Modeling the potential sources of macroplastics on a beach adjacent to the Patos Lagoon***” e foi submetido para publicação em uma edição especial, do

periódico *Marine Pollution Bulletin*, intitulada *Cleaning up the oceans, blue economy, and blue circularity*

## **Modeling the potential source routes of marine macroplastics on a beach adjacent to the Patos Lagoon Estuary, South Brazil**

Ana C. Soares<sup>1</sup>, Pablo Silva<sup>1</sup>, Isabel Jalon-Rojas<sup>2</sup>, Rémi Bouyssou<sup>3</sup>, Grasiela L. L. Pinho<sup>4</sup>, Elisa Fernandes<sup>1</sup>

(1) Lab. de Oceanografia Costeira e Estuarina, Univ. Federal do Rio Grande (FURG), Av. Itália, Km 8, Carreiros, CEP: 96203-900, Rio Grande, RS, Brazil;

(2) Univ. Bordéus, CNRS, Bordéus, INP, EPOC, Pessac, França;

(3) INRAE Nouvelle-Aquitaine Bordeaux, França

(4) Lab. de Microcontaminantes Orgânicos e Ecotoxicologia Aquática, FURG, Av. Itália, Km 8, Carreiros, CEP: 96203-900, Rio Grande, RS, Brazil;

\*Corresponding author

Email address: [anacsoaresff@gmail.com](mailto:anacsoaresff@gmail.com)

### **Abstract**

Cassino beach, located on the southernmost coast of Brazil, is particularly vulnerable to plastic pollution due to its 220 km-long coastline and proximity to the Patos Lagoon estuary (influenced by urbanization, industry and port activities) and adjacent areas of intense coastal fishing activity. In this study, potential aquatic sources (sea or lagoon) of stranded macroplastics were investigated during the summer and winter of 2016 at two distinct sites at Cassino beach: one near (3–5 km away) and another farther (~40 km away) from the estuary and urban center. Previous data from debris waste monitoring on Cassino Beach were used. A backward particle tracking approach was employed, combining the TELEMAC-3D model to simulate environmental hydrodynamics with the TrackMPD model to trace the dispersion of macroplastics. The models were validated for the study area using a buoy release experiment. Results suggest that marine debris resembling the simulated particles (0.8 m low-density polyethylene sheets) stranded at the two sites have distinct origins. Debris found near the Patos Lagoon mouth were predominantly sourced from the estuary itself, with low variation between summer and winter conditions. Debris collected from the remote site during summer likely originated from marine regions

associated with fishing activities, while in winter it was primarily transported from the northeastern sector of the South Atlantic coastal region. Results emphasize the potential of combining numerical modeling with field monitoring to improve management and mitigation strategies for plastic pollution, particularly in beaches influenced by estuarine outflow and presence of remote areas.

Keywords: marine debris, floating plastic, coastal lagoon, lagrangian particle tracking, backward simulations

## 1. Introduction

With an estimated 0.8 to 2.7 million tons of plastic waste (> 5 cm) entering the oceans annually via continental sources (Meijer et al, [2021](#)), marine plastic pollution has become an escalating issue, drawing growing attention from both the scientific community and society (UNEP, [2016](#)). Plastics are reported across a wide range of habitats, including both accessible and remote marine environments (de Ramos et al, [2021](#); Lacerda et al, [2022](#); Lebreton, [2022](#)). Beaches, located at the land-sea interface, act as key accumulation zones for debris originating from both continental and marine sources, making them critical sites for plastic beaching. Once ashore, the presence of dunes and/or coastal vegetation can serve as physical barriers, promoting the accumulation of plastics and other materials (de Ramos et al, [2021](#)).

Depending on the proximity to the source, meteoceanographic conditions and the properties of plastics, the size of debris reaching shorelines can vary. Macroplastics (MaPs; 5 - 100 cm; UNEP, [2016](#)) are typically more noticeable due to their larger dimensions. Their accumulation on beaches poses ecological threats to both terrestrial and marine organisms (Barboza et al, [2019](#); Kühn & Franeker, [2020](#)) and undermines the cultural and economic value of coastal tourist areas, negatively impacting local and regional economies (Andrades et al, [2020](#)).

Managing and mitigating plastic pollution on beaches and in marine regions in general requires an understanding of the different temporal and spatial dynamics of this kind of pollution, as well as the identification of its specific sources (van Sebille et al., [2019](#)). Identifying potential sources of debris on beaches is often attempted through direct sampling, such as analyzing intact labels. However, this approach is limited by the

degradation or biofouling of labels, leading to small sample sizes, and many items lack identifying information altogether (de Ramos et al., [2021](#); Pinheiro et al., [2022](#)). In this context, studies about marine debris transport based on numerical modeling techniques, widely used for determining transport pathways and accumulation zones (Baudena et al., [2022](#)), are emerging as a promising tool for tracing the potential sources of stranded debris by examining the backward trajectories of these items.

Numerical models used to identify the backward trajectories of plastics and their potential sources operate by reversing current velocity vectors and simulating particle transport backward in time. Several models, such as PaTATO (Carlson et al., [2017](#)), Delft3D (Krelling et al., [2017](#)) and OpenDrift (Gutow et al., [2018](#)) have been employed for plastics transport studies with backward methodology. Thus, the backward methodology has been successfully applied to debris found in estuaries, beaches, islands, and even floating in the water column (Carlson et al., [2017](#); Krelling et al., [2017](#); Compa et al. [2020](#); Strand et al., [2021](#)).

Carlson et al. ([2017](#)), Gutow et al., ([2018](#)) and Gennip et al. ([2019](#)) characterized the simulated particles in backward mode as floating MaPs. However, the configuration of particles in numerical modeling to include specific characteristics (e.g., size, density, shape) remains underexplored, primarily due to the lack of data for model parameterization. In Brazil, Krelling et al. ([2017](#)) applied the backward methodology to identify the sources of marine debris on both the inner and outer beaches of the Paranaguá Estuarine Complex. The study revealed that debris have a residence time of approximately five days within the estuary before being exported to the ocean. Combined with direct sampling of debris, the findings indicated that beaches located nearer to the source areas are more likely to accumulate debris from domestic origins (Krelling et al., [2017](#)).

TrackMPD, a 3D Lagrangian model designed to track marine plastic particles, has incorporated backward-mode configurations directly into its modules, eliminating the need for manual user adjustments (Jalon-Rojas et al, [2019](#)). To date, as far as known, only the study by Baudena et al. ([2023](#)) used TrackMPD for backward transport of plastics. The authors estimated that 60% of low-density plastic deposited in the bottom of the Mediterranean Sea were released from vessels, 20% from the facing country, and 20% from other 25 countries (Baudena et al., [2023](#)).

Brazil's coastline stretches approximately 8,000 km, with significant urbanization in most coastal regions. It is estimated that nearly two-thirds of the Brazilian population resides near the coast (Andrades et al, [2020](#)). Due to inadequate waste management, ineffective disposal programs, and high population density, numerous reports have documented waste accumulation on Brazilian beaches. Located at the extreme southern of Brazil, Cassino beach stands out for its extensive 220 km coastline, which is influenced by materials (sediments, organic matter, nutrients, pollutants, etc.) exported from the Patos Lagoon (Fernandes et al, [2021](#)). A study using top-down quantification methods and socioeconomic data estimated that between 0.5 and 3.2 g of plastic waste per person per day entered Patos Lagoon from 2010 to 2017 (dos Santos et al, [2023](#)). Additionally, plastics and other debris have been found in the salt marshes within the estuary (Pinheiro et al., [2021](#); [2022](#)), in the coastal plumes on the inner shelf (Rodriguez et al., [2024](#)), in the coastal region adjacent to the estuary (Lacerda et al, [2022](#)), in the stomach contents of sea turtles (Rizzi et al., [2019](#)) and odontocetes that stranded along Cassino beach (Zimmer-Correa et al., [2024](#)). Plastics have also been detected in the soft tissues of the clam *Amarilladesma mactroides* at Cassino beach (Jankauskas et al., [2024](#)).

Sampling studies conducted at Cassino beach indicate that direct disposal by tourists (beachgoers) is the primary source of plastic waste. However, the significance of this source diminishes (a) with increasing distance from the urban center of the beach and (b) during seasons other than summer (Wetzel et al., [2004](#); de Ramos et al., [2021](#)). Notably, the sampling point closest to the Patos Lagoon mouth (3–5 km away) recorded the highest number of waste items, suggesting a potential influence of the lagoon on debris deposition. In contrast, at the sampling site furthest from the lagoon and the urban center (~40 km away), which is often difficult to access due to meteorological tidal conditions, there was a higher quantity of debris from fishing activities (Wetzel et al., [2004](#); de Ramos et al., [2021](#)), indicating marine-derived debris. Additionally, several MaPs and other debris with biofouling or marine biological marks, such as bites from sea turtles were found, confirming that these materials had been in the water for some time before reaching the beach.

It is important to note that the sampling points chosen by de Ramos et al. ([2021](#)) were selected based on varying levels of urbanization and uses of Cassino beach. However, the authors could not provide clear indications of the relationship between MaP

accumulation and their aquatic sources, such as the sea and the lagoon. Thus, the present work aimed to identify the transport pathways and potential source routes of MaPs arriving at Cassino beach using the TrackMPD model (Jalon-Rojas et al, [2019](#)) with backward mode. Analyses were conducted at two specific locations on the beach: one near the estuary mouth (3–5 km away) and the urban center, and another farther from the lagoon and urban center (~40 km away) in a remote, low-tourism-access area, commonly known as Sarita Lighthouse (Fig. 1). The evaluations were conducted during the summer and winter seasons of 2016 to assess the contribution of contrasting meteoceanographic conditions in the potential source routes of marine debris reaching the beach. The year was selected to enable comparison with marine debris collection data from the same beach, as presented in the study by de Ramos et al. ([2021](#)).

## **2. Material and Methods**

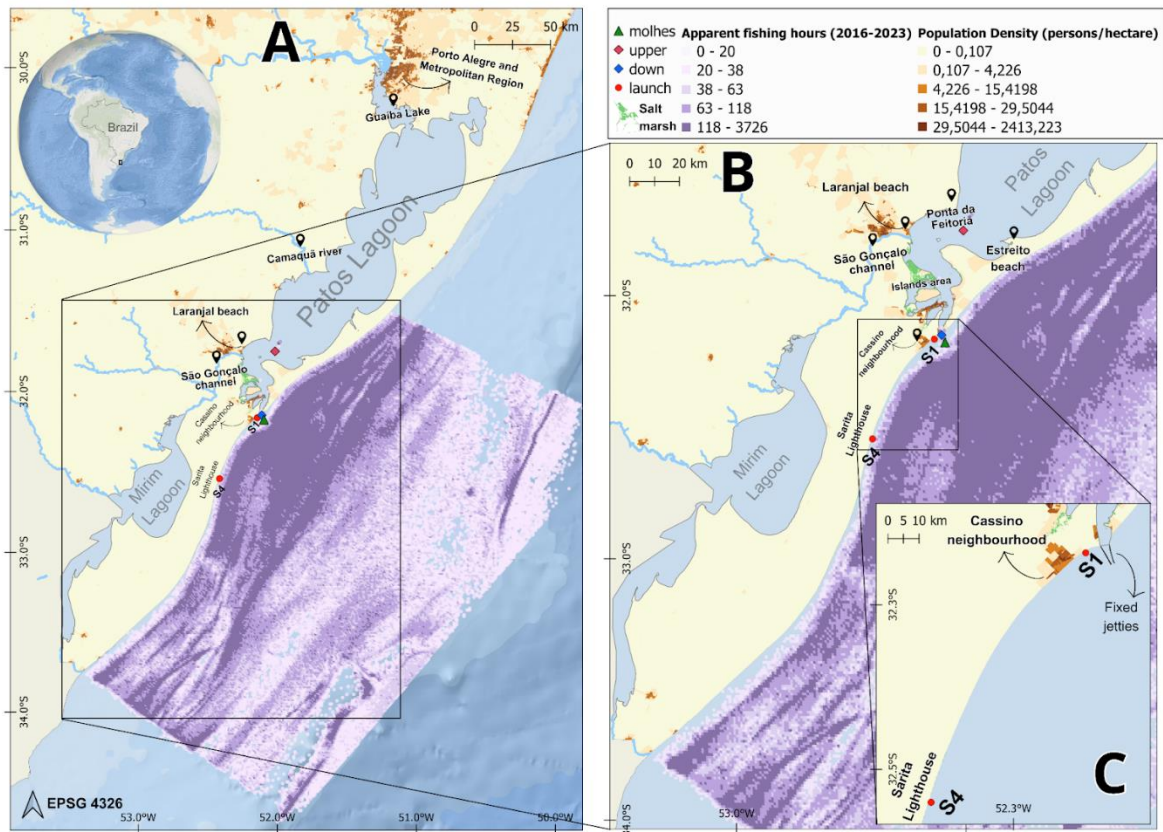
### **2.1. Study area**

The study area is situated between 32-34°S and 51-53°W, including the Patos Lagoon estuary, Cassino beach, and the South Atlantic Inner Continental Shelf (Fig. IV - 1). Patos Lagoon acts as a natural drainage for a basin of approximately 200,000 km<sup>2</sup> towards the South Atlantic Ocean (Fernandes et al, [2021](#)), with its main tributaries being the Guaíba Lake, Camaquã River and the São Gonçalo Channel. The Guaíba Lake, located at the north of Patos Lagoon (Fig. IV - 1A), flows through the metropolitan region of Porto Alegre, the capital of the state of Rio Grande do Sul, which has an estimated population of 4,167,025 inhabitants (IBGE, [2024](#)). Due to the high population density in the capital and metropolitan region and because Guaíba Lake receives inflows from other rivers in the state, it has been estimated that it accounts for approximately 60% of the plastic waste discharged into Patos Lagoon (dos Santos et al., [2023](#)). As shown by the darker orange areas in Figures 1A and 1B, based on data from IBGE ([2024](#)), other highly populated cities around Patos Lagoon are located further south, as Pelotas, that is close to the São Gonçalo Channel, where Laranjal beach is situated and in the southernmost are the city of Rio Grande, where the Cassino neighborhood and beach is situated.

Patos Lagoon exhibits a seasonal discharge pattern, with high flows at the end of winter and early spring, followed by lower to moderate flows during summer and autumn

(Moller et al., [2001](#)). Seasonal means range from  $700 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$  in the summer to up to  $3,000 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$  in the spring, with an annual average discharge of approximately  $2,400 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$  (Moller et al., [2001](#); Vaz et al., [2006](#)). The only connection between the Patos Lagoon and the South Atlantic Ocean is located at its southernmost portion, secured with jetties extending approximately 4 km (Fig. IV - 1C; Franzen et al., [2023](#)). The central region of the lagoon has a mean depth of 5 m (Fig. IV - 2), with the highest values found in the channel located in the estuarine area (16 m). Lower values (1 m) are observed at the sandbanks formed around Ponta da Feitoria (Fig. IV - 1B), where a morphological step is located (Moller et al., [2001](#)).

The lagoon hydrodynamics is driven by river discharge when it is above average ( $2,000 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ) and the remote and local wind effects become more important during periods of low to moderate river discharges (Moller & Castaing, [1999](#); Moller et al., [2001](#)). The northeasterly (NE) winds predominate throughout the year, with occurrence of southwesterly (SW) winds during the passage of cold fronts, becoming more frequent during the Austral autumn and winter (Moller et al., [2001](#)). NE (SW) winds result in water leaving (entering) the estuary due to a depression (elevation) in the coastal sea caused by Ekman transport (Moller et al., [2001](#)).

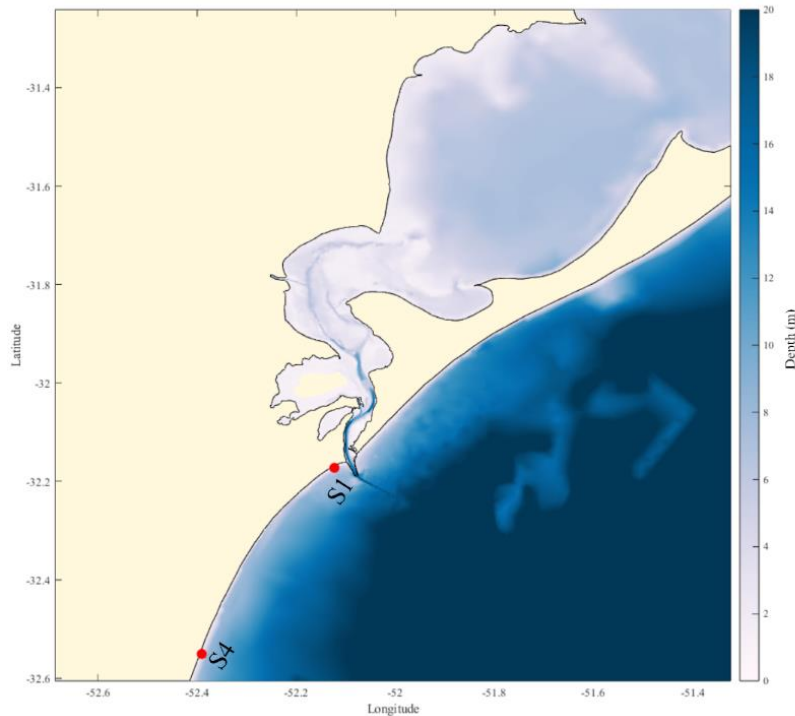


**Figure IV - 1:** Map of the study area. Figures A and B show the data points for the extracted time series at high and low estuary levels (indicated by red and blue diamonds, respectively), wind and current (green triangle), and areas with salt marshes are shown in light green. Apparent fishing hours from 2016 to 2023 are depicted in shades of purple, and population density (people/hectare) is shown in shades of orange. Figure B represents the domain area defined for the backward simulations and Figure C provides a zoom showing the launch sites S1 and S4 (red circles).

Cassino beach, located to the south of the Patos Lagoon mouth, is characterized by a wide inner continental shelf and a microtidal regime with predominantly dissipative dynamics. The beach is subject to meteorological tides with rapid sea level rises of 1-2 m and is typically wave-dominated (Calliari & Fachin, 1993). Longshore coastal currents in the region are influenced by prevailing winds and the oblique incidence of waves. Due to the predominant NE winds, currents generally flow in a SW direction for most of the year, especially during spring and summer (Calliari & Fachin, 1993; Moller et al., 2001).

Shipping activity is known to be a significant source of marine debris disposal (UNEP, 2016). The study area is characterized by intense fishing and harbor activity (Vieira & Vieira, 2000; Haimovici & Cardoso, 2016). For the map presented in Fig. IV - 1, data were extracted from early 2016 to the end of 2023 to provide an overview of the intense

fishing activity in the coastal region. Data was provided by Global Fishing Watch (2024; <https://globalfishingwatch.org/map/>), a platform that provides detailed records of apparent fishing activity, quantified by hours per 1/100° grid cell.



**Figure IV - 2:** Depth of the study area in meters (m).

The analyzed sites (i.e., particle launch sites) were designated as 'S1' and 'S4' (Fig. IV - 1C), following the classification of de Ramos et al. (2021). Site S1 is located in the beach area adjacent to the Cassino neighborhood, which is 3-5 km away from the estuary mouth and frequently used by beachgoers. In contrast, Site S4 is situated in the Farol Sarita region, which is typically a remote area and can become inaccessible during high tide periods, 40 km away from the estuary mouth.

## 2.2. Hydrodynamic model

The hydrodynamic model TELEMAC-3D (Hervouet, 2007) was used to obtain the velocity field for simulating the transport of macroplastics (MaPs) particles. For the simulation periods, i.e., summer and winter of 2016, the numerical grid employed was calibrated and validated for this area by Fernandes et al. (2021) through comparison with hydrodynamic data. The model domain encompasses the entire LP and the adjacent coastal

region, discretized using a finite element grid based on digitized bathymetric data from nautical charts provided by the Directorate of Hydrography and Navigation of the Brazilian Navy, supplemented with data from Portos RS (<https://www.portosrs.com.br/site/>). Initial and boundary conditions for the ocean, including sea level elevation data and tidal velocity fields, were obtained from the TOPEX/POSEIDON mission. Temperature and salinity fields were obtained from the HYbrid Coordinate Ocean Model + Navy Coupled Ocean Data Assimilation project, and river discharge data for the Guaíba and Camaquã rivers were provided by the National Water Agency (Agência Nacional de Águas (ANA); <https://www.gov.br/ana/pt-br>). For the São Gonçalo Channel discharge, water level data provided by the Mirim Lagoon Agency (ALM, <https://wp.ufpel.edu.br/alm/agencia>) were utilized and converted into daily discharge values using a rating curve, following the methodology of Oliveira et al. (2015).

### 2.3. Particle tracking model

The Track Marine Plastic Debris Model (TrackMPD) was used to calculate the trajectories and identify potential sources of MaPs at Cassino beach (Fig. IV - 1). TrackMPD is a three-dimensional (3D) numerical model that extends traditional Lagrangian modeling by incorporating more complex and realistic particle behaviors and physical processes, such as stranding and return to the water, sinking and resuspension in the water column, deposition on the seafloor, among others (Jalon-Rojas et al, 2019).

The advection, diffusion, and sinking movements determine the 3D trajectories of MaPs according to the following equations:

$$dX(t) = dX_{adv}(t) + dX_{diff}(t) = U(x, y, z, t)dt + dX'(t) \quad (1)$$

$$dY(t) = dY_{adv}(t) + dY_{diff}(t) = V(x, y, z, t)dt + dY'(t) \quad (2)$$

$$dZ(t) = dZ_{adv}(t) + dZ_{diff}(t) + dZ_{sink}(t) = W(x, y, z, t)dt + dZ'(t) - w_s(t)dt \quad (3)$$

where  $dX_{adv}$ ,  $dY_{adv}$ ,  $dZ_{adv}$  represent the advective displacements, determined by the velocity fields U, V and W;  $dX_{diff}$ ,  $dY_{diff}$  and  $dZ_{diff}$  denote the turbulent diffusion, given by the random components  $dX'$ ,  $dY'$  and  $dZ'$  and;  $dZ_{sink}$  represents the sinking movement of the particle, which depends on the sedimentation velocity  $w_s$ .

Regarding the numerical solutions for equations 1, 2, and 3: The velocities obtained from the advective displacement calculations (in m.s<sup>-1</sup>) are multiplied by the time interval duration ( $\Delta t$ ) to determine the displacement of the particles in the x, y, and z directions. The diffusive displacement of particle movement is calculated to estimate the turbulent motion of the particles. The advective and diffusive displacements (in meters) are then added to the original particle location ( $x_n, y_n, z_n$ ) to compute the new particle location ( $x_{n+1}, y_{n+1}, z_{n+1}$ ):

$$\begin{aligned}x_{n+1} &= x_n + U\Delta t + R[2K_h\Delta t]^{1/2} \\y_{n+1} &= y_n + V\Delta t + R[2K_v\Delta t]^{1/2} \\z_{n+1} &= z_n + W\Delta t + R[2K_v\Delta t]^{1/2}\end{aligned}\tag{4}$$

where  $R$  is a random number generated at each time step,  $K_h$  and  $K_v$  are the horizontal and vertical diffusion coefficients (in m<sup>2</sup>/s) horizontal and vertical, respectively.

In the present study, particles that strand in a continental cell of the domain are considered to have identified that cell as a potential source (Cardoso & Caldeira, 2021). To address this, the process of permanent or temporary stranding of particles on the beach (beaching and washing-off) was activated. Additionally, stranded debris can either remain on the coast or be carried back to the sea during high tides. The model uses Equation (5), based on Lagrangian oil spill models:

$$P = 0.5^{t/T}\tag{5}$$

where  $t$  is the time interval since the last beaching and  $T$  is the half-life for debris to remain on the beach before being washed back to the sea. Beached debris can return to the sea during high tides if a randomly generated number (between 0 and 1) is less than  $P$ .

## 2.4. Simulation settings

The parameters and settings used in this study are detailed in Table IV - 1. For investigating the antecedent trajectories of floating MaPs, the particles in the simulations were modeled as low density polyethylene (LDPE) sheets with density  $\rho = 0.94$  g.cm<sup>-3</sup> and 0.8 m size. This plastic size was selected based on the study by Núñez et al. (2023) which examined the sinking and rising velocities of various plastics. For polyethylene sheets of

0,8 m, the authors reported a rising velocity ( $W_s$ ) of  $-0.0046 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$  (Núñez et al., [2023](#)). Consequently, in the present study, the particles maintained positive buoyancy throughout the simulation. The use of the parametrization from Núñez et al. ([2023](#)) enhanced the realism of the simulations. Additionally, polyethylene (PE) was one of the main floating plastic polymers found on the southern coast of Brazil and is identified as one of the top three polymers entering Patos Lagoon (dos Santos et al, [2023](#); Lacerda et al, [2022](#)). Consistent with this, Pinheiro et al. ([2021](#)) found that PE plastics represented 25.92% of the polymers found in a marsh near the lagoon's mouth.

Before conducting the official simulations, sensitivity tests were performed to identify the optimal numerical settings that could minimize computational time without compromising the accuracy of the results. The tests determined that using an internal timestep of 15 minutes, a second-order Runge-Kutta method for advection calculation and a horizontal dispersion coefficient of  $1 \text{ m}^2\cdot\text{s}^{-1}$  (Jalon-Rojas et al., [2019](#)) resulted in particle trajectories that closely resembled those obtained with more robust configurations, while reducing computational time by nearly half. A validation test involving the release of real particles (buoys) in the study area was conducted following the sensitivity tests and official simulations (see Section 2.4).

For the official simulation scenarios, 100 LDPE MaPs particles were released at each location (S1 and S4, Fig. IV - 1) at the end of austral summer and winter (March 20 and September 22, 2016, respectively), resulting in two scenarios for each location: S1<sub>Summer</sub>/S4<sub>Summer</sub> e S1<sub>Winter</sub>/S4<sub>Winter</sub>. Thus, the release points and initial simulation dates correspond to the final destinations of the plastics (i.e., where they were sampled by de Ramos et al., [2021](#)), while the final positions and dates represent their possible sources. The number of particles used for the release was chosen solely to provide a sufficient sample size to best represent the particle trajectories and does not reflect the actual quantity of plastic debris found at Cassino beach at the time of the simulations. The release points (S1 and S4) were based on the coordinates used by de Ramos et al. ([2021](#)), selected for being the most recent marine debris collection sites, although they do not necessarily represent the preferred accumulation points of marine debris (originating from the sea) at Cassino beach.

To minimize the risk of artificial beaching errors (Carlson et al., [2016](#); Gutow et al., [2018](#)), the particles were released into the water at a distance of 500 m from the points used by Ramos et al. ([2021](#)), who conducted monitoring on the beach's sand and dunes. For the

summer simulation, the duration extended until January 1 of the following year, which aligns with the start of the hydrodynamic model data used in this study (total simulation period = 80 days). For the winter simulation, the maximum simulated date was July 1, as this was the time required for all particles to either reach their final position or exit the domain (total simulation period = 83 days).

**Table IV - 1:** Simulation setup.

<i>Particle characteristics</i>		<i>Input configuration</i>		<i>Simulation scenarios</i>		
					<i>Summer</i>	<i>Winter</i>
<i>Polymer type</i>	Low density polyethylene ( $\rho = 0,94 \text{ g.cm}^{-3}$ )	<i>Internal time step</i>	15 min	<i>Simulated period</i>	(mar/20 - jan/01 of 2016)	(sept/22 - jul/01 of 2016)
<i>Size</i>	0.8 m	<i>Runge-kutta</i>	2° order	<i>Duration (days)</i>	80	83 (S1) and 22 (S4)
<i>Shape</i>	Sheet	<i>Horizontal coefficient (Kh)</i>	1 m.S <sup>-1</sup> <small>(Jaon-Rojas et al. 2019)</small>	<i>Launch site</i>	S1, S4	S1, S4
<i>Rising velocity (Ws)</i>	-0.0046 m.S <sup>-1</sup> <small>(Núñez et al., 2023)</small>	<i>Activated processes</i>	Beaching and rising velocity	<i>N° of particles</i>	100 (each site)	100 (each site)

## 2.5. Probability Density Maps

Probability Density Maps were produced to identify the locations with the highest occurrence of debris in the coastal and estuarine regions before reaching the beaching sites (where they were released). The functions are computed based on the probability of a particle moving from one grid cell to another within a specific time interval. This calculation involves counting the number of particles per cell during each interval, normalizing by the total number of particles, and aggregating their positions into histograms (Jálon-Rojas et al., 2019). The probability density function was calculated with a grid resolution of 100 m.

## 2.6. Validation

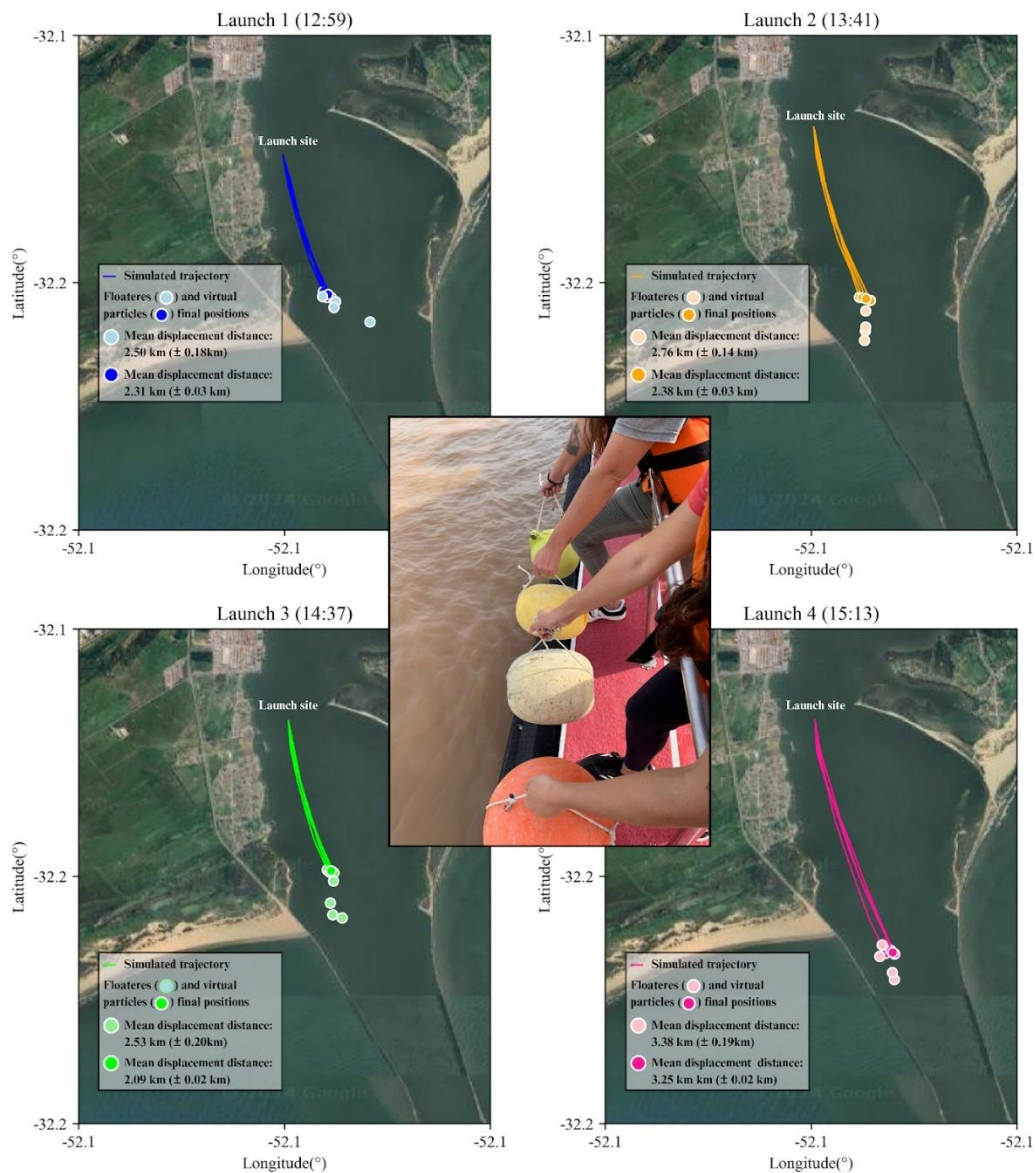
The particle transport model used in this study has been validated by the respective author (Jalon-Rojas et al, [2019](#)). Rodriguez et al. ([2024](#)) also validated the TrackMPD model for microplastics at the Patos Lagoon estuary using in situ sampling data. However, an additional buoy drifter experiment was conducted to validate the TrackMPD for MaPs in the study area in the present work.

On June 13, 2024, four plastic buoys (B1: 2,280 kg - 89 cm circumference; B2: 0,638 kg - 56 x 69 cm circumference; B3: 1 kg - 70 x 79 cm circumference; B4: 2,576 kg - 72 cm circumference) were released into the estuary channel (Fig. IV - 3). The buoys used for the experiment were from the debris collection, meaning they were recycled materials, and for that reason, the polymer type could not be determined. The four releases took place at the same location (approximately  $-32.136167^{\circ}$  S,  $-52.099583^{\circ}$  W) but at different times (12:59, 13:41, 14:37, and 15:13). The buoys drifted for about 20 minutes before being recovered and re-released. Subsequently, the same release scenario was simulated in TrackMPD: four virtual particles were launched four times at the same coordinates and times, each with a drift duration of 20 minutes. The characteristics of particles and dispersion coefficient used were the same as in the simulated plastic transport scenarios (0.8 m macroplastics sheets with  $Kh = 1 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ). The velocity field used was from the same day of the release, provided by the TELEMAC-3D hydrodynamic model. The hydrodynamic model output was produced with a time step of 5 minutes to cover the maximum possible drift period of the buoys (20 minutes) while maintaining computational efficiency.

Subsequently, the average displacement and variability of the buoys and virtual particles relative to the release coordinates were analyzed. Displacement was calculated as the distance between the release coordinate and the final position of the buoys and particles. Distances were computed using the Haversine formula  $d = 2R \arcsin(\sqrt{\sin^2(\frac{\Delta\phi}{2}) + \cos(\phi_1) \cos(\phi_2) \sin^2(\frac{\Delta\lambda}{2})})$ , where  $d$  is the distance between the two points,  $R$  is the Earth's radius,  $\phi_1$  and  $\phi_2$  are the latitudes of the two points in radians, and  $\Delta\phi$  and  $\Delta\lambda$  are the differences in latitude and longitude, respectively.

As shown in Figure 3, across the four releases, real particles (buoys) generally exhibited greater displacements and higher variability compared to virtual particles. The virtual particles were configured with identical characteristics, including density and zero

windage, which likely resulted in less variability in their displacements. In contrast, the buoys had varied properties that affected their dispersion. The minimum difference observed between the mean distances of real and virtual particles was 103 m (Launch 4) and the maximum was 443 m (Launch 3). This maximum difference in mean distances (less than 500 m) was considered acceptable for the objectives of this study, which aims to identify potential source regions of plastic debris. However, it is important to note the number of buoy trajectories ( $n = 16$ ) in the experiment, which can be improved in future experiments.

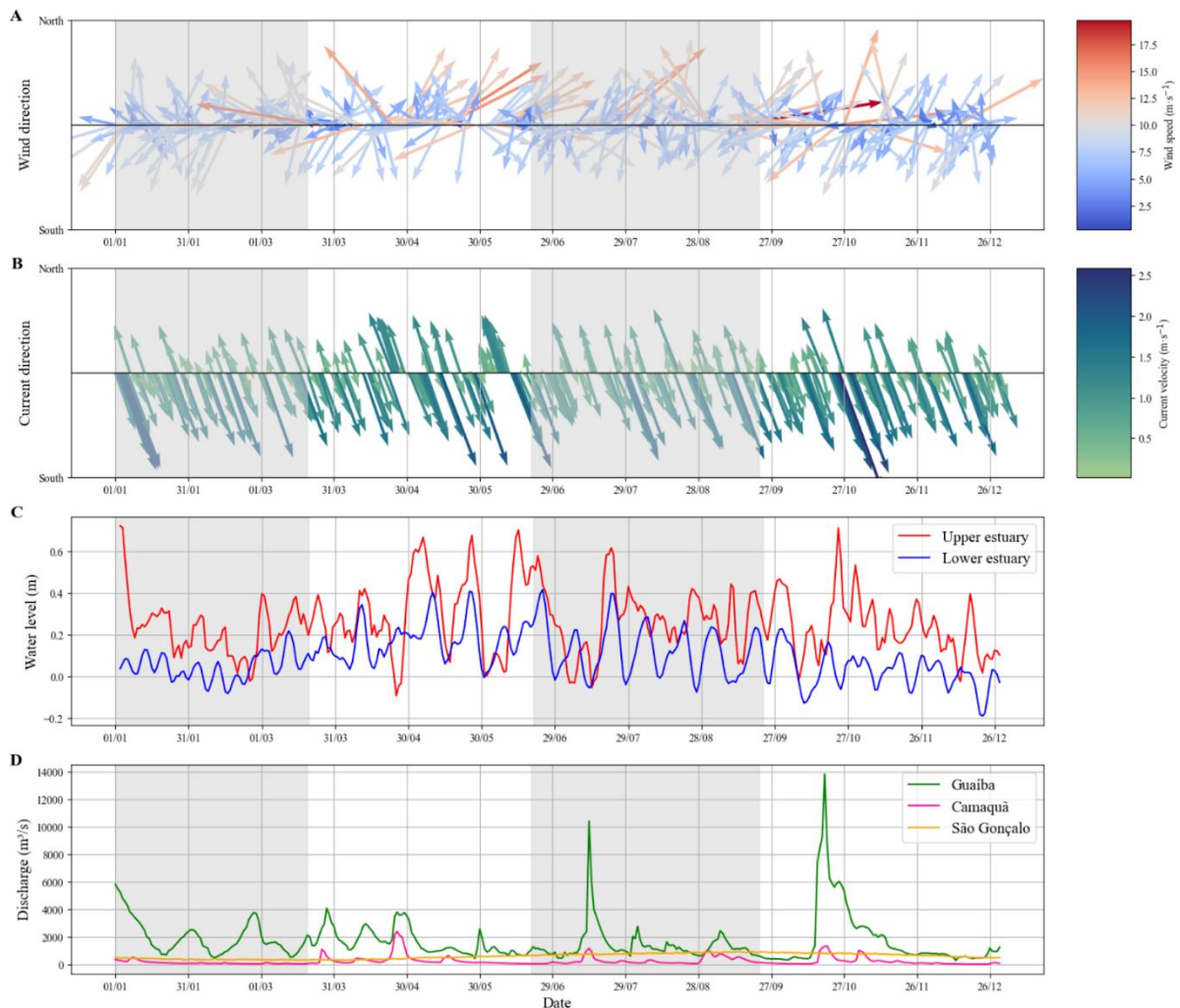


**Figure IV - 3:** Launch sites and final positions of the buoys and virtual particles used to validate the model employed in this study. The central image captures the moment of one of the launches.

### 3. Results

#### 3.1. Hydrodynamics of the Study Area

Wind directions followed the regional pattern, with predominantly northeast (NE) winds persisting throughout the year. More intense southerly winds, primarily from the southwest (SW), occurred periodically in mid-February, becoming more frequent during the winter. The winter season also exhibited greater variability in wind direction, particularly in July and August, although NE winds remained predominant (Fig. IV - 4A). In summer (winter), the average wind speeds for NE and SW winds were  $6.12 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$  ( $6.39 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) and  $6.62 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$  ( $5.16 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ), respectively, with some SW winds reaching  $8.45 \text{ m/s}$  during winter.

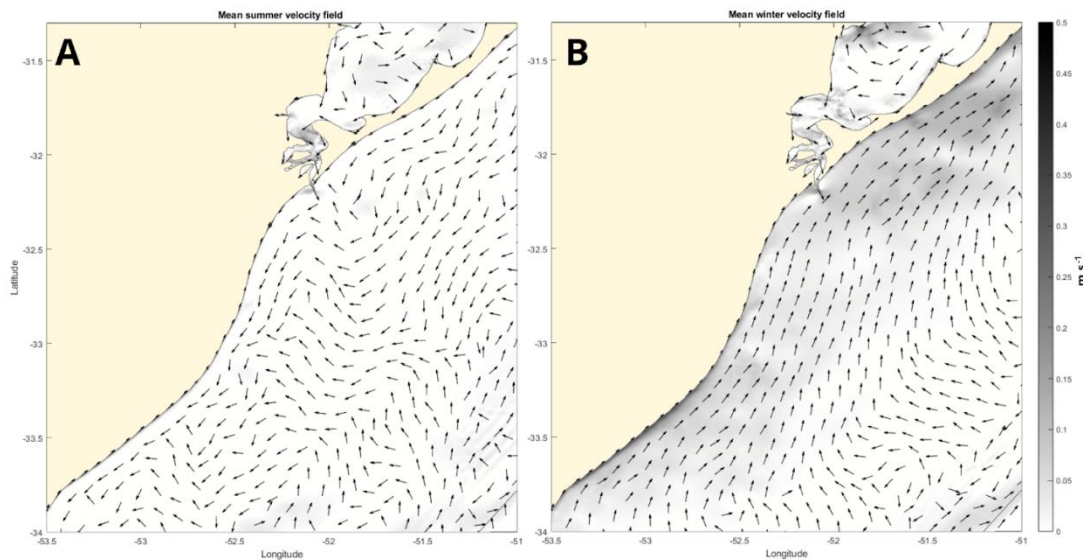


**Figure IV - 4:** Hydrodynamic parameters for 2016 in the study area extracted from the TELEMAC-3D hydrodynamic model. The periods shaded in gray indicate the austral

summer and winter for which backward simulations were carried out. From top to bottom: A) wind direction and speed ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ), B) current direction and speed ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) at the estuary mouth, C) water levels in the upper and lower estuary (m), and D) water discharge ( $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ) from the three main tributaries of Patos Lagoon.

Although the domain of the Patos Lagoon was cropped for computational optimization, the hydrodynamics of the entire lagoon remained influenced by the northern tributaries, Guaíba and Camaquã, besides the wind influence. In summer, Guaíba discharge was higher and more consistent (average  $1,989.48 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ) compared to winter, which had lower averages ( $1,440.47 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ) except for a peak around July 14 ( $>10,000 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ). Conversely, the Camaquã and São Gonçalo tributaries had lower discharges in summer ( $140.36$  and  $368.48 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ) than in winter ( $297.21$  and  $890.49 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ) (Fig. IV - 4D). Water levels (Fig. IV - 4C) in the upper and lower estuary were relatively stable, with higher levels in the upper estuary due to predominant NE winds and discharge, but around February 25, lower discharges and moderate southerly winds led to water accumulation in the lower estuary, causing current reversals at the estuary mouth and allowing ocean water to enter (Fig. IV - 4B). In contrast, winter exhibited greater and more frequent water level fluctuations due to shifting winds, with upper estuary levels often exceeding 0.4 m, and several occasions when lower estuary levels matched or approached those in the upper estuary, accompanied by more frequent current reversals.

Figures 5A and 5B illustrate the average circulation patterns during the simulated summer and winter periods. In summer, NE currents predominated along the coast, driven by frequent NE winds, with 38 days of NE currents, especially in January (17 days). February and March present more balanced NE and SW currents. Current direction generally aligned with wind direction, but at times opposing NE and SW currents appeared near  $32.5^\circ \text{ S}$ , occasionally diverging from the estuary mouth. Circulation cells also formed around the 20-30 m isobaths near  $52.5^\circ \text{ W}$  and near the fixed jetties, particularly when winds were not strong enough to establish a consistent flow. Currents were weaker ( $\sim 0.05 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) in the NE-SW direction and faster (up to  $0.5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) in the SW-NE direction, reflecting stronger SW winds. In winter, NE currents still predominated (40 days), with 27 days of SW currents and 16 days of mixed flows, including divergences and circulation cells. Stronger SW currents ( $\geq 5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) were observed on several days in July and September, particularly between  $34^\circ \text{ S}$  and  $31^\circ \text{ S}$  along the coast.

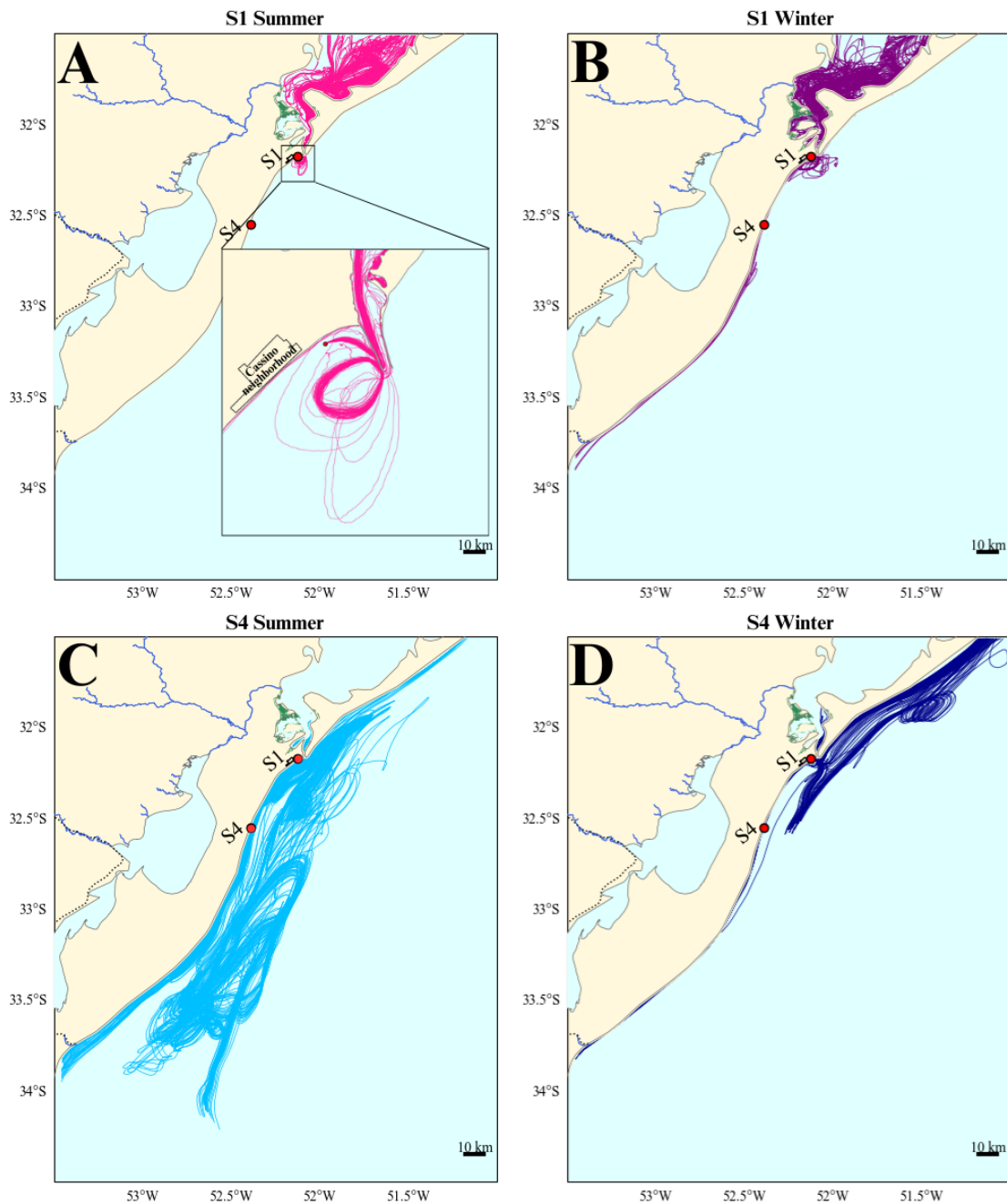


**Figure IV - 5:** Average velocity fields for summer (A) and winter (B) of 2016. The direction vectors have been normalized to improve visualization and thus do not represent magnitude.

In Patos Lagoon, neither season exhibited a uniform flow pattern due to the presence of circulation cells shaped by local bathymetry and morphology. Although there were days in both summer and winter when currents across the lagoon flowed in a single direction (often SW), this was not always linked to strong winds, and velocities remained around  $0.05 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ . However, during periods of intense winds, higher velocities were observed near the southern circulation cell, along the lagoon's margins, and in the main channel connecting to the ocean. Southerly winds typically produced flood currents at the estuary mouth, while NE winds favored ebb currents (Fig. IV - 4B). The southern circulation cell, particularly near Ponta da Feitoria (Fig. IV - 1), formed due to topographic elevation. Under NE winds, currents from the northern lagoon intensified along both the western and eastern margins, where shallower depths are present (Fig. IV - 2), while part of the flow slowed and reversed towards the NE through the center. On the eastern margin, a circular movement began at the first estuarine cusp, with the rest of the current continuing towards the estuary mouth. Conversely, under southerly winds, currents flowed northward throughout the lagoon, overriding the topographic elevation and favoring movement towards the northern section, even at the estuarine cusp. In the region around the islands (Fig. IV - 1) water transport is normally driven in the same direction as the wind, moving it towards the estuarine main channel with southwest winds.

### 3.2. Trajectories of Particles

The backward trajectories and final positions of the particles inside the study domain area, representing potential aquatic sources (marine or lagoon/estuarine) of plastic debris (Low Density Polyethylene (LDPE) sheets), exhibited more variability between the launch sites (S1 and S4) than between seasons (winter and summer; Figs. 6 and 7). The percentages of final particles positions can be seen in Table IV - 2. Macroplastic (MaP) particles released from S1 showed similar source areas for both summer and winter, indicating that the majority (75% in S1<sub>summer</sub> and 68% in S1<sub>winter</sub>) came from the central cell of Patos Lagoon, exiting the domain through the boundary. When particles beached, the potential source was indicated as the point where they encountered the continental margins within the domain.



**Figure IV - 6:** Map of backward trajectories of beached macroplastic particles at Cassino Beach. Figures A and B illustrate the trajectories of particles launched at S1 during the summer (pink) and winter (purple) of 2016. Figure A provides a close-up view of the summer trajectories of S1 particles in the recirculation zone south of the jetties. Figures C and D depict the trajectories of particles launched at S4 during the summer (light blue) and winter (dark blue) of 2016. For more localized reference details, see Figure 1.

A portion of particles from S1<sub>Summer</sub> and S1<sub>Winter</sub> pointed to the São Gonçalo Channel as their source (6% and 25%, respectively) or to a continental margin of the lagoon (2% for both), such as the eastern portion near Estreito beach or the island regions (Fig. IV - 6A and

6B). Moreover, a small percentage of particles in  $S1_{\text{winter}}$  (5%) originated from the southwestern coastal area (Fig. IV - 6B). In contrast to the  $S1_{\text{winter}}$  simulation, where no particles remained active, 17% of the particles from  $S1_{\text{summer}}$  remained active within the domain, particularly along the eastern margin of the southern cell of the Patos Lagoon.

**Table IV - 2:** Percentage of final positions of plastic particles for each launch location and season. PL: Patos Lagoon. Beach: Cassino beach.

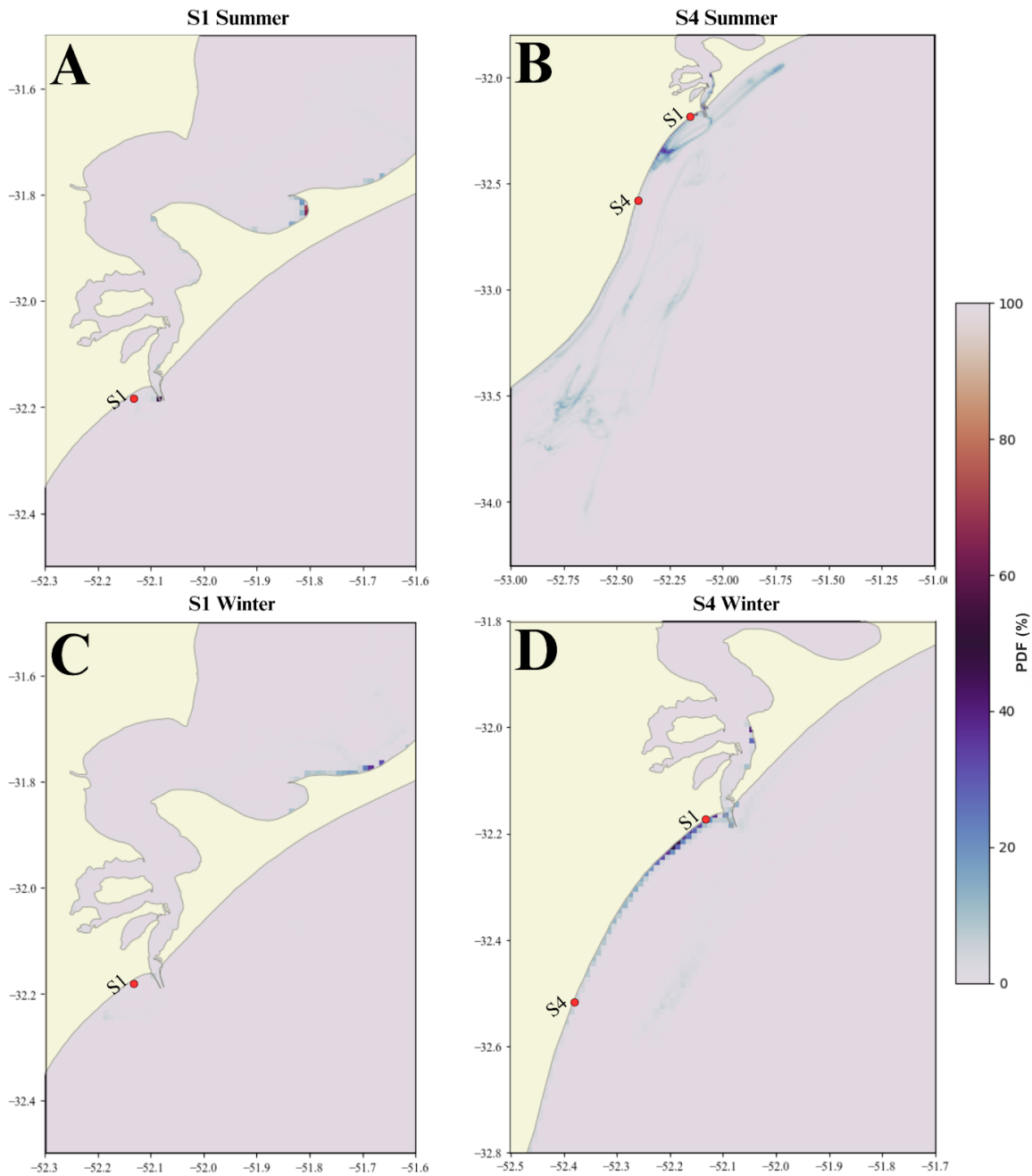
	<i>S1</i>		<i>S4</i>	
	Summer	Winter	Summer	Winter
PL domain boundary	75%	68%	0	0
São Gonçalo channel	6%	25%	0	0
PL continental margin	2%	2%	0	0
Beach continental margins	0	0	1%	0
NE coastal domain boundary	0	0	13%	98%
SW coastal domain boundary	0	5%	30%	2%
Actives	17%	0	57%	0

In general, the trajectories of particles from  $S1$  also displayed similar transport patterns. Particles originating from the central cell of the lagoon spent about 15 days in the southern circulation zone, with significant time near the eastern margins, as indicated by the Probability Density Function (PDF) of trajectories (Fig. IV - 7A and C). Particles that originated from the São Gonçalo Channel either moved toward the northern lagoon, without crossing the morphological step, or toward the southern lagoon, spending time along the eastern margins or near the islands. Particles that indicated continental margins as their origin followed trajectories similar to those described above.

In some periods, during the  $S1$  simulations, particles exited the estuary, entered the recirculation zone south of the jetties (Fig. IV - 6A), spent time in the coastal zone of Cassino beach, and then returned to the lagoon before eventually officially leaving the estuary. The average residence time of particles within the lagoon was approximately 35 days for  $S1_{\text{summer}}$  and 23 days for  $S1_{\text{winter}}$ , with particles exiting the estuary in less than two days

in both scenarios. When wind and current directions favored the transport of particles from the margins towards the lagoon's main channels, their movement accelerated, following the current flow. This explains the rapid export of particles to the coast, leading to their deposition on the beach.

Particles from  $S1_{\text{winter}}$  that indicated the southwestern coastal region as their origin followed relatively short trajectories. These particles, before beaching on March 20, arrived from the southwest, skirting the beach, entered the estuary for about four days, and then exited to strand at S1. Lastly, during the simulations, the progression of particles towards their final positions differed between  $S1_{\text{summer}}$  and  $S1_{\text{winter}}$ . In summer, this progression was more gradual, with particles steadily reaching their final positions, while in winter, this occurred more abruptly and collectively.



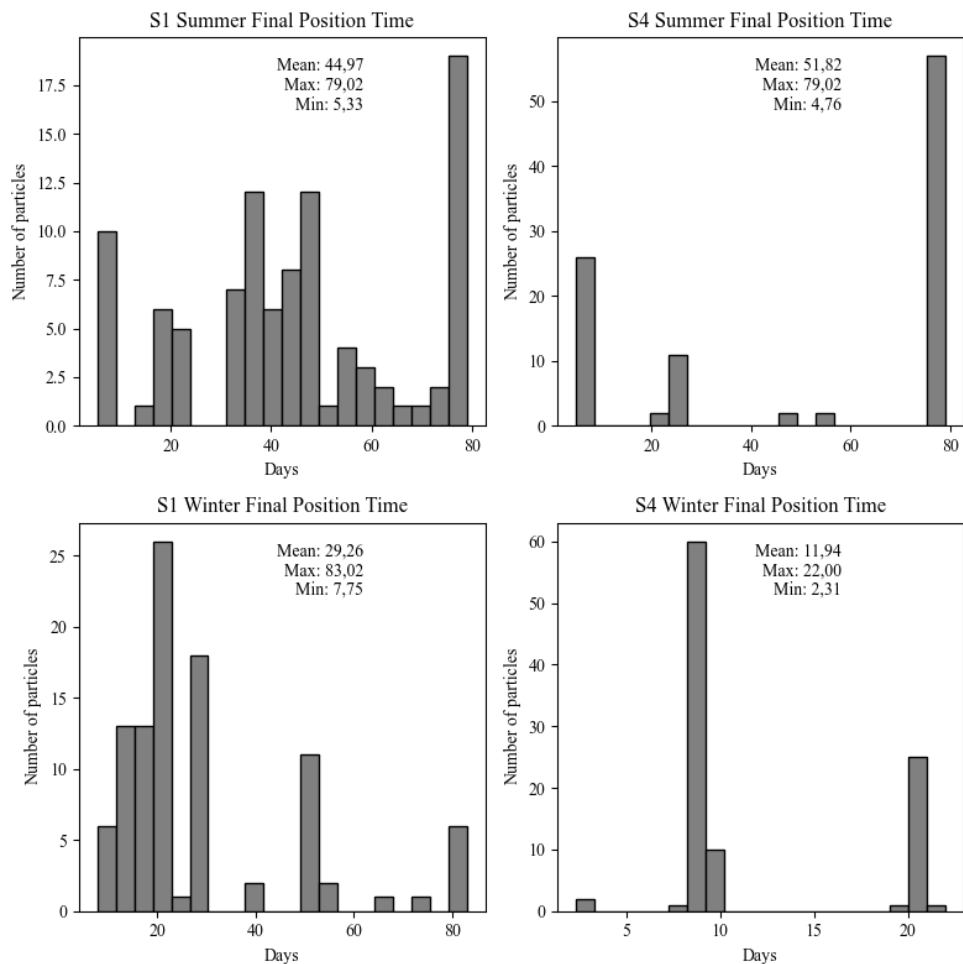
**Figure IV - 7:** Probability density function (PDF) maps of MaPs debris (similar to 0.8 m LDPE sheets). Figures A and B show the PDFs for the summer simulations of S1 and S4, respectively. Figures C and D display the PDFs for the winter simulations of S1 and S4. Zoom has been applied to the maps to enhance visualization. The color bar indicates the normalized probability values from the density maps. For more localized reference details, see Figure 1.

In contrast to the S1 scenarios, no particles released from S4 indicated Patos Lagoon as their source in either summer or winter (Fig. IV - 6C and 6D). In S4<sub>Summer</sub>, the majority of particles (53%) remained active within the coastal region between 33°S and 34.5°S, near

the 15 to 20-meter isobaths. Additionally, 3% of the particles were found along the coastal area between points S1 and S4, and 1% originated directly from the beach (Fig. IV - 6C). The remaining particles in  $S4_{\text{Summer}}$  coming from the southwestern and northeastern coastal domain (30% and 13%, respectively). In  $S4_{\text{Winter}}$ , the transports were predominantly from the northeastern domain (98%), with the remaining particles coming from the southwestern coastal domain (Fig. IV - 6D).

Regarding the trajectories of particles released from S4, over the 22 days prior to deposition,  $S4_{\text{Winter}}$  particles remained within the 20-meter isobaths along the coast. This 22-day period was necessary for 100% of the  $S4_{\text{Winter}}$  particles to exit the domain, mainly influenced by the northeastward current on September 13 and 14, which accounted for the exit of more than 70% of the particles, with the rest leaving on the 1st and 2nd of the same month. Similarly,  $S4_{\text{Summer}}$  particles also remained near the 20-meter isobaths during their final days before deposition, but over a longer period of around 40 days. Before this, some  $S4_{\text{Summer}}$  particles experienced deeper water depths, particularly around  $-52^{\circ}\text{W}$  and  $-53^{\circ}\text{W}$ , while others were transported in regions much closer to the coast. These coastal and deeper transports were always associated with the influence of wind direction in the region. Although no particles indicated Patos Lagoon as their source in either S4 scenarios, some entered the estuary, reaching a maximum advance of approximately  $32^{\circ}\text{S}$ - $52^{\circ}\text{W}$ , with a maximum residence time of around 8 and 2 days for  $S4_{\text{Summer}}$  and  $S4_{\text{Winter}}$ , respectively. This suggests that the lagoon can serve as a temporary environment for debris originating from the open ocean.

The time taken for particles to reach their final positions varied between launch sites and seasons (Fig. IV - 8). For  $S1_{\text{Summer}}$  and  $S1_{\text{Winter}}$ , the average time to reach the final position was 44.97 and 29.25 days, respectively, with maximum times of 79.02 and 83.02 days, and minimum times of 5.33 and 7.75 days. In the  $S4_{\text{Summer}}$  and  $S4_{\text{Winter}}$  scenarios, the average times were 51.82 and 11.94 days, with maximums of 79.02 and 22 days, and minimums of 4.76 and 2.31 days, respectively.



**Figure IV - 8:** Time (in days) for the released particles to reach their final positions. The top figures display the time values for S1 (left) and S4 (right) summer simulations, while the bottom figures show the time values for S1 (left) and S4 (right) winter simulations. Each figure includes the mean, maximum and minimum time values for the respective simulation.

The PDFs indicate seasonal similarities for particles that share the same destination, but show variability between launch sites (Fig. IV - 7). In the S1 scenarios, the highest probability of occurrence was along the continental margins to the east of Patos Lagoon, with a lower (20–40%) probability at the western jetties for S1<sub>Summer</sub> and the coastal zone of Cassino beach for S1<sub>Winter</sub>. For S4, in both scenarios, there was a high probability along the coastal zone of Cassino beach, extending farther than in S1<sub>Winter</sub>. As the simulation time for S4<sub>Winter</sub> was shorter, in addition to the coastal occurrence, the probability map only indicated another region with lower particle presence along the margins of jetties. In S4<sub>Summer</sub>, the PDF showed a more extensive coastal occurrence, with higher density at the estuary entrance and near the jetties, as well as lower density between 33°S and 34.5°S, where the largest number of active particles remained in this scenario.

#### 4. Discussion

This study presents results that identify potential aquatic sources (marine or lagoon/estuarine) of macroplastics (MaPs) reaching Cassino beach. A backward numerical modeling was applied for simulations of particles transport, an indirect methodology for studying plastic pollution, which relies on prior knowledge of locations where aquatic debris are found due to deposition/stranding. This is the first study to apply such methodology to this beach, which until now had only been investigated using direct methods, such as debris collection and analysis (Wetzel et al., [2004](#); de Ramos et al., [2021](#)).

For numerical modeling studies, particularly those using backward simulations, direct methodology serves as a critical step since the release points of particles are based on known regions where marine debris are observed due to deposition/stranding (Duhec et al., [2015](#), Carlson et al., [2017](#), Krelling et al., [2017](#), Gutow et al., [2018](#), Compa et al., [2020](#), Stelfox et al., [2020](#), Courtene-Jones et al., [2021](#)). This study relied on data from debris monitoring on Cassino beach from 2016, 2017 and 2019 (de Ramos et al., [2021](#)).

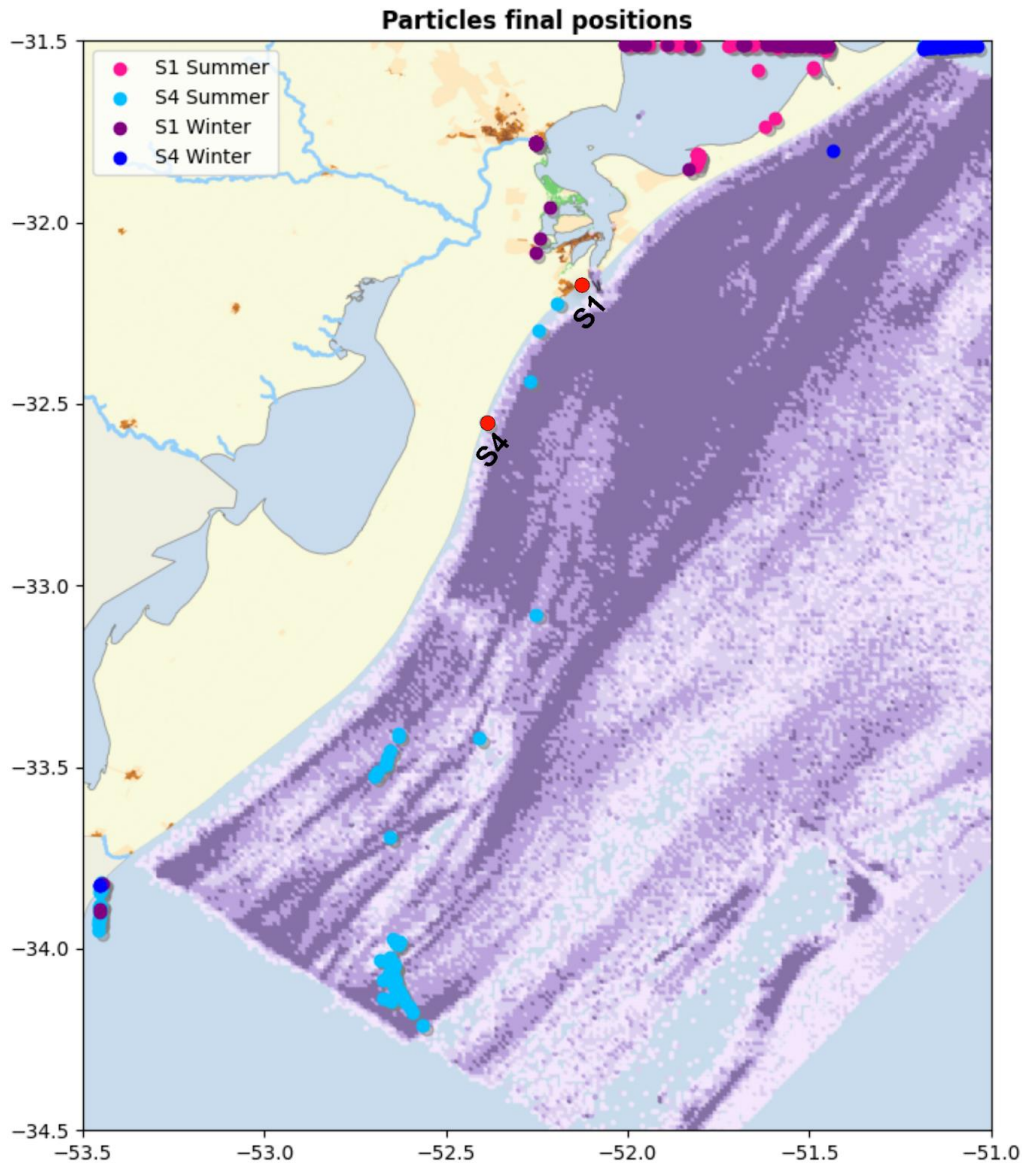
Besides prior knowledge of the known regions of stranded debris, understanding the hydrodynamics of the study area is crucial due to its role in plastic transport. During the austral summer and winter of 2016, the hydrodynamics of the coastal studied area generally corresponded to the expected meteorological and oceanographic patterns, although the region was influenced by the end of a strong positive El Niño South Oscillation (ENSO) event, which had been ongoing since the latter half of 2014 (NOAA, [2024](#)). Under such influence, Patos Lagoon and the adjacent coastal areas typically experience increased precipitation, which modifies wind patterns, discharge rates and sea levels (Távora et al., [2019](#)). The main variation observed during the simulation period was in wind speed: in both summer and winter, NE winds exceeded the regional annual average (5 m/s), while SW winds were below the average (8 m/s; Tomazelli, [1993](#)).

During winter, the ENSO event had ceased. With stronger SW winds, the SW coastal currents off southern Brazil intensify during certain periods (Moller et al., [2001](#); Zavialov et al., [2002](#)). For both S1 and S4, particle transport times were shorter in winter than in summer (Fig. IV - 8), indicating the influence of increased current strength. In the winter simulations, some particles from S1<sub>winter</sub> showed that they came from the southwestern part of the coastal domain, aligning with regional current patterns. On the other hand, most

particles from  $S4_{\text{winter}}$  came from the northeastern portion of the coastal domain, suggesting that despite the increased SW current strength during this season, debris stranded in the more remote section of Cassino beach showed no seasonal variability in marine sources (at least for 2016).

Both in winter and summer, most floating debris that beached S1 were initially transported by the prevailing currents of Patos Lagoon, which export debris out of the estuary via the ebb currents (Moller et al., [2001](#)). At the estuary's mouth, the debris likely beached under the influence of the recirculation cell south of the jetties (Franzen et al., [2023](#); Fig. IV - 1). In the simulations conducted in this study, particles were not subject to any sinking processes, which allowed them to bypass the recirculation cell south of the estuary's mouth. In contrast, if sinking processes were active, some particles might have deposited in this region, as reported for sediments and microplastics, with suggestions that the area may act as a depocenter for anthropogenic particles (Franzen et al., [2023](#), Rodriguez et al., [2024](#)).

It is important to highlight, however, that in the real environment debris undergoes changes over time that alter its transport characteristics. Numerical models still face limitations in accounting for these changes, particularly when it comes to MaPs. For example, the backward simulations done by Duhec et al. ([2015](#)), indicated that debris on Alphonse Island could originate from Southwest Asia, but the authors assumed it might degrade before reaching the island, concluding that the most likely source was marine, related to fishing and tourism.



**Figure IV - 9:** The final positions of particles from  $S1_{\text{Summer}}$ ,  $S1_{\text{Winter}}$ ,  $S4_{\text{Summer}}$  and  $S4_{\text{Winter}}$  are shown in pink, purple, light blue, and dark blue, respectively. The final positions suggest the potential origins of particles stranded at S1 and S4 during the summer and winter of 2016. For more local reference details, see Figure 1.

In the Paranaguá Estuarine Complex, located on the coast of Paraná, Brazil, about 797 km north of Patos Lagoon, a study applying backward methodology also showed that the debris arriving at beaches near the complex originated from the inner portion of the estuary (Krelling et al., [2017](#)), although the hydrodynamic conditions there differ from those at Cassino beach. However, [Andrades et al. \(2020\)](#) had already indicated that the proximity of estuarine outflows is a key factor in debris accumulation on Brazilian beaches. Globally, other backward simulation studies have also identified river/estuarine sources as primary or

secondary contributors to debris found on beaches (Neumann et al., [2014](#); Gennip et al., [2019](#), Van Duinen et al., [2022](#)).

Moving north along Patos Lagoon, urban centers become more prominent, such as the state capital, Porto Alegre, and its metropolitan area, as well as the presence of the Guaíba Lake and Camaquã River (Fig. IV - 1). Although it was not possible to precisely identify the estuarine source of most particles launched in S1<sub>Summer</sub> and S1<sub>Winter</sub>, which indicated the northern part of the lagoon as their origin (Fig. IV - 9), the results align with previous findings. While there is a lack of studies on MaPs monitoring and quantification throughout the lagoon, microplastic concentrations ranging from 2.9 to 53.8 items.m<sup>-3</sup> were found in Guaíba Lake, the northernmost part of Patos Lagoon, suggesting widespread plastic contamination (Bertoldi et al. [2021](#) & [2023](#)). Although Dotto et al. (2024; in press) found that 15 days were insufficient for microplastics released in Guaíba Lake to travel from the northern to the southern lagoon, Strand et al. (2021), in simulations for Arctic and Northeast Atlantic beaches, showed that larger particles move faster and spread more widely than microplastics. Therefore, the present authors recommend conducting studies covering the entire Patos Lagoon over longer periods to obtain more information on macroplastic debris sources.

Currently, there are no studies on plastic sampling in the São Gonçalo Channel. However, dos Santos et al. ([2023](#)) estimated that this tributary contributes with 20% of the total plastics entering the lagoon system, consistent with the results found here. Dotto et al. (2024; in press) observed that during high discharge periods, microplastic particles were exported from the São Gonçalo Channel to the coastal region within 15 days, while low discharge periods were insufficient for export. As in this study, particles were transported both northward and southward within the lagoon, without crossing the morphological threshold of Ponta da Feitoria (Dotto et al., 2024; in press). Silva & de Sousa ([2021](#)) detected microplastic particles in the coastal area of Laranjal, a beach north of the São Gonçalo Channel's mouth (Fig. IV - 1), indicating the presence of plastics in the region.

Particles released in S1 that pointed to the continental margins of the lagoon as their source, although small in number for both seasons, represent realistic potential origins or, at least, temporary “shelter” areas for debris, as these margins are composed of marshes (Fig. IV - 9). Pinheiro et al. ([2021](#) and [2022](#)) found plastics and other debris in marshy areas

along the Patos Lagoon estuary, suggesting that the inner estuary might be more contaminated than the coastal portion.

While potential sources may encompass various coastal and marine regions, this study indicates that the offshore zone of Cassino beach could act as a major source of plastic debris for the remote areas of the beach (Fig. IV - 6 and 9). In the summer simulation, point S4 received most particles from the region between 33°S and 34.5°S, where intense fishing activities by the southern Brazilian fishing fleet are reported (Haimovici & Cardoso, [2016](#); FURG/MPA, [2018](#)). This result is empirically supported by Lacerda et al. ([2022](#)), who identified this region as the second-highest for plastic quantities, with the majority likely from fishing activities. Additionally, Wetzel et al. ([2004](#)) and de Ramos et al. ([2021](#)) had already reported that most plastic pollution in the more remote areas of Cassino beach is related to fishing.

Results also show that plastics arrive at point S4 via NE and SW currents, suggesting that, unlike point S1, long-distance transport is a significant factor for this more isolated section of the beach. Along the SouthEast coast of South America (SESA), multiple rivers contribute approximately 3.44 million metric tons (Mt) of marine debris annually, solely from Brazilian rivers (Alencar et al., [2023](#)). This suggests that rivers from Brazil and other SESA countries are sources of debris reaching the remote areas of Cassino beach. Similarly, remote regions like Alphonse Island in Seychelles and the Galápagos Archipelago receive marine debris from distant locations, including other countries, continents, and fishing areas (van Sebille et al., [2019](#); Vogt-Vincent et al., [2023](#)).

During the three year debris monitoring of Cassino beach conducted by de Ramos et al. ([2021](#)), a marked variation in the quantity of plastic debris across four sampling sites was identified. From the nearest to the furthest from the estuary mouth, the debris counts were as follows: S1 (9,508 items), S2 (4,056 items), S3 (3,183 items), and S4 (2,710 items) (de Ramos et al., [2021](#)). Despite the close proximity of S1 and S2 to the urban area, the notable disparity in plastic quantities suggests that the estuary may serve as a more prominent source of debris at S1. When comparing S1 to S4, a pronounced gradient emerges, reflecting differences in proximity to both the estuary and the urban area. It is important to note that Cassino beach experiences seasonal peaks in tourism, predominantly during the summer months. Thus, the observed differences in debris quantities during this period are likely driven by aquatic sources, with the estuary acting as a critical input for S1,

thereby accounting for the elevated plastic concentrations relative to S4. While the ocean represents a significant source of plastic pollution, its input is more diffuse compared to the concentrated contributions from the Patos Lagoon estuary.

Marine plastic trajectory tracking models are valuable tools for informing mitigation strategies for plastic pollution on beaches and in other marine regions. Models like TrackMPD, as well as others, are becoming more complex, incorporating additional physical and particle behavior parameters. However, the potential for incorporating real-world parameters remains underutilized, as these tools require real data for proper parameterization. Despite the resource limitations for parameterization, some backward studies have incorporated features such as biofouling on ghost fishing nets (Stelfox et al., [2020](#)) or different windage values on particles (Duhec et al., [2015](#), Trinanes et al., [2016](#), Gutow et al., [2018](#), Cardoso & Caldeiras et al., [2021](#)). Nevertheless, there is an urgent need for further research on the rates of fragmentation, biofouling, and sinking of marine MaPs (Vogt-vincent et al., [2023](#)).

## **5. Conclusion**

This study highlighted that different regions of Cassino beach, known for its extent coastline, are very likely to accumulate debris from different sources in aquatic environments, whether estuarine or marine. For the year 2016, floating macroplastic sheets found in the section of the beach near the mouth of the Patos Lagoon estuary likely originated from different areas within the lagoon. Most debris seems to be discarded in regions at the north of the lagoon, where the state capital and metropolitan area are located. In winter, a smaller portion of the debris stranded in this beach region suggests a secondary source from distant marine areas located to the southwest. The increased current intensity during the winter also indicated shorter transport times for particles, demonstrating the important role that wind and current patterns play in the distribution of plastic debris. Despite these variations under summer and winter conditions, the origins of debris stranded in the more remote areas Cassino beach (about 40 km from the estuary's mouth) remain relatively consistent, suggesting a continuous influence from distant sources, such as fishing activities or debris transported from other regions by southwest and northeast coastal currents.

The results emphasize the potential of combining numerical modeling with field monitoring to improve management and mitigation strategies for plastic pollution, particularly in beaches influenced by estuarine outflow and presence of remote areas. For instance, identifying the probable sources of marine debris arriving in these environments enables better targeting of waste management efforts by the responsible authorities. However, the methodology presents limitations, underscoring the urgent need for further investigations into the physical processes that modulate macroplastic transport. Future studies in the region should expand the application of this methodology to include the entire Patos Lagoon, with longer simulation periods, in order to detect more robust seasonal and annual patterns.

### **Declaration of competing interest**

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

### **Credit authorship contribution statement**

Ana Carolina Soares: Conceptualization, Methodology, Formal Analysis, Investigation, Data Curation, Writing – original draft, Writing – review and editing, Visualization. Pablo Silva: Data Curation, Methodology, Visualization. Rémi Bouyssou: Methodology, Visualization. Isabel Jalón-Rojas: Methodology, Visualization, Resources, review and editing. Grasiela Lopes Leães Pinho: Conceptualization, Formal analysis, Resources, Writing – review and editing, Supervision. Elisa Fernandes: Conceptualization, Formal analysis, Resources, Writing – review and editing, Supervision.

### **Acknowledgements**

This study was supported by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). CAPES provided access to the Portal de Periódicos and financial support through Programa de Excelência Acadêmica (PROEX). We acknowledge RG Pilots - Práticos da Barra do Rio Grande for providing the boat for the model validation experiment and for all the assistance. EHF (304684/2022-8) and GLLP (307700/2022-4) are CNPq research fellows.

## **References**

Todas as referências utilizadas nesta tese serão listadas ao final deste documento.

## V. Síntese da Discussão e Conclusões

**E**ste estudo identificou possíveis fontes aquáticas de macroplásticos (MaPs) que chegam à praia do Cassino, utilizando modelagem numérica *antecedente* como uma metodologia indireta para investigar a poluição plástica. A abordagem baseou-se em dados de monitoramento de detritos coletados na praia entre 2016 e 2019 [de Ramos et al., [2021](#)], combinados com resultados de modelagem hidrodinâmica. Foram analisados as possíveis rotas de origem e dois locais distintos na Praia de Cassino: um próximo (3-5 km de distância) e outro mais afastado (~40 km de distância) da desembocadura do estuário e do centro urbano.

Em relação às forçantes hidrodinâmicas da região, a principal variação observada durante o período de simulação foi na velocidade do vento, pois tanto no verão quanto no inverno, os ventos de NE superaram a média anual regional (5 m/s), enquanto os ventos de SO ficaram abaixo da média [8 m/s; Tomazelli, [1993](#)].

Tanto para S1 quanto para S4, os tempos de transporte de partículas foram menores no inverno do que no verão, indicando a influência do aumento da intensidade da corrente. Para o período estudado aqui, não foi observada influência da maior ocorrência de correntes de SO previstas para atuar na região durante o inverno, tendo em vista que a maioria das partículas do S4<sub>Inverno</sub> vieram da porção nordeste do domínio costeiro. Tanto no inverno quanto no verão, a maioria dos detritos flutuantes que encalharam em S1 foram inicialmente transportados pelas correntes predominantes da Lagoa dos Patos, que exportam os detritos para fora do estuário através das correntes de vazante [Moller et al., 2001].

Dentre as possíveis fontes dos detritos encalhados em S1, as simulações indicaram que a região estuarina e lagunar, incluindo o Canal de São Gonçalo e áreas marginais compostas por marismas, são fontes importante de plásticos, corroborado por estudos como Silva e Sousa [[2021](#)] e Pinheiro et al. [[2021](#)] e [[2022](#)]. Mais ao norte da laguna, esta influência deve ser maior, especialmente devido à alta urbanização no norte da Lagoa dos Patos, com estudos atuais já indicando uma contaminação microplástica generalizada, com concentrações de 2,9 a 53,8 itens/m<sup>3</sup>no Lago Guaíba [Bertoldi et al. [2021](#) e [2023](#)]. Globalmente, outros estudos de simulação *anteriormente* também identificaram

fontes fluviais/estuarinas como contribuintes primários ou secundários para detritos encontrados em praias [Neumann et al., [2014](#); Gennip et al., [2019](#), Van Duinen et al., [2022](#)].

É evidente a necessidade da realização de estudos com a metodologia utilizada aqui, que cubra toda a Lagoa dos Patos por períodos mais longos para obtenção de informações mais abrangentes sobre fontes de detritos macroplásticos. Por exemplo, enquanto Dotto et al. [2024; no prelo] verificaram que 15 dias foram insuficientes para que os microplásticos liberados no Lago Guaíba viajassem da lagoa norte para a lagoa sul, Strand et al. [[2021](#)] mostraram que partículas maiores se movem mais rápido e se espalham mais amplamente do que os microplásticos, em simulações para praias do Ártico e Atlântico Nordeste.

Já para os detritos encalhados em S4, fontes marinhas foram identificadas, principalmente para o verão, especialmente áreas de intensa atividade pesqueira ao sul do Brasil [Haimovici & Cardoso, [2016](#); FURG/MPA, [2018](#)], em que a presença de detritos plásticos já havia sido reportada [Lacerda et al., [2022](#)]. A poluição plástica relacionada à pesca foi corroborada por estudos anteriores que destacaram esta atividade como principal contribuinte em regiões remotas da praia [Wetzel et al., [2004](#); de Ramos et al., [2021](#)]. Além disso, plásticos chegam ao ponto S4 por correntes NE e SO, indicando transporte de longa distância, podendo possuir como fontes rios da costa sudeste da América do Sul, que contribuem com 3,44 milhões de toneladas anuais de resíduos [Alencar et al., [2023](#)].

Entre os dois locais, foi notório que existe uma entrada concentrada de plásticos em S1 devido à proximidade do estuário, em contraste com a entrada

mais difusa via oceano em S4. Tal aspecto pôde ser observado através do estudo feito por de Ramos et al. [2021], que observaram que mesmo em outras estações que não o verão (em que o aumento de detritos ocorre pelo aumento de urbanização/banhistas), a quantidade de detritos em S1 continua maior que em S4.

Os resultados enfatizaram o potencial de combinar modelagem numérica com monitoramento de campo para melhorar estratégias de gerenciamento e mitigação da poluição plástica em praias. Modelos como TrackMPD, assim como outros, estão se tornando mais complexos, incorporando parâmetros adicionais de comportamento físico e de partículas. Logo, estão se tornando ferramentas valiosas para gerar subsídios para estratégias de mitigação para poluição de plástico em praias e em outras regiões marinhas. No entanto, há uma necessidade urgente de mais pesquisas sobre as taxas de fragmentação, bioincrustação e afundamento de MaPs marinhos [Vogt-vincent et al., 2023], processos que alteram o transporte desses detritos e sua representação no modelos numéricos.

## VI. Contribuições Finais e Perspectivas Futuras

**C**om o desenvolvimento do estudo, foi possível a determinação da existência de uma diferenciação quanto à fonte aquática dos detritos que chegam ao longo da faixa de areia na Praia do Cassino. É importante notar que, enquanto a porção da praia mais próxima do estuário da Lagoa dos Patos conta com a limpeza de praia gerenciada pelo município, a região mais afastada não possui um manejo dos detritos marinhos que ali encalham. Assim, os resultados obtidos possuem potencial para subsidiar ações governamentais voltadas à responsabilização dos principais geradores desses resíduos, como os municípios ao redor da Lagoa dos Patos e as embarcações pesqueiras.

Para avanços futuros, recomenda-se o desenvolvimento de estudos similares com períodos de simulação mais longos, a fim de identificar padrões sazonais mais consistentes, bem como a ampliação do tamanho da amostra para melhorar a atribuição das possíveis rotas de origem dos detritos. Além disso, expandir o domínio espacial utilizado no estudo para incluir toda a Lagoa dos Patos, permitiria maior precisão na identificação das fontes dos detritos provenientes da laguna.

Outro aspecto a ser explorado é a inclusão de plásticos com propriedades físicas distintas, como maior densidade ou dimensões maiores, para compreender como essas características influenciam o transporte e se resultam em rotas de origem diferentes. Paralelamente, é essencial o desenvolvimento de pesquisas laboratoriais voltadas à quantificação de parâmetros que alteram a estrutura física dos plásticos e sua influência nos transportes horizontais e verticais na água como, por exemplo, determinação da taxa de fragmentação, bioincrustação, entre outros. Essas informações podem proporcionar maior realismo nas simulações, contribuindo para um entendimento mais aprofundado do seu transporte e para a implementação de estratégias de mitigação mais eficazes.

## VII. Referências Bibliográficas

- Alencar, M. V., Gimenez, B. G., Sasahara, C., Elliff, C. I., Velis, C. A., Rodrigues, L. S., Conti, L. A., Gonçalves-Dias, S. L. F., Cetrulo, T. B., Scrich, V. M., & Turra, A. (2023). Advancing plastic pollution hotspotting at the subnational level: Brazil as a case study in the Global South. *Marine Pollution Bulletin*, 194, 115382. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115382>
- Andrades, R., Pegado, T., Godoy, B. S., Reis-Filho, J. A., Nunes, J. L. S., Grillo, A. C., Machado, R. C., Santos, R. G., Dalcin, R. H., Freitas, M. O., Kuhnen, V. V., Barbosa, N. D., Adelir-Alves, J., Albuquerque, T., Bentes, B., & Giarrizzo, T. (2020). Anthropogenic litter on Brazilian beaches: Baseline, trends and recommendations for future approaches. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110842. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110842>
- Barboza, L. G. A., Cózar, A., Gimenez, B. C. G., Barros, T. L., Kershaw, P. J., & Guilhermino, L. (2019). Macroplastics pollution in the marine environment. Em *World Seas: An Environmental Evaluation* (p. 305–328). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805052-1.00019-X>
- Baudena, A., Ser-Giacomi, E., Jalón-Rojas, I., Galgani, F., & Pedrotti, M. L. (2022). The streaming of plastic in the Mediterranean Sea. *Nature Communications*, 13(1), 2981. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-30572-5>
- Bertoldi, C., Lara, L. Z., & Fernandes, A. N. (2023). Revealing microplastic dynamics: The impact of precipitation and depth in urban river ecosystems.

*Environmental Science and Pollution Research*, 30(51), 111231–111243.  
<https://doi.org/10.1007/s11356-023-30241-0>

- Bertoldi, C., Lara, L. Z., Mizushima, F. A. de L., Martins, F. C. G., Battisti, M. A., Hinrichs, R., & Fernandes, A. N. (2021). First evidence of microplastic contamination in the freshwater of Lake Guaíba, Porto Alegre, Brazil. *Science of The Total Environment*, 759, 143503. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143503>
- Calliari, L. J., & Fachin, S. (1993). Laguna dos Patos. Influências nos Depósitos Lamíticos Costeiros. *Pesquisas em Geociências*, 20(1), 57. <https://doi.org/10.22456/1807-9806.21282>
- Cardoso, C., & Caldeira, R. M. A. (2021). Modeling the exposure of the Macaronesia Islands (NE Atlantic) to marine plastic pollution. *Frontiers in Marine Science*, 8, 653502. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.653502>
- Carlson, D. F., Griffa, A., Zambianchi, E., Suaria, G., Corgnati, L., Magaldi, M. G., Poulain, P.-M., Russo, A., Bellomo, L., Mantovani, C., Celentano, P., Molcard, A., & Borghini, M. (2016). Observed and modeled surface Lagrangian transport between coastal regions in the Adriatic Sea with implications for marine protected areas. *Continental Shelf Research*, 118, 23–48. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2016.02.012>
- 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://doi.org/10.3389/fmars.2017.00078>
- Compa, M., Alomar, C., Mourre, B., March, D., Tintoré, J., & Deudero, S. (2020). Nearshore spatio-temporal sea surface trawls of plastic debris in the Balearic Islands. *Marine Environmental Research*, 158, 104945. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104945>
- Courtene-Jones, W., Maddalene, T., James, M. K., Smith, N. S., Youngblood, K., Jambeck, J. R., Earthrowl, S., Delvalle-Borrero, D., Penn, E., & Thompson, R. C. (2021). Source, sea and sink—A holistic approach to understanding plastic pollution in the Southern Caribbean. *Science of The Total Environment*, 797, 149098. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149098>
- Cowger, W., Willis, K. A., Bullock, S., Conlon, K., Emmanuel, J., Erdle, L. M., Eriksen, M., Farrelly, T. A., Hardesty, B. D., Kerge, K., Li, N., Li, Y., Liebman, A., Tangri, N., Thiel, M., Villarrubia-Gómez, P., Walker, T. R., & Wang, M. (2024). Global producer responsibility for plastic pollution. *Science Advances*, 10(17), eadj8275. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adj8275>
- Critchell, K., Grech, A., Schlaefter, J., Andutta, F. P., Lambrechts, J., Wolanski, E., & Hamann, M. (2015). Modelling the fate of marine debris along a complex shoreline: Lessons from the Great Barrier Reef. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167, 414–426. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.10.018>

- De Ramos, B., Alencar, M. V., Rodrigues, F. L., Lacerda, A. L. D. F., & Proietti, M. C. (2021). Spatio-temporal characterization of litter at a touristic sandy beach in South Brazil. *Environmental Pollution*, 280, 116927. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116927>
- Dos Santos, Í. E., Fernandes, E. H. L., Pinho, G. L. L., & Abdallah, P. R. (2023). Characteristics and fluxes of plastic debris based on socio-economic data for Patos Lagoon—A choked coastal Lagoon in South Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(21), 59382–59400. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-26660-8>
- Duhec, A. V., Jeanne, R. F., Maximenko, N., & Hafner, J. (2015). Composition and potential origin of marine debris stranded in the Western Indian Ocean on remote Alphonse Island, Seychelles. *Marine Pollution Bulletin*, 96(1–2), 76–86. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.042>
- Durgadoo, J. V., Biastoch, A., New, A. L., Rühls, S., Nurser, A. J. G., Drillet, Y., & Bidlot, J.-R. (2021). Strategies for simulating the drift of marine debris. *Journal of Operational Oceanography*, 14(1), 1–12. <https://doi.org/10.1080/1755876X.2019.1602102>
- E Silva, P. H. S., & De Sousa, F. D. B. (2021). Microplastic pollution of Patos Lagoon, south of Brazil. *Environmental Challenges*, 4, 100076. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100076>
- Erni-Cassola, G., Zadjelovic, V., Gibson, M. I., & Christie-Oleza, J. A. (2019). Distribution of plastic polymer types in the marine environment; A meta-analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 369, 691–698. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.02.067>
- Fernandes, E., Da Silva, P., Gonçalves, G., & Möller, O. (2021). Dispersion plumes in open ocean disposal sites of dredged sediment. *Water*, 13(6), 808. <https://doi.org/10.3390/w13060808>
- Franzen, M. O., Silva, P., Siegle, E., & Fernandes, E. H. L. (2023). Influence of long jetties on estuarine and coastal hydrodynamics in a microtidal estuary. *Regional Studies in Marine Science*, 59, 102809. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102809>
- Gennip, S. J. van, Dewitte, B., Garçon, V., Thiel, M., Popova, E., Drillet, Y., Ramos, M., Yannicelli, B., Bravo, L., Ory, N., Luna-Jorquera, G., & Gaymer, C. F. (2019). In search for the sources of plastic marine litter that contaminates the Easter Island Ecoregion. *Scientific Reports*, 9(1), 19662. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56012-x>
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Gutow, L., Ricker, M., Holstein, J. M., Dannheim, J., Stanev, E. V., & Wolff, J.-O. (2018). Distribution and trajectories of floating and benthic marine macrolitter

- in the south-eastern North Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 131, 763–772. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.003>
- Haimovici, M., & Cardoso, L. G. (2017). Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil. *Marine Biology Research*, 13(1), 135–150. <https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1228978>
- Hervouet, J. (2007). *Hydrodynamics of Free Surface Flows: Modelling with the finite element method* (1<sup>o</sup> ed). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9780470319628>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2024). População estimada do país chega a 212,6 milhões de habitantes em 2024. Agência de Notícias IBGE. <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/41111-populacao-estimada-do-pais-chega-a-212-6-milhoes-de-habitantes-em-2024>
- 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>
- Jankauskas, L., Pinho, G. L. L., Sanz-Lazaro, C., Casado-Coy, N., Rangel, D. F., Ribeiro, V. V., & Castro, Í. B. (2024). Microplastic in clams: An extensive spatial assessment in south Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 201, 116203. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116203>
- Kataoka, T., Hinata, H., & Nihei, Y. (2013). Numerical estimation of inflow flux of floating natural macro-debris into Tokyo Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 134, 69–79. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.09.005>
- Krelling, A. P., Souza, M. M., Williams, A. T., & Turra, A. (2017). Transboundary movement of marine litter in an estuarine gradient: Evaluating sources and sinks using hydrodynamic modelling and ground truthing estimates. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 48–63. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.034>
- Kühn, S., & Van Franeker, J. A. (2020). Quantitative overview of marine debris ingested by marine megafauna. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110858. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110858>
- Lacerda, A. L. d. F., Taylor, J. D., Rodrigues, L. d.S., Kessler, F., Secchi, E., & Proietti, M. C. (2022). Floating plastics and their associated biota in the Western South Atlantic. *Science of The Total Environment*, 805, 150186. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150186>
- Lambert, S., Sinclair, C., & Boxall, A. (2014). Occurrence, degradation, and effect of polymer-based materials in the environment. Em D. M. Whitacre (Org.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Volume 227* (p. 1–53). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-01327-5\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-01327-5_1)

- Lebreton, L. (2022). The status and fate of oceanic garbage patches. *Nature Reviews Earth & Environment*, 3(11), 730–732. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00363-z>
- 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>
- Möller, O. O., & Castaing, P. (1999). Hydrographical characteristics of the estuarine area of Patos Lagoon (30°S, Brazil). Em G. M. E. Perillo, M. C. Piccolo, & M. Pino-Quivira (Orgs.), *Estuaries of South America* (p. 83–100). Springer Berlin Heidelberg. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-60131-6\\_5](https://doi.org/10.1007/978-3-642-60131-6_5)
- Moller, O. O., Castaing, P., Salomon, J.-C., & Lazure, P. (2001). The influence of local and non-local forcing effects on the subtidal circulation of Patos Lagoon. *Estuaries*, 24(2), 297. <https://doi.org/10.2307/1352953>
- Murray, C. C., Maximenko, N., & Lippiatt, S. (2018). The influx of marine debris from the Great Japan Tsunami of 2011 to North American shorelines. *Marine Pollution Bulletin*, 132, 26–32. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.004>
- Neumann, D., Callies, U., & Matthies, M. (2014). Marine litter ensemble transport simulations in the southern North Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 86(1–2), 219–228. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.07.016>
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). (2024). *Oceanic Niño Index (ONI)*. National Oceanic and Atmospheric Administration. [https://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/enso\\_update/oni.php](https://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/enso_update/oni.php)
- Núñez, P., Romano, A., García-Alba, J., Besio, G., & Medina, R. (2023). Wave-induced cross-shore distribution of different densities, shapes, and sizes of plastic debris in coastal environments: A laboratory experiment. *Marine Pollution Bulletin*, 187, 114561. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114561>
- Oliveira, H., Fernandes, E., Junior, O., & Collares, G. (2015). Processos Hidrológicos e Hidrodinâmicos da Lagoa Mirim. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 20(1), 34–45. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v20n1.p34-45>
- Olivelli, A., Hardesty, B. D., & Wilcox, C. (2020). Coastal margins and backshores represent a major sink for marine debris: Insights from a continental-scale analysis. *Environmental Research Letters*, 15(7), 074037. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab7836>
- Pinheiro, L. M., Carvalho, I. V., Agostini, V. O., Martinez-Souza, G., Galloway, T. S., & Pinho, G. L. L. (2021). Litter contamination at a salt marsh: An ecological niche for biofouling in South Brazil. *Environmental Pollution*, 285, 117647. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117647>

- Pinheiro, L. M., Britz, L. M. K., Agostini, V. O., Pérez-Parada, A., García-Rodríguez, F., Galloway, T. S., & Pinho, G. L. L. (2022). Salt marshes as the final watershed fate for meso- and microplastic contamination: A case study from Southern Brazil. *Science of The Total Environment*, 838, 156077. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156077>
- Ranjani, M., Veerasingam, S., Venkatachalapathy, R., Mugilarasan, M., Bagaev, A., Mukhanov, V., & Vethamony, P. (2021). Assessment of potential ecological risk of microplastics in the coastal sediments of India: A meta-analysis. *Marine Pollution Bulletin*, 163, 111969. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.111969>
- Rizzi, M., Rodrigues, F. L., Medeiros, L., Ortega, I., Rodrigues, L., Monteiro, D. S., Kessler, F., & Proietti, M. C. (2019). Ingestion of plastic marine litter by sea turtles in southern Brazil: Abundance, characteristics and potential selectivity. *Marine Pollution Bulletin*, 140, 536–548. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.054>
- Rodríguez, C., Silva, P., Moreira, L., Zacher, L., Fernandes, A., Bouyssou, R., Jalón-Rojas, I., Moller, O., Garcia-Rodríguez, F., Pinho, G. L. L., & Fernandes, E. (2024). Trajectory, fate, and magnitude of continental microplastic loads to the inner shelf: A case study of the world's largest coastal shallow lagoon. *Science of The Total Environment*, 948, 174791. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174791>
- Schwarz, A. E., Ligthart, T. N., Boukris, E., & van Harmelen, T. (2019). Sources, transport, and accumulation of different types of plastic litter in aquatic environments: A review study. *Marine Pollution Bulletin*, 143, 92–100. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.029>
- Stelfox, M., Lett, C., Reid, G., Souch, G., & Sweet, M. (2020). Minimum drift times infer trajectories of ghost nets found in the Maldives. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111037. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111037>
- Strand, K. O., Huserbråten, M., Dagestad, K.-F., Mauritzen, C., Grøsvik, B. E., Nogueira, L. A., Melsom, A., & Röhrs, J. (2021). Potential sources of marine plastic from survey beaches in the Arctic and Northeast Atlantic. *Science of The Total Environment*, 790, 148009. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148009>
- Seo, S., Park, Y.-G., & Kim, K. (2020). Tracking flood debris using satellite-derived ocean color and particle-tracking modeling. *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111828. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111828>
- Tavora, J., Fernandes, E. H. L., Thomas, A. C., Weatherbee, R., & Schettini, C. A. F. (2019). The influence of river discharge and wind on Patos Lagoon, Brazil, suspended particulate matter. *International Journal of Remote Sensing*, 40(12), 4506–4525. <https://doi.org/10.1080/01431161.2019.1569279>

- Tomazelli, L. (1993). O regime dos ventos e a taxa de migração das dunas eólicas costeiras do rio grande do sul, brasil. *Pesquisas em Geociências*, 20(1), 18. <https://doi.org/10.22456/1807-9806.21278>
- Trinanes, J. A., Olascoaga, M. J., Goni, G. J., Maximenko, N. A., Griffin, D. A., & Hafner, J. (2016). Analysis of flight MH370 potential debris trajectories using ocean observations and numerical model results. *Journal of Operational Oceanography*, 9(2), 126–138. <https://doi.org/10.1080/1755876X.2016.1248149>
- UNEP. (2016). Marine plastic debris and microplastics—Global lessons and research to inspire action and guide policy change. *United Nations Environment Programme*, Nairobi. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.30493.51687>
- Van Duinen, B., Kaandorp, M. L. A., & Van Sebille, E. (2022). Identifying marine sources of beached plastics through a bayesian framework: Application to southwest netherlands. *Geophysical Research Letters*, 49(4), e2021GL097214. <https://doi.org/10.1029/2021GL097214>
- Van Sebille, E., Delandmeter, P., Schofield, J., Hardesty, B. D., Jones, J., & Donnelly, A. (2019). Basin-scale sources and pathways of microplastic that ends up in the Galápagos Archipelago. *Ocean Science*, 15(5), 1341–1349. <https://doi.org/10.5194/os-15-1341-2019>
- Vaz, A. C., Möller Junior, O. O., & Almeida, T. L. de. (2011). Análise quantitativa da descarga dos rios afluentes da Lagoa dos Patos. *Atlântica (Rio Grande)*, 28(1), 13–24. <https://doi.org/10.5088/atlantica.v28i1.1724>
- Vieira, M. M. F., & Vieira, E. F. (2000). Geoestratégia dos espaços econômicos: transformação e poder no sítio portuário retroportuário do Rio Grande-RS. *Organizações & Sociedade*, 7(19), 109–122. <https://doi.org/10.1590/S1984-92302000000300008>
- Vogt-Vincent, N. S., Burt, A. J., Kaplan, D. M., Mitarai, S., Turnbull, L. A., & Johnson, H. L. (2023). Sources of marine debris for Seychelles and other remote islands in the western Indian Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 187, 114497. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114497>
- Wetzel, L., Fillmann, G., & Niencheski, L. F. H. (2004). Litter contamination processes and management perspectives on the southern Brazilian coast. *International Journal of Environment and Pollution*, 21(2), 153. <https://doi.org/10.1504/IJEP.2004.004182>
- Zavialov, P., Möller, O., & Campos, E. (2002). First direct measurements of currents on the continental shelf of Southern Brazil. *Continental Shelf Research*, 22(14), 1975–1986. [https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(02\)00049-3](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(02)00049-3)
- Zimmer-Correa, M., Carneiro Proietti, M., Couto Di Tullio, J., Rodrigues, L. D. S., Quadro Oreste, E., Kessler, F., Bassoi, M., & Botta, S. (2024). Plastic ingestion by odontocetes from the Western South Atlantic: A particular concern to a

threatened species. *Environmental Pollution*, 360, 124659.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124659>