

Universidade Federal do Rio Grande – FURG

Instituto de Oceanografia

Programa de Pós-Graduação em Oceanologia

**Trajetória, magnitude e caracterização
físico-química das descargas continentais
de microplásticos para a plataforma interna:
estudo de caso da pluma costeira da
Lagoa dos Patos**

Carolina Rodriguez Perez

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

Orientadora: *Prof^a. Dr^a. Elisa Helena Fernandes*

Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Brasil.

Co-Orientadora: *Prof^a. Dr^a. Grasiela Lopes Leães Pinho*

Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Brasil.

Co-Orientador: *Prof. Felipe Garcia-Rodriguez*

Universidad de la República (UdelaR), Uruguay.

Rio Grande, RS, Brasil

Junio, 2024

**Trajetória, magnitude e caracterização
físico-química das descargas continentais
de microplástico para a plataforma interna:
estudo de caso da pluma costeira
da Lagoa dos Patos**

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

Por

CAROLINA RODRIGUEZ PEREZ

Rio Grande, RS, Brasil

Junio, 2024

© 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 da autora. Nenhuma informação derivada direta ou indiretamente desta obra deve ser publicada sem o consentimento prévio e por escrito da autora.

RODRIGUEZ PEREZ, CAROLINA

TRAJETÓRIA, MAGNITUDE E CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DAS DESCARGAS CONTINENTAIS DE MICROPLÁSTICO PARA A PLATAFORMA INTERNA: ESTUDO DE CASO DA PLUMA COSTEIRA DA LAGOA DOS PATOS. Carolina Rodriguez Perez. – Rio Grande: FURG, 2024.

203 p.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande. Mestrado em Oceanologia. Área de Concentração: Poluição e Ecossistemas Marinhos. 1. Pluma costeira. 2. Modelagem numérica. 3. Hotspot de microplásticos. Título: Trajetória, magnitude e caracterização físico-química das descargas continentais de microplástico para a plataforma interna: estudo de caso da pluma costeira da Lagoa dos Patos.

Agradecimentos

Quiero dedicar el resultado de este proceso a mi familia y amiga/os, que me dan siempre el coraje de ir atrás, el ánimo para continuar y el soporte y amor cuando todo termina. Gracias siempre a mi Piña.

Também quero aproveitar estas primeiras líneas para agradecer aos meus amiga/os Piruletas, a família cassineira de todo Brasil que me abraçou e me fez sentir em casa desde que cheguei nas terras gaúchas. Especialmente as minhas irmãs Gabi, Fer e a Elis, quem além de tudo é minha colega e me ensinou e apoiou em todo o mestrado.

Aos amiga/os que a FURG me deu, pelas trocas, parcerias e conversas. Sou uma melhor jogadora de vôlei graças a vocês.

Aos professora/es do Programa de Pós-Graduação em Oceanologia pelos inestimáveis ensinamentos e pela paciência sempre noportunhol.

Aos colegas dos Laboratórios CONECO e LOCOSTE pela parceria e suporte nas atividades acadêmicas e de pesquisa que possibilitaram os resultados expostos neste trabalho. Especialmente ao Pablo, Thais, Rafael, Kristhal, Ana e Laura.

A Larissa, Andreia e ao Laboratório de Química da UFRGS pela disponibilidade em colaborar e melhorar enormemente este trabalho.

To Remmy and Isabel for the constant help and feedback during TrackMPD use.

To Petter Zavialov and the Shirshov Oceanographic Institute for inviting and receiving us in such an amazing and formative experience for me. Also, to the Russian PLUMPLAS Team for receiving us so well and always making us feel like family.

Ao Osmar, pela confiança e pelos ensinamentos em cada conversa, pela parceria no mar e na terra. O grande mestre que a vida e a FURG colocaram no meu caminho. Muito grata de ter compartilhado algumas das aventuras mais loucas da vida.

E finalmente aos meus orientadora/es, Elisa, Grasi e Felipe, pelo acompanhamento em todo o processo, pelo que aprendi com eles e deles, pela paciência, pelo ânimo e pela confiança. Por me abrirem as portas dos seus laboratórios e suas casas. Por me encorajar a melhorar sempre. Por ter me incentivado nessa aventura toda.

Graças a toda/os vocês tenho aprendido muito no caminho, muito obrigada por ter me ajudado a virar uma melhor profissional e tomara também, uma melhor pessoa.

Paciencia y amor en los procesos.

Fuerza y amistad en las tempestades.

Resumo

Os estuários são compartimentos-chave tanto para a dispersão quanto para a fragmentação de macroplásticos (> 25 mm) em mesoplásticos (5 mm - 25 mm) e microplásticos (MPs: 1 μm - 5 mm), que por tanto sofrem mudanças em suas dimensões e densidades, alterando suas propriedades de flutuabilidade. No litoral sul do Brasil, a Lagoa dos Patos é considerada um dos principais pontos de liberação de plástico para o oceano na América do Sul. A hidrodinâmica do estuário da Lagoa dos Patos é modulada principalmente pelo regime de ventos e pelas descargas fluviais, com variabilidade interanual relacionada a modos climáticos de oscilação, como o El Niño Southern Oscillation (ENSO). O sistema estuarino da Lagoa dos Patos é por tanto crucial como fonte e sumidouro de resíduos antropogênicos, que serão potencialmente exportados para a região costeira por meio da pluma costeira. Nesse contexto, foi utilizado o modelo hidrodinâmico TELEMAC-3D acoplado ao modelo TrackMPD juntamente com dados de campo, para avaliar pela primeira vez a capacidade da pluma costeira da Lagoa dos Patos de exportar MPs para a plataforma interna sob diferentes condições hidrodinâmicas. Dois levantamentos de campo foram realizados durante eventos de pluma para validar o modelo e quantificar as concentrações e cargas de MPs, utilizando uma abordagem “bottom-up” de forma a estimar o potencial de exportação de MPs do estuário em direção à plataforma interna. As concentrações de MPs na pluma superficial variaram de 0,20 itens.m⁻³ a 1,37 itens.m⁻³, predominantemente compostos por polipropileno (PP) e polietileno (PE) (73% dos plásticos confirmados por FTIR). A taxa média estimada de exportação de MPs atingiu 9,0 milhões de itens.dia⁻¹ durante eventos de pluma moderados e 47,5 milhões de itens.dia⁻¹ durante eventos de pluma de alta descarga. O padrão de concentração observado no campo foi principalmente no sistema frontal da pluma, (com maior concentração de partículas) consistente com os resultados da simulação. Segundo os resultados simulados, eventos de descarga forte, juntamente com ventos intensos do Nordeste, facilitaram a rápida exportação de MPs para o sudoeste na região costeira. Por outro lado, eventos de descarga moderados a fracos retiveram os MPs mais perto da foz do estuário, permitindo trajetórias mais longas ou deposição mais precoce. Foram identificados *hotspots* (pontos críticos) de acúmulo de MPs no giro entre os Molhes da Barra e a Praia de Cassino, bem como na frente salina dentro dos limites da pluma. Essas zonas de acúmulo podem funcionar como reservatórios de partículas de MPs, o que pode representar uma ameaça aos ecossistemas locais.

Palavras-chave: Atlântico Sul, *Hotspots*, Modelagem Numérica, Pluma Costeira, Transporte de Microplásticos.

Abstract

Estuaries are key compartments for both the dispersal and fragmentation of macroplastics (> 25 mm) into mesoplastics (5 mm - 25 mm) and microplastics (MPs: 1 μm - 5 mm), which therefore undergo changes in their dimensions and densities, altering their buoyancy properties. On the southern coast of Brazil, Lagoa dos Patos is considered one of the main points of plastic release into the ocean in South America. The hydrodynamics of the Lagoa dos Patos estuary are modulated mainly by the wind regime and river discharges, with interannual variability related to climatic oscillation modes, such as the El Niño Southern Oscillation (ENSO). The Patos Lagoon estuarine system is therefore crucial as a source and sink of anthropogenic waste, which will potentially be exported to the coastal region via the coastal plume. In this context, the TELEMAC-3D hydrodynamic model coupled with the TrackMPD model was used together with field data to assess for the first time the capacity of the Patos Lagoon coastal plume to export PMs to the inner shelf under different hydrodynamic conditions. Two field surveys were carried out during plume events to validate the model and quantify PM concentrations and loads, using a bottom-up approach in order to estimate the potential for PM export from the estuary towards the inner shelf. The concentrations of MPs in the surface plume ranged from 0.20 items.m⁻³ to 1.37 items.m⁻³, predominantly composed of polypropylene (PP) and polyethylene (PE) (73% of the plastics confirmed by FTIR). The estimated average MP export rate reached 9.0 million items.day⁻¹ during moderate plume events and 47.5 million items.day⁻¹ during high discharge plume events. The accumulation pattern observed in the field was mainly in the frontal system of the plume, (with a higher concentration of particles) consistent with the simulation results. According to the simulated results, strong discharge events, together with intense winds from the northeast, facilitated the rapid export of MPs to the southwest. On the other hand, moderate to weak discharge events retained the MPs closer to the mouth of the estuary, allowing for longer trajectories or earlier deposition. Significant accumulation hotspots were identified in the gyre between the jetties and Cassino beach, as well as in the salt front within the plume boundaries. These accumulation zones can act as reservoirs for MPs particles, which can pose a threat to local ecosystems.

Keywords: Accumulation Hotspots, Coastal Plume, Microplastic Transport, Numerical Modeling, South Atlantic.

Índice

Agradecimentos	III
Resumo	IV
Abstract.....	V
Índice	VI
Lista de Figuras.....	VII
Lista de Tabelas	X
Lista de Equações	XI
Abreviações	XII
I. Introdução.....	1
1.1. Sistemas estuarinos – os <i>hotspots</i> de microplásticos.....	1
1.2. Plumas costeiras	7
1.3. Fluxos de microplásticos continente-oceano	11
1.4. Ferramentas de análise	14
II. Objetivos	18
III. Area de Estudo	19
IV. Material e Métodos.....	24
4.1. Modelagem hidrodinâmica.....	24
4.2. Modelagem de transporte de microplásticos	28
4.2.1. Equações gerais para cálculos do TrackMPD	30
4.3. Seleção dos parâmetros para simulação.....	32
4.4. Pós-processamento dos resultados do modelo	37
4.5. Validação do modelo com dados de campo	38
4.6. Apresentação dos resultados	42
V. Artigo Científico	44
5.1. Material suplementar	97
VII. Síntese da Discussão	159
VII. Conclusões.....	164
VIII. Perspectivas.....	166
IX. Referências Bibliográficas	168

Lista de Figuras

Figura 1. Representação das principais fontes, rotas e destinos dos microplásticos dos continentes para os reservatórios naturais. Fonte: Alfonso et al., [2021]..... 2

Figura 2. Processos que experimentam os plásticos nos sistemas frontais dos ambientes aquáticos (a), como interação com outras partículas e organismos (b), transporte, aumento das forças iônicas, incidência da turbulência e afundamento, fragmentação e liberação de compostos químicos (c) e agregação e formação de biofilme (d). No processo de fragmentação (c) os plásticos mudam a tamanhos progressivamente menores, liberando compostos químicos associados. O gráfico apresenta a taxa de formação de plásticos secundários e a liberação de químicos em função do decrescimento do tamanho inicial dos plásticos. Fonte: Wang et al., [2022] 3

Figura 3. Comparação entre as principais forçantes físicas no comportamento da fragmentação, agregação e afundamento dos plásticos nas frentes estuarinas e nas frentes oceânicas de submeso-escala (a). A taxa de convergência (s^{-1}), velocidade vertical ($m.s^{-1}$) e a taxa de dissipação de energia cinética turbulenta (TKE; $m^2.s^{-3}$) são maiores nas frentes estuarinas quando comparados com os valores máximos reportados na literatura. Os valores de concentração de microplásticos reportados ($items.m^{-3}$), quando comparados com o oceano aberto (indicados em azul), também são maiores nos sistemas frontais dos ambientes estuarinos (b; indicados em laranja). Fonte: Wang et al. [2022]..... 5

Figura 4. Tipos principais de frentes que podem ser observados nos sistemas estuarinos (a): Frente de cisalhamento longitudinal (b); frente de intrusão de maré(c); e frente de pluma (d). Fonte: Wang et al. [2022]..... 7

Figura 5. Representação da formação e dinâmica da pluma hipopínea no seu desenvolvimento. Os aportes continentais carregam água doce e sedimentos em forma de pluma de baixa densidade superficialmente sobre a água salina de maior densidade que flui no sentido inverso na camada profunda. Os distintos estágios podem ser classificados pela distância desde a boca do estuário, em plumas de campo próximo, de campo médio e de campo distante (fora de escala). Processos de mistura são evidenciados pela turbulência forçada pelo vento, pelas forças de cisalhamento com o fundo e entre massas de água de diferentes densidades. Fonte: Hetland & Hsu [2013]. **9**

Figura 6. Região da América do Sul onde se localiza a área de estudo, no Oceano Atlântico Sudoeste (SWAO). Se destacam, segundo a legenda de cores indicada no mapa, as bacias de drenagem dos principais tributários. A porção delimitada pelo quadro preto (b) refere a extensão do domínio da malha numérica selecionado para a modelagem numérica, representada com mais detalhe na seção 4.1 (Fig. 9). **20**

Figura 7. Efeitos dos ventos dominantes no estuário da Lagoa dos Patos. (a) Ventos do quadrante Sudoeste (SW) diminuem o nível da água na zona intermediária do estuário, permitindo um ingresso de água salobra desde o canal na boca dos Molhes da Barra para dentro do sistema estuarino. (b) Ventos do sector Nordeste (NE) aumentam o nível de água no estuário, levando a uma saída de água doce para fora do canal pela força gradiente de pressão. Fonte: Moller et al., [2001]. **22**

Figura 8. Advecção e deformação dos campos de densidade dominantes no controle de mistura e estratificação da pluma costeira da Lagoa dos Patos, considerando escalas de tempo associadas a influência dos ventos (processos de 5 e 15 dias) e a influência da descarga fluvial (processos de 30 dias). Fonte: Marques et al. [2009]. **23**

Figura 9. Batimetria da Lagoa dos Patos para o domínio numérico e malha numérica (a) das simulações. As condições de contorno usadas para forçar o modelo são representadas por linhas sólidas pretas. A localização dos Molhes da Barra (b) representa a conexão com o SWAO e a área de maior influência da pluma costeira de sedimentos suspensos e detritos orgânicos/inorgânicos. ... **25**

Figura 10. Estações de medição de dados de campo (A) e batimetria para a validação e calibração do Modelo TELEMAC-3D. Comparação entre dados observados (linha vermelha) e modelados (linha azul) de velocidade da corrente superficial (B), aos 12 m (C) e salinidade aos 4 m (D). Fonte: da Silva et al., [2022].. **26**

Figura 11. Seção do domínio com refinamento diferencial ($52,38^{\circ}$ - $51,63^{\circ}$ W e $32,89^{\circ}$ - $31,81^{\circ}$ S) da malha hidrodinâmica interpolada pelo Modelo TrackMPD. O refinamento específico na área de interesse permite uma melhor resolução na região dos Molhes da Barra de forma de assegurar uma boa representação dos processos de transporte dos microplásticos pela pluma costeira da Lagoa dos Patos. **28**

Figura 12. Anomalia da precipitação (mm.mês^{-1}) na área de estudo, calculada para períodos trimestrais com base no desvio das normais entre os anos de 1951 e 2000. Fonte: Global Precipitation Climate Center. **33**

Figura 13. Hidrologia de longo prazo dos principais tributários da Lagoa dos Patos em relação ao Índice Oceânico El Niño “ONI” (<https://ggweather.com/enso/oni.htm>). A descarga do Guaíba foi calculada como a soma da vazão de seus rios tributários: Jacuí, Taquari, Sinos e Caí (<https://www.snirh.gov.br/hidroweb>) entre 1939 e 2021, e a descarga do Camaquã a partir dos dados disponíveis entre 1970 e 2021. O componente sazonal foi removido para obter um sinal de variabilidade do El Niño limpo. A

média climatológica foi calculada e, em seguida, a anomalia de descarga relacionada a ela. 34

Figura 14. Representação gráfica do processamento de amostras de microplásticos em campo (superior) e em laboratório (inferior) seguindo a metodologia proposta por Zheng et al., [2021]..... 41

Lista de Tabelas

Tabela 1. Resumo dos parâmetros de partículas, como tamanho, tipo de polímero, densidade e velocidade de assentamento, e as configurações selecionadas para as simulações, como intervalo de tempo para os cálculos e para os resultados, constantes de dispersão e seleção de módulos de comportamento de partículas para ativação..... 36

Tabela 2. Trabalhos de referência sobre a densidade de microplásticos, calculados principalmente a partir de experimentos de laboratório..... 37

Lista de equações

Equação 1. Cálculo do transporte das partículas pela advecção realizado pelo Modelo TrackMPD no eixo X.....	30
Equação 2. Cálculo do transporte das partículas pela advecção realizado pelo Modelo TrackMPD no eixo Y.....	30
Equação 3. Cálculo do transporte das partículas pela advecção realizado pelo Modelo TrackMPD no eixo Z.....	30
Equação 4. Cálculo da difusão turbulenta realizado pelo Modelo TrackMPD no eixo horizontal (X ou Y)	30
Equação 5. Cálculo da difusão turbulenta realizado pelo Modelo TrackMPD no eixo vertical Z	30
Equação 6. Cálculo do processo de deposição das partículas realizado pelo Modelo TrackMPD no eixo vertical Z.....	31
Equação 7. Cálculo da tensão de cisalhamento utilizado pelo Modelo TrackMPD para definir o comportamento da partícula após o afundamento	31

Abreviações

E

ENSO - El Niño-Oscilação Sul

EVA – Etil-Vinil Acetato

F

FTIR - Espectroscopia De Infravermelho Por Transformada De Fourier

I

IDH - Índice De Desenvolvimento Humano

M

MPs - Microplásticos

MPW – Resíduo Plástico Sem Gerenciamento (“Missmanaged Plastic Waste”)

TM - Tonelada Métrica

N

NOAA – Administração Nacional Oceânica e Atmosférica dos Estados Unidos

P

PE - Polietileno

PES – Poliéster

PP - Polipropileno

PS – Poliestireno

PVC - Policloreto De Vinila

S

SESA - Sudeste Da América Do Sul

SST - Temperatura Média Da Superfície

SWAO - Oceano Atlântico Sudoeste

T

TKE - Energia Cinética Turbulenta

Capítulo I: Introdução

O ingresso de materiais antropogênicos como os plásticos, nos ambientes aquáticos, tem sido uma das problemáticas ambientais mais discutidas nos últimos anos. Nesse desafiante cenário atual, entender a dispersão de resíduos plásticos do continente para o oceano, considerando as variáveis ambientais físico-químicas, é um dos grandes desafios científicos [Alfonso et al., 2021] que tem como foco principal os ambientes estuarinos.

1.1. Sistemas estuarinos - os *hotspots* de microplásticos

Os estuários, por serem ambientes transicionais onde se encontram as águas de sistemas fluviais de baixa densidade com as águas salinas de alta densidade do oceano [Geyer & MacCready, 2014], atuam constantemente como sistemas tampão das descargas continentais de sedimentos em suspensão e resíduos antropogênicos, como os diversos poluentes, incluindo os plásticos [Alfonso et al., 2021; Wang et al., 2022; **Fig. 1**].

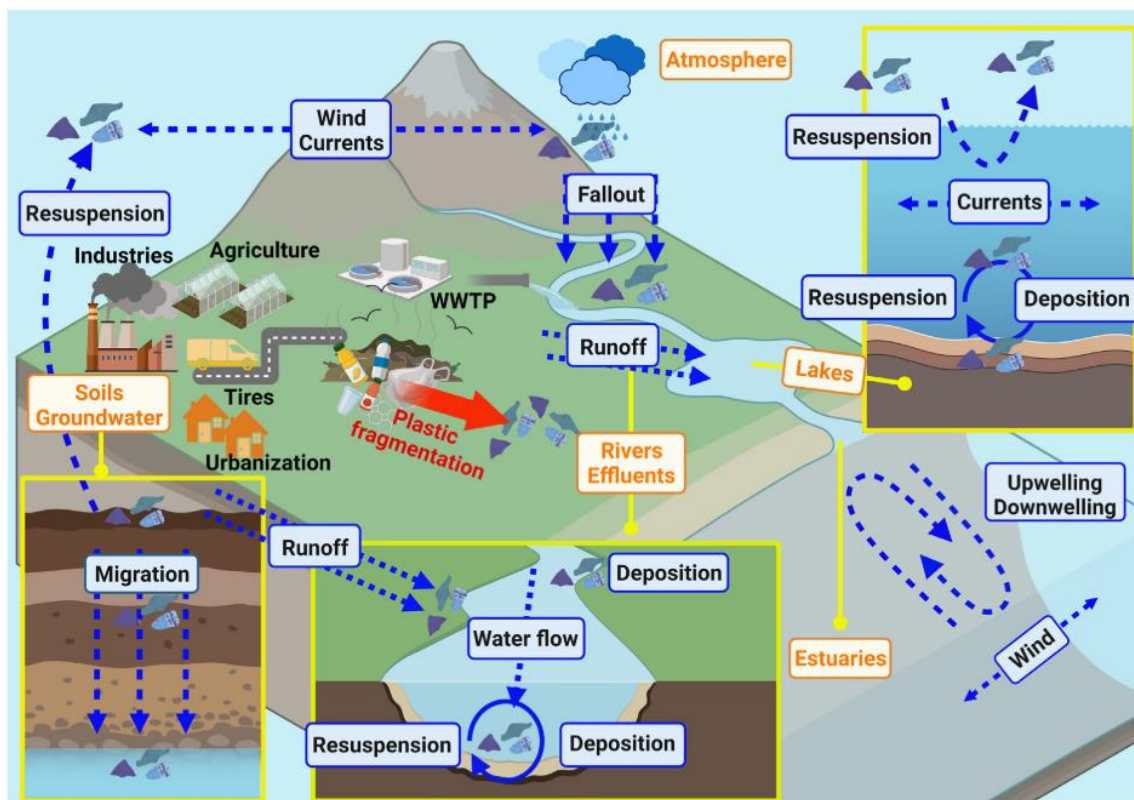


Figura 1. Representação das principais fontes, rotas e destinos dos microplásticos dos continentes para os reservatórios naturais. Fonte: Alfonso et al. [2021].

As cargas continentais de plástico, juntamente com insumos plásticos diretos da pesca, das indústrias offshore e de outras atividades marítimas [Boucher e Friot, 2017; Boucher et al., 2020], passam por vários processos de degradação física, química e biológica impulsionados por fatores ambientais externos, como ação mecânica do vento e das ondas, radiação solar, disponibilidade de oxigênio e interação com organismos (**Fig. 2**). Entretanto, no encontro das massas de águas de diferentes propriedades físicas, se dá a formação de frentes onde se posiciona a transição entre densidades, gerando gradientes acentuados de densidade horizontal e vertical. Consequentemente, nos estuários, e particularmente nos sistemas frontais, acontecem diferentes processos de transformação dos plásticos (**Fig. 2a**), como transporte, agregação e formação

de biofilme (**Figs. 2b e 2d**), afundamento, degradação e fragmentação (**Fig. 2c**). Esses processos levam à formação de categorias de tamanhos menores desde macroplásticos (> 25 mm) à mesoplásticos (5 mm - 25 mm) e micriplásticos (MPs; 1 µm - 5 mm), junto a mudanças dinâmicas nas propriedades das partículas ao longo do tempo [Verma et al., 2016; Chamas et al., 2020]. Todas essas transformações levam os plásticos a experimentar mudanças nas suas dimensões e densidades, alterando suas propriedades de flutuabilidade, sua posição na coluna e consequentemente sua disponibilidade para organismos [Jalón-Rojas et al., 2019].

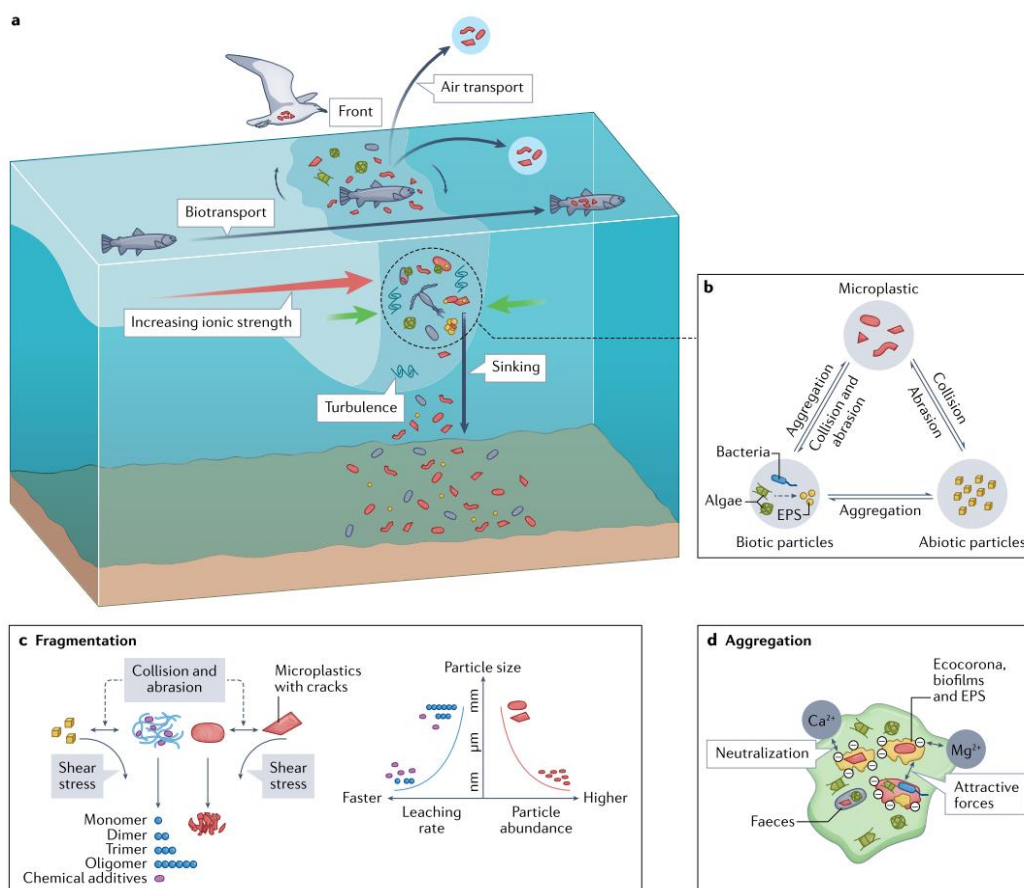


Figura 2. Processos que experimentam os plásticos nos sistemas frontais dos ambientes aquáticos (a), como interação com outras partículas e organismos (b), transporte, aumento das forças iônicas, incidência da turbulência e afundamento, fragmentação e liberação de compostos químicos (c) e agregação e formação de biofilme (d). No processo de fragmentação (c) os plásticos mudam a tamanhos progressivamente menores, liberando compostos químicos associados. O gráfico apresenta a taxa de formação de plásticos secundários e a liberação de químicos em função do decrescimento do tamanho inicial dos plásticos. Fonte: Wang et al., [2022].

Uma vez que os plásticos interagem com os diferentes organismos, eles ingressam nas redes tróficas aumentando o risco ecológico associado [Everaert et al., 2018; Neto et al., 2020]. As interações se dão por exemplo através do enredamento, da ingestão e da transferência dos compostos químicos adsorvidos nas superfícies e na composição original dos plásticos [Teuten et al., 2009; Wright et al., 2013; Rodriguez et al., 2020]. Poluentes orgânicos persistentes (POPs), metais pesados e outros compostos químicos derivados de atividades humanas foram evidenciados em altas proporções em estuários ao longo do mundo [Barletta et al., 2019]. Pelo caráter hidrofóbico dos plásticos, os poluentes químicos são rapidamente adsorvidos na superfície, logo atuando como fonte e sumidouro destes compostos que posteriormente podem ser acumulados nos tecidos adiposos dos organismos [Barletta et al., 2019]. A importância ambiental se dá pelo fato de que além de persistir no ambiente por muito tempo, vários desses poluentes são considerados disruptores endócrinos (Stockholm Convention. <http://www.pops.int/>), modificando, portanto, o sistema endócrino dos indivíduos com as quais interagem, alterando os processos vitais e de reprodução e finalmente modificando a estrutura das populações e redes tróficas [Verma et al., 2016; Rochman et al., 2014].

Na **figura 3** de Wang et al. [2022], se expõem os valores máximos dos parâmetros físicos principais que interagem com os comportamentos dos plásticos e as concentrações de MPs em frentes estuarinas e em oceano aberto, a partir da informação disponível na literatura. Como pode se ver na **figura 3**, nas frentes estuarinas ocorrem processos hidrodinâmicos importantes de convergência horizontal, velocidades verticais e mistura turbulenta forte (**fig. 3a**),

conformando a barreira física do sistema tampão que resulta em maiores acumulações de organismos, sedimentos e resíduos [Acha et al., 2003; Wang et al., 2022; **fig. 3b**].

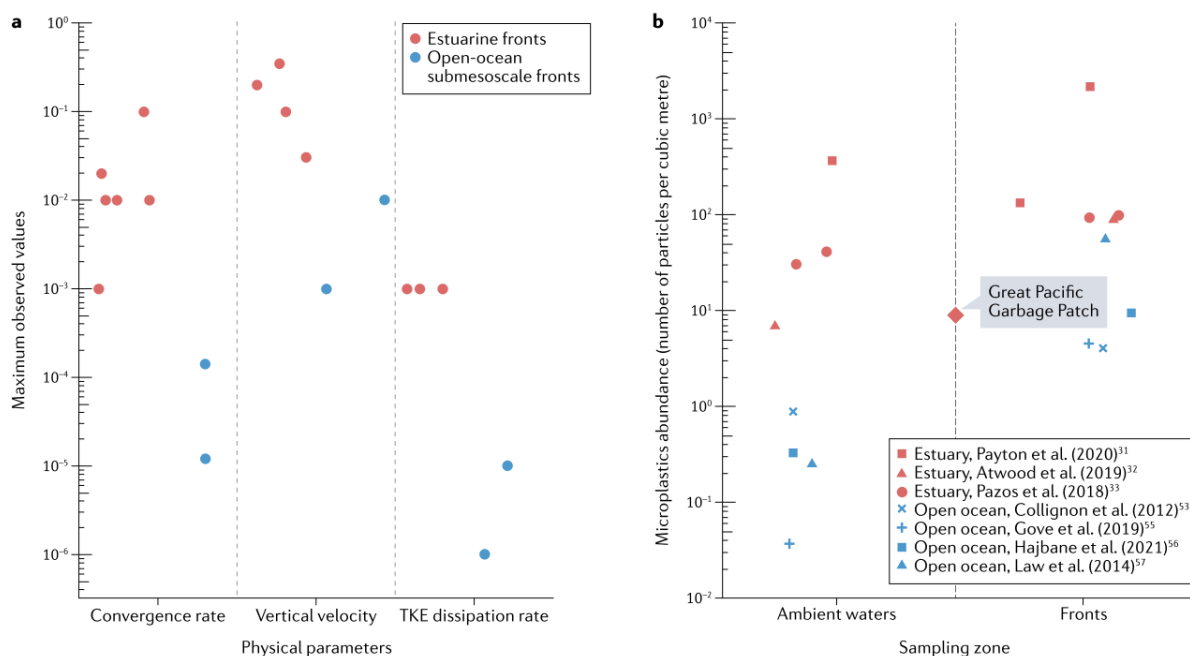


Figura 3. Comparação entre as principais forçantes físicas no comportamento da fragmentação, agregação e afundamento dos plásticos nas frentes estuarinas e nas frentes oceânicas de submeso-escala (a). A taxa de convergência (s^{-1}), velocidade vertical ($m.s^{-1}$) e a taxa de dissipação de energia cinética turbulenta (TKE; $m^2.s^{-3}$) são maiores nas frentes estuarinas quando comparados com os valores máximos reportados na literatura. Os valores de concentração de microplásticos reportados (itens. m^{-3}), quando comparados com o oceano aberto (indicados em azul), também são maiores nos sistemas frontais dos ambientes estuarinos (b; indicados em laranja). Fonte: Wang et al., 2022.

Vários tipos de frentes podem coexistir ou se alternar nos sistemas estuarinos (**Fig. 4a**). As frentes de superfície, diferente das frentes de profundidade, podem ser mais facilmente visíveis por vista aérea ou satelital. Dentre das frentes de superfície, as frentes de cisalhamento (**Fig. 4b**), formam-se no sentido longitudinal do estuário, a partir das forças de cisalhamento entre correntes superficiais longitudinais e gradientes verticais de profundidade, frequentemente nas bordas internas dos bancos de areia ou sobre o canal

principal [Wang et al., 2022]. As frentes de maré são formadas pela intrusão de água salobra de maior densidade sobre as águas de menor densidade do estuário (**Fig. 4c**), principalmente em ciclos de alta maré ou em condições de baixa descarga dos rios afluentes. Logo, quando a descarga de água doce dos sistemas fluviais é maior, a água doce se espalha para fora do canal estuarino por sobre a água oceânica em forma de pluma costeira, formando a frente de pluma na borda exterior entre as massas de água (**Fig. 4d**).

A região frontal da pluma é, portanto, sumamente variável em tempo e espaço. Nesse sentido, é uma região de grande importância devido a ocorrência de diferentes espécies animais e vegetais, que juntamente com o material orgânico, compostos químicos e sedimentos em suspensão, ficam retidos na dinâmica do sistema frontal se transportando junto com a pluma para longe do estuário. Nessas condições se favorecem os processos de produção primária e secundária do sistema, aumentando as interações tróficas na coluna de água e portanto a possibilidade de interação com os plásticos [Acha et al., 2004; Barletta et al., 2019; Pinheiro et al., 2021a] ou no caso dos materiais de maior densidade sendo dirigidos para o fundo [Acha et al., 2003].

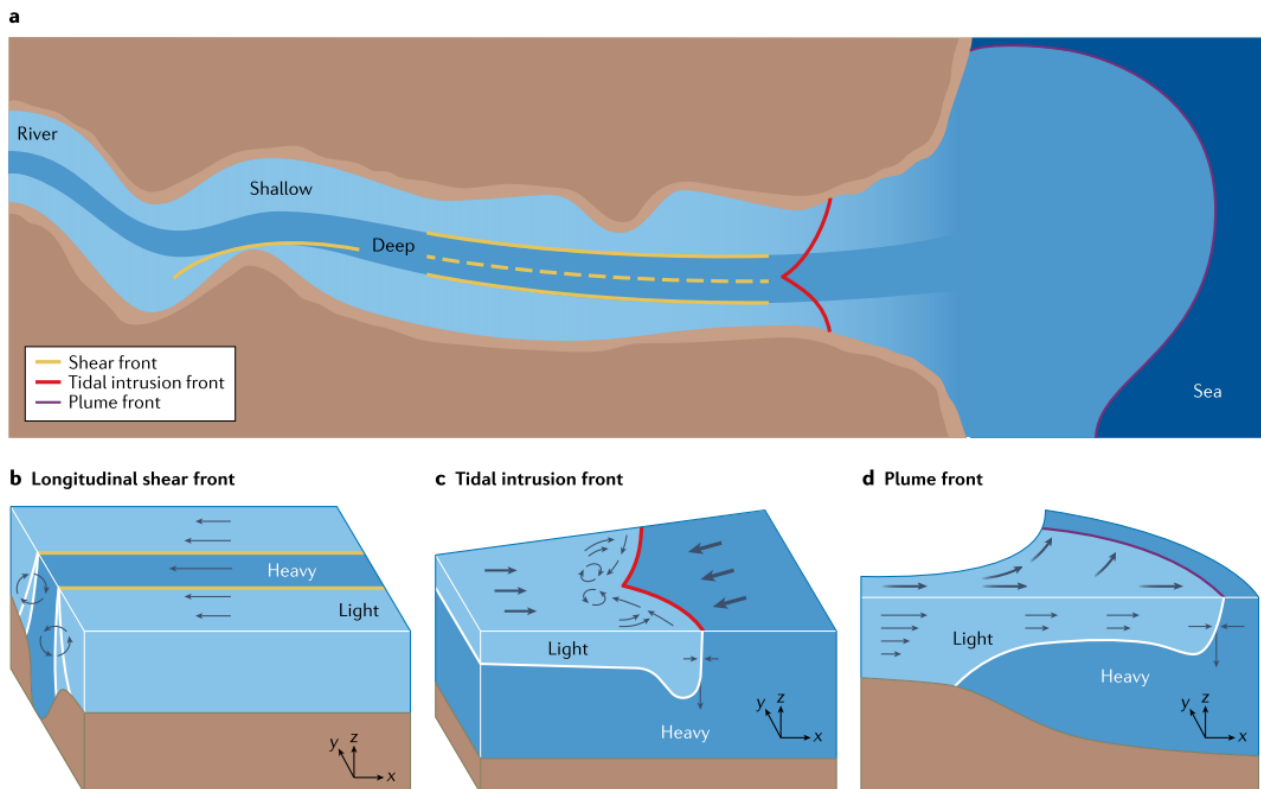


Figura 4. Tipos principais de frentes que podem ser observados nos sistemas estuarinos (a): Frente de cisalhamento longitudinal (b); frente de intrusão de maré(c); e frente de pluma (d). Fonte: Wang et al. [2022].

1.2. Plumas costeiras

Nos sistemas estuarinos, a força de empuxo positiva dada pelo escoamento dos rios tributários resulta em um gradiente de densidade horizontal que dá origem a um gradiente horizontal de pressão baroclínico [Geyer & MacCready, 2014]. A mistura turbulenta, dada principalmente pela incidência das marés e do vento, atua redistribuindo as diferenças de densidade na coluna de água e para dentro do estuário. Consequentemente, o gradiente de pressão formado, gera o transporte de água doce para o exterior a partir da foz do estuário, na forma de uma pluma costeira [Geyer & MacCready, 2014]. Tanto a geometria da desembocadura do estuário, quanto a salinidade e densidade da água, influenciam o comportamento das plumas costeiras resultantes.

As plumas costeiras podem ser classificadas e caracterizadas em função de diversos critérios. Segundo a origem, podem ser fluviais ou estuarinas, sendo as plumas estuarinas as de maior dispersão [Mann & Lazier, 2005]. Podem ser de empuxo, formadas pela dispersão de água menos densa sobre água mais densa, e/ou de turbidez, onde uma maior quantidade de sedimento em suspensão é transportado. Segundo sua densidade em relação à água onde serão transportadas, podem ser hipopícnais, homopícnais ou hiperpícnais (de menor, igual ou maior densidade, respectivamente) [Bates, 1953]. As plumas hipopícnais, são espalhadas horizontalmente pela sua flutuabilidade positiva, as hipopícnais são igualmente misturadas na coluna de água junto com as águas oceânicas, e as hiperpícnais se espalham pelo fundo devido ao afundamento pela sua maior densidade. Logo, segundo a magnitude das forçantes ambientais e o seu efeito no desenvolvimento offshore, suas regiões se comportam de forma dinâmica no tempo e no espaço, podendo ser descritas pela distância que alcançam desde a boca do sistema tributário [Horner-Devine et al., 2009; Hetland & Hsu, 2013; **Fig. 5**].

As plumas de campo próximo, ou de pequena escala, são caracterizadas por uma camada fina de água doce que se dispersa rapidamente sobre a água salobra oceânica, de apenas poucos metros de espessura, e poucos quilômetros de alcance desde a boca do estuário. São formadas durante descarga fluvial moderada, influenciadas rapidamente pelo vento e pela dinâmica das marés. Apresentam, portanto, uma alta variabilidade no tempo e no espaço [Saldías et al., 2016], onde o tempo de residência da água doce sobre o oceano é de poucas horas, sendo também onde ocorre a maior parte da sedimentação dos materiais

continentais carregados pela pluma devido a desaceleração pela mistura [Garvine, 1982].

As plumas de campo médio são mais fortemente influenciadas pelo vento, dando origem a uma corrente costeira de água doce. Como uma continuidade do campo médio, o campo distante da pluma transporta a água doce a uma distância maior desde a desembocadura, mas a sua dispersão offshore se encontra mais restrita a linha de costa. Em ausência de vento, o campo distante é caracterizado por uma forte influência do efeito de rotação da terra na sua dispersão, sendo para o hemisfério sul o sentido de deflexão para a esquerda.

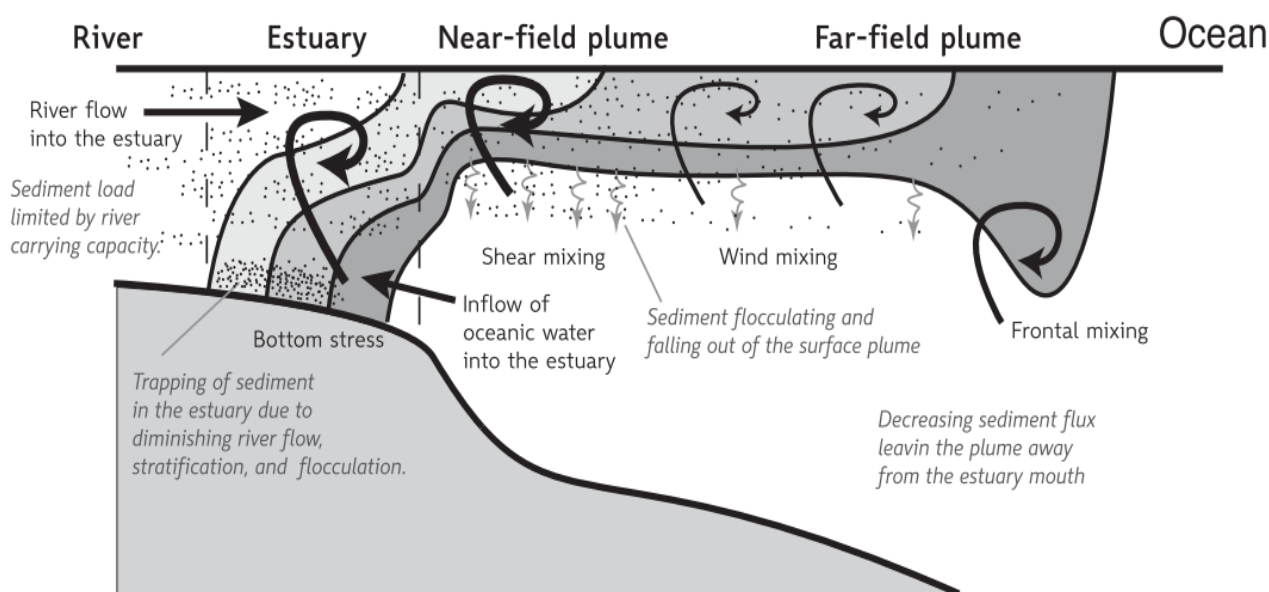


Figura 5. Representação da formação e dinâmica da pluma hipopícnica no seu desenvolvimento. Os aportes continentais carregam água doce e sedimentos em forma de pluma de baixa densidade superficialmente sobre a água salina de maior densidade que flui no sentido inverso na camada profunda. Os distintos estágios podem ser classificados pela distância desde a boca do estuário, em plumas de campo próximo, de campo médio e de campo distante (fora de escala). Processos de mistura são evidenciados pela turbulência forçada pelo vento, pelas forças de cisalhamento com o fundo e entre massas de água de diferentes densidades. Fonte: Hetland & Hsu [2013].

O tempo de residência da água doce sobre o oceano é de vários dias, mas quando o campo distante é interrompido por eventos atmosféricos como a passagem de frentes ou mudanças rápidas da direção do vento, células de água de baixa densidade podem ser desprendidas da pluma e continuar sua dispersão na direção da corrente costeira, podendo ser inclusive misturada com águas de plumas de rios ou estuários próximos [Hetland & Hsu, 2013].

Estudos prévios demonstraram que eventos extremos e estações chuvosas em bacias hidrográficas estão relacionados a um transporte e mobilização mais forte de MPs [Bertoldi et al., 2021; Emmerik et al., 2023a, b; Lima et al., 2023]. Como parte da região sudeste da América do Sul (SESA), a Lagoa dos Patos está sujeita ao impacto do El Niño-Oscilação Sul (ENSO) [Bjerknes, 1969], aumentando a precipitação e afetando o nível do mar, o vento e os padrões de ondas [Barreiro, 2010; Schossler et al., 2018; Bitencourt et al., 2020b; Rehbein & Ambrizzi, 2022]. Távora et al., [2019] demonstraram um impacto positivo do ENSO na descarga continental na parte norte da lagoa, associado a um aumento no gradiente de pressão entre o estuário e o oceano, favorecendo assim a formação de plumas hipopícnicas sobre a plataforma interna da costa sul de Brasil.

Nesse contexto, as descargas continentais no Oceano Atlântico Sudoeste (SWAO) durante esses eventos extremos representam 7% do volume total da Lagoa dos Patos, resultando em plumas com áreas de até 1.500 km² que se estendem por até 50 km da foz do estuário [Fernandes et al, 2002] sob um regime de micromarés e dominância de ventos NE-SW (22% e 12%, respectivamente), onde a descarga do rio apresenta não apenas variabilidade sazonal e interanual

[Moller et al., 2001, Távora et al., 2019; Bitencourt et al., 2020a], mas também variabilidade interdecadal [Bortolin et al., 2022]. Portanto, uma combinação de fatores locais e não locais governa a dinâmica da pluma costeira [Marques et al., 2010b; Jung et al., 2020].

No entanto, no desafiador cenário atual de poluição marinha global por plásticos, os impactos de diferentes intensidades do ENSO na exportação e distribuição de plásticos através de plumas costeiras ainda permanecem pouco explorados [Morishige et al., 2007; Doyle e Gilfillan, 2016; Lima et al., 2023].

1.3 Fluxos de microplásticos continente-oceano

Nessa linha de estudo, a estimativa dos fluxos de MPs (do continente para o oceano) tem sido um dos objetivos mais perseguidos [Jambeck et al., 2015]. Metodologias desenvolvidas para estimar as quantidades de plásticos que ingressam nos ambientes aquáticos a cada ano foram baseadas principalmente em duas abordagens: *top-down* e *bottom-up*. Segundo Boucher et al. [2019] a primeira desenvolve-se a partir da utilização de modelos matemáticos que estimam os fluxos de plásticos a partir dos dados socioeconômicos da população na área de influência em função das quantidades mal gerenciadas (*Missmanaged Plastic Waste*, MPW) [Boucher et al., 2019; Lebreton et al., 2017; Meijer et al., 2021; Dos Santos et al., 2023] ou em função do índice de desenvolvimento humano (IDH) [Mai et al., 2020]. A segunda, é baseada na extrapolação das quantidades de plásticos medidas em campo, em função da vazão de água entre ambientes [Boucher et al., 2019; Zhao et al., 2019; Queiroz et al., 2020; Emmerik et al., 2023c, Lima et al., 2023].

A metodologia *top-down* vêm sendo amplamente utilizada por representar uma ferramenta de menor custo e por ser mais abrangente geograficamente, permitindo estimar fluxos em nível mundial [Jambeck et al., 2015]. Neste sentido, estima-se que o gerenciamento inadequado de resíduos plásticos em áreas continentais contribua com 4×10^6 a 12×10^6 toneladas métricas por ano (TM) de plásticos para o oceano, variando em função do índice de desenvolvimento de cada país [Alfonso et al., 2021]. O Brasil, que ocupa o quarto lugar no ranking global de geração de resíduos plásticos, produz $11,3 \times 10^6$ TM por ano (equivalente a 1 kg por pessoa por semana), sendo que apenas 1,28% (145×10^3 toneladas) são efetivamente reciclados e reintroduzidos na cadeia de produção [Zamora et al., 2020]. Os resíduos plásticos mal gerenciados acabam em aterros sanitários e lixões a céu aberto, de onde podem ser transportados principalmente para corpos d'água maiores por meio da descarga de água doce e do vento [Lozoya et al., 2015; Alencar et al., 2023], com os rios contribuindo com 80% do total de resíduos marinhos [Meijer et al., 2021]. Isso implica que a probabilidade de emissão de um país depende de sua extensão costeira e do regime de precipitação, sendo o Brasil responsável por cerca de 37.799 TM anuais de vazamento de resíduos plásticos no oceano [Meijer et al., 2021].

Entretanto, a proximidade desses valores com a realidade depende principalmente da validade dos dados disponíveis, o que segundo o desenvolvimento do país pode ser mais ou menos acessível e/ou atualizado. Inclusive Mai et al., [2020] na sua aproximação *top-down* por meio do IDH, acharam valores menores aos estimados pela utilização do MPW, propondo a utilização do primeiro como uma abordagem mais bem ajustada à realidade. Pelo

contrário, a metodologia *bottom-up* apresenta um alto custo de amostragem e pós-processamento, mas permite uma estimativa mais próxima da realidade, com base no que é encontrado nos compartimentos ambientais [Boucher et al., 2019]. Entre as duas aproximações, existem diferenças de até duas ordens de magnitude nas quantidades estimadas de ingresso global de plásticos para os oceanos. Boucher et al., [2019] propõe essa diferença como consequência: a) do transporte de parte destes plásticos para o fundo, b) do ingresso dentro das redes tróficas e c) das limitações das metodologias de campo em coletar partículas de tamanhos muito pequenos, o que poderia levar a uma subestimação na metodologia *bottom-up*.

Embora o estudo da contaminação por plásticos em ambientes aquáticos tenha recebido inúmeras contribuições científicas globais [por exemplo, Abalansa et al., 2020; Alfonso et al., 2021 e suas referências], os estudos abrangentes e multidimensionais no SWAO, são limitados [Rodríguez et al., 2020; Pazos et al., 2021; Pinheiro et al., 2021b; Lacerda et al., 2022; Schicchi et al., 2024]. A Lagoa dos Patos, a maior lagoa costeira do tipo estrangulada do mundo [Kjerfve, 1986], localizada no SWAO, é considerada o sexto *hotspot* de vazamento de plástico para o oceano na América do Sul, apenas depois do Rio da Prata, da Baía de Guanabara e dos rios Amazonas, São Francisco e Tocantins [Alencar et al., 2023]. Entre 2010 e 2017, a Lagoa dos Patos recebeu entre 21.670 e 107.190 TM de resíduos plásticos anualmente, o que equivale a 6,54 a 32,35 g.dia⁻¹ por pessoa, segundo dos Santos [2023]. Os polímeros predominantes nesses resíduos foram polietileno (PE), polipropileno (PP) e policloreto de vinila (PVC). O impacto do Antropoceno e das atividades

industriais na história sedimentar local foi evidenciado por Alves et al. [2022] quando identificaram MPs (principalmente fibras) como marcadores cronológicos, com a primeira aparição datando de 1970 EC, em depocentros de sedimentos lamosos no estuário da Lagoa dos Patos e na Lagoa Mirim. Lacerda et al., [2022] também identificaram as maiores concentrações de MPs em águas oceânicas superficiais no sul do Brasil, particularmente em duas estações do Rio Grande do Sul, perto da área de influência da pluma costeira. Essas descobertas sublinham a relevância da Lagoa dos Patos como potencial fonte e sumidouro de resíduos antropogênicos e posterior exportação para a região costeira (**Fig. 1**), tornando o seu estuário um *hotspot* de poluição marinha [Pazos et al., 2021].

1.4. Ferramentas de análise – Modelagem numérica

As características que distinguem os MPs das partículas finas de sedimentos em suspensão justificam a necessidade de ferramentas analíticas específicas para entender seu comportamento e tendências de transporte em diferentes compartimentos marinhos [Jalón-Rojas et al., 2019; Shiravani et al., 2023]. As ferramentas atuais de modelagem numérica oferecem uma alternativa de baixo custo, com vantagens operacionais em termos de integração de dados e altas resoluções espaciais e temporais [Critchell e Lambrechts, 2016; Hardesty et al., 2017; Jalón-Rojas et al., 2019]. Entretanto, a precisão dessas ferramentas numéricas depende em grande medida de dados experimentais e de campo que consigam estimar coeficientes, validar os resultados modelados e alimentar novas simulações com dados realísticos, aumentando a confiança do modelo [Iwasaki et al., 2017; Atwood et al., 2019, Gorman et al., 2020, Lopez et al., 2021; Kim et al., 2023].

As abordagens numéricas para o estudo dos plásticos usam modelos Eulerianos, a partir de uma referência espacial fixa, e/ou Lagrangianos, em função de coordenadas espaciais móveis [Van Seville et al., 2018; Van Utenhove, 2019]. Dentro dos diferentes modelos utilizados no estudo do comportamento dos plásticos nos ambientes naturais, os modelos Lagrangianos, conhecidos como modelos de rastreamento de partículas, têm sido os mais utilizados [Bigdeli et al., 2022]. Eles funcionam acoplados a modelos hidrodinâmicos (eulerianos), a partir dos quais interpolam a informação espaço-temporal dos processos hidrológicos forçantes e resolvem as equações do movimento das partículas para nós específicos das malhas [Jalón-Rojas et al., 2019; Bigdeli et al., 2022] de forma a calcular o comportamento e o destino das partículas a serem simuladas.

Recentemente, Uzun et al. [2022] propuseram uma classificação metodológica a partir da revisão dos modelos de rastreamento de plásticos publicados entre 2012 e 2020. Os autores classificam os modelos como: hidrodinâmicos; estatísticos; de balanço de massa; baseados em processos ou híbridos, onde se agrupam as aproximações que misturam modelos hidrodinâmicos junto com estatísticos, ou modelos hidrodinâmicos junto com os baseados em processos [Uzun et al., 2022]. Nos modelos hidrodinâmicos o rastreamento das partículas parte do estudo do movimento da água e das forçantes físicas envolvidas [Zang et al., 2020], geralmente a partir de modelos numéricos alimentados de grandes bases de dados. Os modelos estatísticos utilizam a probabilidade de ocorrência das partículas para sua análise [Sieber et al., 2020] sendo amplamente utilizados no estudo das áreas de maior acúmulo

(*hotspot*) ou como ferramentas para análises rápidas. Os modelos de balanço de massa se baseiam no estudo das entradas e as saídas dos plásticos dos ambientes [Schmidt et al., 2020]. Os baseados em processos já adicionam ao estudo os processos que modificam o comportamento dos plásticos no ambiente e no tempo, como fragmentação, bioincrustação, sedimentação etc [van Melkebeke et al., 2020]. Logo, os modelos híbridos que acoplam modelos hidrodinâmicos a modelos estatísticos conseguem incorporar aos fatores ambientais os dados históricos de fluxos de plásticos utilizando informações de fontes e quantidades [Lebreton et al., 2017]. Já os trabalhos que misturam modelos hidrodinâmicos com modelos baseados em processos, se apresentam como os mais realísticos, já que conseguem modelar o comportamento e o destino das partículas nos ambientes de forma muito precisa e considerando as variações espaço-temporais e os processos envolvidos [Critchell & Lambrechts 2016; Jalón-Rojas et al., 2019].

Nesse último grupo encontra-se o modelo TrackMPD, um modelo Lagrangiano expandido desenvolvido por Jalón-Rojas et al. [2019] como uma ferramenta de código aberto de modelagem numérica para o rastreamento de partículas plásticas em ambientes naturais. Como metodologia híbrida desenvolvida no estudo dos plásticos, o TrackMPD se destaca dos outros por possibilitar a utilização de uma ampla base de modelos hidrodinâmicos, junto com o uso de equações para representar os processos aos quais os plásticos são expostos em condições reais [Jalón-Rojas et al., 2019; Uzun et al., 2022]. Por esses motivos, dentre outros, o TrackMPD tem sido aplicado nos últimos anos em diferentes regiões do mundo. Dentro da sua publicação para uso livre

por Jalón-Rojas et al. [2019], os autores expõem uma série de análises de sensibilidade do modelo, onde testam 44 cenários com diferentes parâmetros, na Bahia de Jervis, na costa sudeste de Austrália. Consecutivamente, o TrackMPD foi aplicado no Estuário do Rio Yalu (YE), na China [Cheng et al., 2020], no Complexo Estuarino de Paranaguá, no Brasil [Mengatto, 2021], no Mar Mediterrâneo [Baudena et al., 2022; 2023], no sudeste australiano na previsão e rastreamento das perdas de resíduos por navios [Liao et al., 2023], na enseada de Marian Cove, na Bahia de Maxwell da Isla Rey Jorge, da Antártica [Kim et al., 2023], no Rio da Prata [Schicchi et al., 2023], na Lagoa dos Patos [Doto, 2023], entre outros.

Nessa mesma linha, no presente estudo foi utilizado o modelo hidrodinâmico TELEMAC-3D (<http://www.opentelemac.org>) junto com o modelo de dispersão de MPs TrackMPD (<https://isabeljalonrojas.com>) para modelar o transporte e o comportamento de MPs no ambiente costeiro e marinho da Lagoa dos Patos. Para avaliar a concentração atual de MPs e validar de forma qualitativa os resultados do TrackMPD, foram realizadas duas campanhas de amostragem de campo na área de influência da pluma costeira. Esses resultados de campo também foram usados como base para uma abordagem *bottom-up* para estimar o fluxo de exportação de MPs do estuário da Lagoa dos Patos para a plataforma interna. Por meio desta abordagem foi possível elucidar o papel da pluma costeira na dinâmica de dispersão de MPs de origem continental, avaliando a magnitude, a distribuição e o destino da exportação para o SWAO.

Capítulo II: Objetivos

O objetivo geral desse trabalho foi avaliar a exportação de microplásticos (MPs) pela pluma costeira da Lagoa dos Patos para a plataforma interna do Oceano Atlântico Sudoeste, sob diferentes intensidades de descarga.

Os objetivos específicos foram os seguintes:

- i. Modelar a dispersão de MPs através da pluma da Lagoa dos Patos sob diferentes condições de descarga;
- ii. Caracterizar e quantificar a magnitude de exportação de MPs pela pluma da Lagoa dos Patos para a plataforma interna em diferentes condições de descarga continental;
- iii. Identificar os *hotspots* de acúmulo de MPs na região costeira em função das diferentes configurações da pluma.

Capítulo III: Area de estudo

A Lagoa dos Patos (30-32°S; 50-52°W, **Fig. 6a**) é considerada a maior lagoa costeira estrangulada do mundo [Kjerfve, 1986], com 10.360 km², 240 km de extensão e profundidade média de 5 m (**Fig. 6b**), drenando uma bacia hidrográfica de aproximadamente 200.000 km². É conectada ao Oceano Atlântico por um canal longo e estreito (500 m de largura na foz) delimitado por um par de molhes de 4 km de extensão [Franzen et al., 2023], onde a profundidade varia de 16 a 20 m na parte dragada para fins de navegação (**Fig. 6c**). Os rios Guaíba e Camaquã, e o Canal São Gonçalo (conexão com a Lagoa Mirim) são os principais tributários da Lagoa dos Patos, que juntos produzem uma descarga média anual de 2.400 m³.s⁻¹, carregando uma contribuição significativa de sedimentos em suspensão de aproximadamente 5,1x10⁶ ton.ano⁻¹ [Jung et al., 2020] (**Fig. 6**). O rio Guaíba é responsável por aproximadamente metade da descarga continental para a Lagoa (vazão média de 1.253 m³.s⁻¹) e carrega descargas médias anuais de 2,99x10⁶ ton.ano⁻¹ de sedimentos em suspensão de uma bacia de sub drenagem de cerca de 84.763 km². O Rio

Camaquã contribui de forma semelhante com $0,24 \times 10^6$ ton.ano⁻¹ e drena uma bacia de cerca de 21.657 km², enquanto o Canal São Gonçalo contribui com $1,88 \times 10^6$ ton.ano⁻¹ [Jung et al., 2020] de uma bacia de 28.499 km² (**Fig. 6**).

Os eventos de descarga extrema dos afluentes do rio na região norte do sistema estão relacionados à variabilidade interanual impulsionada pela incidência de fenômenos climáticos de interação oceano-atmosfera, como as oscilações do El Niño [Távora et al., 2020, Bortolin et al., 2022]. O tempo de residência das partículas no sistema foi calculado em aproximadamente 1,5 ano (para uma descarga média de $1.000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, [Moller et al., 1996]), e foi estimado em 68 dias para descargas máximas ($10.000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ [Fernandes et al., 2002]), mostrando uma diminuição do tempo de residência em função do aumento da descarga do Rio Guaíba na bacia. A concentração de materiais em suspensão diminui da extremidade norte da Lagoa ($38 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$) para a extremidade sul na área estuarina ($10 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$), demonstrando, assim, sua capacidade de retenção e filtração, que induz a formação de depocentros de lama nas zonas centrais siltsosas onde as velocidades de corrente são menores que $0,1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ e a profundidade é $> 5 \text{ m}$ [Bortolin et al., 2022]. Da mesma forma, as zonas arenosas litorâneas são dominadas pela ressuspensão de sedimentos, uma vez que as velocidades de corrente são superiores a $0,2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ e a profundidade é $< 5 \text{ m}$. O regime de ventos é determinado principalmente pelo vento NE (22% do tempo) interrompido pela passagem de sistemas frontais do SW (12% do tempo) em intervalos de tempo de 3 a 16 dias (**Fig. 7**) [Moller et al., 2001]. Quando ocorrem eventos de precipitação mais alta sobre a bacia hidrográfica, juntamente com ventos de NE, a formação da pluma de descarga continental sobre o Oceano

Atlântico demonstrou transportar uma concentração de sedimentos suspensos de até 12 g.m^{-3} [Jung et al., 2020].

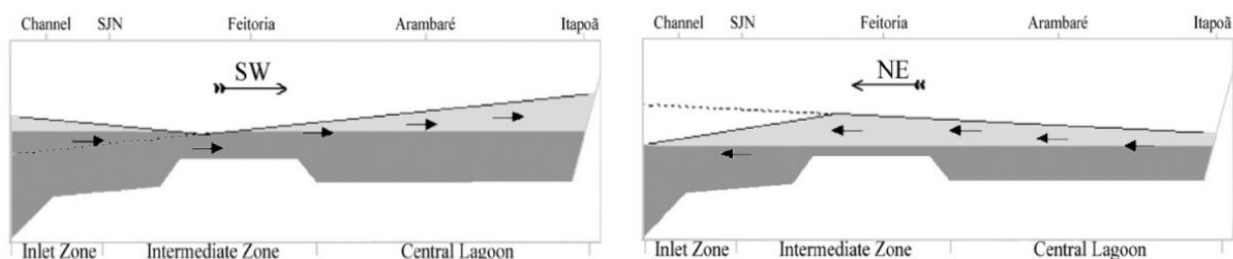


Figura 7. Efeitos dos ventos dominantes no estuário da Lagoa dos Patos. (a) Ventos do quadrante Sudoeste (SW) diminuem o nível da água na zona intermediária do estuário, permitindo um ingresso de água salobra desde o canal na boca dos Molhes da Barra para dentro do sistema estuarino. (b) Ventos do sector Nordeste (NE) aumentam o nível de água no estuário, levando a uma saída de água doce para fora do canal pela força gradiente de pressão. Fonte: Moller et al., [2001].

A pluma costeira da Lagoa dos Patos é uma pluma de pequena escala, e sua variabilidade de superfície é explicada por Marques et al. [2009] como o resultado de dois modos principais. O primeiro, associado ao deslocamento sudoeste e sudeste da pluma, é forçado por ventos de nordeste, explicando 70% da variabilidade da pluma e as velocidades ascendentes no campo próximo, os processos de estratificação e as anomalias de energia potencial [Marques et al., 2010a]. O segundo explica 19% da variabilidade da pluma costeira e está relacionado à migração da pluma para norte e leste devido ao vento do quadrante sul durante a passagem de sistemas frontais, promovendo velocidades descendentes e condições de mistura no campo próximo [Marques et al., 2010a]. As marés têm uma amplitude média de 0,3 m, sendo caracterizadas como micromarés, com regime predominantemente diurno [Moller et al., 2001]. O efeito das marés e a rotação da Terra desempenham um

papel secundário no comportamento da pluma, afetando principalmente o formato da pluma, o processo de mistura e a penetração na costa [Monteiro et al., 2011]. O mesmo ocorre com o impacto do atrito com o fundo, que afeta principalmente a direção ao longo da costa na região costeira [Marques et al., 2010a]. Nesse sentido, a advecção e a deformação dos campos de densidade dominantes no controle da mistura e da estratificação da pluma costeira da Lagoa dos Patos consideram escalas de tempo associadas à influência dos ventos (processos de 5 e 15 dias) e à influência da descarga do rio (processos de 30 dias) (**Fig. 8**) [Marques et al., 2009].

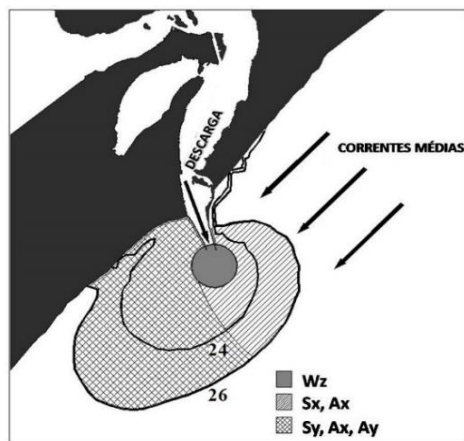


Figura 8. Advecção e deformação dos campos de densidade dominantes no controle de mistura e estratificação da pluma costeira da Lagoa dos Patos, considerando escalas de tempo associadas a influência dos ventos (processos de 5 e 15 dias) e a influência da descarga fluvial (processos de 30 dias). Fonte: Marques et al. [2009].

Capítulo IV: Material e métodos

4.1. Modelagem hidrodinâmica

O modelo TELEMAC-3D (www.opentelemac.org) tem sido amplamente empregado para estudar a dinâmica da própria Lagoa dos Patos [Fernandes et al., 2002], seu estuário [Fernandes et al., 2004] e a pluma costeira resultante [Marques et al. 2009; 2010a; Monteiro et al. 2011, Fernandes et al, 2021]. O TELEMAC-3D resolve as Equações de Navier-Stokes 3D com média de Reynolds, considerando as aproximações de Boussinesq e Hidrostática, com base no Método das Características e no Método dos Elementos Finitos [Hervouet, 2007; Villaret et al., 2013]. O modelo TELEMAC-3D também resolve a equação de conservação de massa, que simula a variação temporal e espacial de traçadores ativos, como salinidade, temperatura e sedimentos em suspensão,

incorporando o processo de floculação. O domínio do modelo foi discretizado com uma malha de elementos finitos não estruturada de acordo com Fernandes et al. [2021] e da Silva et al., [2022] (**Fig. 9a**), com base em cartas náuticas digitalizadas de dados batimétricos obtidos da Marinha do Brasil e dados complementares fornecidos pela Autoridade Portuária de Rio Grande (Portos RS). O domínio abrange de 29° e 36°S a 48° e 54°W (**Fig. 9b**) e atinge a isóbata de 3700 m de profundidade. A malha numérica consiste em aproximadamente 33.000 elementos, 50.000 nós e sete níveis sigma na vertical, com resultados armazenados a cada 6 horas.

Para as condições de contorno oceânicas (**Fig. 9b**), os dados de elevação do nível do mar e os campos regionais de velocidade de maré foram obtidos do OSU Tidal Inversion System- OTIS [Egbert e Erofeeva, 2002], um acoplamento interno ao TELEMAC (TPXO). Os campos de temperatura e salinidade foram derivados do projeto HYCOM + NCODA Global (Hybrid Coordinate Ocean Model, <https://hycom.org/>), com uma resolução temporal e espacial de 3 h e 0,08°, respectivamente. No limite superficial, foram aplicados dados do ECMWF ERA-Interim e ERA5 (European Centre for Medium-Range Weather Forecast, <http://www.ecmwf.int/>) com uma resolução temporal e espacial de 6 h e 0,75°, respectivamente. Todos esses dados foram interpolados no tempo e no espaço para cada ponto da malha numérica. Os dados diários de descarga dos rios dos principais afluentes (Guaíba e Camaquã) fornecidos pela Agência Nacional de Águas (ANA, www.hidroweb.ana.gov.br) foram usados para as fronteiras continentais. Os dados de descarga do Canal São Gonçalo foram obtidos como dados de nível de água da Agência da Lagoa Mirim (ALM,

<https://wp.ufpel.edu.br/alm/>) e transformados em dados de vazão usando o Método da Curva Chave [Oliveira et al., 2015].

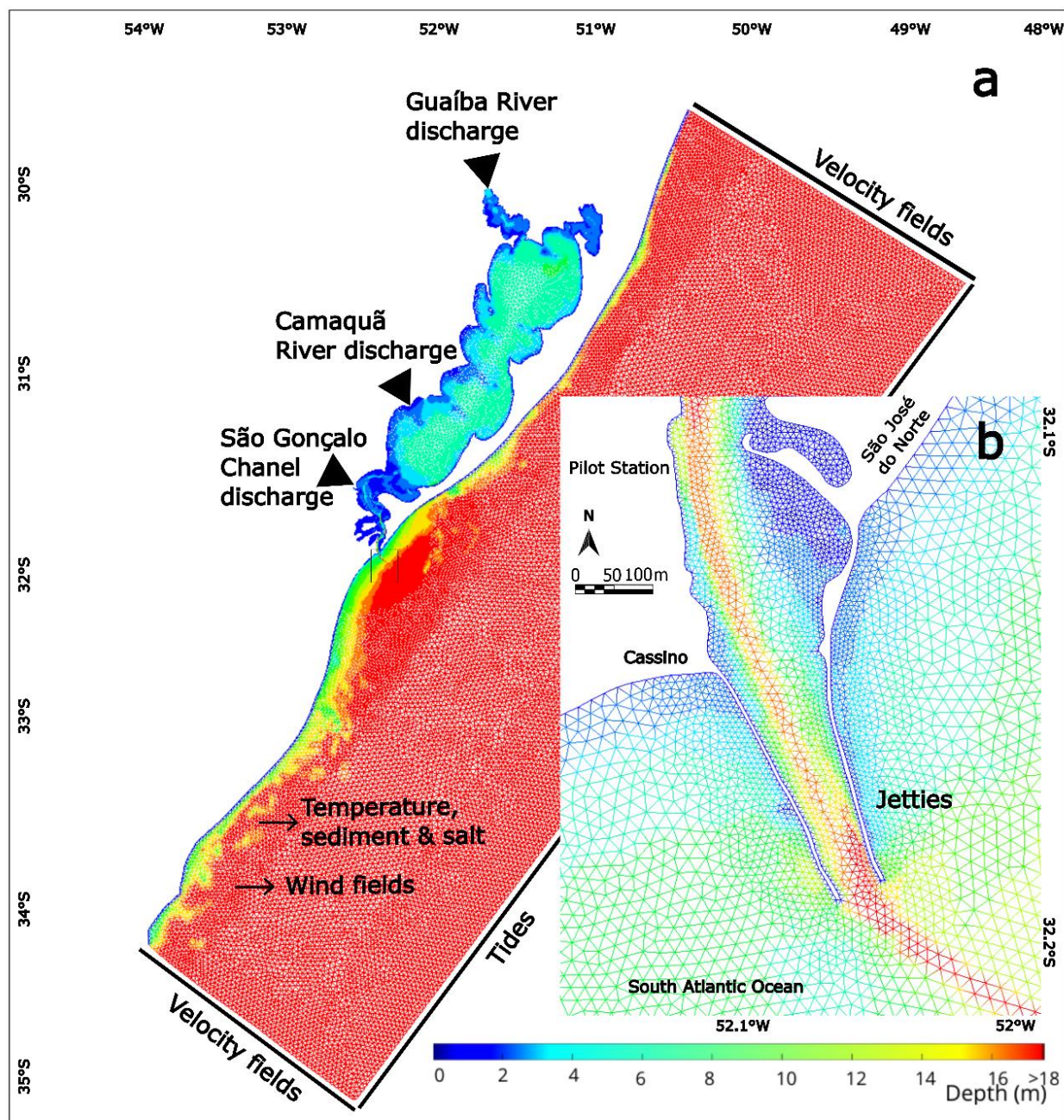


Figura 9. Batimetria da Lagoa dos Patos para o domínio numérico e malha numérica (a) das simulações. As condições de contorno usadas para forçar o modelo são representadas por linhas sólidas pretas. A localização dos Molhes da Barra (b) representa a conexão com o SWAO e a área de maior influência da pluma costeira de sedimentos suspensos e detritos orgânicos/inorgânicos.

O modelo hidrodinâmico TELEMAC-3D foi calibrado e validado para a região de estudo por vários autores [Fernandes et al., 2001; 2002; 2005; 2007; Marques et al., 2010a; Bitencourt et al., 2020a; Lisboa et al., 2022], sempre com valores bons a excelentes da Raíz do Erro Médio Absoluto (RMAE) e da Raíz do Erro Médio Quadrático (RMSE). A calibração e a validação detalhadas da malha numérica usada deste estudo estão em da Silva et al. [2022], com base em dados medidos durante os anos de 2006, 2016 e 2017 pelo Projeto Cassino [Collins & Sternberg, 2009], Projeto Rede Ondas membro do Programa Global de Observação Oceânica (GOOS) (<https://redeondas.furg.br/pt/>), e dados do Projeto PELD (Pesquisa Ecológica de Longa Duração no Estuário da Lagoa dos Patos e Costa Marinha Adjacente; <https://peld.furg.br/>) (**Fig. 10**)

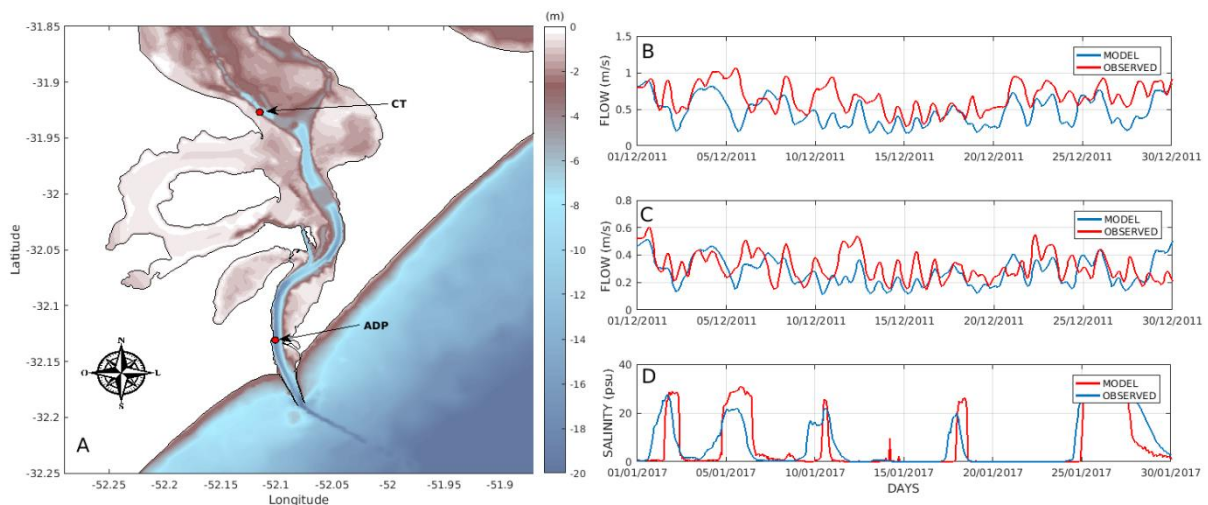


Figura 10. Estações de medição de dados de campo (a) e batimetria para a validação e calibração do Modelo TELEMAC-3D. Comparação entre dados observados (linha vermelha) e modelados (linha azul) de velocidade da corrente superficial (b), aos 12 m (c) e salinidade aos 4 m (d). Fonte: da Silva et al., [2022].

Como pode-se observar na figura 10b;c, as tendências de aumento e diminuição das intensidades da velocidade da corrente estão bem representadas pelo modelo. O RMAE calculado foi de 0,29 na superfície e 0,13 nos 12m de

profundidade e o RMSE de $0,26 \text{ m.s}^{-1}$ e $0,11 \text{ m.s}^{-1}$ respectivamente, classificando a reprodução do modelo como excelente [da Silva et al., 2022]. A comparação da evolução temporal da salinidade (**Fig. 10d**) apresentou um valor calculado de RMSE de $7,37 \text{ psu}$ (em um faixa de 0 - 35) e um RMAE de 0.23, que significou uma reprodução boa do modelo [da Silva et al., 2022].

Séries temporais de velocidade de corrente, salinidade, intensidade e direção do vento foram extraídas para a área dos Molhes da Barra com resolução de 6 horas para alimentar a discussão dos resultados do modelo de transporte de microplásticos (MPs). Nesse sentido, a posição média do campo de salinidade foi analisada e usada para calcular a duração de cada pluma, juntamente com o perfil vertical da seção transversal da dispersão média das plumas. Foram realizados testes de correlação de Pearson para avaliar a relação entre essas variáveis no comportamento da pluma, seguidos de regressão linear para inferir o tipo dessa relação.

4.2. Modelagem de transporte de microplásticos

O modelo TrackMPD [Jalón-Rojas et al., 2019] foi desenvolvido especificamente para analisar o transporte de resíduos plásticos em sistemas marinhos e costeiros. O TrackMPD consiste em um modelo numérico Lagrangiano estendido em 3D desenvolvido em Matlab e com acesso aberto. O modelo interpola a malha hidrodinâmica não estruturada do TELEMAC-3D para produzir uma malha estruturada. Para obter uma boa resolução na área de interesse (ou seja, nos Molhes da Barra, **Fig. 9b**) sem comprometer o tempo computacional, o tamanho do domínio foi reduzido, abrangendo o subespaço

entre $52,38^{\circ}$ - $51,63^{\circ}$ W e $32,89^{\circ}$ - $31,81^{\circ}$ S, com um refinamento diferencial subsequente para uma melhor definição na região de interessess (Fig. 11).

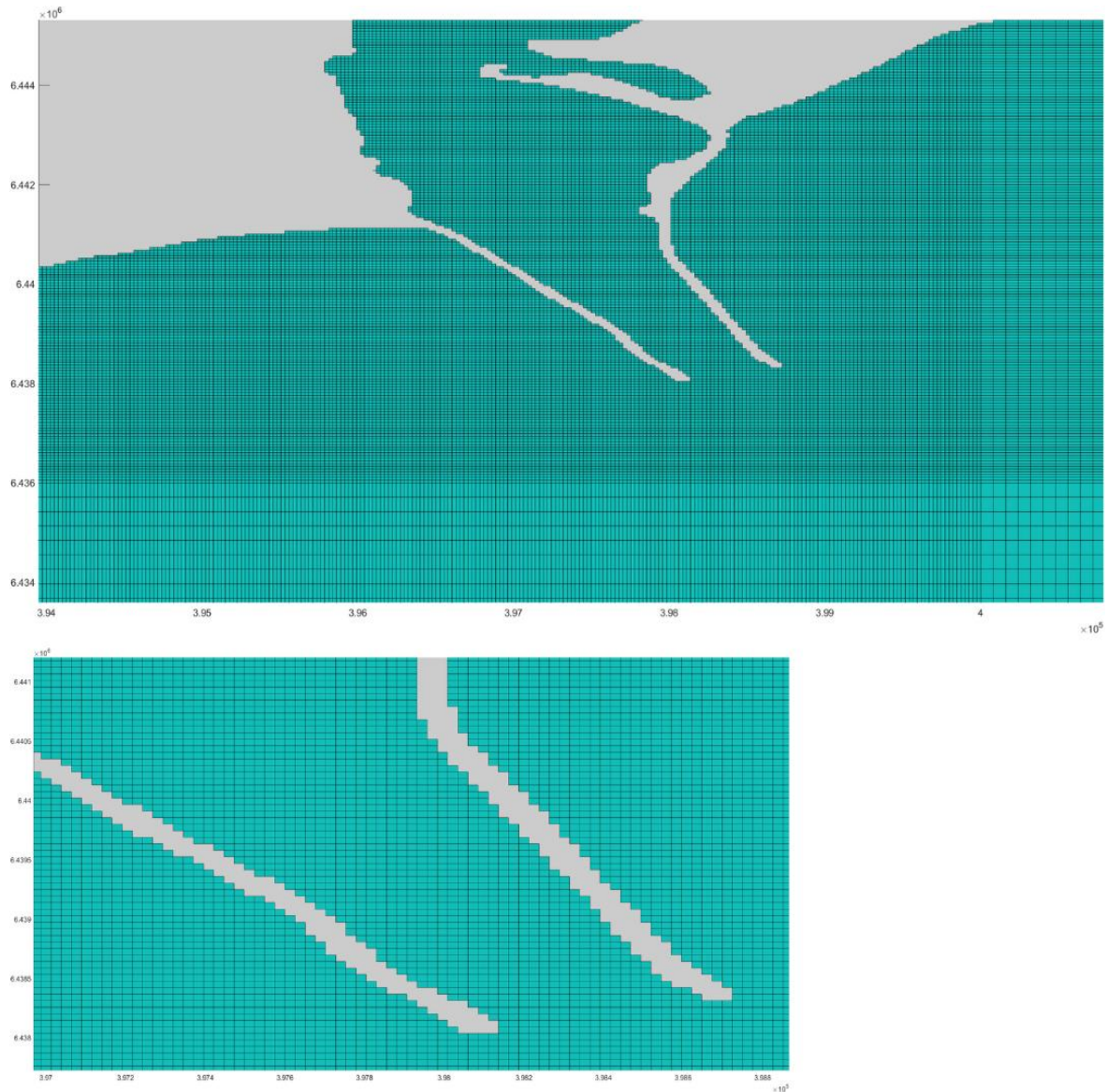


Figura 11. Seção do domínio com refinamento diferencial ($52,38^{\circ}$ - $51,63^{\circ}$ W e $32,89^{\circ}$ - $31,81^{\circ}$ S) da malha hidrodinâmica interpolada pelo Modelo TrackMPD. O refinamento específico na área de interesse permite uma melhor resolução na região dos Molhes da Barra de forma de assegurar uma boa representação dos processos de transporte dos microplásticos pela pluma costeira da Lagoa dos Patos.

O TrackMPD difere dos modelos tradicionais de rastreamento de partículas Lagrangianas, modificando as características das partículas ao longo do tempo e atribuindo comportamentos específicos. Ele consiste em módulos interativos e independentes que possibilitam a incorporação de todos os processos físicos (como advecção, dispersão vertical e horizontal, afundamento, ressuspensão, encalhe, lavagem e transporte eólico) juntamente com as propriedades físicas dos materiais (tamanho, densidade e forma) e seus comportamentos (por exemplo, degradação e bioincrustação, modificando as características acima no período indicado).

4.2.1. Equações gerais para cálculos do TrackMPD

Adaptado e traduzido do Anexo I do Material Suplementar [Rodriguez et al., 2024, em revisão].

Para calcular a trajetória das partículas em 3 dimensões devido à advecção, o TrackMPD resolve as seguintes equações primárias para cada intervalo de tempo, começando pela posição de cada partícula:

$$x_{n+1} = x_n + \Delta t u \quad (1)$$

$$y_{n+1} = y_n + \Delta t v \quad (2)$$

$$z_{n+1} = z_n + \Delta t w \quad (3)$$

em que u , v e w são os componentes da velocidade U e correspondem ao campo de velocidade fornecido pelo TELEMAC-3D. Devido à falta de resolução dos processos turbulentos no modelo hidrodinâmico, o TrackMPD simula o efeito da difusão turbulenta horizontalmente (x,y) e verticalmente (z) na trajetória dos plásticos, usando as seguintes equações:

$$x_{n+1} = x_n + R[2Kh\Delta t]^{1/2} \quad (4)$$

$$z_{n+1} = z_n + R[2Kv\Delta t]^{1/2} \quad (5)$$

em que a dispersão horizontal é calculada para x e y, e a dispersão vertical para z, a partir de um modelo de trajetória aleatória usando o valor R, com uma média de zero e desvio padrão $r=1$. As constantes de difusão horizontal e vertical são incorporadas por meio dos valores de Kh e Kv, respectivamente. Os valores destes coeficientes foram obtidos de Bogucki et al., [2005]; Diez et al. [2008]; Jalón-Rojas et al., [2019].

O processo de deposição no eixo vertical é calculado para cada partícula no intervalo de tempo escolhido e representado para partículas com flutuabilidade negativa (pode ser positiva para partículas com densidades menores que a da água) de acordo com a equação:

$$z_{n+1} = z_n - Ws(ti)\Delta t \quad (6)$$

onde, Ws corresponde ao valor da velocidade de deposição vertical e pode ser incorporado ao modelo por meio de um valor fixo, por meio de uma taxa de velocidade que aumenta com o tempo (devido ao aumento do biofilme e consequente aumento da densidade), ou por meio de uma formulação incluída no modelo por Jalon-Rojas et al, (2019), dada principalmente pelas equações propostas por Waldeschlager & Schuttrumpf [2019], para fibras e fragmentos, Zhiyao et al, [2008] e Dellino et al. [2005] para fibras e filmes. Quando a partícula atinge o fundo, ela é considerada depositada. Para esse processo, o modelo usa o cálculo da tensão de cisalhamento (τ_0) para definir o comportamento da partícula após o afundamento:

$$\tau_0 = \rho_w K_v \frac{U_{bot}}{\Delta z} \quad (7)$$

em que ρ_w é a densidade da água, U_{bot} é a velocidade da corrente da camada mais próxima do fundo e Δz é a distância entre as camadas. Nesse contexto, o modelo assume duas tensões de cisalhamento críticas que limitam o destino da partícula; ela será mantida no fundo se o valor de τ_0 for menor que $\tau_{(cr,1)}$ e será ressuspensa se atingir ou exceder $\tau_{(cr,2)}$. Quando é ressuspensa, ela retorna à sua posição anterior na coluna de água. Os valores das tensões de cisalhamento críticas são calculados pelo modelo seguindo a formulação proposta por Soulsby [1997] e a formulação de Waldschlager & Schuttrumpf [2019], levando em conta também o efeito do sedimento.

4.3. Seleção dos parâmetros para simulação

Os períodos simulados foram escolhidos com base nos valores do Índice Ocean Niño (ONI) (<https://ggweather.com/enso/oni.htm>). O ONI foi desenvolvido pela Administração Nacional Oceânica e Atmosférica (NOAA) para identificar eventos positivos ou negativos de El Niño (La Niña) no Pacífico Tropical usando a anomalia da temperatura média da superfície (SST) de três meses para a região do Niño 3.4 (5°N-5°S, 120°-170°W). A classificação ONI permite identificar a intensidade dos eventos por pelo menos três períodos consecutivos de três meses sobrepostos, entre eventos "fracos" (com uma anomalia de 0,5 a 0,9 SST), "moderados" (1,0 a 1,4), "fortes" (1,5 a 1,9) e "muito fortes" ($\geq 2,0$). Nesse sentido, selecionamos as fases neutra (março/2014-outubro/2014), fraca (outubro/2014-maio/2015) e muito forte (agosto/2015-março/2016) do El Niño como períodos de simulação. Como se apresenta na **figura 12**, durante o

período selecionado foram registradas anomalias positivas de chuvas sobre a grande área da bacia de drenagem que escoam sobre o sistema da Lagoa dos Patos (**Fig. 12**). Logo, a **figura 13** apresenta a hidrologia do sistema por meio da análise das séries temporais de descarga dos rios Guaíba (como a somatória dos rios Jacuí, Taquarí, Caí e Sinos) e Camaquã, junto com o índice ONI, para esses períodos (**Fig. 13**). Os dados de vazão foram obtidos da Agência Nacional de Águas (<https://www.snirh.gov.br/hidroweb>) e as anomalias da vazão foram calculadas a partir dos dados disponíveis entre os anos 1939 e 2021 para o Guaíba, e entre os anos 1970 e 2021 para o Camaquã.

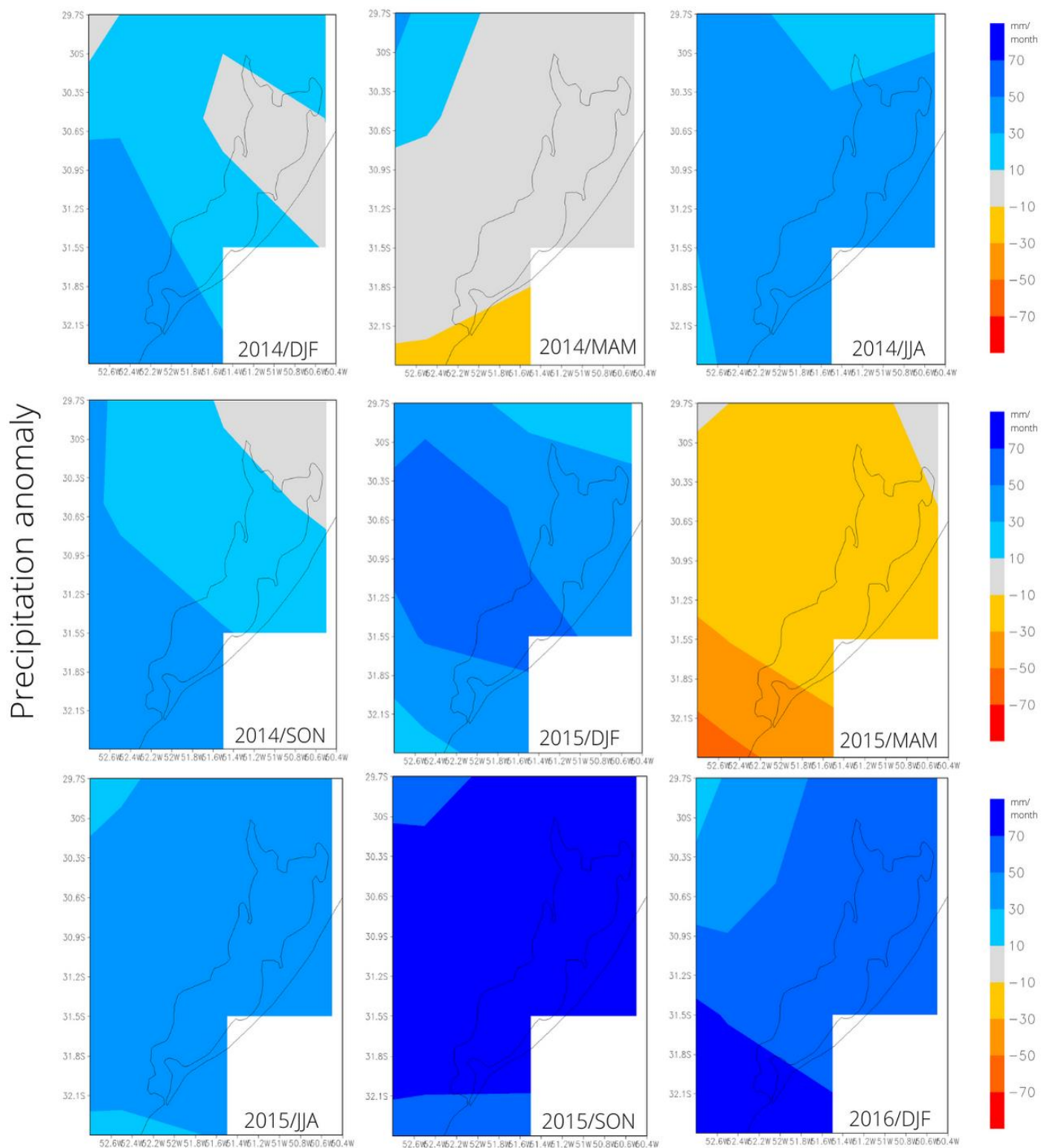


Figura 12. Anomalia da precipitação (mm.mês^{-1}) na área de estudo, calculada para períodos trimestrais com base no desvio das normais entre os anos de 1951 e 2000. Fonte: Global Precipitation Climate Center.

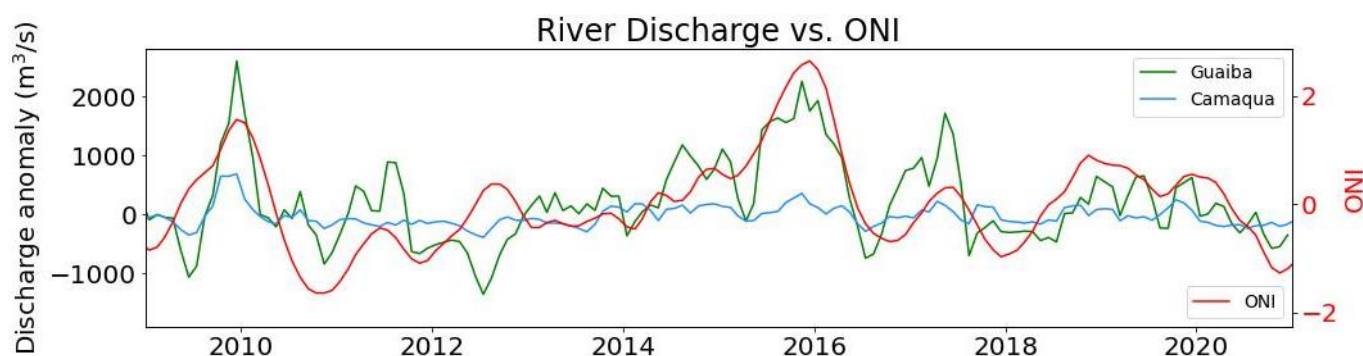


Figura 13. Hidrologia de longo prazo dos principais tributários da Lagoa dos Patos em relação ao Índice Oceânico El Niño “ONI” (<https://ggweather.com/enso/oni.htm>). A descarga do Guaíba foi calculada como a soma da vazão de seus rios tributários: Jacuí, Taquari, Sinos e Caí (<https://www.snirh.gov.br/hidroweb>) entre 1939 e 2021, e a descarga do Camaquã a partir dos dados disponíveis entre 1970 e 2021. O componente sazonal foi removido para obter um sinal de variabilidade do El Niño limpo. A média climatológica foi calculada e, em seguida, a anomalia de descarga relacionada a ela.

Para cada período de intensidade do ONI, três plumas bem representadas foram escolhidas a partir do campo de salinidade e velocidade da corrente, considerando uma escala de tempo de horas a alguns dias para cada simulação, em que os processos de formação de plumas costeiras são mais importantes. Os períodos selecionados de simulação e outras estatísticas são fornecidos na seção 3.3 dos resultados no artigo científico (Capítulo V).

Foram realizados testes de sensibilidade para identificar as configurações numéricas que representavam com mais precisão os processos de simulação. Para cada parâmetro, foi realizada a ativação dentro do cenário de controle (envolvendo partículas passivas no campo advectivo fornecido pelo campo de velocidade TELEMAC), com o objetivo de selecionar valores que se assemelhassem muito aos das simulações de controle. Nesse sentido, os coeficientes de dispersão vertical e horizontal foram testados, juntamente com o tempo computacional para cálculo interno e liberação de saída, o número de partículas e o ponto de liberação. Os coeficientes de dispersão horizontal (K_h) e

vertical (Kv) foram configurados com valores típicos de sistemas costeiros: 0,25 para Kh e 10^{-5} para Kv [Bogucki et al., 2005; Diez et al. 2008; Jalón-Rojas et al., 2019], pois pequenas variações nesses parâmetros não mostraram mudanças significativas. O passo de tempo computacional também foi testado, variando de 2 segundos, 30 segundos, 1 minuto, 5 minutos, 10 minutos e 15 minutos. O intervalo de tempo de 10 minutos foi selecionado por apresentar a melhor resolução nas trajetórias das partículas, sem ser tão dispendioso do ponto de vista computacional, como foi observado nos tempos mais curtos. A quantidade de partículas foi otimizada por meio de testes com 240 partículas para garantir uma representação abrangente e facilitar a distribuição uniforme entre os processadores lógicos disponíveis para simulações eficientes. Por fim, o ponto de liberação foi selecionado considerando inicialmente os locais de amostragem e, posteriormente, determinando o local onde o comportamento de exportação da pluma costeira através dos Molhes da Barra poderia ser observado com mais eficiência.

Como a escala de tempo foi usada para se concentrar no comportamento da pluma, os efeitos da degradação e da bioincrustação foram desconsiderados nas simulações, e somente os módulos de deposição e ressuspensão foram ativados. Em seguida, para cada evento de pluma simulado, usamos duas configurações do TrackMPD: (1) cenário somente com advecção e dispersão (incorporando os valores das constantes de dispersão horizontal e vertical Kh e Kv, respectivamente) e (2) cenário deposicional com advecção, dispersão e com os módulos de ressuspensão e deposição ativados. A **Tabela 1** resume os principais parâmetros escolhidos para cada cenário.

Tabela 1. Resumo dos parâmetros de partículas, como tamanho, tipo de polímero, densidade e velocidade de assentamento, e as configurações selecionadas para as simulações, como intervalo de tempo para os cálculos e para os resultados, constantes de dispersão e seleção de módulos de comportamento de partículas para ativação.

Parâmetros Gerais								
Cores	TimeStep Calc	TimeStep Out	# Dias	Forma da partícula	Polímero	Densidade	Tamanho (mm)	Diâmetro Equivalente
8	10	10	Duração da pluma	Fibra	Polyester	1380*	1,5	1,2

Parâmetros TrackMPD								
Cenário	Kh	Kv	Ws inicial	Empraiamento	Re- flutuação	Deposição	Re- ssuspensão	Bio- incrustação
1.PASSIVO: (Advecção+ Dispersão)	0.25	10^{-5}	0	Não	Não	Não	Não	Não
2.DEPOSICIONAL: (Advecção+ Dispersão+ Deposição)	0.25	10^{-5}	0,1 mm s^{-1*}	Não	Não	Sim	Sim	Não

**Nguyen et al, [2022].*

A caracterização das partículas foi definida a partir de um dos itens mais representados na amostragem de campo (ver seção 3.1, Fig. 2 do artigo científico) em termos de tipo de MP e tamanho médio, o mesmo referido em outros ambientes costeiros e oceânicos da literatura [Zhao et al., 2019]. As fibras de poliéster, altamente produzidas na indústria [Geyer et al. 2017], foram relatadas como uma importante contribuição de fonte terrestre de máquinas de

lavar industriais e urbanas, que não estão sendo retidas por estações de tratamento de efluentes [Napper e Thompson, 2016]. Assim, a fibra de poliéster foi selecionada para as simulações com o Modelo TrackMPD e o valor de referência da densidade de acordo com o tipo de partícula foi usado como 1380 kg.m^{-3} [Tabela 2; Nguyen et al., 2022]. O comportamento de afundamento foi configurado adicionando o valor de velocidade de assentamento constante (W_s) de $0,1 \text{ mm.s}^{-1}$ proposto como o valor mais baixo encontrado experimentalmente por Nguyen et al. [2022] para fibras de poliéster e referenciado por Jalón-Rojas et al. [2022] como um valor relativamente baixo característico de fibras pequenas.

Tabela 2. Trabalhos de referência sobre a densidade de microplásticos, calculada principalmente a partir de experimentos de laboratório.

Referência	Partícula/Polímero	Salinidade	Densidade [g.cm ⁻³]	W_s [mm.s ⁻¹]
Waldschläger et al, 2020	Macroplásticos e MPs PE, PP, PS, PVC, PET	Água doce	1,001–1,5	1,6 to 35
Jalón-Rojas et al, 2022	Fibras de Polyester	Água doce	1,14 – 1,60	$2 \pm 0,45$
Nguyen et al, 2022	Fibras (1 – 4mm)	Água doce	1,38	0,1 e 0,55
Mendrik et al, 2023	Fibras de Nylon e Polyester	0, 18, 30	1,01–2,30	4-12,5

4.4. Pós-processamento dos resultados do Modelo TrackMPD

Para cada simulação, os deslocamentos totais das partículas foram calculados como a distância resultante do ponto de liberação até a posição final,

e as trajetórias totais foram determinadas como a soma das distâncias percorridas pelas partículas em cada passo de tempo. A análise estatística incluiu uma ANOVA unidirecional com análise posthoc Tukey HSD para avaliar as diferenças estatísticas no deslocamento total e na trajetória. Além da ANOVA, uma regressão linear e a análise de componentes principais (PCA) foram aplicadas para reduzir a dimensionalidade e caracterizar a relação entre as distâncias das partículas, a descarga de água, a duração da pluma e a intensidade do vento (ver em resultados do artigo científico).

A distribuição espacial dos MPs foi representada pelo cálculo dos mapas de densidade de probabilidade para dispersão superficial e vertical. Para isso, foram computadas a longitude, a latitude e a profundidade de cada partícula em cada intervalo de tempo, o número de partículas foi quantificado na malha e, em seguida, normalizado em relação ao número total de pontos de dados nas matrizes especificadas para obter uma distribuição de probabilidade no domínio do estudo. As figuras de densidade vertical (Dados suplementares, Fig. S8, S12, entre outras do artigo científico) representam os resultados como probabilidade de profundidade versus tempo, mostrando as etapas de tempo até o destino final.

4.5. Validação do modelo com dados de campo

As tendências de transporte de MPs foram validadas por meio da realização de duas campanhas amostrais de campo com um total de sete coletas de águas superficiais na área de estudo no contexto do Projeto PLUMPLAS [Zavialov et al., 2020]. Os resultados de densidade de acúmulo de MPs foram comparados

aos resultados das simulações do Modelo TrackMPD (igual configuração à descrita acima) realizadas para os mesmos dias das coletas de campo.

As amostragens foram realizadas durante dois eventos de formação de plumas, correspondentes a 3 de junho e 21 de julho de 2022, usando uma rede de arrasto de superfície do tipo "Manta" de 300 μm , com boca de 30 x 60 cm e 2 m de comprimento (**Fig. 14**) [Zheng et al., 2021]. O material suspenso da camada superficial foi coletado por aproximadamente 15 minutos em cada transecto (Fig. 3). As medições *in-situ* foram síncronas com o perfilador acústico de corrente (ADCP) e leituras de condutividade, temperatura e profundidade (CTD), adquiridas em intervalos de 0,1 m. Essas medições forneceram informações sobre a velocidade da corrente e o fluxo de água filtrado pela rede, juntamente com a caracterização física da massa de água, conforme recomendado recentemente por Defontaine & Jalón-Rojas [2024].

As amostras foram armazenadas em frascos de vidro e levadas para pós-processamento no laboratório, seguindo a metodologia sugerida por Zheng et al. [2021] e adaptada para o nosso estudo de caso. Todas as etapas foram realizadas com cuidado especial para evitar a contaminação cruzada ambiental e sistêmica, usando jalecos de algodão, capela acrílica de manipulação, materiais de vidro, como placas de Petri, sistema de filtragem e recipientes, e ferramentas de metal, como espátulas e pinças, todos limpos previamente com água destilada e filtrada [Bogdanowicz et al. 2021]. As amostras foram processadas com 30 mL de H_2O_2 a 35%, previamente filtradas e digeridas em uma estufa a 40 °C por pelo menos 48 h até a remoção da matéria orgânica [Pfeiffer & Fisher 2020]. Posteriormente, as amostras foram filtradas em um

sistema de vácuo, dentro de uma capela acrílica fechada para evitar contaminação ambiental, em filtros de nitrocelulose de 95 mm com porosidade de 300 μm e armazenadas em placas de Petri de vidro. Os filtros secos foram analisados em um estereoscópio tri-ocular (COLEMAN, modelo NSZ 606T) acoplado a uma câmera e ao software Opticam Microscopy OPTHD (versão 3.7.11443.20180326) também dentro de uma capela acrílica de proteção fechada, e os itens identificados como possíveis plásticos foram caracterizados com aumento de 10x de acordo com o tamanho, a forma e a cor (**Fig. 14**). Um 8% de essas partículas identificadas inicialmente como detritos plasticos foram seleccionadas de forma randômica para serem caracterizadas quimicamente por meio de análise de espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) (Bruker's Alpha P) no modo ATR usando um cristal de seleneto de zinco (ZnSe) na região de 4000-600 cm^{-1} com uma resolução de 4 cm^{-1} e 128 varreduras. Os espectros de partículas foram processados e identificados usando a biblioteca Open Specy (<https://openanalysis.org/openspecy/>) [Cowger et al., 2021].

Finalmente, a concentração total de MPs em cada transecto será corrigida considerando o resultado da análise FTIR, a partir do porcentagem de partículas verificadas como sintéticas no total de potenciais MPs observados.

Processamento em campo - PLUMPLAS



Processamento em laboratório (Zheng et al., 2021)



Figura 14. Representação gráfica do processamento de amostras de microplásticos em campo (superior) e em laboratório (inferior) seguindo a metodologia proposta por Zheng et al., [2021].

Os brancos foram usados para avaliar a contaminação do próprio procedimento laboratorial e do ambiente [Bogdanowicz et al., 2021]. Nesse sentido, cada amostra foi acompanhada por uma placa de Petri em branco com um filtro limpo umedecido durante todo o procedimento, que foi tratado da mesma forma que as amostras. Para avaliar a contaminação de todo o sistema de filtragem, foi realizado um branco extra usando o mesmo procedimento que as amostras, mas sem uma amostra. Quando plásticos foram detectados nos brancos, os mesmos itens foram finalmente removidos da contabilização da

referida amostra e os registrados no branco do sistema também foram removidos de todas as amostras.

Os resultados da concentração de MPs também foram utilizados para extrapolar a taxa de exportação de MPs da camada superior da boca do estuário, por meio de uma abordagem *bottom-up* [Boucher et al., 2019]. Para isso foi considerada a concentração superficial observada de MPs no ponto de amostragem próximo à boca dos Molhes da Barra. Esse local corresponde ao ponto em que o fluxo de água foi estimado para cada amostragem e onde foi registrada a menor concentração de MPs, assumindo o cálculo mais conservador possível. A descarga de água na camada superior de 1 m foi calculada extraindo os campos de velocidade da corrente de água dos resultados da modelagem e multiplicando-os pela área de superfície, estimada em 700 m². Isso permitiu calcular a exportação total de MPs pela camada superficial das plumas sob condições diferenciais de descarga de água da forma mais próxima à realidade.

4.6. Apresentação dos resultados

Os resultados são apresentados em forma de artigo científico no capítulo seguinte. O material suplementar do artigo científico apresenta os resultados em extenso para uma melhor análise. As caracterizações hidrodinâmicas de cada evento de pluma são apresentados no **anexo II** do material suplementar. No **anexo III** são apresentadas as análises estatísticas de Correlação de Pearson (**Fig. S4**), os testes de ANOVA e Post-hoc Tukey HSD entre plumas (**Fig. S5**). Logo no **anexo IV** são apresentados os resultados das simulações em extenso

para cada pluma (PL1-PL9) e para ambos os cenários (com advecção e dispersão, e com advecção, dispersão e deposição). Nas subfiguras 1 e 5, as trajetórias 2D superficiais foram plotadas sobre a salinidade média para cada pluma em cada cenário, respectivamente, onde o destino final da partícula de microplástico é indicado com símbolos: Água▲, Fundo▼, Praia◄ e Fora do Dominio✕. Nas subfiguras 3 e 7 são mostradas as trajetórias 3D, onde é possível ver com mais detalhes a dispersão vertical e a profundidade final de cada partícula. Em 2 e 6 são mostrados os mapas de densidade para a dispersão superficial, e nas subfiguras 4 e 8 são mostradas as densidades verticais ao longo do tempo.

Capítulo V: Artigo Científico

Para 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 com 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 *Carolina Rodriguez, Pablo Silva, Laura Moreira, Larissa Zacher, Andreia Fernandes, Remi Bouyssou, Isabel Jalón-Rojas, Osmar Moller, Felipe Garcia-Rodriguez, Grasiela L. L. Pinho, Elisa Fernandes*, é intitulado **“Trajectory, fate, and magnitude of continental microplastic loads to the inner shelf: a case study of the world’s largest coastal shallow lagoon”** e foi submetido para publicação no periódico **“Science of the Total Environment”**, estando este em processo de revisão.

Trajectory, fate, and magnitude of continental microplastic loads to the inner shelf: a case study of the world's largest coastal shallow lagoon.

Carolina Rodriguez ^{a*}, Pablo Silva ^a, Laura Moreira ^a, Larissa Zacher ^b, Andreia Fernandes ^b, Remi Bouyssou ^c, Isabel Jalón-Rojas ^d, Osmar Moller ^a, Felipe Garcia-Rodriguez ^{a,e}, Grasiela Lopes Leães Pinho ^a, Elisa Fernandes ^a.

^a Instituto de Oceanografia, Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande, RS, 96203-900, Brazil.

^b Instituto de Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre 91501-970, Brazil.

^c INRAE, 50 avenue de Verdun, 33612 CESTAS, cedex, France.

^d Univ. Bordeaux, CNRS, Bordeaux INP, EPOC, UMR 5805, F-33600 Pessac, France.

^e Centro Universitario Regional del Este (CURE), Ruta 9 intersección Ruta 15, Rocha, Uruguay.

* Corresponding author: Instituto de Oceanografia, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS, 96203-900, Brazil. E-mail address: carolinarp@fciencia.edu.uy (C.R.).

Key Words: Coastal Plume; South Atlantic; Numerical Modelling; Plastic Fiber Transport; Accumulation Hotspots.

Abstract

The Patos Lagoon estuary is a highly significant ecosystem where freshwater from a vast and densely populated area continuously flows into the Atlantic Ocean by coastal plumes, exporting not only freshwater but also sediment, nutrients, plastics, and other contaminants. In this work, numerical modeling tools together with field data were used to assess for the first time the capacity of the coastal plume to export microplastics (MPs) to the inner shelf under different hydrodynamic conditions. Two field surveys were conducted during plume events to quantify MP concentrations and validate the model approach. A bottom-up approach was employed to estimate the potential MP export from the estuary's domain to the Atlantic Ocean. MP concentration in surface plume waters ranged from 0.20 items m⁻³ to 1.37 items m⁻³, confirmed by FTIR as synthetic polymers in a 90%, being Polypropylene (PP) and Polyethylene (PE) the most abundant in a 73%. The accumulation pattern was observed on the plume's frontal system, consistent with simulation results. The estimated average MP potential export rate attained 9.0 million

items day⁻¹ during moderate plume events and 47.5 million items day⁻¹ during high discharge plume events. Strong discharge events, coupled with intense northeast winds, facilitated rapid southwestward export of MPs. Conversely, moderate to weak discharge events retained MPs closer to the estuary's mouth, enabling either longer trajectories or earlier deposition. Significant MP accumulation hotspots were identified in the gyre between the jetties and Cassino beach, as well as in the saline front within the plume boundaries. These accumulation zones may function as reservoirs for MP particles, potentially posing threats to local ecosystems. Understanding these dynamics is crucial for ongoing monitoring efforts to assess potential harmful interactions over time.

1. Introduction

Understanding the dispersion of plastic waste from the continent to the ocean, considering the physicochemical environmental variables, is one of the foremost current scientific challenges (Alfonso et al., 2021). Estimating MP fluxes have been one of the most pursued but still unattained objectives in this research field (Jambeck et al., 2015). It is estimated that inadequate management of plastic waste in continental areas contributes from 4 to 12x10⁶ metric tons yr⁻¹(MT) of plastics to the ocean, varying as a function of the development index of each country (Alfonso et al., 2021). Brazil, ranking fourth globally in plastic waste generation, produces 11.3x10⁶ MT yr⁻¹ (equivalent to 1 kg per person per week), with only 1.28% (145x10³ MT) effectively recycled and reintroduced into the production chain (Zamora et al., 2020). Mismanaged plastic waste ends up in landfills and open dumps, from where it can be primarily transported to larger water bodies through freshwater discharge and wind (Lozoya et al., 2015; Alencar et al., 2023), with rivers contributing to 80% of the total marine waste (Meijer et al., 2021). This implies that the emission probability of a country depends on its coastal extension and precipitation regime, with Brazil responsible for around 37,799 MT yr⁻¹ of plastic waste leakage into the ocean (Meijer et al., 2021).

Patos Lagoon, the world's largest coastal lagoon located in the Southwestern Atlantic Ocean (SWAO), is considered the sixth hotspot of plastic leakage to the ocean in South America, only after La Plata River, Guanabara Bay, Amazon, São Francisco, and

Tocantins Rivers (Alencar et al., 2023). As part of the Southeast South America (SESA) region, Patos Lagoon is subject to the impact of El Niño-Southern Oscillation (ENSO) (Bjerknes, 1969), increasing precipitation and affecting sea level, wind, and wave patterns (Barreiro, 2010; Schossler et al., 2018; Bitencourt et al., 2020b; Rehbein & Ambrizzi, 2022). Previous studies have demonstrated a positive impact of ENSO on continental discharge in the Northern part of the lagoon associated with an increase in pressure gradient between the estuary and the ocean, thus favoring plume formation (Távora et al., 2019). However, in the current challenging scenario of global marine plastic pollution, the impacts of different intensities of ENSO on plastics export and distribution still remain surprisingly unexplored (Morishige et al., 2007; Doyle and Gilfillan, 2016). Earlier investigations have demonstrated that extreme events and rainfall seasons over river basins are related to stronger MP transport and mobilization (Bertoldi et al., 2021; Emmerik et al., 2023a, b; Lima et al., 2023). In this context, continental discharges into the SWAO during such extreme events account for 7% of the Patos Lagoon's total volume, resulting in plumes with areas of up to 1,500 km² extending up to 50 km off the estuary mouth (Fernandes et al., 2002) under a microtidal regime and dominance of NE-SW winds (22% and 12%, respectively), where river discharge displays not only seasonal and interannual variability (Moller et al., 2001, Távora et al., 2019; Bitencourt et al., 2020a) but also interdecadal variability (Bortolin et al., 2022). Therefore, a combination of local and non-local factors governs the dynamics of the coastal plume (Marques et al., 2010b; Jung et al., 2020).

While the study of plastic contamination in aquatic environments has received numerous global scientific contributions (e.g., Abalansa et al., 2020; Alfonso et al., 2021, and references therein), comprehensive and multidimensional studies in the SWAO are limited (Rodríguez et al., 2020; Pazos et al., 2021; Pinheiro et al., 2021; Lacerda et al., 2022; Schicchi et al., 2024). According to dos Santos (2023), Patos Lagoon received plastic waste inputs ranging from 21,670 MT to 107,190 MT yr⁻¹ (equivalent to 6.54 to 32.35 g day⁻¹ per person) between 2010 and 2017, composed of polyethylene (PE), polypropylene (PP), and polyvinyl chloride (PVC) as the main polymers. Alves et al. (2022) identified MPs (mainly fibers) as chronological markers in sediment cores within the Patos Lagoon estuary and Mirim Lagoon (**Fig. 1**), with the first appearance dating back to 1970 CE. This finding highlights the impact of the Anthropocene and industrial

activities on the local sedimentary history. Recent studies have also identified MPs in oceanic waters in South Brazil, where the highest concentrations of MPs in surface water at two Rio Grande do Sul stations, near the coastal plume influence area (Lacerda et al., 2022). In this context, the Patos Lagoon is potentially crucial as both a source and sink of anthropogenic waste, and ulterior export to the coastal region, making the estuary a "hotspot" of marine pollution (Pazos et al., 2021).

Continental plastic loads, together with direct plastic inputs from fisheries, offshore industries, and other maritime activities (Boucher and Friot, 2017; Boucher et al., 2020), undergo various physical, chemical, and biological degradation processes driven by external environmental factors, such as mechanical action from wind and waves, solar radiation, oxygen availability and interaction with organisms. These processes lead to the formation of smaller size categories and dynamic changes in particle properties over time (Verma et al., 2016; Chamas et al., 2020). Consequently, estuaries are key compartments for both dispersion and fragmentation of macroplastics (>25 mm) into mesoplastics (5 mm – 25 mm) and MPs (1 μ m - 5 mm), experiencing changes in dimensions and densities and altering their buoyancy properties (Jalón-Rojas et al., 2019). These characteristics distinguish them from fine sediment particles, thus justifying the need for specific analytical tools to understand their behavior and transport trends in different marine compartments (Jalón-Rojas et al., 2019).

Numerical modeling has proven to be an essential tool for studying the behavior and dispersion of MPs in marine environments, because of the need for specific approaches due to the unique characteristics of MPs compared to suspended sediment particles (Critchell and Lambrechts, 2016; Jalón-Rojas et al., 2019). Current numerical modeling tools, complemented with field validation, offer a low-cost methodology with high spatial and temporal resolution and integration of both experimental and field data to achieve high model accuracy (Hardesty et al., 2017). Hybrid models combining hydrodynamics with Lagrangian process-based approaches and statistical data have been widely used to predict areas of high MP accumulation (Uzun et al., 2022). In this regard, the TrackMPD model, developed by Jalón-Rojas et al. (2019) as an extended Lagrangian-based open-source tool, integrates hydrodynamic models and real-world process equations for tracking plastic particles in natural environments (Jalón-Rojas et al., 2019). TrackMPD

applications have been worldwide demonstrated in recent years in various coastal and estuarine environments (Cheng et al., 2020; Baudena et al., 2022; 2023; Liao et al., 2023; Kim et al., 2023; Schicchi et al., 2023).

In this sense, this approach was used with the objective of understanding the role of coastal plumes in the dispersion dynamics of MPs in aquatic ecosystems, under the hypothesis that different discharge intensities would determine different patterns in the magnitude of export, distribution and fate of MPs to the SWAO. The transport of MPs was assessed for weak (2014-2015) and very strong (2015-2016) El Niño intensities to identify different "hotspots" of MP accumulation in the export region as a function of plume intensity. Two field sampling surveys validated the model and provided the basis for estimating MP export flux, thus elucidating the coastal plume role in the dispersion of continental MP export to the SWAO.

2. Methods

2.1. Study area

Patos Lagoon (30-32°S; 50-52°W, **Fig. 1**) is the world's largest choked coastal lagoon (Kjerfve, 1986), with an area of 10,360 km², a maximum length of 240 km, and a mean depth of 5 m. Draining a watershed of approximately 200,000 km², it is connected to the SWAO through a long and narrow channel (700 m wide at the mouth) delimited by a pair of 4 km long jetties (**Fig.1c**, Franzen et al., 2022). The channel's dredged portion, designed for navigation purposes, maintains depths varying from 16 to 20 m. The lagoon receives continental inputs from very turbid tributaries, i.e., Guaíba and Camaquã River, and São Gonçalo Channel (connection with Mirim Lagoon, **Fig. 1**). These tributaries together yield an average annual discharge of 2,400 m³ s⁻¹, carrying a significant contribution of suspended sediments of approximately 5.1x10⁶ t yr⁻¹ (Jung et al., 2020). Guaíba River is the main tributary, accounting for approximately half of the fluvial discharge into the lagoon (average flow of 1,253 m³ s⁻¹) and carrying mean annual discharges of 2.99 × 10⁶ ton yr⁻¹ of suspended sediments from a sub-drainage basin of about 84,763 km². Camaquã River contributes 0.24 × 10⁶ ton yr⁻¹, and drains a basin of about 21,657 km², while São Gonçalo Channel contributes 1.88 × 10⁶ ton yr⁻¹ (Jung et al., 2020) from a basin area of 28.499 km². Extreme discharge events from the tributaries

over the north region of the system are related to the inter-annual variability driven by ENSO oscillations (Távora et al., 2020, Bortolin et al., 2022).

The residence time of particles within the system was calculated at approximately 1.5 yr (for an average discharge of $1,000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, Moller et al., 1996), and was estimated at 68 days for maximum discharges ($10,000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, Fernandes et al., 2002), showing a decrease inversely related to river discharge. The concentration of suspended solids decreases from the Northern end of the lagoon (38 g m^{-3}) to the Southern end in the estuarine area (10 g m^{-3}), which highlights the retention and filtration capacity of the lagoon. Mud depocenters form in the central silty zones where current velocities are smaller than 0.1 m s^{-1} and depth is higher than 5 m (Bortolin et al., 2022). Littoral sandy zones are dominated by sediment resuspension when current velocities are higher than 0.2 m s^{-1} and depth is lower than 5 m.

The wind regime is mainly determined by NE wind (22%) interrupted by the passage of frontal systems from SW (12%) in time intervals of 3 – 16 days (Moller et al., 2001). Under conditions of high discharge (i.e., $> 3,000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) combined with NE winds, hypopycnic plumes holding strong salinity stratification off the lagoon's mouth are observed as less dense freshwater from the river discharge flows over the denser saline water (Calliari et al., 2009). The formation of the continental discharge plume over the SWAO carries a suspended sediment concentration of up to 12 g m^{-3} (Jung et al., 2020). The Patos Lagoon coastal plume is a small-scale plume that exhibits surface variability resulting from two principal modes. The first one, associated with the southwest and southeast plume displacement, forced by northeasterly winds, accounts for 70% of the plume variability, the upward velocities in the near field, the stratification processes, and potential energy anomalies (Marques et al., 2009, 2010a). The second one, related to the north and east plume migration due to south quadrant wind during the passage of frontal systems, accounts for the remaining 19% of coastal variability, promoting downward velocities and mixing conditions in the near field (Marques et al., 2010a).

Tides display a mean range of 0.3 m and characterize the lagoon as microtidal, mainly of diurnal regime (Moller et al., 2001). Tidal effects and Earth rotation play a secondary role in the plume behavior, mainly affecting its shape, mixing process, and offshore penetration (Monteiro et al., 2011). Additionally, bed friction impacts mainly the

alongshore direction in the coastal region (Marques et al., 2010b). In this sense, the advection and deformation of the dominant density fields control the mixing and stratification of the Patos Lagoon coastal plume, considering time scales associated with the influences of winds (5- and 15-day processes) and river discharge (30-day processes) (Marques et al., 2009).

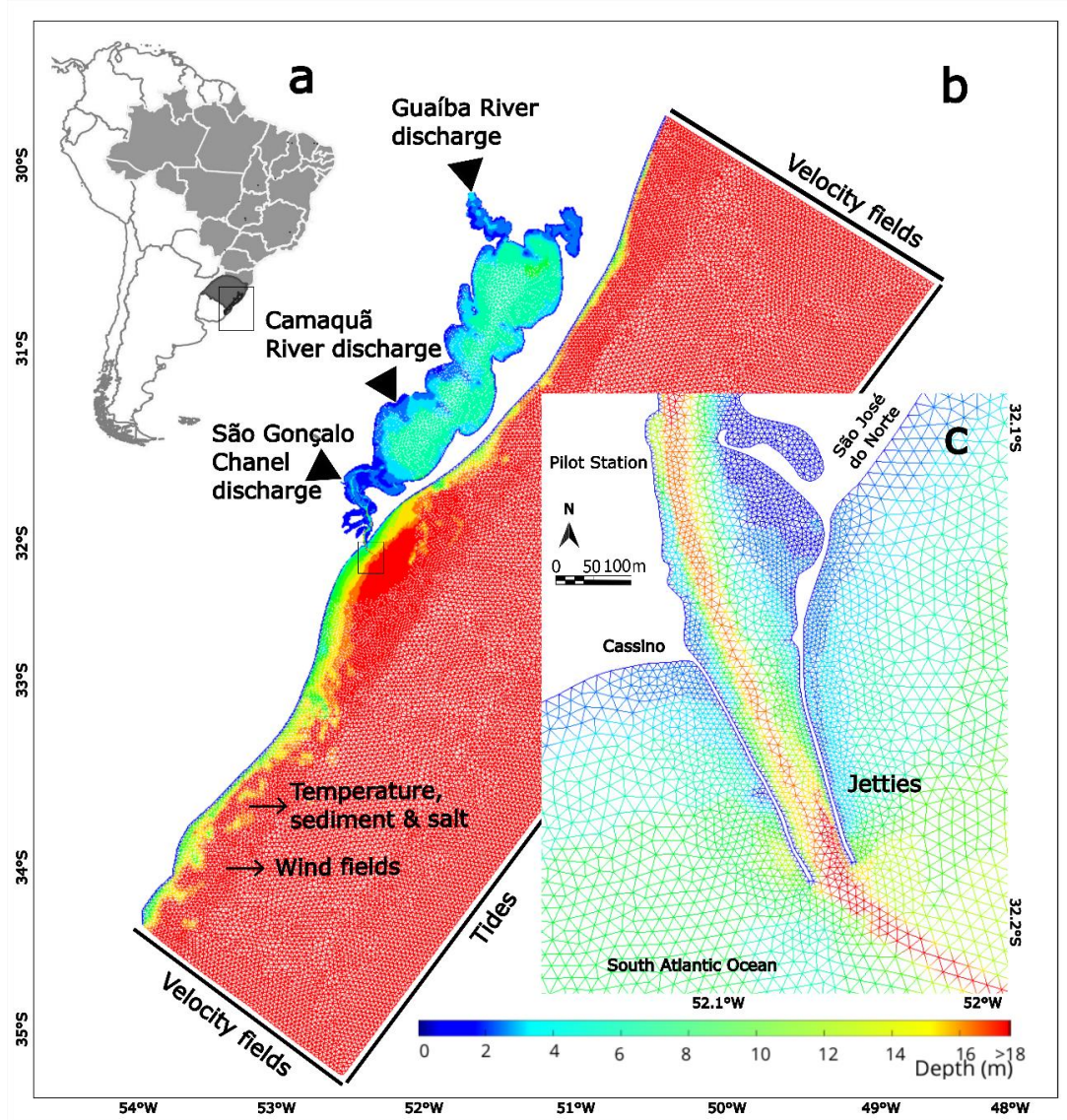


Fig. 1. Patos Lagoon (a) bathymetry for the numerical domain and numerical mesh (b) for the simulations, where the main tributaries, i.e., Guaíba River, Camaquã River, and São Gonçalo Channel are indicated. Boundary conditions used to force the model are depicted with black solid lines. The location of the jetties (c) represents the connection with the SWAO and the area of strongest influence of the coastal plume of suspended sediments and organic/inorganic debris.

2.2. Hydrodynamic modeling

The TELEMAC-3D model (www.opentelemac.org) has been widely employed to study the dynamics of Patos Lagoon itself (Fernandes et al., 2002), its estuary (Fernandes et al., 2004) and the resulting coastal plume (Marques et al. 2009; 2010a; Monteiro et al. 2011, Fernandes et al, 2021). TELEMAC-3D solves the 3D Reynolds-Averaged Navier-Stokes Equations, considering the Boussinesq and Hydrostatic approximations, based on the Characteristics Method and Finite Element Method (Hervouet, 2007; Villaret et al., 2013). The TELEMAC-3D model also solves the mass conservation equation, which simulates the temporal and spatial variation of active tracers such as salinity, temperature, and suspended sediments, incorporating the flocculation process. The model domain was discretized with an unstructured finite element mesh according to Fernandes et al. (2021) (**Fig. 1b**), based on digitalized nautical charts of bathymetric data obtained from the Brazilian Navy and complementary data provided by the Rio Grande Port Authority (Portos RS). The domain covers from 29° and 36°S to 48° and 54°W (**Fig. 1b**) and reaches the 3700 m depth isobath. The numerical mesh consists of approximately 33,000 elements, 50,000 nodes, and seven sigma levels in the vertical, with results output every 6 h.

For the oceanic boundary conditions (**Fig. 1b**), sea level data and regional tidal velocity fields were obtained from the OSU Tidal Inversion System (OTIS – Egbert and Erofeeva, 2002), an internal coupling to TELEMAC (TPXO). Temperature and salinity fields were derived from the HYCOM + NCODA Global project (Hybrid Coordinate Ocean Model, <https://hycom.org/>), with a temporal and spatial resolution of 3 h and 0.08°, respectively. At the surface boundary, data from ECMWF ERA-Interim and ERA5 (European Centre for Medium-Range Weather Forecast, <http://www.ecmwf.int/>) were applied with a temporal and spatial resolution of 6 h and 0.75°, respectively. All these data were interpolated in time and space for each numerical grid point. Daily river discharge data from the main tributaries (Guaíba and Camaquã) provided by the National Water Agency (ANA, www.hidroweb.ana.gov.br) were used for continental boundaries. Discharge data for the São Gonçalo Channel were obtained as water level data from the Mirim Lagoon Agency (ALM, <https://wp.ufpel.edu.br/alm/>), and transformed into flow data using the Rating Curve Method (Oliveira et al., 2015).

The hydrodynamic output of TELEMAC was calibrated and validated for the study region by several authors (Fernandes et al., 2001, 2002, 2005, 2007; Marques et al., 2010a; Bitencourt et al., 2020a; Lisboa et al., 2022), always yielding from good to excellent values of both RMSE and RMAE. The detailed calibration and validation of the numerical mesh used in this study have already been published in Fernandes et al. (2021).

Time series of current velocities, salinity, wind intensity, and direction were extracted for the jetties area at 6 h resolution to feed discussion of the microplastic transport model results. In this sense, the mean position of the salinity field was analyzed and used to calculate each plume duration, together with the cross-sectional vertical profile of the mean dispersion of the plumes. Pearson correlation tests were performed to evaluate the relationship between these variables in the plume's behavior, followed by linear regression to infer the type of such relationship.

2.3. Microplastic transport modeling

The TrackMPD model (Jalón-Rojas et al., 2019) simulates MP transport. TrackMPD consists of a 3D, extended Lagrangian numerical model developed in Matlab as an ad hoc open-access source to analyze the transport of plastic waste in marine and coastal systems. The model interpolates the hydrodynamic unstructured mesh from TELEMAC-3D to produce a structured mesh. To achieve a good resolution at the area of interest (i.e., jetties, **Fig. 1c**) without compromising computational time, the domain size was reduced, covering the sub-space between 52.38°-51.63°W and 32.89°-31.81°S, with a subsequent differential refinement for a better definition on the jetty's region.

TrackMPD differs from traditional Lagrangian particle tracking models by modifying particle characteristics over time and attributing specific behaviors. It consists of interactive and independent modules, which make it possible to incorporate all physical processes (such as advection, vertical and horizontal dispersion, sinking, resuspension, stranding, washing-off, and wind transport) together with the physical properties of the materials (size, density, and shape) and their behaviors (e.g., degradation and biofouling, modifying the above characteristics in the indicated time frame). For further details on TrackMPD calculations, readers can refer to Jalón-Rojas et al., (2019), Jalón-Rojas & Marieu (2023), and the Supplementary Data (Annex I).

2.4. Selection of simulation parameters for TrackMPD

The simulated periods were chosen based on the Ocean Niño Index (ONI) values (<https://ggweather.com/enso/oni.htm>). NOAA developed ONI to identify positive or negative El Niño (La Niña) events in the Tropical Pacific using the three-month average surface temperature (SST) anomaly for the Niño 3.4 region (5°N-5°S, 120°-170°W). The ONI classification allows identifying the intensity of events for at least three consecutive overlapping three-month periods, between "Weak" (with an anomaly of 0.5 to 0.9 SST), "Moderate" (1.0 to 1.4), "Strong" (1.5 to 1.9) and "Very Strong" (≥ 2.0) events. In this sense, we selected neutral (Mar/2014-Oct/2014), weak (Oct/2014-May/2015), and very strong (Aug/2015-Mar/2016) El Niño phases as simulation periods. For each period, three well-represented plumes were chosen from the salinity and current velocity field, considering a time scale from hours to a few days for each simulation, where the processes of coastal plume formation are more important. The selected periods of simulation and further statistics are provided in results section 3.3.

Sensitivity tests were conducted to identify numerical configurations that most accurately represented the simulation processes. For each parameter, activation within the control scenario (involving passive particles in the advective field provided by the TELEMAC velocity field) was carried out, with the aim of selecting values that closely resembled those of the control simulations. In this sense, vertical and horizontal dispersion coefficients were tested, together with the computational time for internal calculation and output liberation, the number of particles, and the release point. Horizontal (K_h) and vertical (K_v) dispersion coefficients were set up to typical values from coastal systems: 0.25 for K_h and 10^{-5} for K_v (Bogucki et al., 2005; Diez et al. 2008; Jalón-Rojas et al., 2019), as the small variations in these parameters didn't show significant changes. The computational time was also tested, varying from 2 sec, 30 sec, 1 min, 5 min, 10 min, and 15 min. The 10 minutes timestep was selected since it showed the best resolution in the particle's trajectories, without being as computationally expensive, as was observed for the shorter times. The particle amount was optimized by testing with 240 particles to ensure a comprehensive representation and facilitate even distribution across the available logical processors for efficient simulations. Finally, the release point was selected by initially considering the sampling sites and subsequently

determining the location where the export behavior of the coastal plume through the jetties could be most effectively observed.

Because the time scale was used to focus on plume behavior, the effects of degradation and biofouling were disregarded for the simulations, and only the deposition and resuspension modules were activated. Then, for each plume event simulated, we use two configurations of TrackMPD: (1) passive scenario only with advection and dispersion (incorporating the values of the horizontal and vertical dispersion constants K_h and K_v , respectively) and (2) sinking scenario with advection, dispersion together with the deposition resuspension modules activated. **Table 1** resumes the main parameters chosen for each scenario.

The characterization of the particles was defined from one of the most represented items in field sampling (Section 3.1, **Fig. 2**) in terms of MPs type and average size, the same as referred to in other coastal and ocean environments from the literature (Zhao et al., 2019). Polyester fibers, highly produced in the industry (Geyer et al. 2017), were reported as a land source important contribution from industrial and urban washing machines, that are not being retained by effluent treatment plants (Napper and Thompson, 2016). Thus, polyester fiber was selected for the TrackMPD simulations and the reference value of density according to the type of particle was used as 1380 kg m^{-3} (Nguyen et al. 2022). The sinking behavior was set up by adding the constant settling velocity value (W_s) of 0.1 mm s^{-1} proposed as the lowest value experimentally found by Nguyen et al. (2022) for polyester fibers and referenced by Jalón-Rojas et al. (2021) as a relatively low value characteristic of small fibers.

Table 1. Summary of the particle parameters such as size, polymer type, density, and settling velocity, and the configurations selected for the simulations, such as timestep for the calculations and for the outputs, dispersion constants, and particle behaviors modules selection for activation.

GENERAL PARAMETERS									
Cores	TimeStep Calc	TimeStep Out	# days		Particle Shape	Particle Polymer	Particle Density	Particle Size	Particle Dequi
8	10	10	Plume duration		Fiber	Polyester	1380*	0.0015	0.0012
TRACKMPD SIMULATION CONDITIONS									
		Kh	Kv	Initial Ws Option	Beaching	Refloating	Deposition	Resuspension	Biofouling
1. PASSIVE: (Advection + Dispersion)		0.25	10 ⁻⁵	0	No	No	No	No	No
2. SINKING: (Advection + Dispersion + Deposition)		0.25	10 ⁻⁵	0.1 mm s ⁻¹ *	No	No	Yes	Yes	No

*Nguyen et al, 2022.

2.5. Model results postprocessing

For each simulation, total particle displacements were calculated as the resulting distance from the liberation point to the final position, and total trajectories were determined as the sum of distances covered by particles at each timestep. Statistical analysis included a one-way ANOVA with posthoc Tukey HSD analysis to assess the statistical differences in total displacement and trajectory. In addition to the ANOVA, a linear regression, and Principal Component Analysis (PCA) were applied to reduce dimensionality and characterize the relationship between particle distances, water discharge, plume duration, and wind intensity.

The spatial distribution of MPs was represented by calculating the density probability maps for surface and vertical dispersion. For this purpose, the longitude, latitude, and depth of each particle at each time step was computed, the number of particles was quantified in the grid, and then normalized with respect to the total number of data points in the specified arrays to obtain a probability distribution in the study domain. Vertical density figures (Supplementary Data, Fig. S8, S12, among others) represent results as depth versus time probability, showing the time steps until final fate.

2.6. Model validation with field data

The transport trends of MPs were validated by undertaking two field surveys with a total of seven surface water collections within the study area in the context of the PLUMPLAS Project (Zavialov et al., 2020). MP density accumulation results were compared to TrackMPD simulations results (similar configuration to those described above) performed for the same data of field collections.

Sampling was carried out during plume formation events, corresponding to June 3rd and July 21st, 2022, using a 300 μm "Manta" type surface trawl, 30 x 60 cm mouth and 2 m long (Zheng et al., 2021). Surface layer suspended material was collected for approximately 15 min at each transect (**Fig. 3**). The in-situ measurements were synchronic with Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP) and conductivity, temperature, and depth (CTD) readings, acquired at 0.1 m intervals. These measurements provided information on current velocity and water flow filtered by the net, along with the physical characterization of the water mass (**Table 2**) as recently recommended by Defontaine and Jalón-Rojas (2023).

Samples were stored in glass jars and taken for post-processing in the laboratory, following the methodology suggested by Zheng et al. (2021) and adapted for our case study. All steps were performed with special care to avoid environmental and systemic cross-contamination, using cotton lab coats, manipulation bell, glass materials such as Petri dishes, filtration system and containers, and metal tools such as spatulas and tweezers, all cleaned with distilled-filtered water beforehand (Bogdanowicz et al. 2021). Samples were processed with 30 mL of 35% H_2O_2 previously filtered and digested in an oven at 40°C for at least 48 h until organic matter was removed (Pfeiffer & Fisher 2020). Subsequently, samples were filtered in a vacuum system, inside a closed hood to avoid environmental contamination, on 95 mm nitrocellulose filters with 300 μm porosity, and stored in glass petri dishes. The dry filters were analyzed under a tri-ocular stereoscope (COLEMAN, model NSZ 606T) coupled to a camera and the Opticam Microscopy OPTHD software (version 3.7.11443.20180326) inside a closed protective hood, and items identified as potential plastic were characterized at 10x magnification according to size, shape, and color. These debris particles were chemically characterized using Fourier-transform infrared (FTIR) spectroscopy analysis (Bruker's Alpha P) in ATR

mode using a zinc selenide (ZnSe) crystal in the region of 4000-600 cm^{-1} with a resolution of 4 cm^{-1} and 128 scans. The particle spectra were processed and identified using the Open Specy library (<https://openanalysis.org/openspecy/>) (Cowger et al., 2021) and then the total MP concentration was corrected incorporating the percentage of synthetic particles observed by the FTIR analysis.

Blanks were used to assess contamination of both the lab procedure itself and the environment (Bogdanowicz et al., 2021). In this sense, each sample was accompanied by a blank Petri dish with a clean filter throughout the procedure, which was treated the same as the samples were. To evaluate the contamination of the whole filtration system, an extra blank was performed using the same procedure as the samples, but without a sample. When plastics were detected in the blanks, the same items were finally removed from the sample and those recorded in the system blank were also removed for all samples.

The concentration results of MPs were also utilized to extrapolate the MP export rate of the upper layer of the estuary mouth, by employing a bottom-up approach (Boucher et al., 2019). This involved considering the observed surface concentration of MPs at the sampling point near the mouth of the jetties. This place corresponds to where the water flow was estimated for each survey, and where the lowest concentration of MPs was recorded. The water discharge on the upper 1 m layer was calculated by extracting the water current velocity fields from the modeling results and by multiplying them by the surface area, estimated at 700 m^2 . This allowed us to calculate the total export of MPs by the surface layer of the plumes under differential conditions of water discharge, in a conservative way.

3. Results

3.1. Field data for model validation

3.1.1. Observed MPs

MPs were detected in all seven surface water samples (**Table 2**). A total of 2564 potential plastic particles were counted and identified, ranging from 93 to 725 items per transect (**Fig. 2**), with an average of 0.85 items m^{-3} (SE = 0.48 items m^{-3}). Length ranged from 0.04 to 98.97 mm, categorizing most of the particles as MPs (i.e., 1 μm - 5 mm) where the highest size frequencies were detected (92%). Mesoplastics (5 mm - 25 mm)

were detected with lower abundance (8%), and finally, just a few macroplastics were observed (> 25 mm) (**Fig. 2**). Fibers represented 47% of the total MPs observed, being the rest 53% fragments (including films and spheres).

The relative percentage of polymeric composition per sampling station in each field survey is presented, as analyzed by FTIR spectroscopy is shown in Fig. 2. A total of 209 items was processed, constituting 8% of the total particles, with 189 items (90%) identified as synthetic polymers. Eight different polymeric types were identified, where Polypropylene (PP) and polyethylene (PE) accounted for 76% of confirmed plastic particles, being the most representative polymers from recovered items. In the analysis of June-MPs, polypropylene (PP) was the dominant polymer, i.e., 36%, followed by polyethylene (PE) 30%, alkyd varnish from polyester resin paints 20%, polyester (PES) 11%, and polystyrene (PS) at 2%. In July-MPs, a higher polymeric diversity was observed, especially in sampling station 1. Polyethylene was the most representative type with 55%, followed by polypropylene 24%, polystyrene 9.66%, polyester 6%, epoxy resin 2%, rubber 2%, alkyd varnish 1%, and ethylene-vinyl acetate (EVA) 1%.

Table 2. Field sampling characteristics and MPs concentration for modelling validation.

	Station	Transect distance (m)	Filtered Volume (m ³)	Water Discharge* (m ³ s ⁻¹)	Plastic Fragments	Plastic Fibers	Total Plastics	Plastic concentration (items m ⁻³)
June -03-2022	1	2037	366.7	5900	59	114	174	0.47
	2	2408	433.4		102	138	239	0.55
	3	2315	416.7		50	33	83	0.20
July-21-2022	1	2100	378.0	10576	177	121	298	0.79
	2	1716	308.9	11472	124	107	231	0.75
	3	2554	459.7	11087	427	204	632	1.37
	4	2890	520.2	7418	283	368	652	1.25

*Water discharge through the lagoon outlet, estimated using fixed ADCP located at Pilot Station (**Fig. 1c**), multiplied by the current speed by the section area for the high level (10,000 m²) by the flow period (estimated in 12 hours).

MPs concentration was corrected according to the results of the FTIR analysis in a 90% of the observed potential MPs.

Fig. 2 shows the characterization of analyzed particles for both field samplings (June 3rd to the left, July 21st to the right of the plot), where the number of items per sample (top) and the size distribution frequency (middle) are shown, together with the FTIR results (bottom). During the June 3rd field survey (**Fig. 2** - left), the mean concentration of all transects was 0.40 items m⁻³ (SE = 0.19 items m⁻³). In the first transect, outside the jetties, a total of 174 plastic items were identified (0.47 items m⁻³), including 114 plastic fibers (0.31 items m⁻³) with an average length of 1.82 mm and 59 plastic fragments (0.16 items m⁻³) with an average length of 0.52 mm. The second transect, set perpendicular to the first, yielded 239 plastic items (0.55 items m⁻³), comprising 138 plastic fibers (0.31 items m⁻³) with an average length of 0.19 mm, and 102 plastic fragments (0.23 items m⁻³) with an average length of 0.55 mm. The third transect, conducted next to the jetties' mouth, showed a total of 83 potential plastic items (0.20 items m⁻³), which consisted of

33 plastic fibers ($0.08 \text{ items m}^{-3}$) with an average length of 5.29 mm, and 50 plastic fragments ($0.12 \text{ items m}^{-3}$) with an average length of 2.08 mm.

During the July 21st field survey (**Fig. 2** - left), the samples attained a mean concentration of $1.04 \text{ items m}^{-3}$ ($\text{SE} = 0.31 \text{ items m}^{-3}$). The first transect was located next to the jetties' mouth, where a total of 298 plastic items ($0.79 \text{ items m}^{-3}$) was observed, including 121 plastic fibers ($0.32 \text{ items m}^{-3}$) with an average length of 5.39 mm, and 177 plastic fragments ($0.47 \text{ items m}^{-3}$) with an average length of 1.95 mm. The second transect was conducted within the jetty's channel, resulting in a total abundance of 231 plastic particles ($0.75 \text{ items m}^{-3}$), consisting of 107 plastic fibers ($0.34 \text{ items m}^{-3}$) with an average length of 1.21 mm, and 124 plastic fragments ($0.40 \text{ items m}^{-3}$) with an average length of 1.22 mm. The third transect, located outside the jetties where the plume front was observed, exhibited a total abundance of 632 items ($1.37 \text{ items m}^{-3}$), including 204 plastic fibers ($0.44 \text{ items m}^{-3}$) with an average length of 2.16 mm and 427 plastic fragments ($0.93 \text{ items m}^{-3}$) with an average length of 0.94 mm. The fourth transect, was conducted in the Pilot Station area transversely set to the channel and recorded a total abundance of 652 plastic items ($1.25 \text{ items m}^{-3}$), consisting of 368 plastic fibers ($0.71 \text{ items m}^{-3}$) with an average length of 3.13 mm and 283 plastic fragments (0.54 item m^{-3}) with an average length of 1.28 mm.

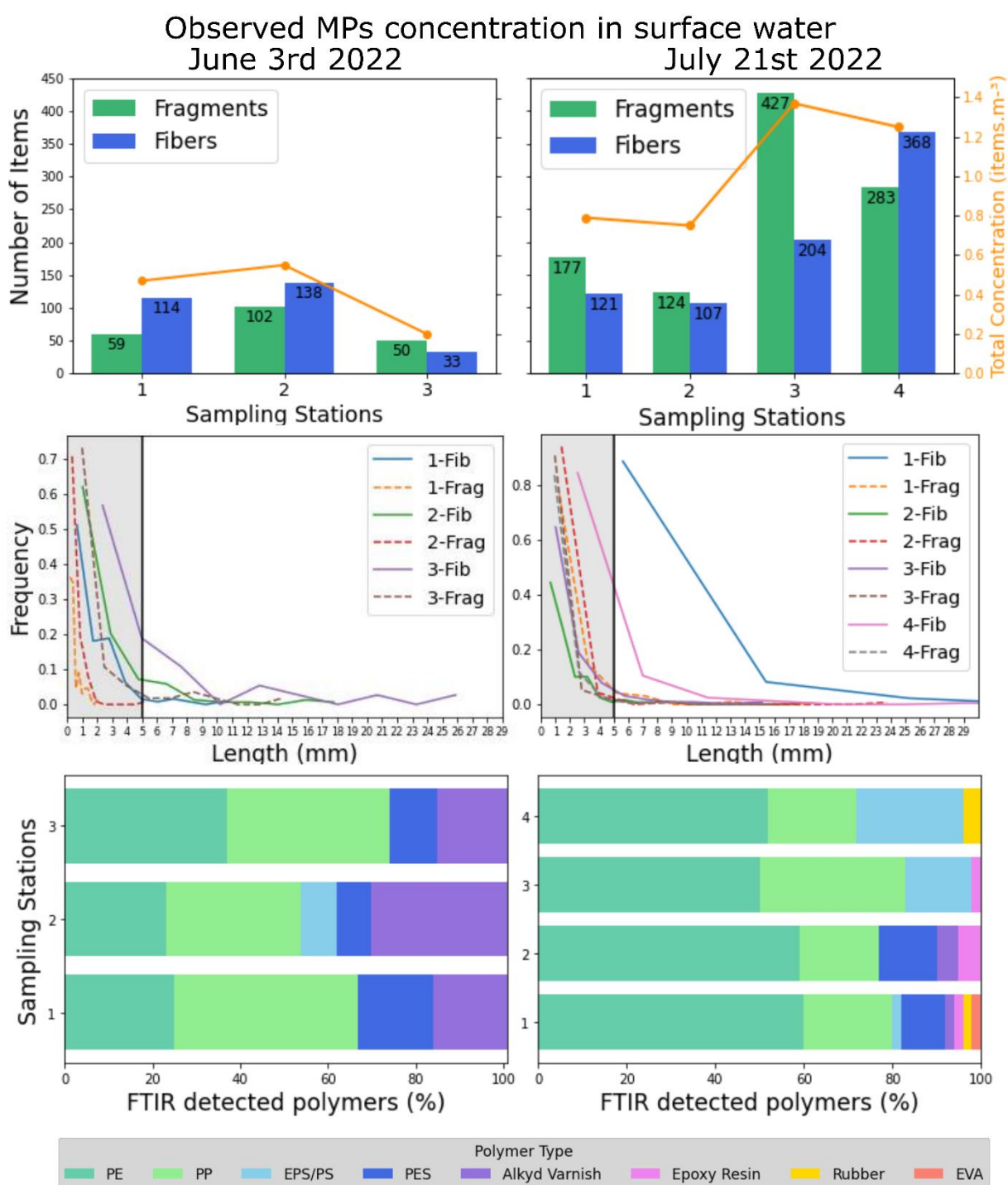


Fig. 2. Field observed results and FTIR analysis from the manta net surface samplings for both June 3rd (left) and July 21st, 2022 (right). The uppermost plots show number of items corrected according to the results of the FTIR analysis, following the classification as fragments (green) and fibers (blue) for each sampling station, and the second Y-axis (on the right) expresses in orange line the total concentration values for each station in items.m⁻³. Middle-plots show the length frequency distributions, where each MP category (1 μ m - 5 mm) is pointed out within the vertical a gray box, where the solid lines correspond to

fibers and dotted lines correspond to fragments. The lowermost plots show the relative polymeric composition of identified MPs by FTIR spectroscopy, according to the color references described below.

3.1.2. Model validation

For model validation purposes, **Fig. 3** shows the concentration (items m^{-3}) of field-sampled MPs on the left side of the plot together with the TrackMPD simulation results displayed as a probability density map for each field survey (June 3 at the top, July 21 at the bottom) to the right of the panel. TrackMPD results revealed a good agreement between observed and simulated data. While a direct quantitative comparison of these variables is not feasible, a qualitative assessment reveals a consistent concentration pattern in both observed and simulated scenarios. Notably, both situations exhibit a similar trend of higher MPs concentration near the saline front adjacent to the jetties' mouth. This consistent replication of observed patterns strongly indicates the model's reliability for reproducing the transport features of MPs.

distribution together with the wind rose characterization, where black lines refer to the location of each sampling station. Right plots show the TrackMPD results, simulated for the same day, expressed as a density map. Note the similar accumulation pattern on the convergence areas of the coastal plume for both observed and simulated data.

3.2. Estimation of MP export trough observed coastal plume events – a bottom-up approach

During the June 2022 plume event, the mean water discharge value was lower than the second event of July 2022, which exhibited a strong mean discharge. The mean water discharge calculated at the surface layer (1 m) represented, on average, 7% of the mean water discharge out of the entire water column between the jetties on the analyzed plumes. For the June 2022 survey, by extrapolating the MP concentration observed in transect 3 ($0.20 \text{ items m}^{-3}$; **Fig. 2**), the water discharge restricted to the surface layer ($413 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), resulted in 83 particles exported per second. This means a total export of approximately 7.1×10^6 items per day. Similarly, for the July 2022 survey, considering the MP concentration in transect 2 ($0.75 \text{ items m}^{-3}$; **Fig. 2**) and a water discharge value of $803 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, the number of MPs being exported per second attained 602 items. Thus, a total export of 52×10^6 items per day was calculated.

3.3. Coastal plume hydrodynamics

The time series of modeled water discharge between from the lagoon to the ocean, from January 2014 to May 2016, is reported in **Fig. 4**, where positive (negative) values indicate ebb (flood) flows. The mean discharge at the mouth was $2,566 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, within well-represented plume events selected based on the ONI index. Table 3 shows the descriptive statistics for each of the nine simulated plumes, where the ONI condition, duration, direction of deflection, and mean discharge were described. The first three plumes (i.e., PL1, PL2, PL3) formed under an ENSO neutral period, the fourth, fifth and sixth plume (PL4, PL5, PL6) developed under weak ENSO events, while the last three plumes (PL7, PL8, PL9) formed during very strong ENSO events.

Results suggest that there was no significant relationship in terms of water discharge at the mouth and the ONI index, but there was a significant positive relationship between the water discharge and the wind intensity ($r = 0.74$; $p < 0.05$). The linear regression for

these variables showed a y-axis intercept value of 620.3 and the coefficient for wind intensity was 1,112.7, with an R^2 of 0.54 (Fig. S4).

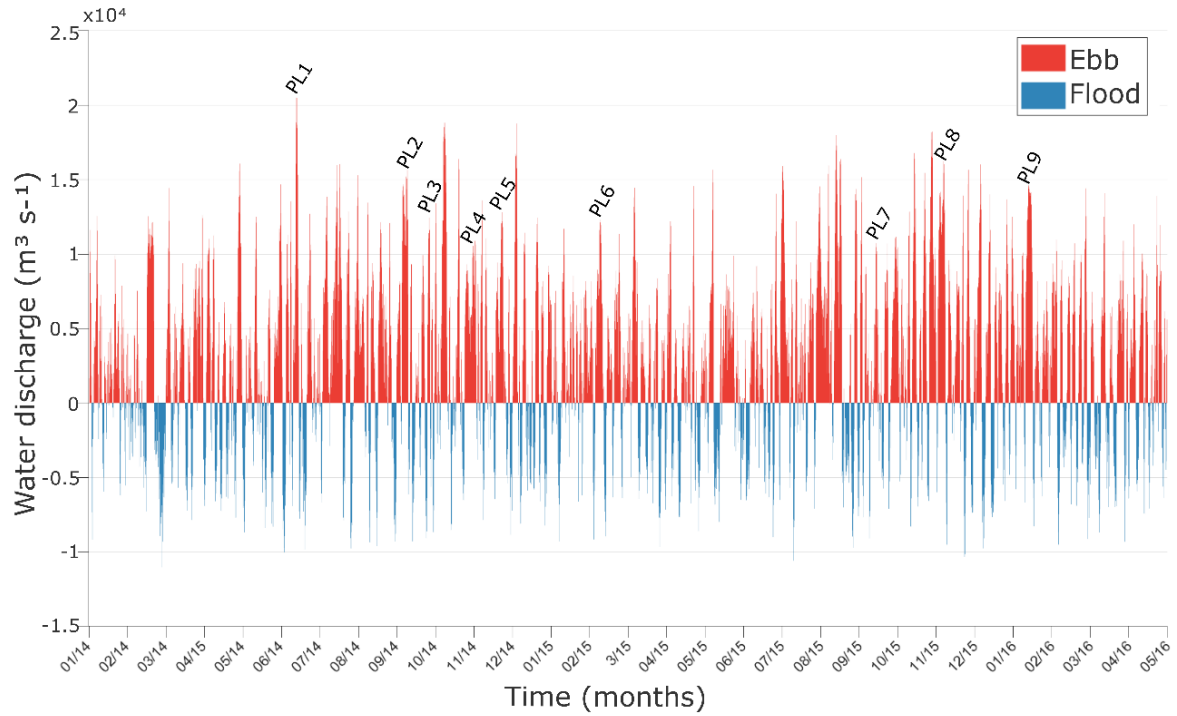


Fig. 4. Modeled water exchange at the cross-sectional area of the jetties. Positive values refer to the discharge outflow (ebb - red), and negative values refer to the inflow (flood - blue). Each plume selected for further investigation is indicated above the discharge peaks (i.e., PL1 through PL9).

Plumes PL1, PL3, PL8, and PL9 were classified as high-discharge events at the mouth, with mean discharge values of $10,497 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $12,555 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $12,139 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $11,167 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ respectively (**Table 3**). Similarly, PL2, PL4, PL5, PL6, and PL7 were classified as either low or intermediate discharge events with mean water discharge of $6,121 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $6,956 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $6,601 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $7,439 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $6,308 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, respectively. All events showed the predominance of northerly winds with different combinations of east and west wind components. Fig. 5 shows three out of the nine plumes (PL1, PL5, and PL8) to depict the common hydrodynamic trends of the plumes. The supplementary material reports the remaining plumes (Fig. S1, S2, S3).

Table. 3. Mean discharge, wind intensity, plume duration, and ONI condition for each simulated plume. High discharge events of PL1, PL3, PL8 and PL9 are depicted with bold.

REF	El Niño Condition (ONI)	Initial date	PERIOD		Mean Discharge (m ³ .s ⁻¹)	Mean Wind Intensity (m.s ⁻¹)
			Final date	Duration (days)		
PL1	Neutral	2014/06/10	2014/06/13	3	10,497	8.2
PL2	Neutral	2014/07/29	2014/08/03	6	6,121	4.7
PL3	Neutral	2014/09/02	2014/09/06	5	12,555	10.5
PL4	Weak	2014/10/22	2014/10/29	8	6,956	5.3
PL5	Weak	2014/11/16	2014/11/22	6	6,601	6.1
PL6	Weak	2015/02/01	2015/02/06	5	7,439	8.1
PL7	Very Strong	2015/09/19	2015/09/24	5	6,308	7.9
PL8	Very Strong	2015/10/24	2015/10/31	7	12,139	7.7
PL9	Very Strong	2016/01/20	2016/01/25	5	11,167	8.3

As shown in **Fig. 5**, the onset of each plume event was observed under the sustained incidence of northeasterly winds. This wind condition modulated the water level difference between the upper and lower reaches of the estuary, thus generating the necessary barotropic pressure gradient for the freshwater export as a coastal plume to the ocean. The highest peak of discharge from the jetties' mouth (i.e., PL1), attained a maximum discharge value of 20,509 m³ s⁻¹ and a mean discharge of 10,497 m³ s⁻¹ during the three-day plume event. During PL5, the maximum discharge value was 12,807 m³ s⁻¹ (**Fig. 4**), while the mean discharge during the six-day plume event was 6,601 m³ s⁻¹. The wind incidence was predominantly from the northeast, but as the wind direction shifted to the south, the water flux was quickly reversed (**Fig. 4**), and the plume broke up and ceased to disperse freshwater to the ocean. For PL8, the maximum discharge value was 16,246 m³ s⁻¹ and mean discharge of 11,167 m³ s⁻¹ for the seven-day plume event.

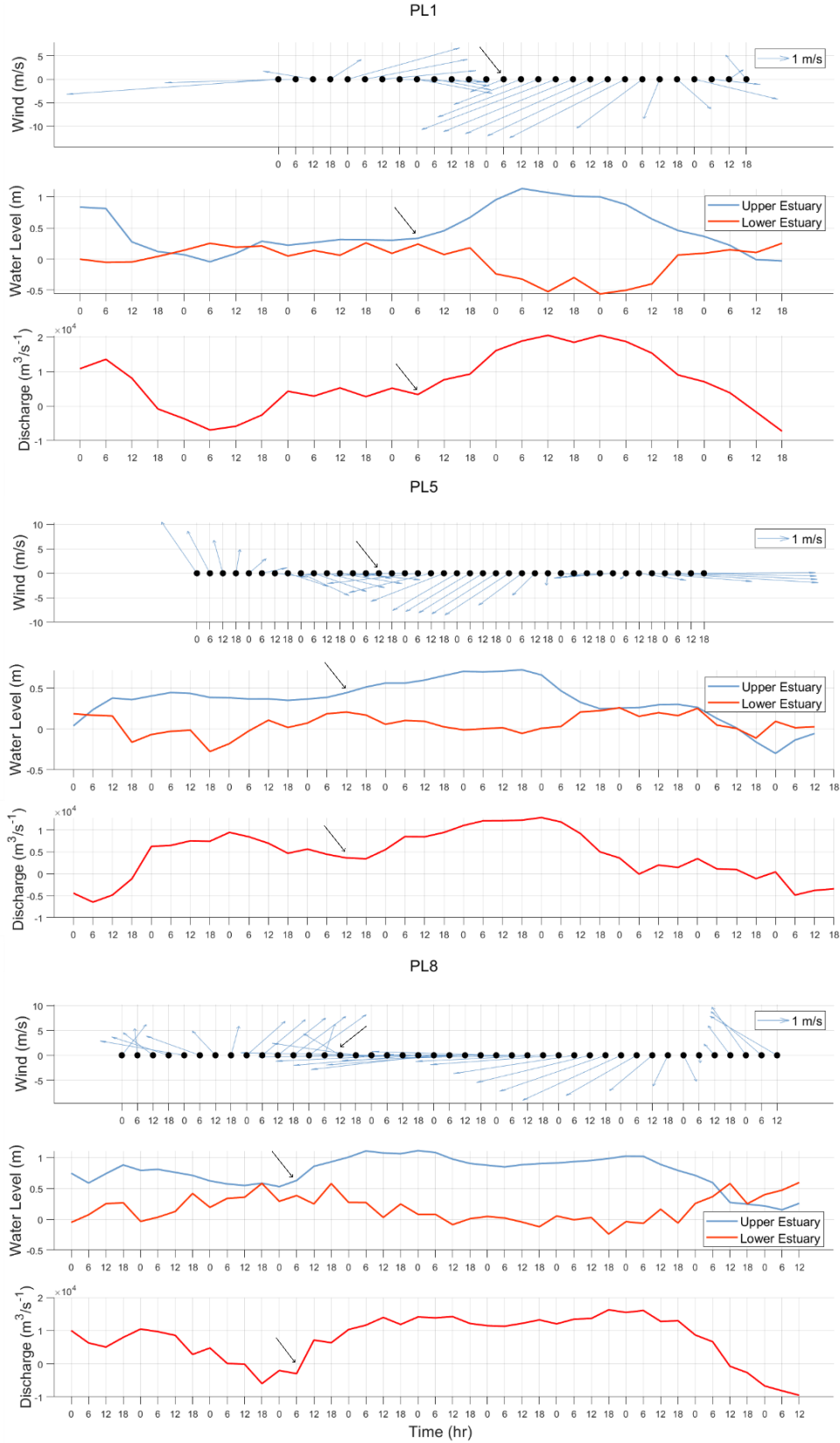


Fig. 5. Wind intensity and direction, water level (upper and lower estuary) and water discharge at the jetties mouth for the high discharge plumes PL1, PL5 and PL8. The time series extraction for this analysis started three days before each plume formation. The black arrows indicate the moment of plume formation and the time of particle release for the TRACKMPD simulations.

3.4. MP dynamics simulations

3.4.1. Passive scenario: Advection – Dispersion simulations

The results of the first configuration are presented in **Fig. 6** as surface trajectories over the mean salinity and density maps for surface probability for all nine plumes. Such figures also show the density probability map and the wind rose characterization for a complete understanding of both MP and plume behavior. For this first set of simulations (**Fig. 6**), the particles were not only affected by advection, but also for the turbulent dispersive process. Under this configuration, the MP dynamics in the coastal plume area of influence was mainly controlled by the water discharge and wind direction.

As a general trend, all simulated particles of all nine plumes remained on the surface, with a south-west displacement trend, where 69% of them were transported out of the domain (Table S2), and vertically most of them reached the 5 m isobath. By the end of the simulations, particles were transported out of the domain through the south-west ocean boundary, about 49 and 86 km from the liberation point. The particle trajectories to the southwesterly direction parallel to the coastline represent the north-easterly wind response, characteristic during such plume events. When the surface trajectory was analyzed together with the mean salinity field (**Fig. 6**), particle trajectories followed the freshwater dispersion and were more likely to occur on the plume boundary, over the 25 isohalines approximately, where the saline front was located. Following this pattern, the particles accumulated rather on the small gyre generated between the west side of the jetties and Cassino beach, and on the north-easterly region of the jetties (**Fig. 6**).

Plumes events PL1, PL3, PL6, PL7, PL8 and PL9 exhibited the same accumulation pattern mainly in the gyre region and in the southwest pathway contouring the saline front about 9 km offshore. On PL1, approximately 20% of the particles showed a final fate inside the domain, and the remaining 80% was transported to the offshore region, out of domain after the 4 days of plume duration, with a tendency of accumulation in two regions. Firstly, in the gyre southwest of the jetties' mouth, and secondly along the east side of the jetties, showing first an accumulation spot in the northeast region, but then being transported to the southwest following the parallel pathway to the coastline, contouring the freshwater plume (**Fig. 6** PL1). The maximum depth attained by the

particles during this event was 5 m (Fig. S8), lasting for 3 days after the liberation, but most of the particles were accumulated between the surface and 2 m depth (Fig. S9).

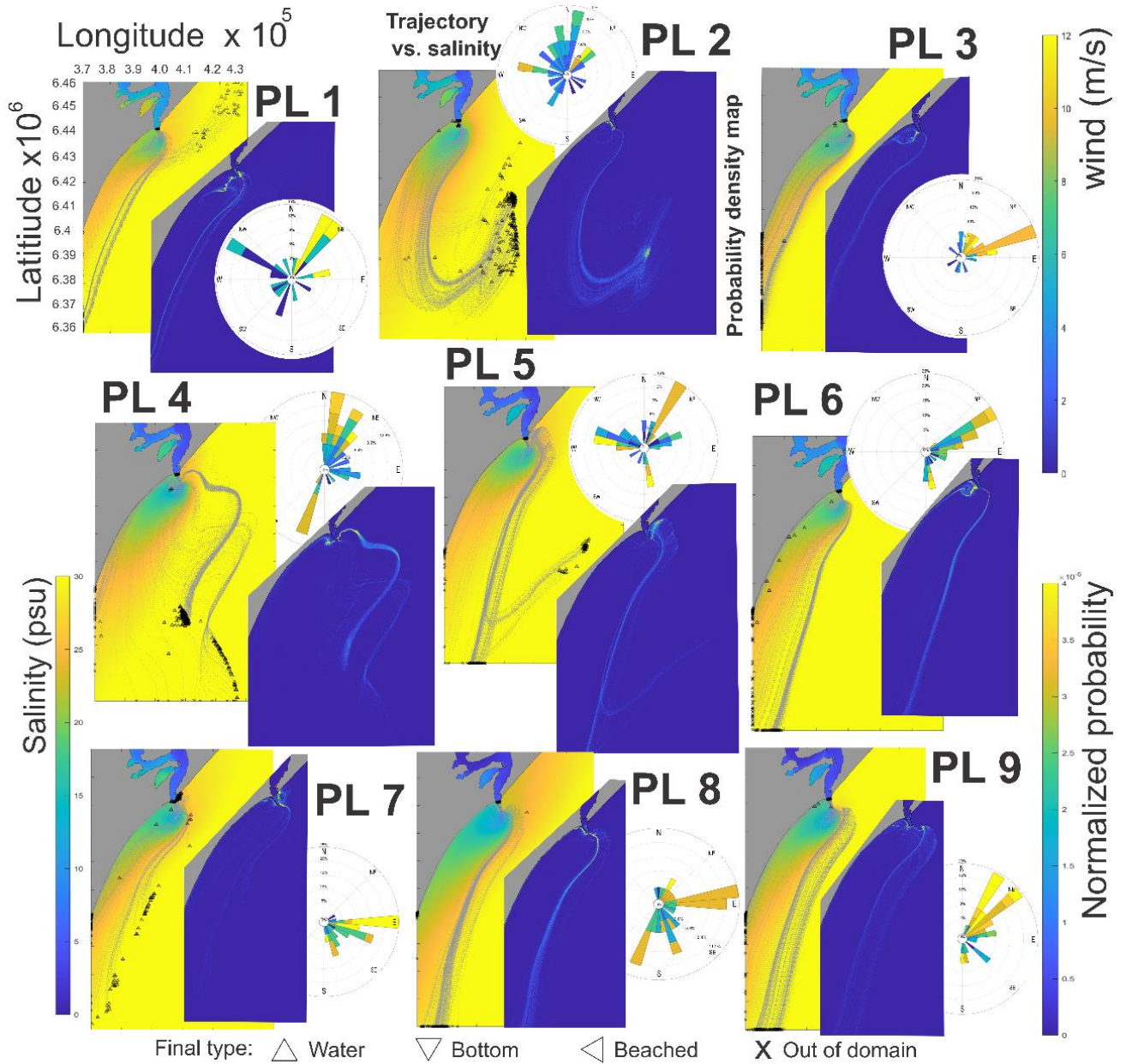


Fig. 6. Simulated MP trajectories for advection and dispersion conditions for all nine plumes. For each plume (subplots 1-9), yellow figures are the surface 2D trajectories plotted in relation to the mean salinity, where the symbols indicate the final fate of particles, as referenced in the legend (Water▲, Bottom▼, Beached◄ and Out of Domain×). Blue figures show the density maps for the surface dispersion. Wind roses are also plotted for each plume to complement the understanding of the MP behavior.

PL3 (**Fig. 6** PL3) had only 3% of the MP particles inside the domain at the end of the simulation, and the remaining 97% were recorded out of domain. During this 5-day event,

particles showed a vertical dispersion between the 2 m depth, reaching a maximum depth of 4 m in the gyre region south of the jetties and Cassino beach (Fig. S12) after the fourth day (Fig. S13). PL6 lasted 5 days and a total of 3% of the particles remained inside the domain with the remaining 97% out of domain. Vertically, they reached a maximum depth of 6 m in the gyre accumulation spot, at the end of the simulation period (Fig. S16, S17). PL7 also lasted 5 days. The final fate of the particles showed that 60% stayed inside the domain and 40% were transported out of domain by the end of the simulation. Same as the behavior observed for PL1, the particles showed a dispersion firstly to the north, where they first accumulated and then were transported to the southwest quadrant. Vertically, the densest depth was observed between surface and 1 m depth, but the maximum depth was 4 m during the second day of simulation (Fig. S20). PL8 event lasted 7 days, with almost all particles transported out of the domain also in the southwest boundary. The vertical distribution was on average between the surface and the 3 m depth during the fourth day, with only a few particles reaching a maximum depth of 5 m (Fig. S24, Fig. S25). PL9 lasted 5 days and at the end of the simulation, only 1% of particles remained in the domain (and 99% out). Such a 1% consisted only of 3 particles located between the jetties and Cassino beach. Most of the particles displayed a vertical dispersion between the surface and 2 m depth. After the second day of simulation a depth of 4 m was attained (Fig. S29).

PL2, PL4 and PL5 also showed MP dispersion patterns to an offshore direction. PL2 lasted 6 days and the expelled particles by the coastal plume were transported firstly to the south-west, and then shifted to a north-east trajectory. In this case, the dispersion of all the particles was completely maintained inside the domain (except for only one MP particle) during the plume simulation. The densest areas were mainly located along the westerly jetty outside the channel, in the saline frontline and in an offshore area to the south direction. The vertical dispersion for this event was concentrated between the surface and the 2 m depth, although the maximum depth in this area was 7 m at the fourth day of simulation (Fig. S33). PL4 lasted 8 days and 75% of the particles remained in the domain by the end of the simulation (and 25% out). The surface dispersion pattern for this event showed northeasterly trajectories, where the densest regions were observed, that ended up in an offshore area on the south quadrant of the domain, reaching a maximum depth of 6 m (Fig. S36), after the fifth day of simulation (Fig. S37). The second

densest region for this event was also located in the gyre between the westerly jetty and Cassino beach. PL5 consisted of a 6-day event where 17% of the MP particles stayed in the domain, following an eastward trajectory, and the remaining 83% was transported outside of domain by the sixth day of simulation. The densest areas were identified close to the saline front to the northeast of the jetties. On the vertical axis they reached a maximum depth of 4.5 m (Fig. S40), with a higher accumulation until 2 m depth, during the three-day simulation (Fig. S41).

3.4.2. Sinking scenario: Advection – Dispersion – Deposition simulations

Fig. 7 shows the results for the second set of simulations, where the deposition process was activated as an input to the analysis of MP trajectories to represent the sinking behavior in synthetic MP fiber. For all nine plumes, the main area of deposition followed the freshwater dispersion with a southwest direction, parallel to the coast. Thus, 100% of the particles were deposited at the bottom within the domain during the 48-hour plume simulation for all the events.

In PL1, PL5 and PL7, two main areas of accumulation and deposition were detected, the first one on the backside of the eastern jetty and the second one in the gyre region between the western jetty and Cassino beach. During this dispersion pattern, particles being expelled from the middle of the jetties mouth, followed first a trajectory to the east and then shifted to the west during the deposition. Particles being expelled from the west region, entered the gyre and deposited, whereas the remaining fraction was transported southwest parallel to the coast. Particularly, plastic fibers in PL1 reached a maximum depth of 13 m (Fig. S44), after 36 hours of simulation (Fig. S45). In PL5 they deposited at a maximum depth of 16 m (Fig. S48) by the 48 hours of simulation (Fig. S49). PL7 also showed a deposition area both inside and outside the jetties' mouth, reaching 8 to 12 m depth, but in the southwest coastal region, the 12 m depth isobath was similarly attained (Fig. S52).

For PL2, PL3 and PL6 there were two main areas of fiber deposition, one between the jetties and Cassino beach, and the other in the southwest portion of the domain, just off the freshwater boundary. The highest probability of occurrence of these MP fibers under such event conditions was observed in the saline front and in the gyre. Thus, the

vertical trajectory plots for these events indicate that particle dynamics during the deposition process, formed a loop until reaching a depth of 10 to 12 m in the gyre next to the jetties in less than 24 hours. However, for PL2, the deepest deposition point was recorded in the southwest portion of the domain, i.e., at 14 m depth after 30 hours of simulation (Fig. S56, S57), where a maximum horizontal displacement of 61.1 km was measured (Section 3.4.3, **Table 4**). Similarly, for PL3 and PL6, fibers reached a maximum depth of 15 m in the southwest deposition area within 42 and 48 hours of simulation (Fig. S60 and Fig. S64 respectively).

Finally, for plumes PL4, PL8 and PL9, most of the deposition occurred in the gyre between Cassino beach and the jetties, and in the southwest coastal region, following the freshwater dispersion. PL8 also showed deposition areas inside the jetties. Accordingly, for these simulations, the densest areas were observed within the gyre and in the eastern side of the saline front just next to the jetties' mouth. In PL4 fibers reached a maximum distance of 38.5 km away from the jetties' mouth in the southwest direction parallel to the coast. Particles attained a depth of 10 to 12 m (Fig. S68) within 24 hours of simulation, but a deepest localization of nearly 15 m was detected in the southwest coastal region within less than 40 hours of simulation (Fig. S69). In PL8, the fibers reached the 11 m depth isobath in the gyre region (Fig. S72), by the first 30 hours of simulation, whereas the maximum depth of 16 m was reached at the 48 hours of simulation (Fig. S73). In PL9, the maximum displacement distance of the fibers attained 39.6 km, and they deposited at 16 m depth (Fig. S76) within 48 hours of simulation (Fig. S77).

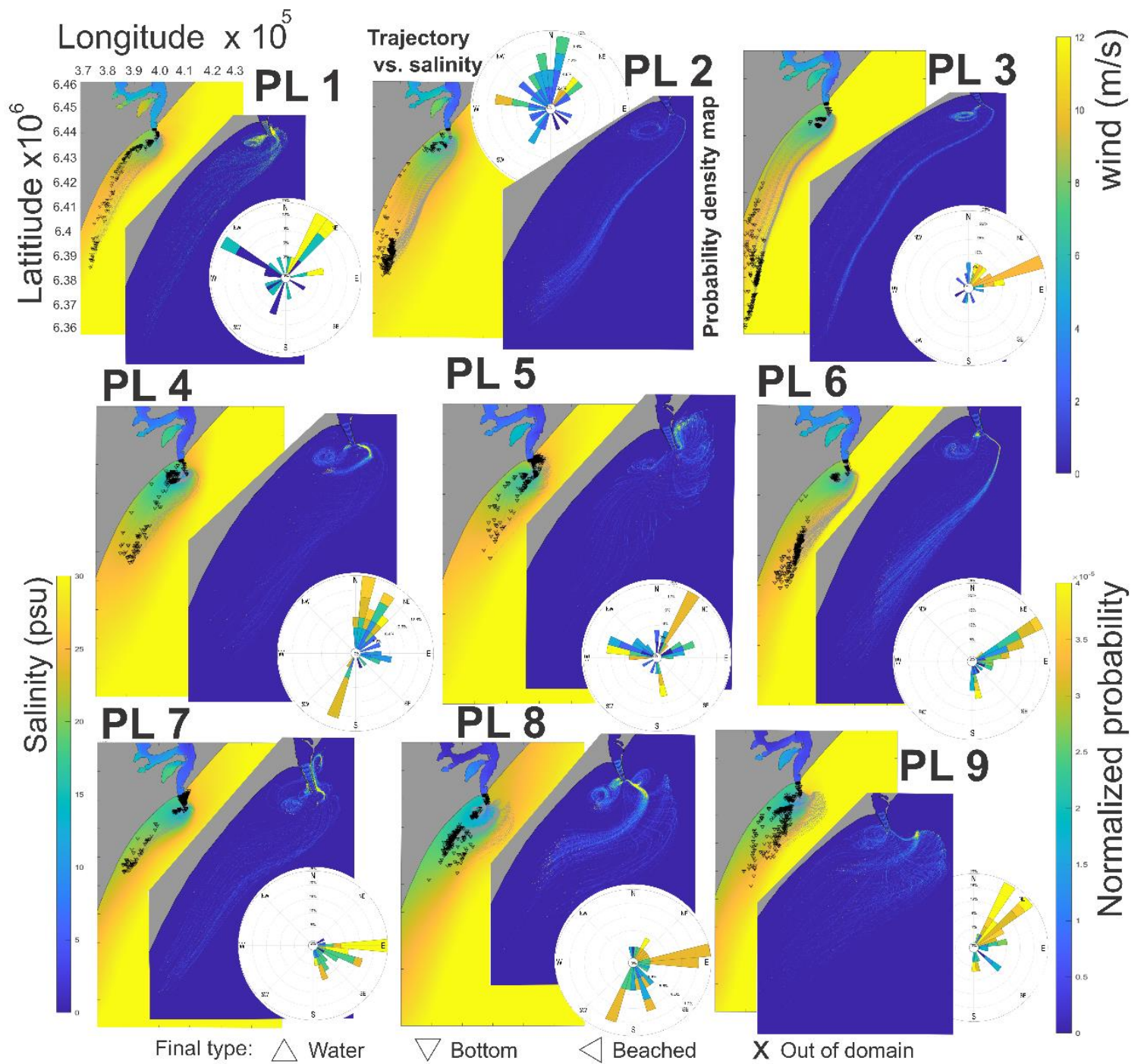


Fig. 7. Simulated MP transport and accumulation for PL1 through PL9 considering advection, dispersion, and deposition processes. For each plume, yellow figures show the surface 2D trajectories plotted over the mean salinity, where the symbols indicate the final fate of the particles, as referenced in the legend (Water $\blacktriangle$, Bottom $\blacktriangledown$, Beached $\blacktriangleleft$ and Out of Domain $\times$). Blue figures show the density maps for the surface dispersion. Wind rose plots are also reported for each case.

3.4.3. *MP particles displacement and trajectories*

Table 4 shows the mean, maximum and minimum horizontal displacement and trajectories traveled by the simulated MPs in the proposed scenarios, combining the nine plume events and two model configurations: (1) Passive: advection + dispersion + sinking and (2) Sinking: advection + dispersion + sinking + deposition). We observed differences in the distances attained by the particles in each plume depending on the scenario simulated and the environmental conditions forcing the MP behavior. In this sense, to understand the significance of these physical drivers, they were statistically analyzed together with the resulting distances. Under the passive configuration, the particle displacements showed a stronger positive relationship with the water discharge ($r = 0.34$; $p < 0.001$) than that of the wind intensity ($r = 0.18$; $p < 0.001$). However, when the trajectory was added to the analysis, the relationship was inverted, showing negative correlations with the wind intensity ($r = -0.48$; $p < 0.001$) and the water discharge ($r = -0.16$; $p < 0.001$). An ANOVA test showed differences in the total distance between plumes ($F = 207.1$; $p < 0.001$, Fig. S5). Also, the PCA diagram (Fig. 8), showed that the MP mean displacement was rather related to the mean discharge whereas the trajectory was related to the event duration.

Under the second configuration of sinking behavior, the displacements attained by the particles characterized as fibers, from the liberation point until bottom deposit, showed a weak positive relationship with water discharge ($r = 0.13$; $p < 0.001$), and wind intensity ($r = 0.11$; $p < 0.001$). Similarly, the particle trajectories showed a low positive correlation coefficient with water discharge ($r = 0.19$; $p < 0.001$), and with wind intensity ($r = 0.12$; $p < 0.001$), differing from the previous scenario where this relationship was negative.

Table. 4. Summary of the simulated surface displacement and trajectory attained by MPs particles in each TrackMPD simulation.

Plume Event	Scenario	Distance	Mean (m)	Max (m)	Min(m)	Standard Deviation
PL1	Passive	displacement	68,365	85,264	13,381	22,062
		trajectory	81,012	89,574	52,289	10,342
	Sinking	displacement	17,551	59,236	991	16,822
		trajectory	24,151	60,861	1003	15,541
PL2	Passive	displacement	38,534	60,753	316	14,080
		trajectory	109,857	131,260	21,251	24,753
	Sinking	displacement	43,562	61,098	2022	18,664
		trajectory	49,319	63,274	3260	13,371
PL3	Passive	displacement	59,372	78,629	856	13,605
		trajectory	64,995	82,272	24,645	10,743
	Sinking	displacement	43,294	83,602	1530	27,914
		trajectory	48,956	87,257	1532	25,314
PL4	Passive	displacement	56,834	83,590	5211	10,620
		trajectory	83,569	114,378	41,643	12,610
	Sinking	displacement	11,772	38,538	892	10,494
		trajectory	18,424	40,561	893	9336
PL5	Passive	displacement	73,754	85,394	20,624	16,168
		trajectory	99,724	145,827	46,594	19,678
	Sinking	displacement	5995	34,691	509	6882
		trajectory	12,905	37,666	897	6947
PL6	Passive	displacement	72,398	85,385	4115	17,272
		trajectory	79,016	87,534	37,389	11,800
	Sinking	displacement	26,021	46,697	999	14,197
		trajectory	30,997	48,905	1002	13,130
PL7	Passive	displacement	30,867	83,381	423	25,837
		trajectory	46,551	102,087	14,766	23,063
	Sinking	displacement	7001	32,193	187	9884
		trajectory	10,981	34,982	730	10,169
PL8	Passive	displacement	74,531	85,229	10,587	15,809
		trajectory	84,021	101,666	56,250	15,290
	Sinking	displacement	14,094	34,730	148	7684
		trajectory	23,806	42,026	667	10,796
PL9	Passive	displacement	73,018	85,353	3150	16943
		trajectory	80,772	98,294	17,932	16,152
	Sinking	displacement	14,295	39,622	1015	8171
		trajectory	24,158	42,542	1016	7825

A Principal Component Analysis (PCA, **Fig. 8**) explained the variability of the system in two principal dimensions. Dimension 1 accounted for nearly 50% of the variance and was interpreted as wind intensity and water discharge gradient, together with the displacement of the particles, on the left side of the axis, opposite to the plume duration and trajectory. Dimension 2 accounted for 28.5% of the total variance and was interpreted mainly as the displacement gradient. The plume events were separately grouped within the ordination diagram, where PL1, PL3, PL8 and PL9 (red dots in **Fig. 8**), were associated with higher discharge at the mouth and wind intensity. On the other hand, PL2, PL4, PL5, PL6 and PL7 (light blue triangles in **Fig. 8**) were plotted to the left of the diagram and associated to low water discharge plume event duration.

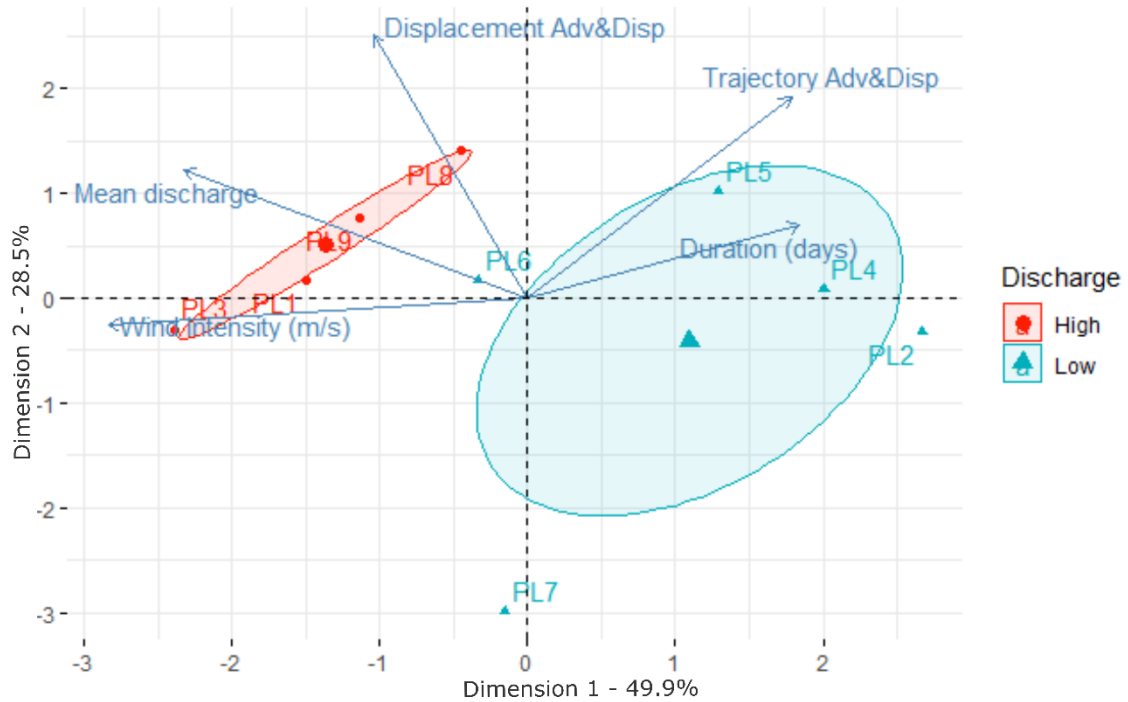


Fig. 8. PCA diagram for the advection and dispersion scenario for all nine simulated plumes. Note that water discharge and wind intensity are negatively associated to the plume duration.

4. Discussion

4.1. MP export of the Patos Lagoon coastal plume

4.1.1. Observed data during the model validation

This study introduces for the first-time data on the concentration of MPs exported from the plume of the world's largest choked coastal lagoon to the Southwestern Atlantic Ocean (SWAO). The magnitude of export can be considered as large values, since the lagoon hold large industrial cities and harbors. The observed accumulation patterns in the field corroborated the pattern inferred from TrackMPD simulations (**Fig. 2**). Results illustrated the tendency of the plume's frontal system to accumulate MPs during the outward displacement from the estuary. As observed for the higher MP concentration, this pattern was observed not only in transects 1 and 2 during the June 3rd survey, but also in transect 3 during the July 21st. The higher concentration of MPs in the Pilot Station of Rio Grande, observed for transect 4 during the July 21st survey, could be related to the high traffic of daily vessels, which is also supported by the presence of paint fragments in the net samples. Fortunately, both sets of results validate the use of TrackMPD model for MP surface transport.

Previous investigations on the presence/abundance of MPs in this region were conducted across different natural compartments, including the salt marshes of Patos Lagoon (Pinheiro et al., 2021), Cassino Beach (Wetzel et al., 2004; de Ramos et al., 2021), and in offshore areas of the SWAO (Lacerda et al., 2022). However, because of the absence of standardization of procedures due to variations in environmental matrices, sampling methods, and reported result units, comparisons must be interpreted with caution (Pasquier et al., 2022).

According to our results, the concentration of MPs observed in surface waters of Patos Lagoon coastal plume ranged from 0.20 items m⁻³ (~59,611 items km⁻²) to 1.37 items m⁻³ (~412,294 items km⁻²) for all seven transects. When comparing our findings to those of Lacerda et al. (2022), where they detected 19,267 items km⁻² in the oceanic offshore station, close to our study area, our results were approximately one order of magnitude higher because of the inherent dilution processes of the ocean. Compared to similar studies in the Guaíba River, the main lagoon tributary, Bertoldi et al. (2021) reported average concentrations ranging from 11.9 ± 0.6 to 61.2 ± 6.1 items m⁻³, our results indicate concentrations approximately one order of magnitude lower, as Guaíba River is located very close to a large urban contamination source. This gradient in MP concentrations, from the primary tributary to the open ocean via the estuary, underscores

the important role of Patos Lagoon as a buffering system prior to MP export from land to sea (Lopez et al., 2021, Meijer et al., 2021) but also de dilution oceanic process. A recent work from Queiroz et al., (2022) showed comparisons of MP abundance in surface waters of the Western Atlantic Ocean, to assess the MP fluxes from freshwater systems to open ocean in South America (Queiroz et al., 2022). Using a 64- μm mesh, they reported for the Amazon basin a mean abundance of MPs ranging from 2672 ± 1167 items m^{-3} to 4772 ± 2761 items m^{-3} during the dry and rainy seasons, respectively. Such a high abundance may be attributable not only to the basin dimension, but also to the methodology used, since almost 50% of the plastics corresponded to fractions smaller than 300 μm (the mesh size used in the present work) (Queiroz et al., 2022). Also from Brazilian waters, in the Goiana River estuary, a mean concentration of 0.26 items m^{-3} (300- μm mesh) was reported (Lima et al., 2014). In the Tamandaré Bay, Lima et al., (2023) reported a range of MP concentration of 7.8 ± 3.5 to 3.7 ± 0.6 items m^{-3} (using a 64- μm mesh plankton net), while in the Tamandaré coastal plume, the authors reported a range of 4.0 ± 0.2 to 44.6 ± 55.5 items m^{-3} during low – high rainfall respectively (Lima et al., 2023). The FTIR polymeric characterization also showed consistency with similar regional studies where PP, and PE are the most abundant type of MPs (Rodriguez et al., 2020, Bertoldi et al., 2021). These are the most manufactured and lightest plastics, thus they are more easily found in surface water samples worldwide (Geyer et al., 2017, Zamora et al., 2020).

4.1.2. Estimation on export rate.

Table 5 shows the detailed MP export estimations calculated for all nine simulated plumes, based on this distinction according to the water discharge as identified by the PCA (**Fig. 8**). July-2022 presented a mean discharge in the same order of magnitude as the simulated plumes PL1, PL3, PL8 and PL9, grouped as high discharge events by the PCA (**Fig. 8**). By considering the estimated MP flow for both the lower and higher water discharge conditions during the June and July 2022 surveys, it would be possible to extrapolate the number of MPs being exported in each of the nine simulated plume events. As an approximate estimation, the MP export during the low-moderate water discharge simulated events ranged from 8.3×10^6 items day^{-1} to 10.5×10^6 items day^{-1} (mean: 9.0×10^6 items day^{-1}), while the export during the high-water discharge simulated events ranged from 42.4×10^6 items day^{-1} to 56.6×10^6 items day^{-1} (mean: 47.5×10^6 items day^{-1}).

¹). In this sense, the potential export magnitude of simulated plumes encompasses a wide range between 42 and 297 million of microplastic items per event.

Table 5. Estimation of total MP export per day and per plume event based on the observed surface data obtained from the field survey and extrapolated to the mean water discharge of the surface layer and the duration of each simulated/observed plume.

	Plume event	Duration (days)	Surface water discharge (m ³ s) [*]	MP flux (items day ⁻¹)	Total MP flux
Low discharge events	June – 2022	6	413	7.1 x 10⁶	42.8 x 10⁶
	PL2	6	519	8.9 x 10 ⁶	53.8 x 10 ⁶
	PL4	8	609	10.5 x 10 ⁶	84.2 x 10 ⁶
	PL5	6	516	8.9 x 10 ⁶	53.5 x 10 ⁶
	PL6	5	482	8.3 x 10 ⁶	41.7 x 10 ⁶
	PL7	5	491	8.5 x 10 ⁶	42.5 x 10 ⁶
High discharge events	July - 2022	5	803	52.0 x 10⁶	260 x 10⁶
	PL1	3	684	44.3 x 10 ⁶	133 x 10 ⁶
	PL3	5	717	46.4 x 10 ⁶	232 x 10 ⁶
	PL8	7	655	42.4 x 10 ⁶	297 x 10 ⁶
	PL9	5	874	56.6 x 10 ⁶	283 x 10 ⁶

^{*} Calculated for the surface layer of 700 m²

The MP export values estimated in the present study for all nine plume events were calculated as a function of the mean water discharge restricted to the surface layer. Due to the inherent water column heterogeneity, the MP concentration estimated here cannot be unfortunately extrapolated to the entire water column. The calculations were consequently limited to the surface layer, confined to of the uppermost 1 m layer. These values ranged from millions to tens of millions of plastics items being exported

throughout the coastal plume. However, these values serve as an approximation to the potential MP export of the system only under these conditions. In this context, we assumed that during such discharge events, the surface layer exports MPs at comparable rate during simulations. As also pointed out by Zhao et al., (2019), the extrapolations for the MP fluxes through the estuary mouth must be therefore approached cautiously, by only recognizing them as potential exportation rate.

The estimated potential export rate of MPs revealed significant findings. On average, during low to moderate simulated plume events, the export rate was approximately 9.0 million items day⁻¹, while during high water discharge simulated plume events, it increased to 47.5 million items day⁻¹. Similarly, Zhao et al., (2019), estimated for the Changjiang Estuary (China) an export rate of 16 - 20 x 10⁸ items yr⁻¹ (utilizing a pump with a 60 µm size methodology). The potentially comparable values between different papers, however, are only comparable in terms of abundance instead of export rates, and abundances were measured using different mesh size (Queiroz et al., 2022). Other recent studies on plastic riverine transport during high river flood conditions focused on the visual sorting of macroplastics for the export calculations, making it difficult to compare to our results (Emmerik et al., 2023, Lima et al., 2023). Our findings underscore the key role of coastal plumes as transport vehicles of a substantial volume of anthropogenic materials from expansive, urbanized basins to coastal and oceanic environments.

4.2. Hydrodynamic conditions

Despite the temporal co-variation between discharge tributary anomalies of the Patos Lagoon, and the ENSO phases as indicated by the ONI index (Távora et al., 2019, Bitencourt et al., 2020b), the absence of a statistical relationship between the water discharge and the ONI index can be attributed to the inherent complexity of the coastal system. Notably, during the ENSO neutral phase, we observed the most extreme discharge events throughout the jetties' mouth, which surpassed the peaks observed during both weak and very strong El Niño events. In this regard, previous studies on suspended sediment contributions from the Patos Lagoon plume demonstrated that the ENSO cycles did not significantly modify the spatial variability of inner shelf suspended sediments (Lisboa et al., 2022). This could be related to the influence of other mechanisms of ocean-atmosphere interaction exerting hierarchically more important roles than the

precipitation anomalies, such as the Southern Annular Mode (SAM), associated with the ENSO phases (Schossler et al., 2018). Moreover, various authors have demonstrated that the Patos Lagoon coastal plume is primarily modulated by the wind influence at synoptic time scale, changing its direction in less than 24 h (Marques et al., 2009) in the alongshore direction (Marques et al., 2010a). In this regard, water discharge over the north portion of the lagoon is related to time scales of around 30 days (Marques et al., 2009) and plays a secondary role in the plume hydrodynamics.

The aforementioned evidence not only supports the statistical relationships between water discharge at the mouth and the wind intensity in the estuary mouth, but also corroborates that the wind influence is the main hydrodynamic modulator at this area. Similarly, PCA showed a close relationship between wind and water discharge, grouping together specific plume events under such characteristics (**Fig. 8**). We detected three groups of plumes. PL6 and PL7 were grouped in the middle section of the horizontal axis and represented events of low water discharge but high wind intensity. PL1, PL3, PL8 and PL9 represented events of high-water discharge and high wind intensity. Finally, PL2, PL4 and PL5 were characterized by low water discharge and low wind intensity. In addition to synoptic data, climate modes of variability also play an important role as northeasterly winds reported as typical for El Niño events (Marques et al., 2010a, 2011, Bitencourt et al., 2020b), which intensify the plume displacement to the southwest quadrant as observed in this study for PL1 through PL9.

4.3. Simulated MP dispersion patterns under coastal plume dynamics

4.3.1. Considerations for advection-dispersion scenarios

In response to the influence of northeasterly winds, the primary direction of particle dispersion of all plume events was towards the southwest of the domain. However, when comparing the particles displacements and trajectories between plume events for advection and dispersion scenarios, we observed differences in terms of main physical variables.

The particle displacements (trajectories) exhibited a positive (negative) correlation with water discharge and wind intensity. In plume events of high-water discharge, such as PL1, PL3, PL8, and PL9, the particles reached longer displacements quickly, traveling

shorter but straight trajectories. These events showed a high percentage of particles out of the domain (80%, 98%, 100%, 99% respectively). The dispersion pattern in this group of events followed a direct southwest path, being the particles trapped in an alongshore circulation. Areas of highest particle density were observed along the coast, thus delineating the front of the saline plume, and within the gyre between the west jetties and Cassino beach. During such transport process, the particles formed a loop in this gyre. These areas of accumulation located to the south of the jetties mouth were previously reported by Marques et al. (2009; 2010b) and Fernandes et al. (2021) as recirculation zones where vertical velocities are intensified, and sediment deposition is promoted. Hence, it appears to be the same pattern as observed in the vertical particle trajectories where they converge downward while performing this loop, supporting the occurrence of a potential depocenter of these anthropogenic particles.

In contrast, the other group of plume events exhibited lower discharge values. Despite this fact, PL6 and PL7 also experienced strong wind intensities, resulting in particle transport patterns comparable to those of high discharge events. Such events displayed high-density areas in the plume front and within the gyre. In the case of PL7, there was also a high-density region to the northeast behind the jetties.

On the other hand, PL2, PL4, and PL5 shared lower values of water discharge and wind intensities and displayed lower percentages of particles being transported out of domain (0%, 25%, and 83% respectively). This is evident by the longer trajectories traveled by the particles during the simulation periods, performing more offshore transport patterns. In this sense, PL2 showed a hotspot of accumulation at the farthest point of the inner shelf, being susceptible to a wider redistribution by oceanic currents. Both PL5 and PL7, exhibited the accumulation pattern behind the jetties front of São José do Norte.

4.3.2. Study limitations: considerations for sinking scenarios

As the simulated vertical behavior of MPs within the plume was based only in one W_s value, there is a limitation for inferring all the MP potential scenarios in the study area considering the variability of this parameter over different water conditions and biofilm growth (Mendrik et al., 2023). Also, this validation process based on surface sampling conducted and reported also as a validation method elsewhere (Atwood et al.,

2019, Gorman et al., 2020, Lopez et al., 2021), does not allow to properly validate the vertical transport of MPs. *Ad hoc* field surveys with this specific objective should be conducted to provide a comprehensive understanding of the vertical behavior of MPs on coastal plumes.

Another limitation arises from the use of a constant value of K_v , knowing that this can also change over time and space. TrackMPD can read spatio-temporal values of K_v from TELEMAT. In that case if K_v is not well estimated in TELEMAT, it can be a limitation for TrackMPD.

To enhance our understanding of this complex issue, future studies should build upon this work by exploring different periods, considering a range of climatic conditions, and examining materials with varying characteristics, including differences in density and shape. For more accurate calibration of numerical models, additional field experiments are essential to evaluate in-situ characteristics and parameters such as specific coefficients of diffusion, settling velocities and the evolution of plastic density in real estuarine conditions. Moreover, more field surveys should be conducted, specifically targeting different gradients and accumulation hotspots, and determining the MP concentration in the whole water column. This comprehensive approach will contribute significantly to the scientific understanding of the multifaceted nature of this problem.

4.4. Ecological consequences for observed and simulated findings

The inferred patches where MPs accumulated represent areas of elevated ecological risk. These areas are characterized by the coexistence of diverse groups of organisms with both natural and human significance (Lemos et al., 2022), and they might potentially interact with the accumulated MPs.

The increased accumulation observed in the plume fronts, located between the freshwater-marine interface, is a recurring phenomenon observed for most simulations. These areas are prone to high levels of instability, driven by shearing stress (Pritchard, 2000), which triggers mixing processes contributing to the degradation and fragmentation of MPs (Wang et al., 2022). Moreover, these frontal regions are impacted by the accumulation of MPs, which can disrupt nutrient capture and biogeochemical cycles associated with frontal systems (Galgani et al., 2021; Wang et al., 2022). This suggests

that numerous processes are likely increasing the bioavailability of MPs to a wide range of organisms in the food webs (Wang et al., 2022), specially during high discharge events (Lima et al., 2023). Lima et al., (2023) reported MP intense inputs from river to coastal region, during high discharge plume periods, where almost 70% of them ranged in the same size of zooplankton communities, thus demonstrating the elevated risk for zooplanktivorous organisms to ingest MPs for food (Lima et al., 2023). Supporting this, previous research in the study area has reported eight marine fish species, highly valued for commercial purposes, having ingested MPs (Neto et al., 2020). Similar findings have been documented for five species of sea turtles (Rizzi et al., 2019), procellariiform birds (Colabuono et al., 2009), fur seals (Denuncio et al., 2017; Lima et al., 2023), and sperm whales (Brentano et al., 2020). These relevant reports, together with our findings, denote the importance of this underestimated problem for the environmental quality and health of the marine ecosystem influenced by Patos Lagoon coastal plume.

5. Conclusion

The present study represents the first attempt to understand the presence, abundance, and distribution of MPs in the surface waters off Patos Lagoon estuary, which is set in a large urban conglomerate holding one of the largest harbors of Brazil. This is also the first report on coastal plume potential export rate of MPs and the dispersal mechanisms influenced by hydrodynamics. The potential utility of the TrackMPD model as a tool for assessing and mitigating this anthropogenic pressure on the local environment under varying ambient conditions is explored. The combination of numerical modeling tools with field observations, was shown to be invaluable and cost-effective for simulating a wide range of natural conditions and identifying microplastic hotspots in the area.

The coastal plume showed surface MP concentrations ranging from 0.20 to 1.37 items m^{-3} , thus identifying this region of South America as a hot spot of transport and export of MP to the inner shelf, potentially exporting values of 9.0 - 47.5 million items day^{-1} . This conclusion is supported by the condition that the mouth of the estuary is as permanently-open system. There is a strong relationship between the discharge flow and the wind intensity as main hydrodynamic modulator for dispersion of the plume.

6. Credit authorship contribution statement

Carolina Rodriguez Perez: Conceptualization, Methodology, Formal Analysis, Investigation, Data Curation, Writing – original draft, Writing – review and editing, Visualization. **Pablo Silva:** Data Curation, Methodology, Visualization. **Laura Moreira:** Methodology. **Larissa Zacher:** Methodology. **Andreia Fernandes:** Resources, review, and editing. **Remi Bouyssou:** Methodology, Visualization. **Isabel Jalón-Rojas:** Methodology, Visualization, Resources, review, and editing. **Osmar Moller:** Methodology, Funding acquisition, Resources. **Felipe Garcia-Rodriguez:** Conceptualization, Formal analysis, Writing – review and editing, Supervision. **Grasiela Lopes Leães Pinho:** Conceptualization, Formal analysis, Resources, Writing – review and editing, Supervision. **Elisa Fernandes:** Conceptualization, Formal analysis, Resources, Writing – review and editing, Supervision

7. Funding

This study was supported by the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) for C.R. master scholarship (N° 131698/2021-4), and for funding the PLUMPLAS Project: “Relations between marine plastic litter and river plumes.” (CNPq Grant N° 402906/2019-5).

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.

Acknowledgements

We acknowledge to CNPq for the economic support of C.R. master scholarship. To PLUMPLAS researchers for providing the necessary resources for the field surveys. To UFRGS Chemistry Institute for the analytical facilities during the FTIR analysis. To C. Augusto Schettini for the invaluable help in analysis and processing time series. To Thais Gava, Raphael Lobato, Kristhal Doto, Ana C. Soares and Elis Brandão Rocha for the constant help in the analysis and discussion of this work. To Lara Pinheiro, Juliana Costi and Juan Pablo Lozoya for their suggestions to improve the quality of this work.

Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at ..

8. References

- Alfonso, M. B., Arias, A. H., Ronda, A. C., & Piccolo, M. C., 2021. Continental microplastics: Presence, features, and environmental transport pathways. In *Science of the Total Environment* (Vol. 799). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149447>
- Abalansa, S., El Mahrad, B., Vondolia, G. K., Icely, J., & Newton, A., 2020. The Marine Plastic Litter Issue: A Social-Economic Analysis. *Sustainability*, (1220), 8677. <https://doi.org/10.3390/su12208677>
- 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., Scrigh, 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(March). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115382>
- Atwood, E. C., Falcieri, F. M., Piehl, S., Bochow, M., Matthies, M., Franke, J., Carniel, S., Sclavo, M., Laforsch, C., & Siegert, F. 2019. Coastal accumulation of microplastic particles emitted from the Po River, Northern Italy: Comparing remote sensing and hydrodynamic modelling with in situ sample collections. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 561–574. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.045>
- Baptista Neto, J. A., Gaylarde, C., Beech, I., Bastos, A. C., da Silva Quaresma, V., & de Carvalho, D. G., 2019. Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 169, 247–253. <https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2018.12.030>
- Barreiro, M., 2010. Influence of ENSO and the South Atlantic Ocean on climate predictability over Southeastern South America. *Climate Dynamics*, 35(7), 1493–1508. <https://doi.org/10.1007/s00382-009-0666-9>
- Baudena, A., Kiko, R., Jal, I., & Pedrotti, M. L., 2023. Low-Density Plastic Debris Dispersion beneath the Mediterranean Sea Low-density plastic debris dispersion beneath the Mediterranean Sea surface. May. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c08873>
- 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., Mizushima, F. A. d. 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143503>

- Bitencourt, L. P., Fernandes, E. H., da Silva, P. D., & Möller, O., 2020a. Spatio-temporal variability of suspended sediment concentrations in a shallow and turbid lagoon. *Journal of Marine Systems*, 212(April). <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2020.103454>
- Bitencourt, L. P., Fernandes, E., Möller, O., & Ross, L., 2020b. The contribution of ENSO cycles to the salinity spatio-temporal variability in a bar-built microtidal estuary. *Regional Studies in Marine Science*, 40, 101496. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101496>
- Bjerknes, J., 1969. Monthly Weather Review Atmospheric Teleconnections From the Equatorial Pacific. *Monthly Weather Review*, 97(3), 163–172. [http://journals.ametsoc.org/doi/abs/10.1175/1520-0493\(1969\)097%3C0163:ATFTEP%3E2.3.CO;2](http://journals.ametsoc.org/doi/abs/10.1175/1520-0493(1969)097%3C0163:ATFTEP%3E2.3.CO;2)
- Bogdanowicz, A., Zubrowska-Sudol, M., Krasinski, A., & Sudol, M., 2021. Cross-contamination as a problem in collection and analysis of environmental samples containing microplastics—a review. In *Sustainability (Switzerland)* (Vol. 13, Issue 21). MDPI. <https://doi.org/10.3390/su132112123>
- Bogucki, D. J., Jones, B. H., & Carr, M. E., 2005. Remote measurements of horizontal eddy diffusivity. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 22(9), 1373–1380. <https://doi.org/10.1175/JTECH1794.1>
- Bortolin, E. C., Távora, J., & Fernandes, E. H. L., 2022. Long-Term Variability on Suspended Particulate Matter Loads From the Tributaries of the World’s Largest Choked Lagoon. *Frontiers in Marine Science*, 9(March), 1–17. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.836739>
- Boucher, J., and Friot, D., 2017. Primary Microplastics in the Oceans: a Global Evaluation of Sources. Gland: IUCN. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en>
- Boucher, J., Faure, F., Pompini, O., Plummer, Z., Wieser, O., & de Alencastro, L. F., 2019. (Micro) plastic fluxes and stocks in Lake Geneva basin. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 112, 66–74. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.037>
- Boucher, J., Billard, G., Simeone, E., & Sousa, J. 2020. The marine plastic footprint. In *The marine plastic footprint*. <https://doi.org/10.2305/iucn.ch.2020.01.en>
- Brentano, R., & Petry, M. V., 2020. Marine debris ingestion and human impacts on the Pygmy sperm whale (*Kogia breviceps*) in southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 150(June 2019), 110595. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110595>

- Bugoni, L., Krause, L., & Petry, M. V., 2001. Marine debris and human impacts on sea turtles in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 42(12), 1330–1334. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00147-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00147-3)
- Calliari, L. J., Winterwerp, J. C., Fernandes, E., Cuchiara, D., Vinzon, S. B., Sperle, M., & Holland, K. T., 2009. Fine grain sediment transport and deposition in the Patos Lagoon-Cassino beach sedimentary system. *Continental Shelf Research*, 29(3), 515–529. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2008.09.019>
- Chamas, A., Moon, H., Zheng, J., Qiu, Y., Tabassum, T., Jang, J. H., Abu-Omar, M., Scott, S. L., & Suh, S., 2020. Degradation Rates of Plastics in the Environment. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, 8(9), 3494–3511. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06635>
- Cheng, Z., Jalon-Rójas, I., Wang, X. H., & Liu, Y., 2020. Impacts of land reclamation on sediment transport and sedimentary environment in a macro-tidal estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 242(October 2019). <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106861>
- Colabuono, F. I., Barquete, V., Domingues, B. S., & Montone, R. C., 2009. Plastic ingestion by Procellariiformes in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 58(1), 93–96. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.08.020>
- Cowger W, Steinmetz Z, Gray A, Munno K, Lynch J, Hapich H, Primpke S, De Frond H, Rochman C, Herodotou O., 2021. Microplastic Spectral Classification Needs an Open Source Community: Open Specy to the Rescue!. *Analytical Chemistry*, 93(21), 7543–7548. doi: 10.1021/acs.analchem.1c00123
- Critchell, K., & Lambrechts, J., 2016. Modelling accumulation of marine plastics in the coastal zone; what are the dominant physical processes? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 171, 111–122. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.01.036>
- de Ramos, B., Alencar, M. V., Rodrigues, F. L., Lacerda, A. L. de F., & Proietti, M. C., 2021. Spatio-temporal characterization of litter at a touristic sandy beach in South Brazil. *Environmental Pollution*, 280. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116927>
- Denuncio, P., Mandiola, M. A., Pérez Salles, S. B., Machado, R., Ott, P. H., De Oliveira, L. R., & Rodriguez, D., 2017. Marine debris ingestion by the South American Fur Seal from the Southwest Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1–2), 420–425. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.013>
- Diez, M., Bezerra, M. O., Mosso, C., Castilla, R., & Redondo, J. M., 2008. Experimental measurements and diffusion in harbor and coastal zones. *Nuovo Cimento Della Societa Italiana Di Fisica C*, 31(5–6), 843–859. <https://doi.org/10.1393/ncc/i2009-10354-3>

- 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>
- Doyle, M., & Gilfillan, L. R., 2016. Occurrence of plastic micro-debris in the southern California Current system. August.
- Fernandes, E. H., 2001. Modelling the Hydrodynamics of the Patos Lagoon, Brazil. October, 219.
- Fernandes, E. H. L., Dyer, K. R., Moller, O. O., & Niencheski, L. F. H., 2002. The Patos Lagoon hydrodynamics during an El Niño event (1998). *Continental Shelf Research*, 22(11–13), 1699–1713. [https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(02\)00033-X](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(02)00033-X)
- Fernandes, E. H. L., Mariño-Tapia, I., Dyer, K. R., & Möller, O. O., 2004. The attenuation of tidal and subtidal oscillations in the Patos Lagoon estuary. *Ocean Dynamics*, 54(3–4), 348–359. <https://doi.org/10.1007/s10236-004-0090-y>
- Fernandes, E. H. L., Dyer, K. R., & Moller, O. O., 2005. Spatial gradients in the flow of Southern Patos Lagoon. *Journal of Coastal Research*, 21(4), 759–769. <https://doi.org/10.2112/006-NIS.1>
- Fernandes, E. H. L., Monteiro, I. O., & Möller, O. O., 2007. On the Dynamics of Mangueira Bay—Patos Lagoon (Brazil). *Journal of Coastal Research*, 10047(Figure 1), 97–107. <https://doi.org/10.2112/1551-5036-47.sp1.97>
- Fernandes, E. H. L., Da Silva, P. D., Gonçalves, G. A., & Olinto Möller, O., 2021. Dispersion plumes in open ocean disposal sites of dredged sediment. *Water (Switzerland)*, 13(6), 1–20. <https://doi.org/10.3390/w13060808>
- Galgani, L., & Loiseau, S. A., 2021. Plastic pollution impacts on marine carbon biogeochemistry. *Environmental Pollution*, 268. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115598>
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), 3–8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Gorman, D., Gutiérrez, A. R., Turra, A., Manzano, A. B., Balthazar-Silva, D., Oliveira, N. R., & Harari, J., 2020. Predicting the Dispersal and Accumulation of Microplastic Pellets Within the Estuarine and Coastal Waters of South-Eastern Brazil Using Integrated Rainfall Data and Lagrangian Particle Tracking Models. *Frontiers in Environmental Science*, 8(October), 1–12. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.559405>

- Hardesty, B. D., Harari, J., Isobe, A., Lebreton, L., Maximenko, N., Potemra, J., van Sebille, E., Vethaak, a. D., & Wilcox, C., 2017. Using Numerical Model Simulations to Improve the Understanding of Micro-plastic Distribution and Pathways in the Marine Environment. *Frontiers in Marine Science*, 4(January). <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00030>
- Hervouet, J.M., 2007. Hydrodynamics of Free Surface Flows: Modelling with the Finite Element Method. DOI: 10.1002/9780470319628
- Jalón-rojas, I., & Marieu, V., 2023. TrackMPD A 3D numerical model to Track Marine Plastic Debris TUTORIAL.
- 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(February), 256–272. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.052>
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Jung, B. M., Fernandes, E. H., Möller, O. O., & García-Rodríguez, F., 2020. Estimating suspended sediment concentrations from river discharge data for reconstructing gaps of information of long-term variability studies. *Water (Switzerland)*, 12(9), 1–14. <https://doi.org/10.3390/W12092382>
- Kim, B. K., Hwang, J. H., & Kim, S. K., 2023. Modeling of microplastics discharged from a station in Marian Cove, West Antarctica. *Marine Pollution Bulletin*, 186(December 2022), 114441. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114441>
- 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(September), 150186. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150186>
- Lemos, V. M., Lanari, M., Copertino, M., Secchi, E. R., De Abreu, P. C. O. V., Muelbert, J. H., Garcia, A. M., Dumont, F. C., Muxagata, E., Vieira, J. P., Colling, A., & Odebrecht, C., 2022. Patos Lagoon estuary and adjacent marine coastal biodiversity long-term data. *Earth System Science Data*, 14(3), 1015–1041. <https://doi.org/10.5194/essd-14-1015-2022>
- Liao, F., Wang, X. H., & Fredj, E., 2023. Forecasting marine debris spill accumulation patterns in the south-eastern Australia water: an intercomparison between global ocean forecast models. *Ocean Dynamics*, 73(2), 91–106. <https://doi.org/10.1007/s10236-023-01539-x>

- Lima, C. D. M., Melo Júnior, M., Schwamborn, S. H. L., Kessler, F., Oliveira, L. A., Ferreira, B. P., Mugrabe, G., Frias, J., & Neumann-Leitão, S., 2023. Zooplankton exposure to microplastic contamination in a estuarine plume-influenced region, in Northeast Brazil. *Environmental Pollution*, 322 (October 2022). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121072>
- Lisboa, P. V., Fernandes, E. H., Sottolichio, A., Huybrechts, N., & Bendô, A. R., 2022. Coastal plumes contribution to the suspended sediment transport in the Southwest Atlantic inner continental shelf. *Journal of Marine Systems*, 236 (February 2021). <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2022.103796>
- López, A. G., Najjar, R. G., Friedrichs, M. A. M., Hickner, M. A., & Wardrop, D. H., 2021. Estuaries as Filters for Riverine Microplastics: Simulations in a Large, Coastal-Plain Estuary. *Frontiers in Marine Science*, 8(August), 1–18. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.715924>
- Lozoya, J. P., Carranza, A., Lenzi, J., Machín, E., Mello, F. T. De, González, S., Hernández, D., Lacerot, G., Martínez, G., Scarabino, F., Sciandro, J., Vélez-Rubio, G., Burgues, F., Carrizo, D., Cedrés, F., Chocca, J., Álava, D. De, Jiménez, S., Leoni, V., Weisntein, F., 2015. Management and research on plastic debris in Uruguayan Aquatic Systems: update and perspectives. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, May. <https://doi.org/10.5894/rgci583>
- Marques, W. C., Fernandes, E. H., Monteiro, I. O., & Möller, O. O., 2009. Numerical modeling of the Patos Lagoon coastal plume, Brazil. *Continental Shelf Research*, 29(3), 556–571. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2008.09.022>
- Marques, W. C., Fernandes, E. H. L., & Moller, O. O., 2010a. Straining and advection contributions to the mixing process of the Patos Lagoon coastal plume, Brazil. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 115(6), 1–23. <https://doi.org/10.1029/2009JC005653>
- Marques, W. C., Fernandes, E. H. L., Moraes, B. C., Möller, O. O., & Malcherek, A., 2010b. Dynamics of the Patos Lagoon coastal plume and its contribution to the deposition pattern of the southern Brazilian inner shelf. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 115(10), 1–22. <https://doi.org/10.1029/2010JC006190>
- Marques, W. C., Fernandes, E. H. L., & Rocha, L. A. O., 2011. Straining and advection contributions to the mixing process in the Patos Lagoon estuary, Brazil. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 116(3), 1–11. <https://doi.org/10.1029/2010JC006524>
- Meijer, L. J. J., van Emmerik, T., van der Ent, R., Schmidt, C., & Lebreton, L., 2021. More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. *Science Advances*, 7(18), 1–14. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5803>

- Mendrik, F., Fernández, R., Hackney, C. R., Waller, C., & Parsons, D. R., 2023. Non-buoyant microplastic settling velocity varies with biofilm growth and ambient water salinity. *Communications Earth and Environment*, 4(1), 1–9. <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00690-z>
- 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), 297–311. <https://doi.org/10.2307/1352953>
- Monteiro, I. O., Marques, W. C., Fernandes, E. H., Gonçalves, R. C., & Möller, O. O., 2011. On the effect of earth rotation, river discharge, tidal oscillations, and wind in the dynamics of the Patos Lagoon coastal plume. *Journal of Coastal Research*, 27(1), 120–130. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-09-00168.1>
- Morishige, C., Donohue, M. J., Flint, E., Swenson, C., & Woolaway, C., 2007. Factors affecting marine debris deposition at French Frigate Shoals, Northwestern Hawaiian Islands Marine National Monument, 1990-2006. *Marine Pollution Bulletin*, 54(8), 1162–1169. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.04.014>
- Napper, I.E., Thompson, R.C., 2016. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: effects of fabric type and washing conditions. *Mar. Pollut. Bull.* 112 (1–2). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.025>
- Nguyen, T. H., Kieu-Le, T. C., Tang, F. H. M., & Maggi, F., 2022. Controlling factors of microplastic fibre settling through a water column. *Science of the Total Environment*, 838 (December 2021), 156011. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156011>
- 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>
- Pasquier, G., Doyen, P., Kazour, M., Dehaut, A., Diop, M., Duflos, G., & Amara, R., 2022. Manta Net: The Golden Method for Sampling Surface Water Microplastics in Aquatic Environments. *Frontiers in Environmental Science*, 10(April), 1–12. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.811112>
- Pazos, R. S., Amalvy, J., Cocherro, J., Pecile, A., & Gómez, N., 2021. Temporal patterns in the abundance, type and composition of microplastics on the coast of the Río de la Plata estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 168. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112382>
- Pfeiffer, F., & Fischer, E. K., 2020. Various Digestion Protocols Within Microplastic Sample Processing—Evaluating the Resistance of Different Synthetic Polymers and the Efficiency of Biogenic Organic Matter Destruction. *Frontiers in Environmental Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.572424>

- Pinheiro, L. M., Agostini, V. O., Lima, A. R. A., Ward, R. D., & Pinho, G. L. L., 2021. The fate of plastic litter within estuarine compartments: An overview of current knowledge for the transboundary issue to guide future. *Environmental Pollution*, 279, 116908. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116908>
- 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(October 2020), 117647. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117647>
- Pritchard, M., 2000. Dynamics of a small tidal Estuarine plume. PhD Thesis. University of Plymouth, Institute of Marine Studies Faculty of Science, Plymouth, United Kingdom, unpublished
- Queiroz, A. F. dos S., da Conceição, A. S., Chelazzi, D., Rollnic, M., Cincinelli, A., Giarrizzo, T., & Martinelli Filho, J. E., 2022. First assessment of microplastic and artificial microfiber contamination in surface waters of the Amazon Continental Shelf. *Science of the Total Environment*, 839(March). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156259>
- Rehbein, A., & Ambrizzi, T., 2022. ENSO teleconnections pathways in South America. *Climate Dynamics*, December. <https://doi.org/10.1007/s00382-022-06624-3>
- 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(January), 536–548. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.054>
- Rodríguez, C., Fossatti, M., Carrizo, D., Sánchez-García, L., Teixeira de Mello, F., Weinstein, F., & Lozoya, J. P., 2020. Mesoplastics and large microplastics along a use gradient on the Uruguay Atlantic coast: Types, sources, fates, and chemical loads. *Science of the Total Environment*, 721. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137734>
- Schicchi, A., Moreira, D., Eisenberg, P., & Simionato, C. G. 2023. Qualitative Study of the Transport of Microplastics in the Río de la Plata Estuary, Argentina, through Numerical Simulation. *Journal of Marine Science and Engineering*, 11(12). <https://doi.org/10.3390/jmse11122317>
- Schossler, V., Simões, J. C., Aquino, F. E., & Viana, D. R., 2018. Precipitation anomalies in the brazilian southern coast related to the SAM and ENSO climate variability modes. *Revista Brasileira de Recursos Hidricos*, 23. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.231820170081>

- Schossler, V., Simões, J. C., Aquino, F. E., & Viana, D. R., 2018. Precipitation anomalies in the Brazilian southern coast related to the SAM and ENSO climate variability modes. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 23. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.231820170081>
- 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>
- Uzun, P., Farazande, S., & Guven, B., 2022. Mathematical modeling of microplastic abundance, distribution, and transport in water environments: A review. In *Chemosphere* (Vol. 288). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132517>
- van Emmerik, T. H. M., Frings, R. M., Schreyers, L. J., Hauk, R., de Lange, S. I., & Mellink, Y. A. M., 2023a. River plastic transport and deposition amplified by extreme flood. *Nature Water*, 1(6), 514–522. <https://doi.org/10.1038/s44221-023-00092-7>
- van Emmerik, T., Kirschke, S., Nath, S., Schmidt, C., Wendt-Potthoff, K., & van Emmerik, T. H., 2023b. Estimating plastic pollution levels in rivers through harmonized monitoring strategies. *Springer Nature* (Paper Still under Review), 196(October), 0–21. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115503>
- van Sebille, E., Onink, V., Shanks, A. L., Aliani, S., Law, K. L., Maximenko, N., Alsina, J. M., Bagaev, A., Bergmann, M., Chapron, B., Chubarenko, I., & Cózar, A., 2020. The physical oceanography of the transport of floating marine debris: The physical oceanography of the transport of floating marine debris. *Environmental Research Letters*.
- Verma, R., Vinoda, K. S., Papireddy, M., & Gowda, A. N. S. (2016). Toxic Pollutants from Plastic Waste- A Review. *Procedia Environmental Sciences*, 35, 701–708. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.069>
- Villaret, C., Hervouet, J.M., Kopmann, R., Merkel, U., Davies, A.G., 2013. Morphodynamic modeling using the Telemac finite-element system. *Comput. Geosci.* 53, 105–113.
- Wang, T., Zhao, S., Zhu, L., McWilliams, J. C., & Galgani, L., 2022. Accumulation, transformation and transport of microplastics in estuarine fronts. 3(November), 795–805. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00349-x>
- Wetzel, L., Fillmann, G., Niencheski, L.F.H., 2004. Litter contamination processes and management perspectives on the southern Brazilian coast. *Int. J. Environ. Pollut.* 21 (2), 153–165. <https://doi.org/10.1504/IJEP.2004.004182>

- Zamora, A. M., Caterbow, A., Nobre, C. R., Duran, C., Muffett, C., Flood, C., Rehmer, C., Chemnitz, C., Lauwigi, C., Arkin, C., Costa, C. da, Bispo, D., Amorim, D., Azoulay, D., Knoblauch, D., Seeger, D., Moun, D., Silveira, I. da, Patton, J., ... Feit, S., 2020. Atlas do plástico - Fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintéticos. Fundação Heinrich Böll, 01, 64. <https://br.boell.org/pt-br/2020/11/29/atlas-do-plastico>
- Zavialov, P. O., Moller Jr., O. O., & Wang, X. H., 2020. Relations between marine plastic litter and river plumes: First results of PLUMPLAS project. *Journal of Oceanological Research*, 48(4), 32–44. [https://doi.org/10.29006/1564-2291.JOR-2020.48\(4\).2](https://doi.org/10.29006/1564-2291.JOR-2020.48(4).2)
- Zhao, S., Wang, T., Zhu, L., Xu, P., Wang, X., Gao, L., & Li, D., 2019. Analysis of suspended microplastics in the Changjiang Estuary: Implications for riverine plastic load to the ocean. *Water Research*, 161, 560–569. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.06.019>
- Zheng, Y., Li, J., Sun, C., Cao, W., Wang, M., Jiang, F., & Ju, P., 2021. Comparative study of three sampling methods for microplastics analysis in seawater. *Science of the Total Environment*, 765. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144495>

Supplementary Data

Rodriguez et al., XXXX

“Trajectory, fate, and magnitude of continental microplastic loads to the inner shelf: a case study of the world's largest coastal shallow lagoon.”

ANNEX I - General equations for TrackMPD calculations.

To calculate the trajectory of the particles in 3 dimensions due to advection, TrackMPD solves the following primer equations for each timestep, starting from the position of each particle:

$$x_{n+1} = x_n + \Delta t u$$

$$y_{n+1} = y_n + \Delta t v$$

$$z_{n+1} = z_n + \Delta t w$$

where u , v and w are the components of the velocity U , and correspond to the velocity field given by TELEMAC-3D. Due to the lack of resolution of turbulent processes in the hydrodynamic model, TrackMPD simulates the effect of turbulent diffusion horizontally (x,y) and vertically (z) on the trajectory of the plastics, using the following equations:

$$x_{n+1} = x_n + R[2Kh\Delta t]^{1/2}$$

$$z_{n+1} = z_n + R[2Kv\Delta t]^{1/2}$$

where the horizontal dispersion is calculated for x and y , and the vertical dispersion for z , from a random-walk model using the R value, with a mean of zero and standard

deviation $r=1$. The horizontal and vertical diffusion constants are incorporated through the K_h and K_v values respectively, which were obtained for the study area through the validation experiment.

The deposition process on the vertical axis is calculated for each particle in the chosen time interval and represented for particles with negative buoyancy (it can be positive for particles with densities lower than that of water) according to the equation:

$$z_{n+1} = z_n - w_s(ti)\Delta t$$

where, W_s corresponds to the vertical deposition velocity value, and can be incorporated into the model by means of a fixed value, by means of a velocity rate that increases over time (due to the increase in biofilm and consequent increase in density) or by means of a formulation included within the model by Jalon-Rojas et al, (2019), given mainly by the equations proposed by Waldeschlager & Schuttrumpf (2019), for fibers and fragments, Zhiyao et al., (2008) and Dellino et al. (2005) for fibers and films. When the particle reaches the bottom, it is considered deposited. For this process, the model uses the shear stress calculation (τ_0) to define the behavior of the particle after sinking:

$$\tau_0 = \rho_w K_v \frac{U_{bot}}{\Delta z}$$

where ρ_w is the density of the water, U_{bot} is the current velocity of the layer closest to the bottom, and Δz is the distance between layers. In this context, the model assumes two critical shear stresses that limit the destination of the particle; it will be kept at the bottom if the value of τ_0 is less than $\tau_{(cr,1)}$, and it will be resuspended if it reaches or exceeds $\tau_{(cr,2)}$. When it is resuspended, it returns to its previous position in the water column. The values of the critical shear stresses are calculated by the model following the formulation proposed by Soulsby (1997) and the formulation by Waldeschlager & Schuttrumpf (2019, b), also taking into account the effect of the sediment.

ANNEX II – *Hydrodynamic characterization of the analyzed plumes.*

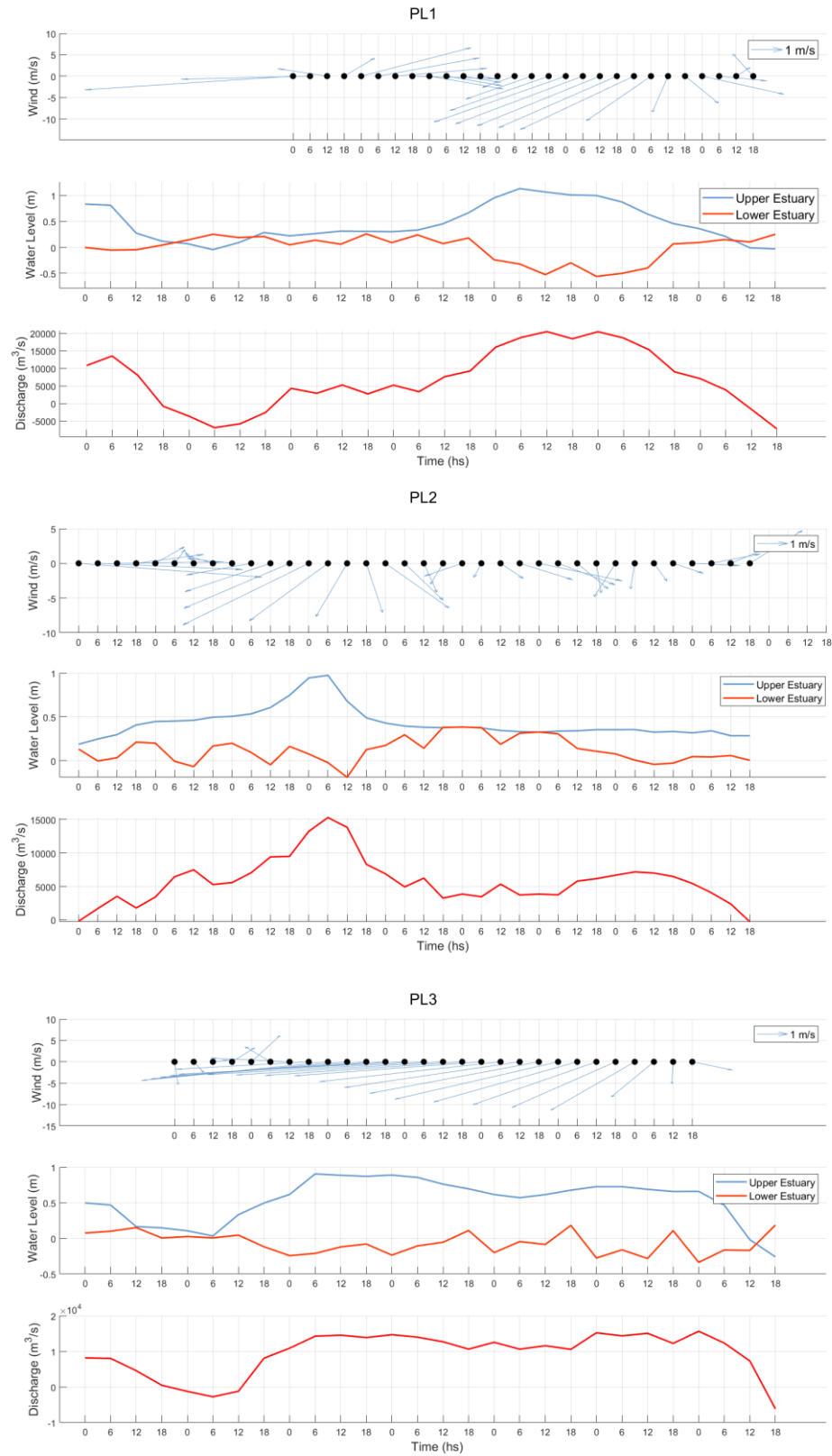


Fig. S1. Wind intensity and direction, water level (upper and lower estuary) and water discharge (on the jetties mouth) for PL1, PL2 and PL3

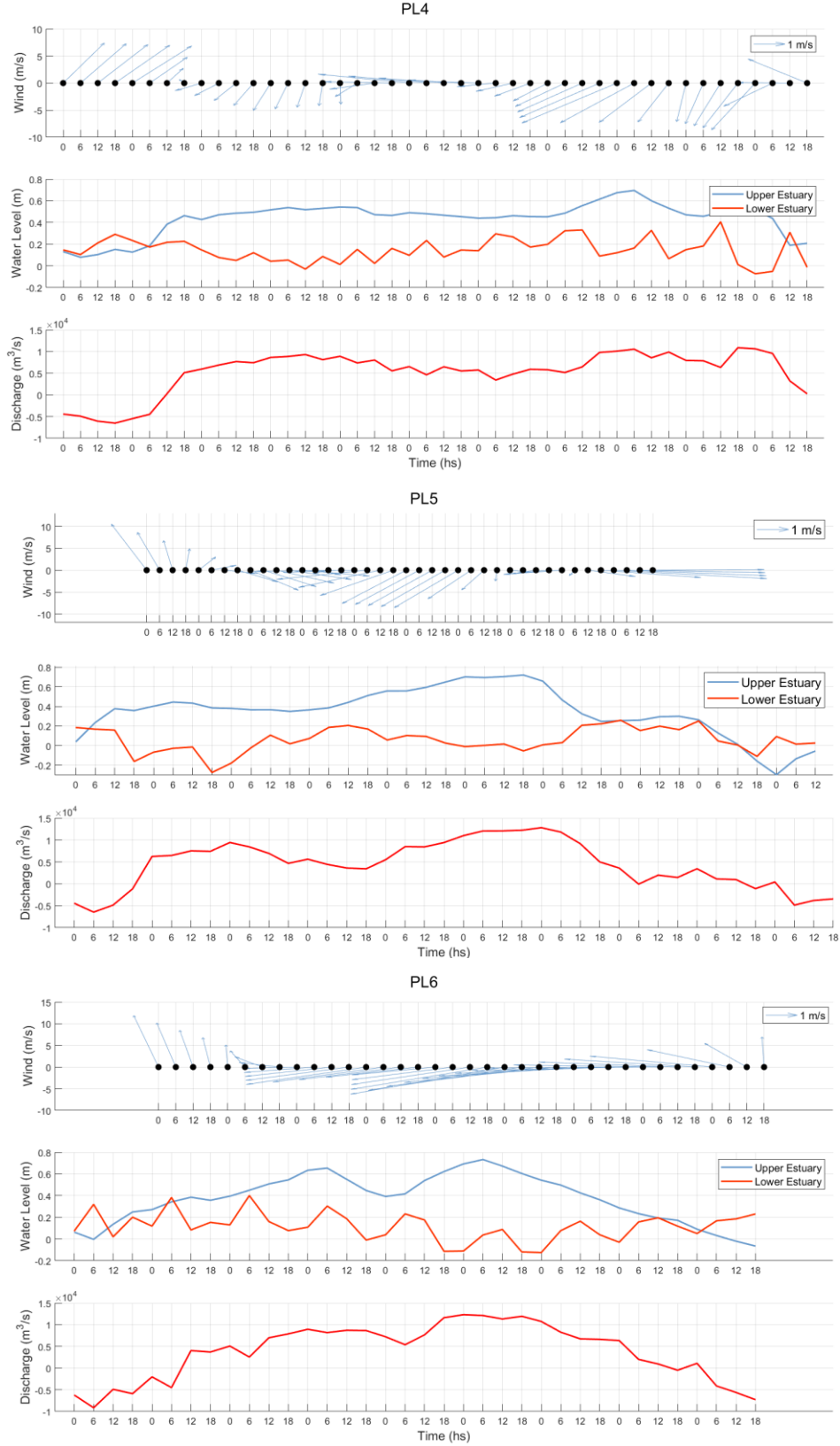


Fig. S2. Wind intensity and direction, water level (upper and lower estuary) and water discharge (on the jetties mouth) for PL4, PL5 and PL6.

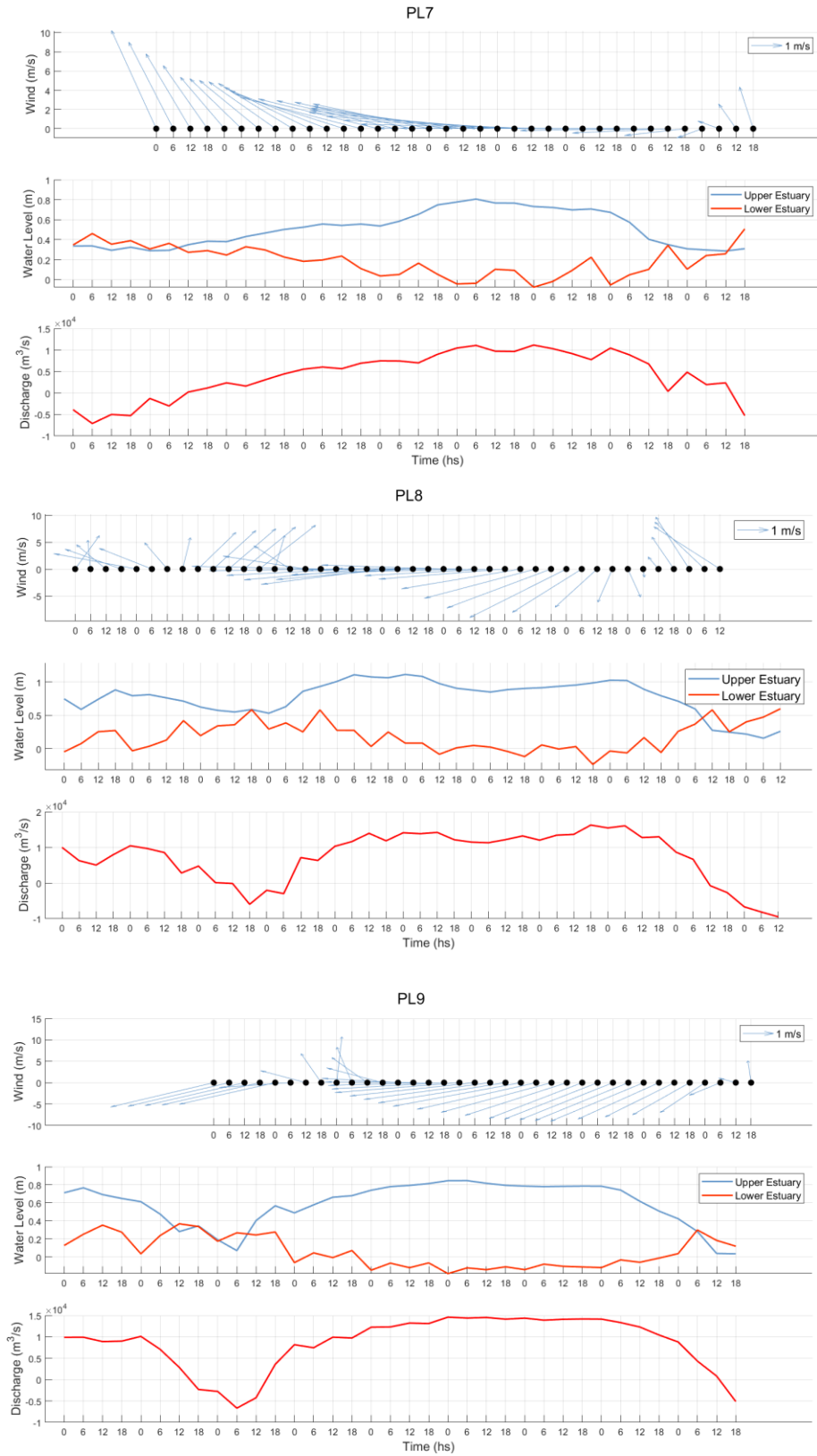


Fig. S3. Wind intensity and direction, water level (upper and lower estuary) and water discharge (on the jetties mouth) for PL7, PL8 and PL9.

ANNEX III – Statistics and other references.

Table S1. Reference works on the density of microplastics, mainly calculated from laboratory experiments.

Reference	Plastic / material	Salinity	Density [g/cm3]	Ws [mm/s]
Waldschläger et al, 2020	Macro & microplastics PE, PP, PS, PVC, PET	freshwater	1.001–1.5	1.6 to 35
Jalón-Rojas et al, 2022	Polyester PES fibers	freshwater	1.14 - 1.60	2 ± 0.45
Nguyen et al, 2022	Fibers (1 - 4 mm)	freshwater	1.38	0.1 and 0.55
Mendrik et al, 2023	Nylon & Polyester fibers	0, 18, 30	1.01–2.30	4-12.5

➤ Statistical results:

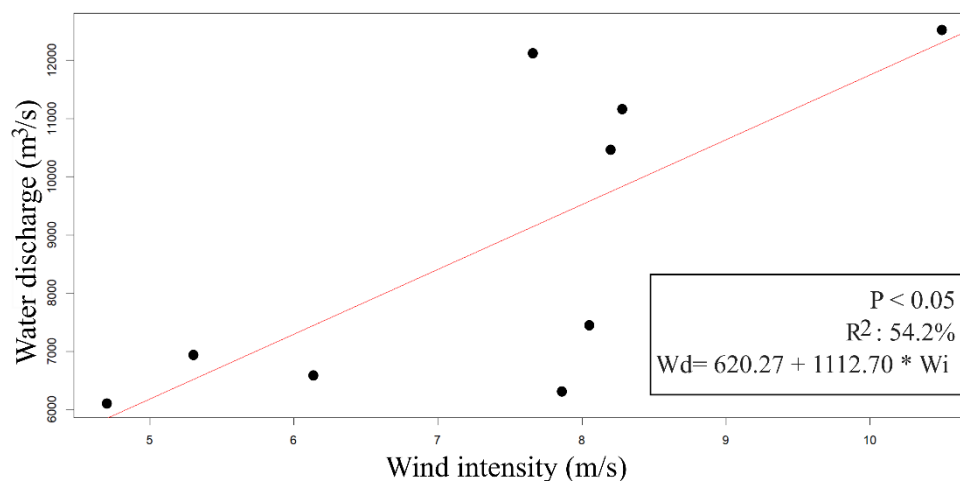


Fig. S4. Pearson correlation between Water discharge and Wind intensity on the jetties mouth. There was a significant positive relationship between them (Pearson correlation: $r = 0.74$; $p < 0.05$). The linear regression for these variables showed a relationship where the intercept value was 620.3 and the coefficient for wind intensity was 1112.7, with a R^2 of 54.2%

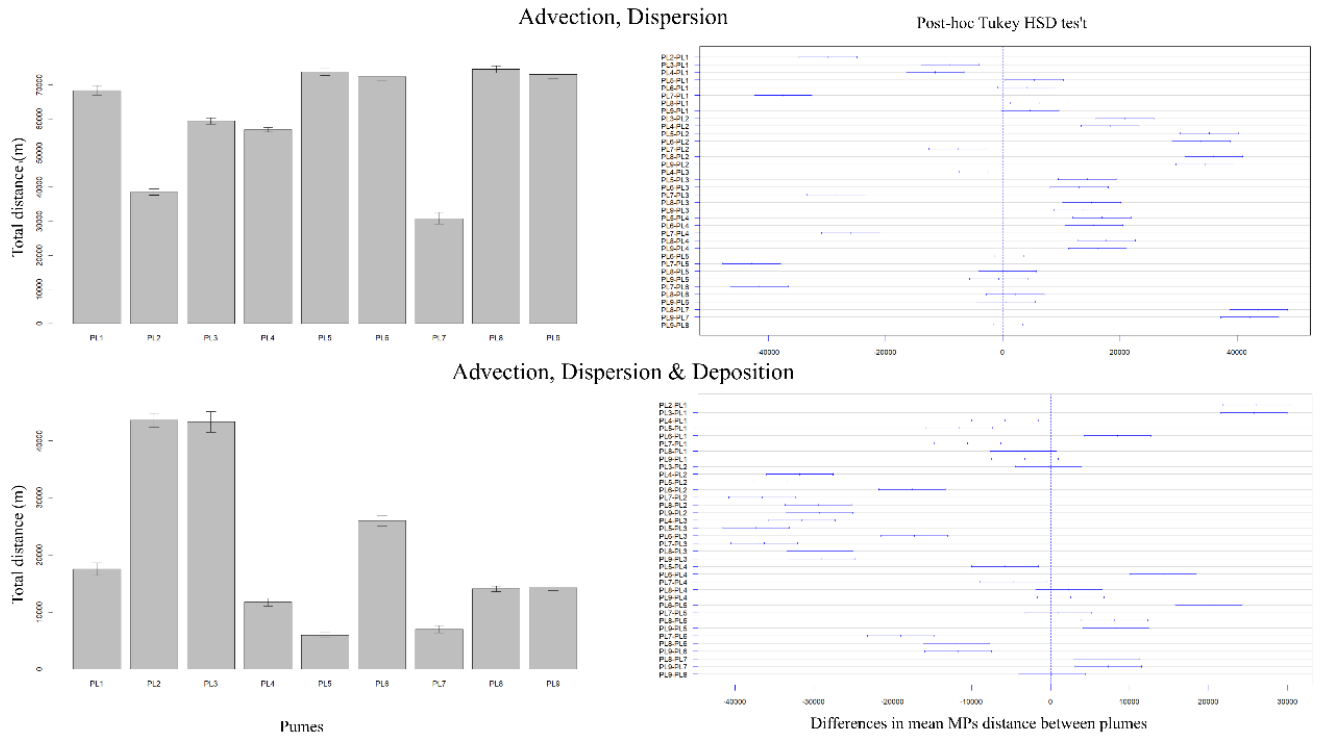


Fig. S5. ANOVA test and Post-hoc Tukey HSD between plumes, showing the differences between the total distances reached by the particles simulated from the liberation point until the last position in each simulation scenario: Top > under advection-dispersion conditions, Bottom > under advection-dispersion-deposition scenarios.

ANNEX IV- *TrackMPD Simulation results.*

Table S2. *General simulation conditions and results, in percentage, for all the simulations per scenario.*

SIMULATION CONDITIONS								RESULTS (final fate % / total simulations)			
SCENARIO	Kh	Kv	Initial Ws Option	Beaching	Refloating	Deposition	Resuspension	Water	Beached	Bottom	Out of Domain
1. ADVECTION + DISPERSION	0.265	10 ⁻⁵	0	No	No	No	No	31	0	0	69
2. ADVECTION + DISPERSION + DEPOSITION	0.265	10 ⁻⁵	0.1*	No	No	Yes	Yes	0	0	100	0

Next are shown results for both scenarios; with advection and dispersion (1-4), and with advection, dispersion, and deposition (5-8) for each plume (PL1-PL9). In the sub-figures 1 and 5, superficial 2D trajectories were plotted over the mean salinity for each plume in each scenario respectively, where the final fate of the microplastic particle is indicated with symbols: Water ▲, Bottom ▼, Beached ◀ and Out of Domain ×. In sub-figures 3 and 7 are shown the 3D trajectories where it's possible to see with more detail the vertical dispersion and the final depth of each particle. In 2 and 6 are shown the density maps for the superficial dispersion, and in sub-figures 4 and 8 the vertical densities over the time are shown.

ADVECTION – DISPERSION SCENARIOS

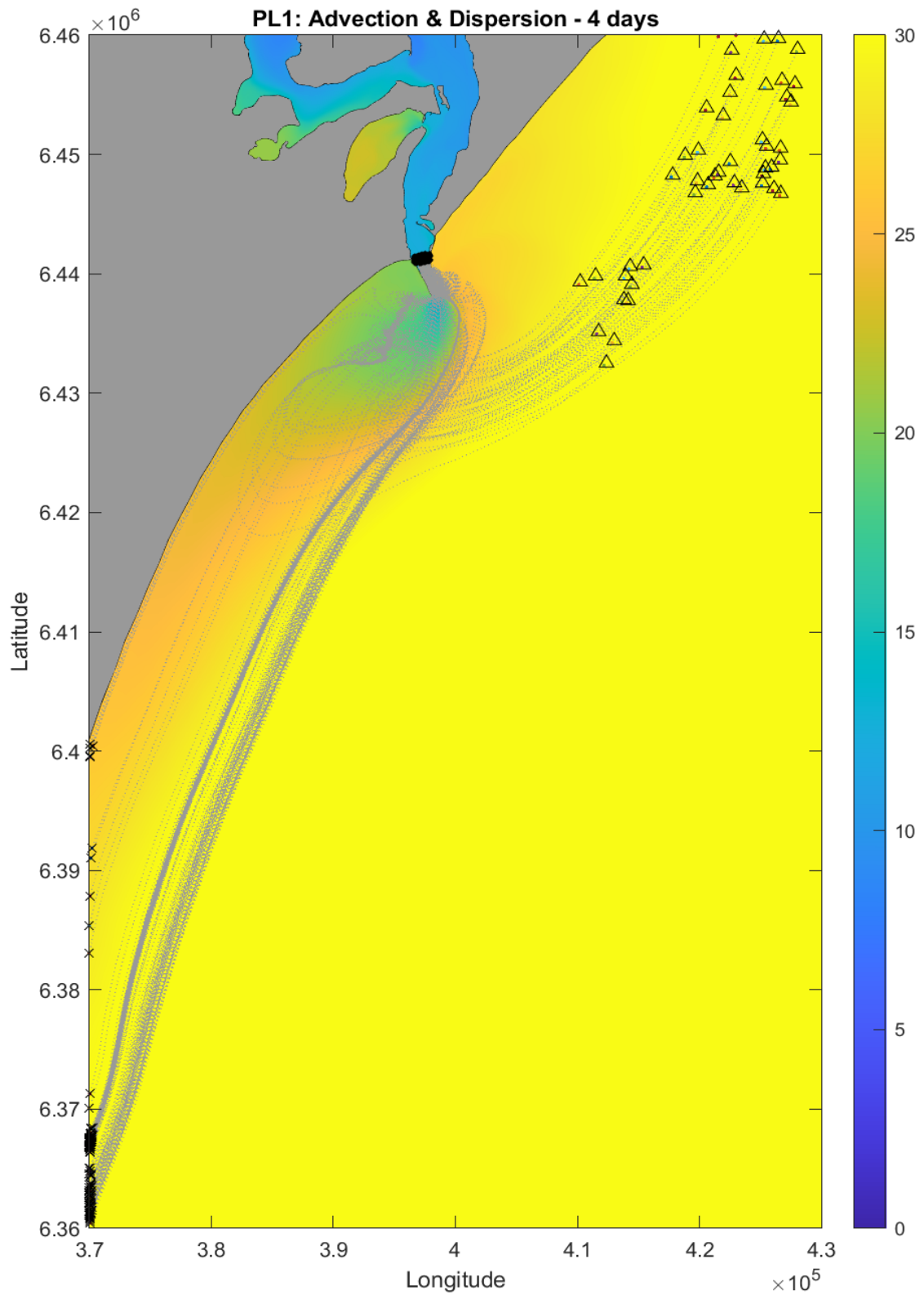


Fig. S6. Superficial trajectory over mean salinity (color bar) for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario. Mps final fate is indicated as follow: Water▲, Bottom▼, Beached◀ and Out of Domain×.

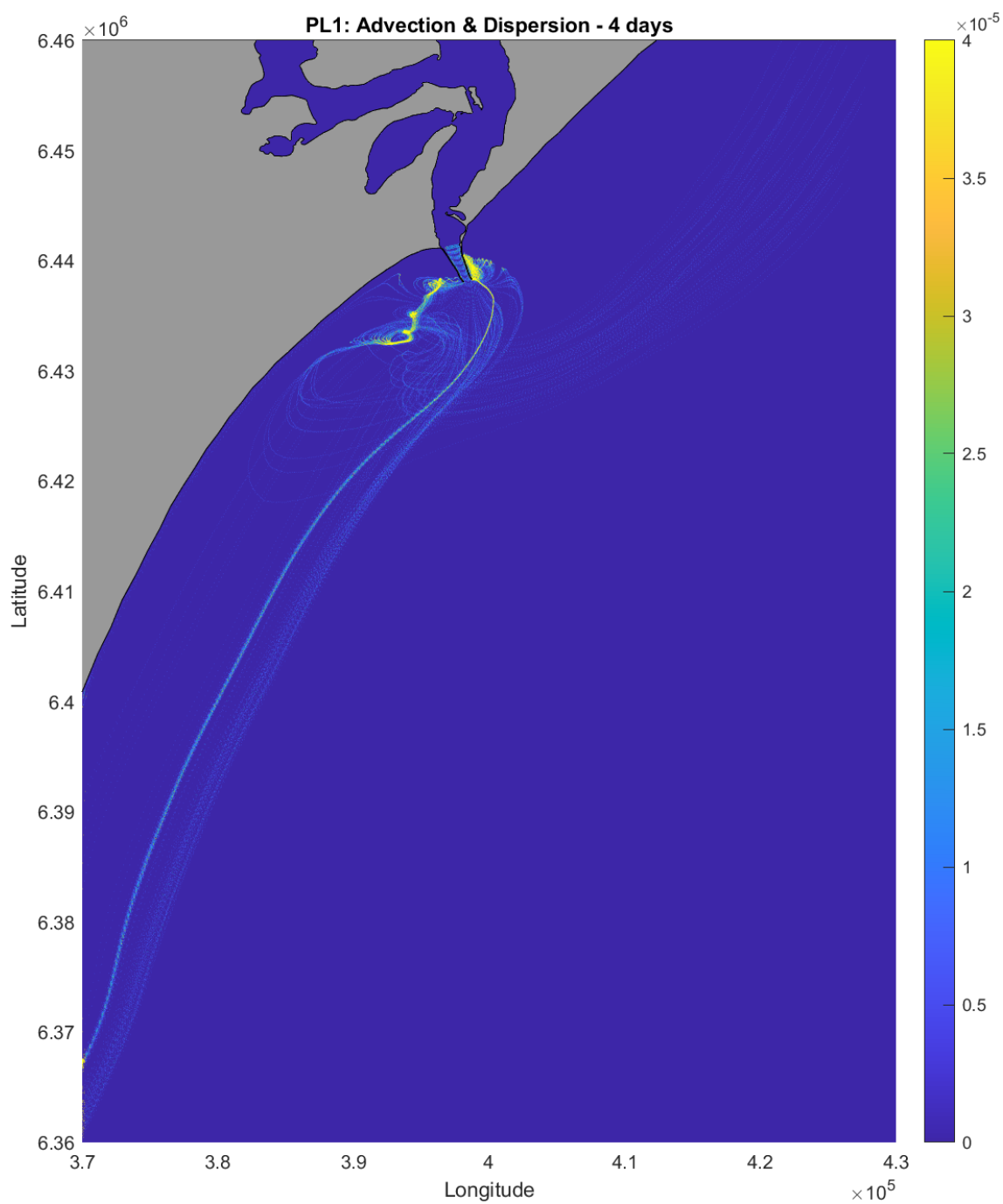


Fig. S7. Superficial MPs density map for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario.

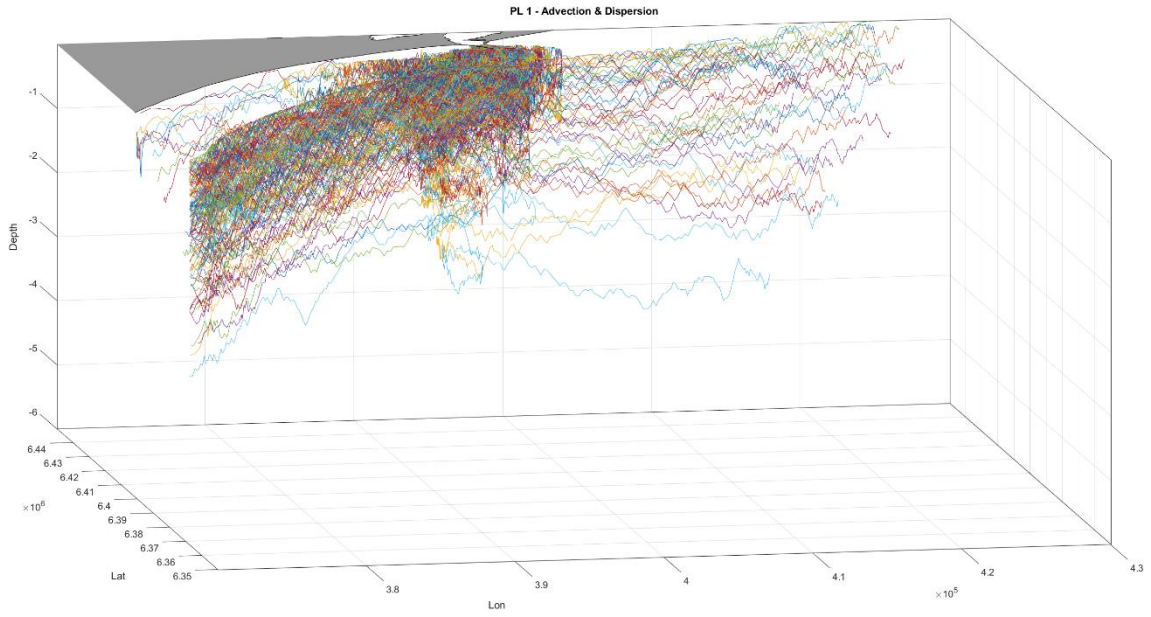


Fig. S8. MPs 3D trajectories for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario.

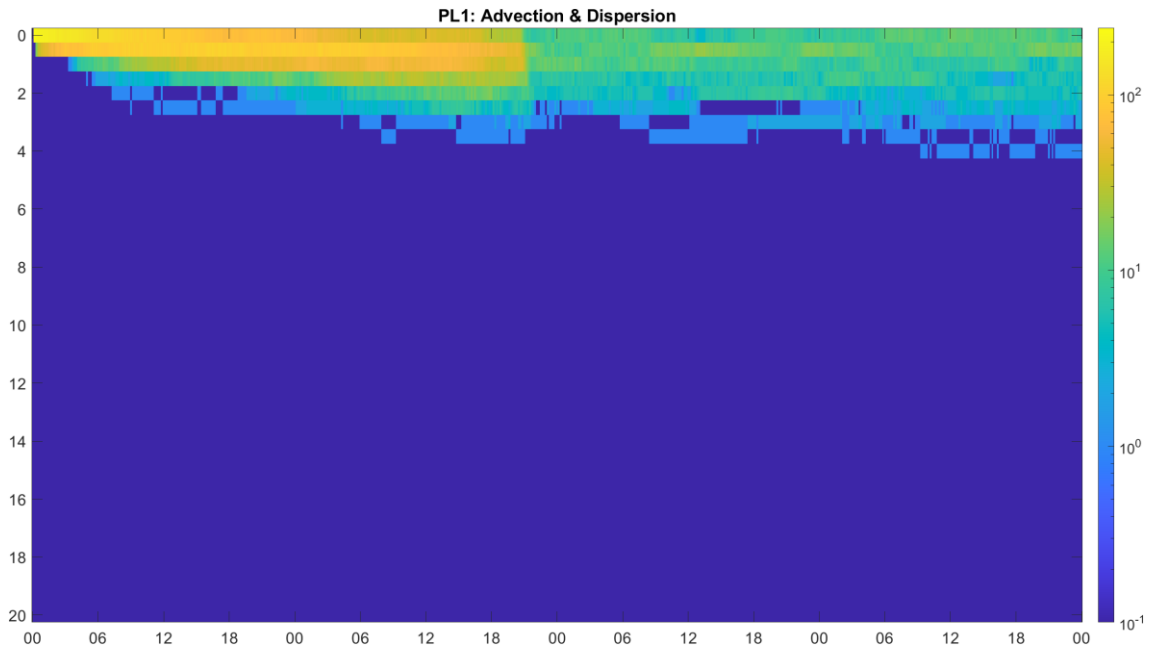


Fig. S9. Density map for vertical trajectories over the time (depth over time in hours), for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario.

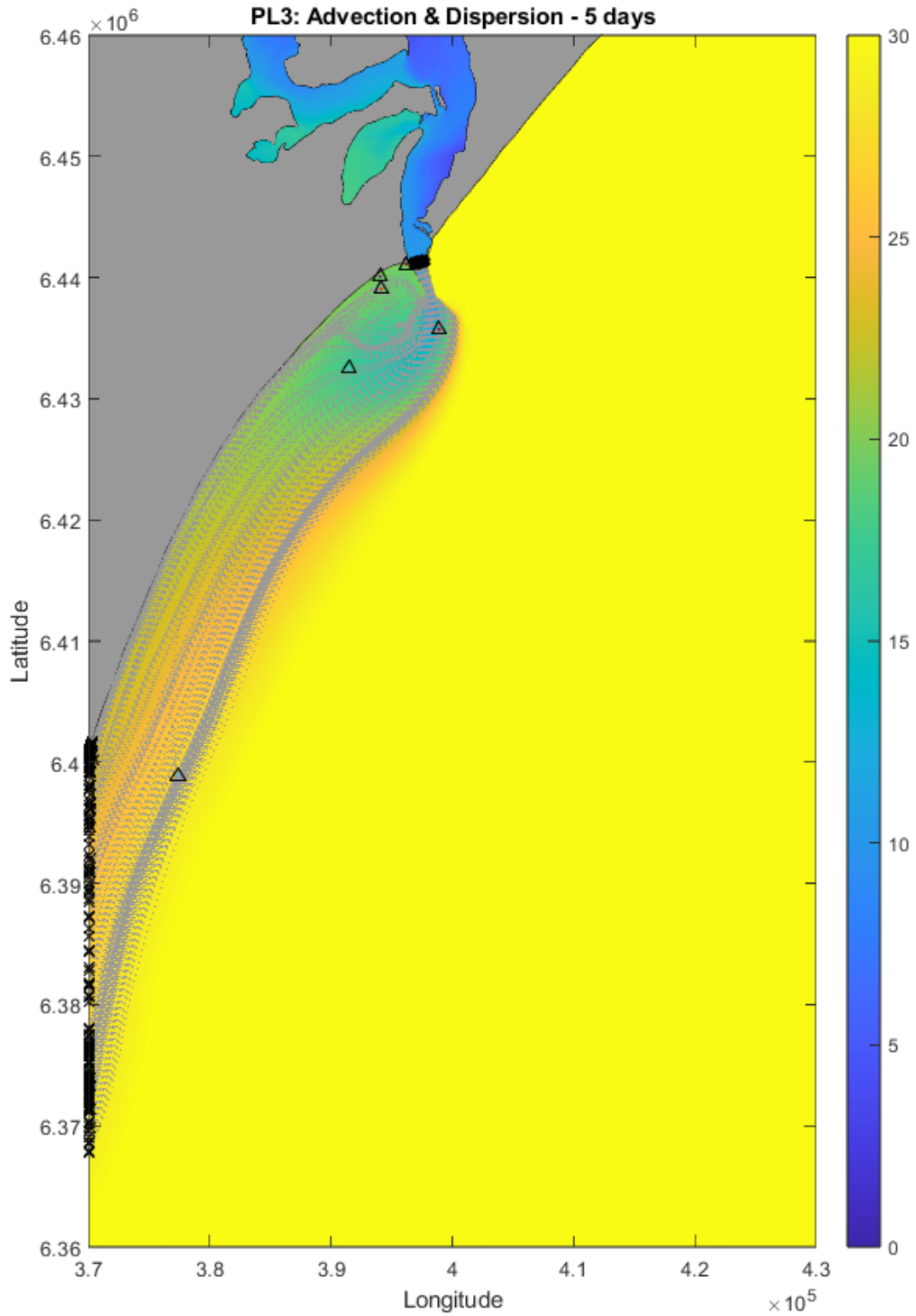


Fig. S10. Superficial trajectory over mean salinity (color bar) for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario. MPs final fate is indicated as follow: Water▲, Bottom▼, Beached◀ and Out of Domain×.

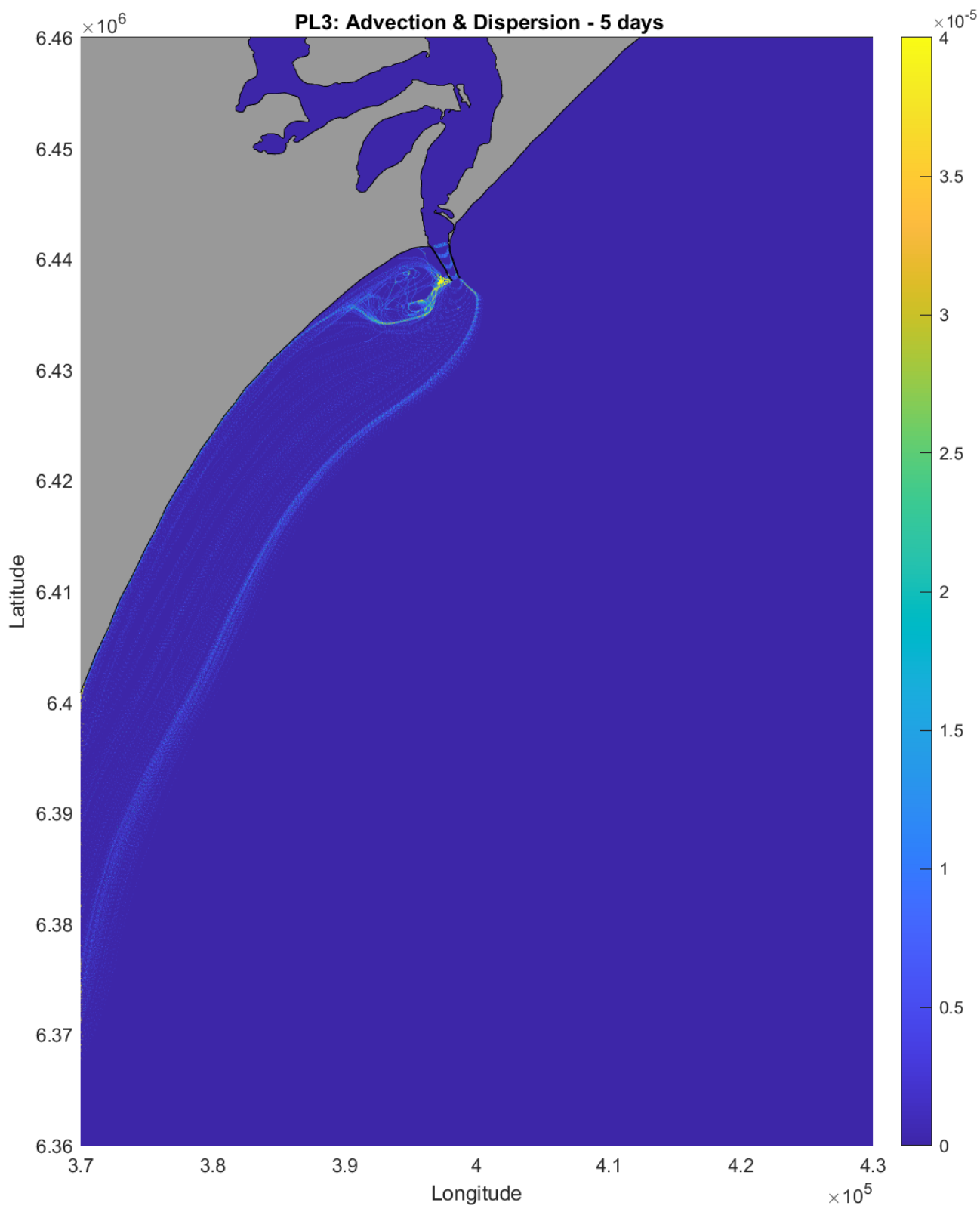


Fig. S11. Superficial MPs density map for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario

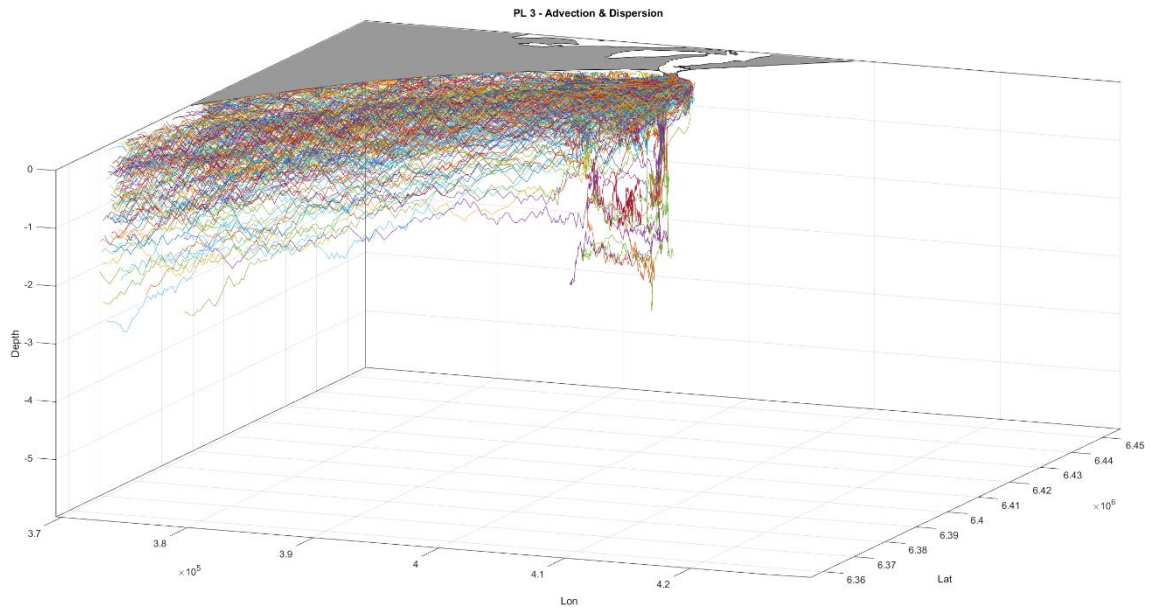


Fig. S12. MPs 3D trajectories for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario

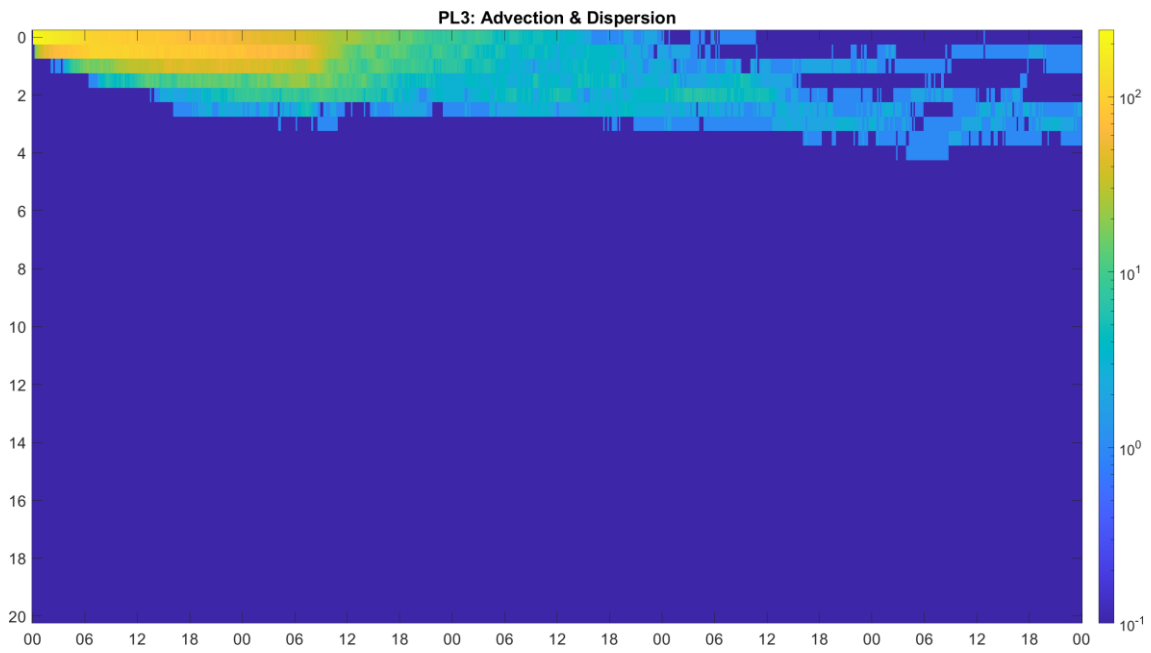


Fig. S13. Density map for vertical trajectories over the time (depth over time in hours), for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario

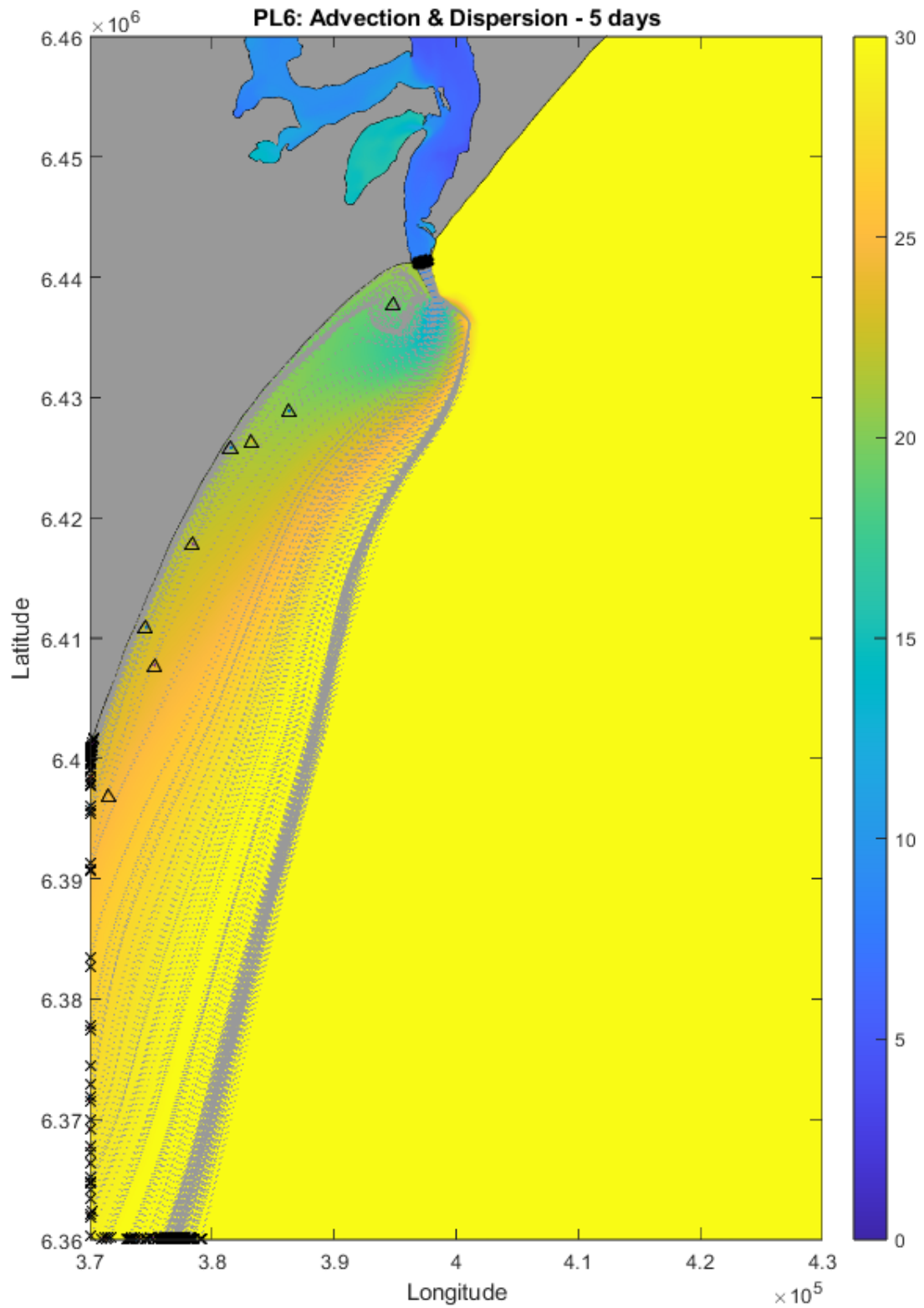


Fig. S14. Superficial trajectory over mean salinity (color bar) for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario. MPs final fate is indicated as follow: Water▲, Bottom▼, Beached◄ and Out of Domain×.

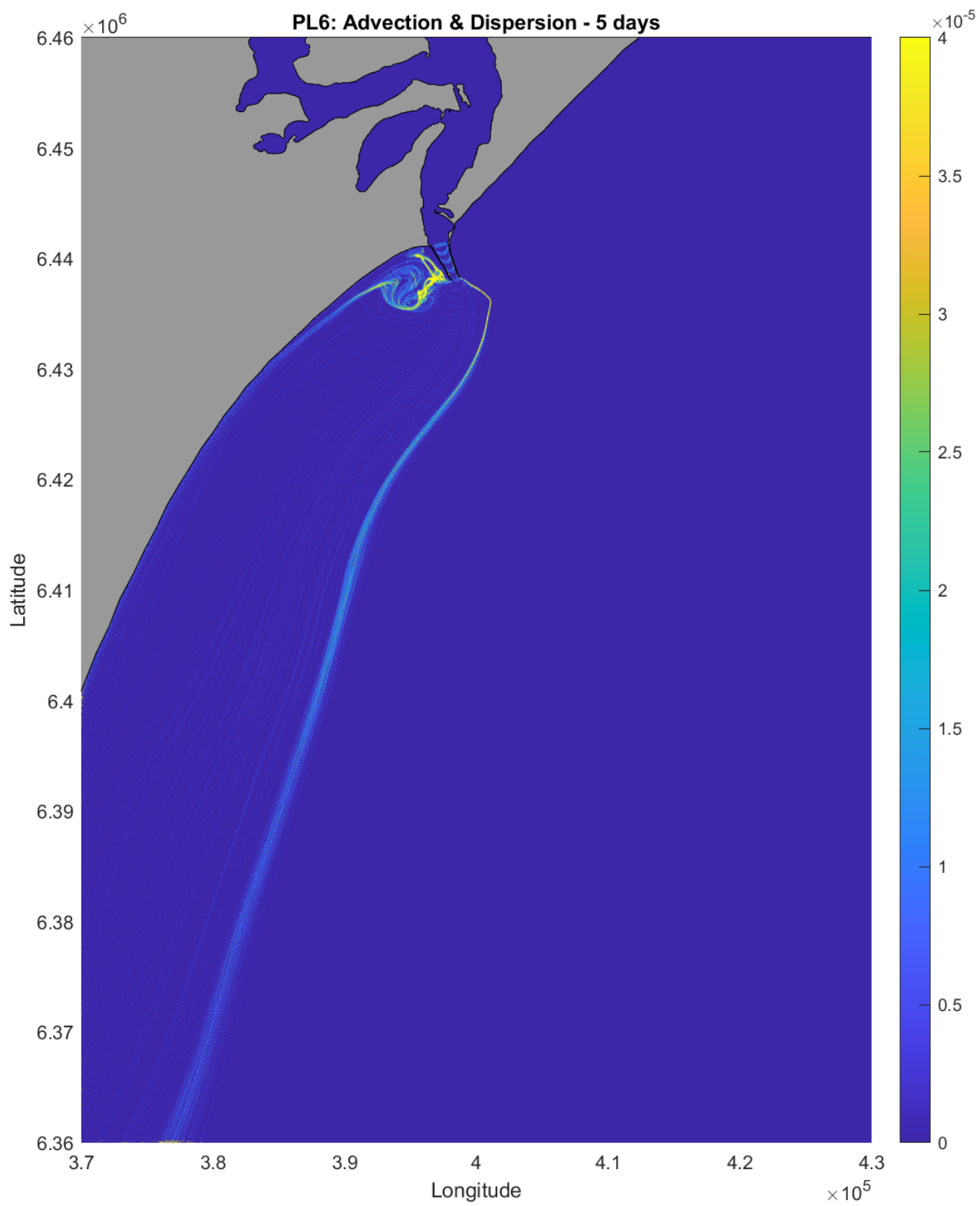


Fig. S15. Superficial MPs density map for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario.

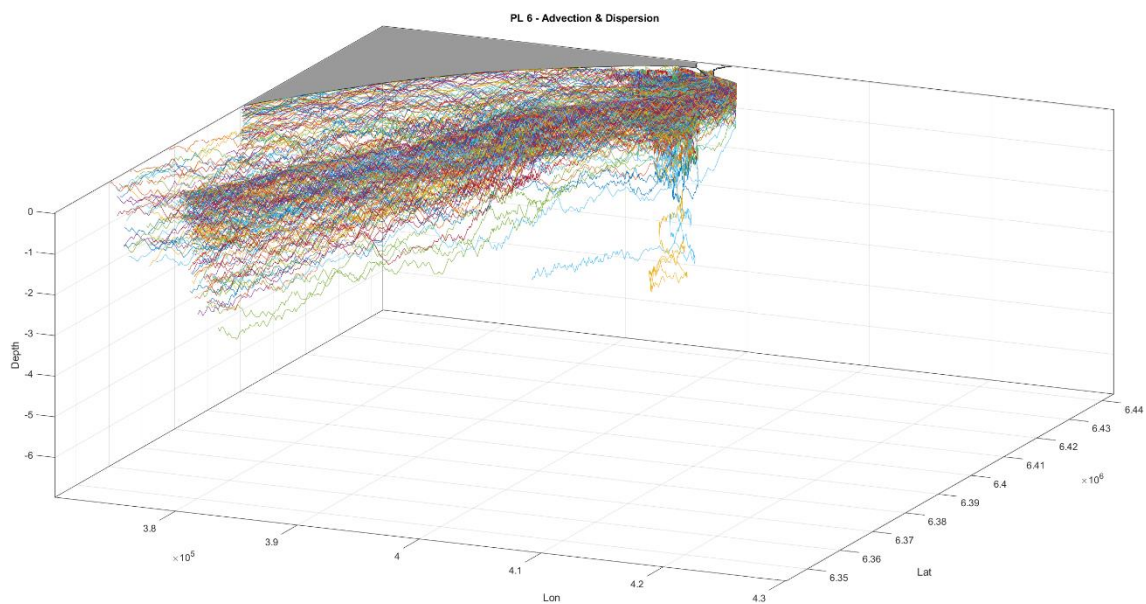


Fig. S16. MPs 3D trajectories for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario

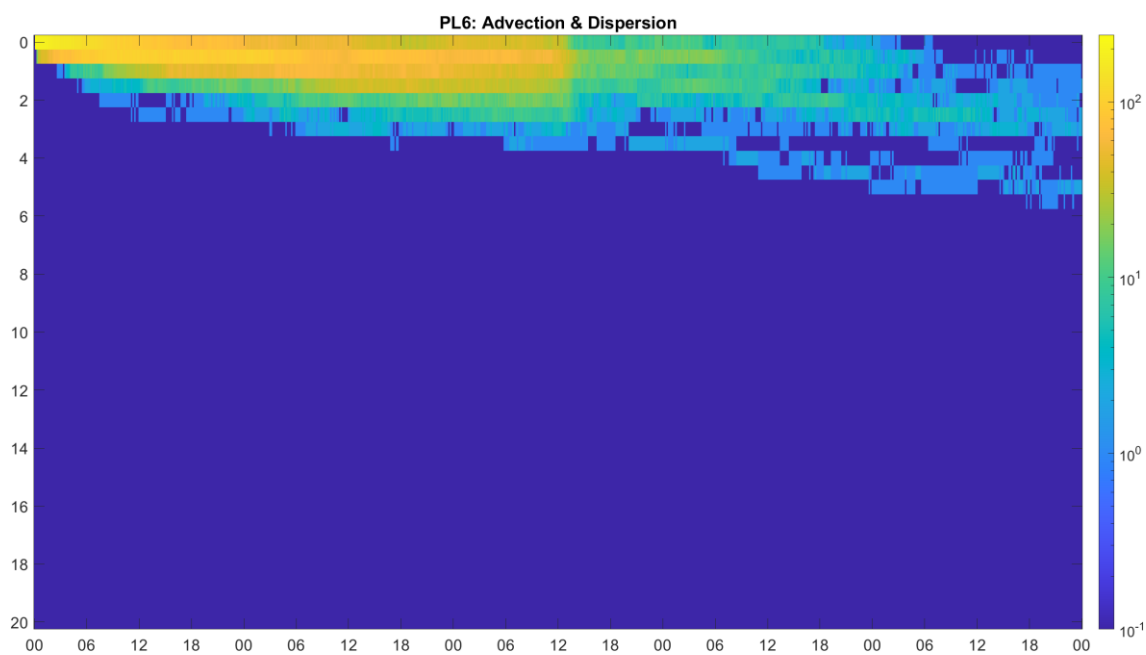


Fig. S17. Density map for vertical trajectories over the time (depth over time in hours), for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario

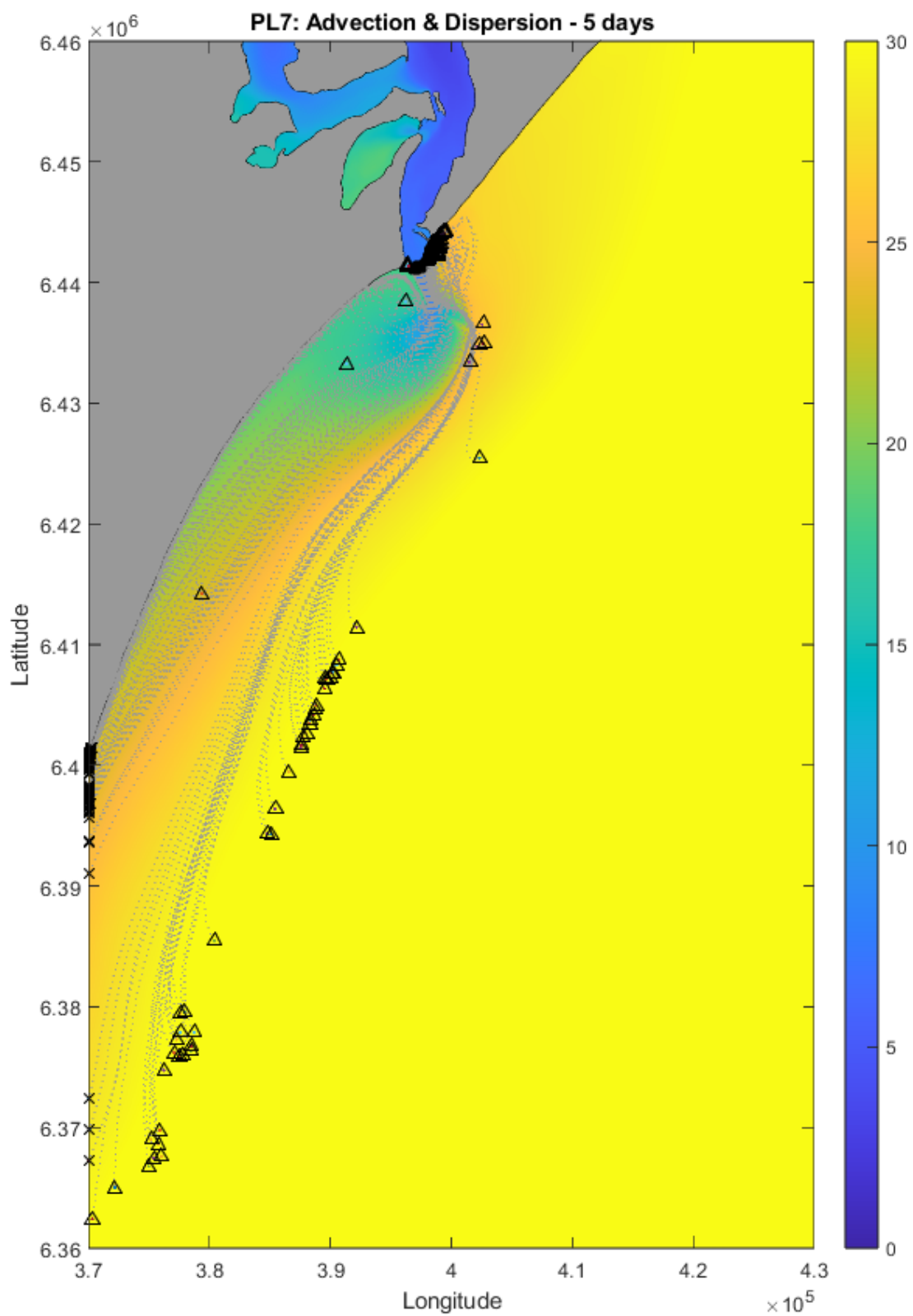


Fig. S18. Superficial trajectory over mean salinity (color bar) for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario. MPs final fate is indicated as follow: Water▲, Bottom▼, Beached◀ and Out of Domain×.

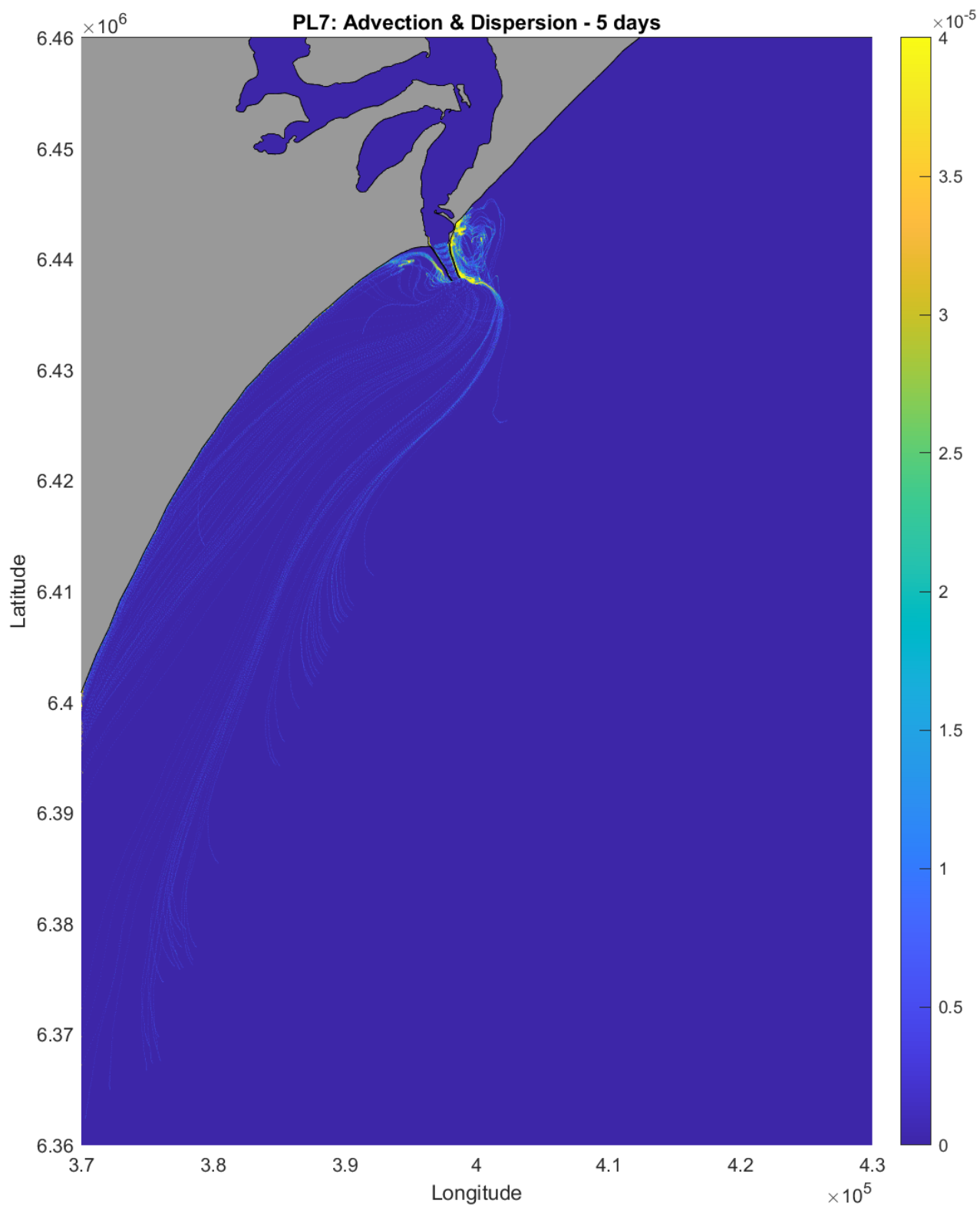


Fig. S19. Superficial MPs density map for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario

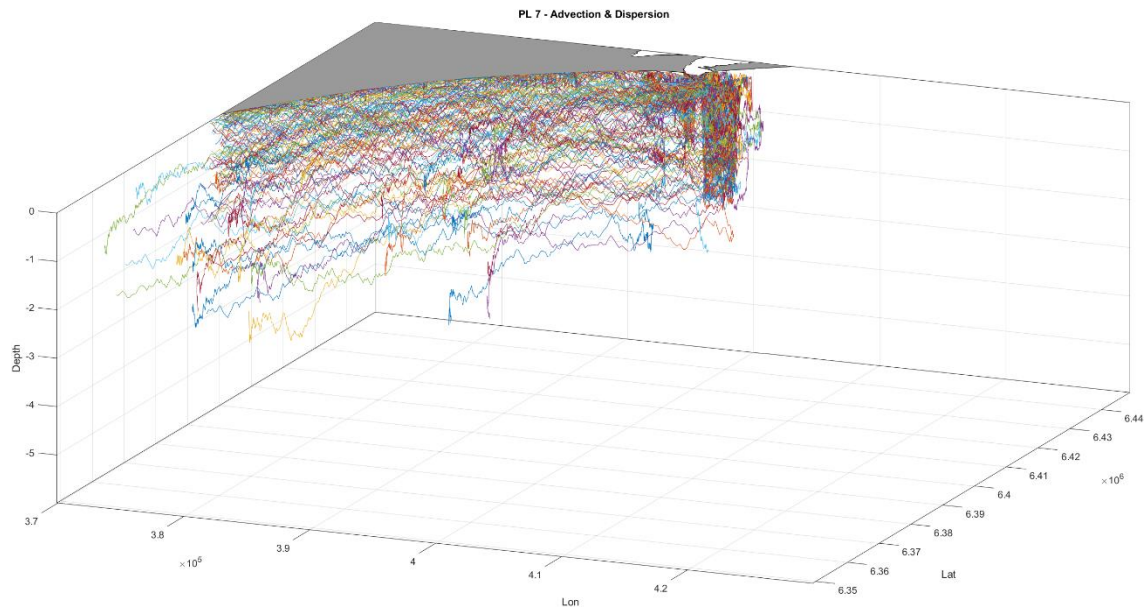


Fig. S20. MPs 3D trajectories for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario

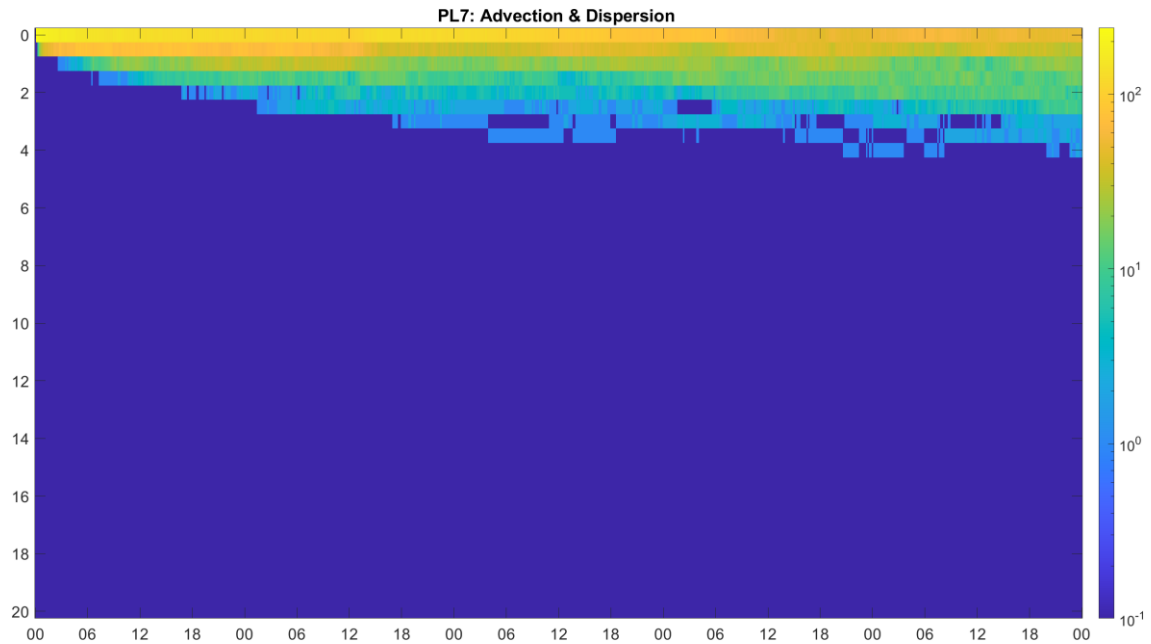


Fig. S21. Density map for vertical trajectories over the time (depth over time in hours), for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario

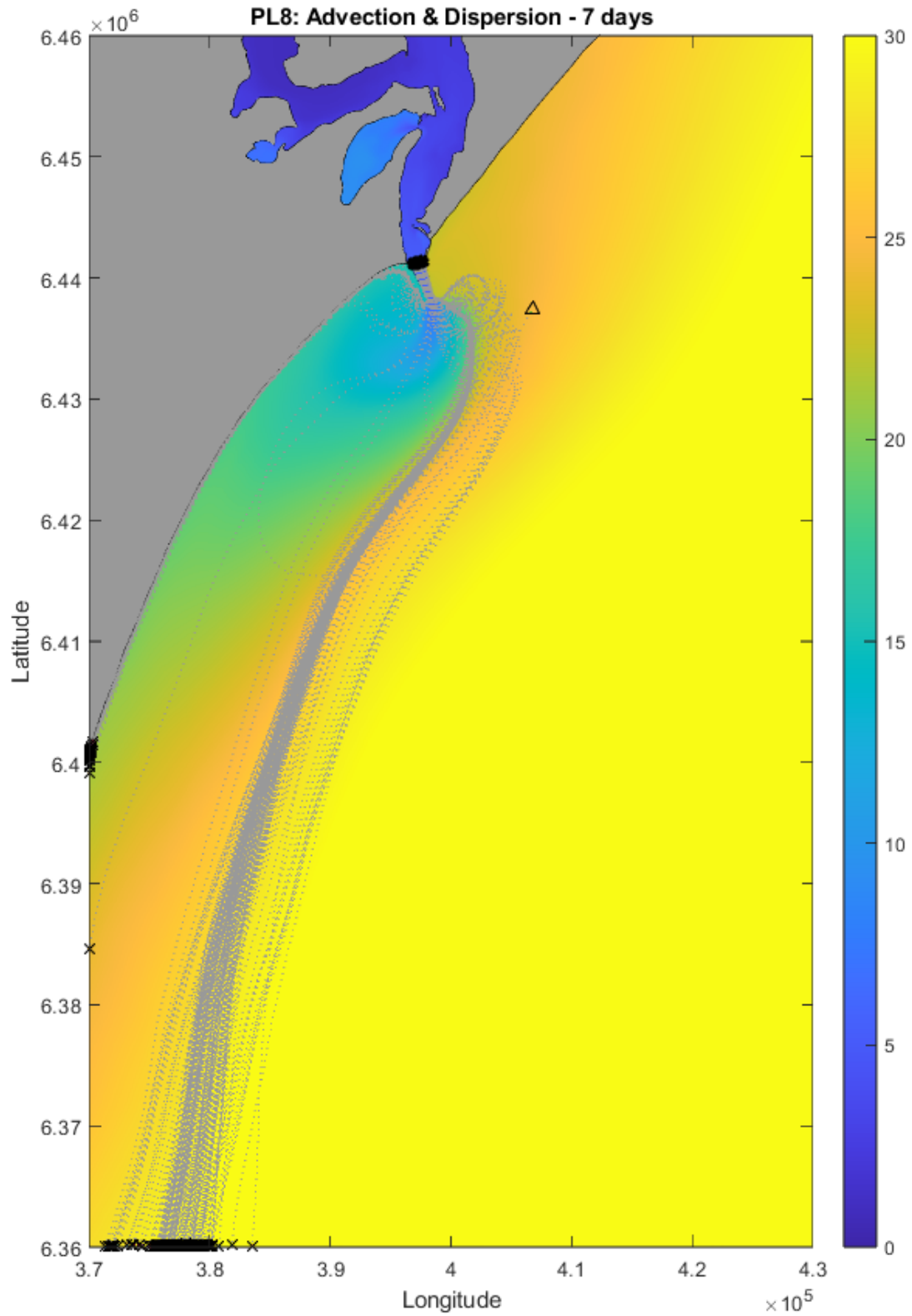


Fig. S22. Superficial trajectory over mean salinity (color bar) for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario. MPs final fate is indicated as follow: Water $\blacktriangle$, Bottom $\blacktriangledown$, Beached $\blacktriangleleft$ and Out of Domain $\times$.

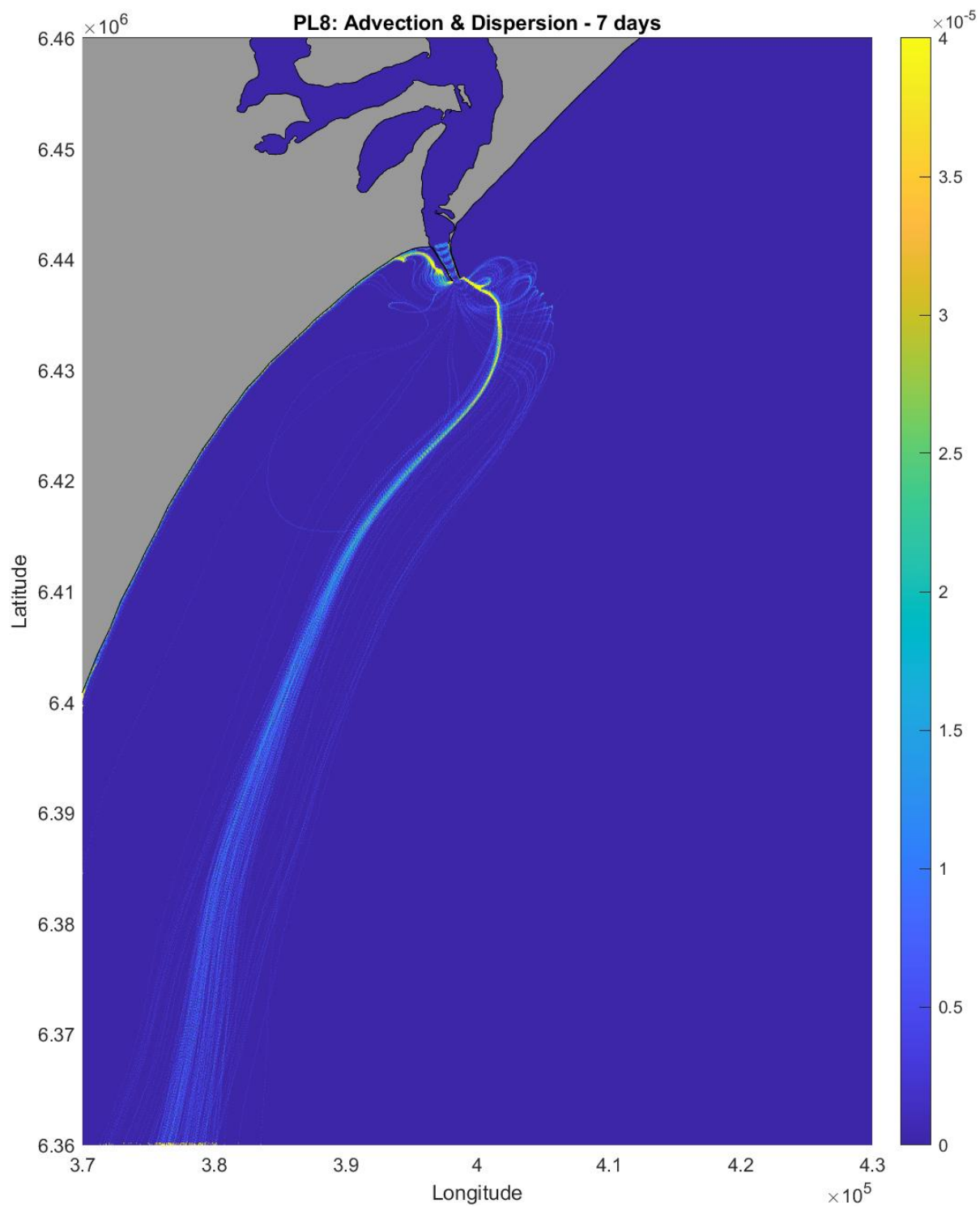


Fig. S23 Superficial MPs density map for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario

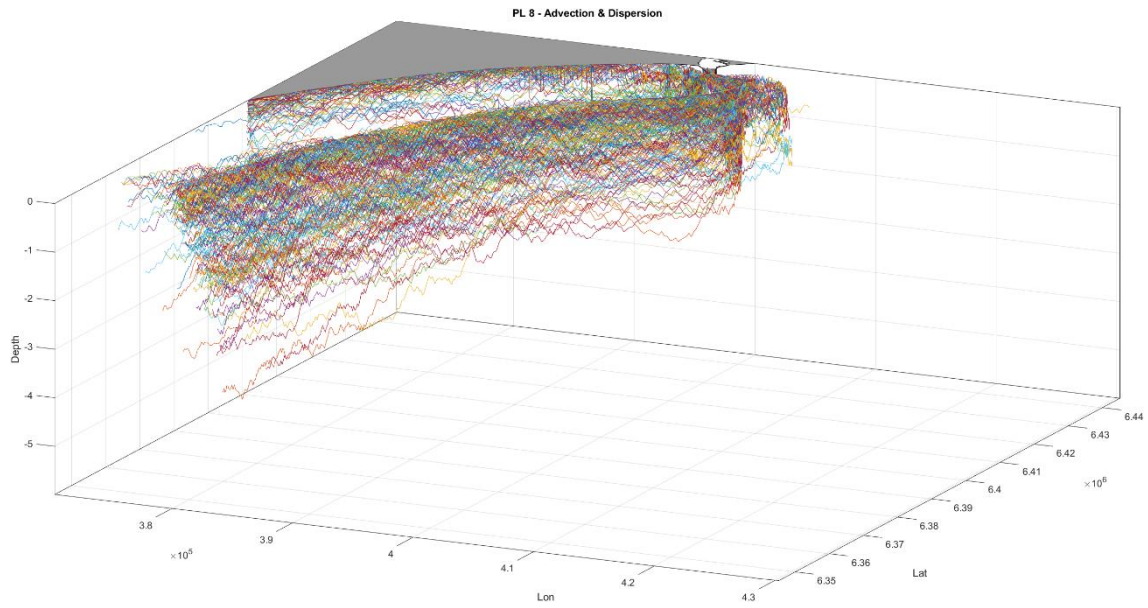


Fig. S24. MPs 3D trajectories for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario

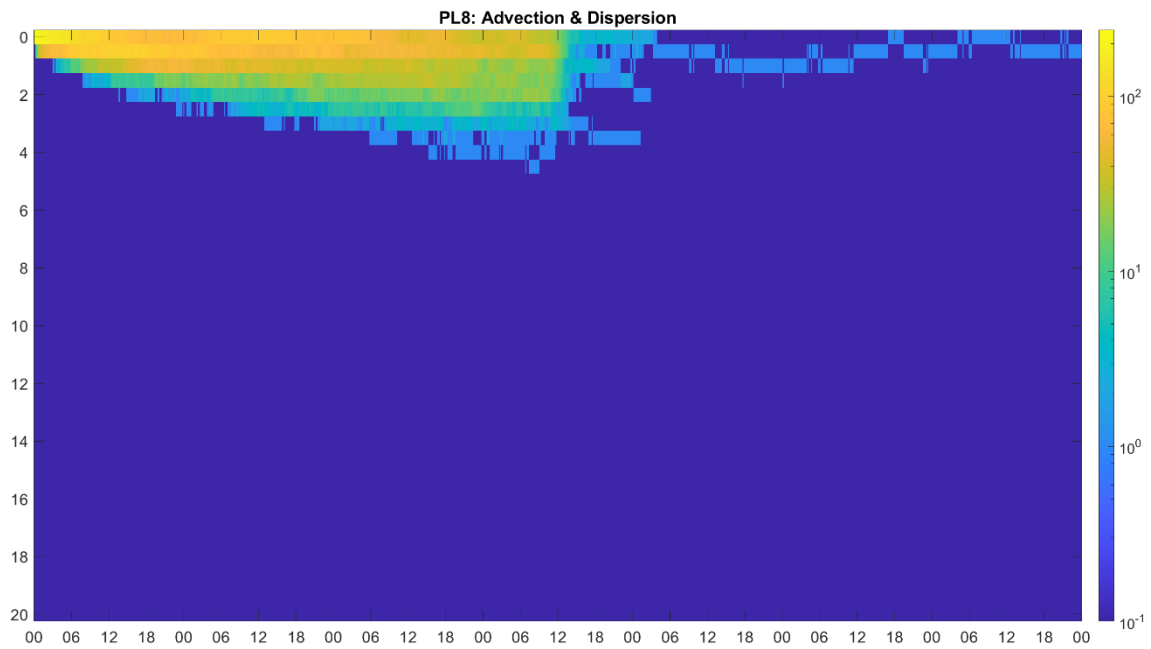


Fig. S25. Density map for vertical trajectories over the time (depth over time in hours), for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario

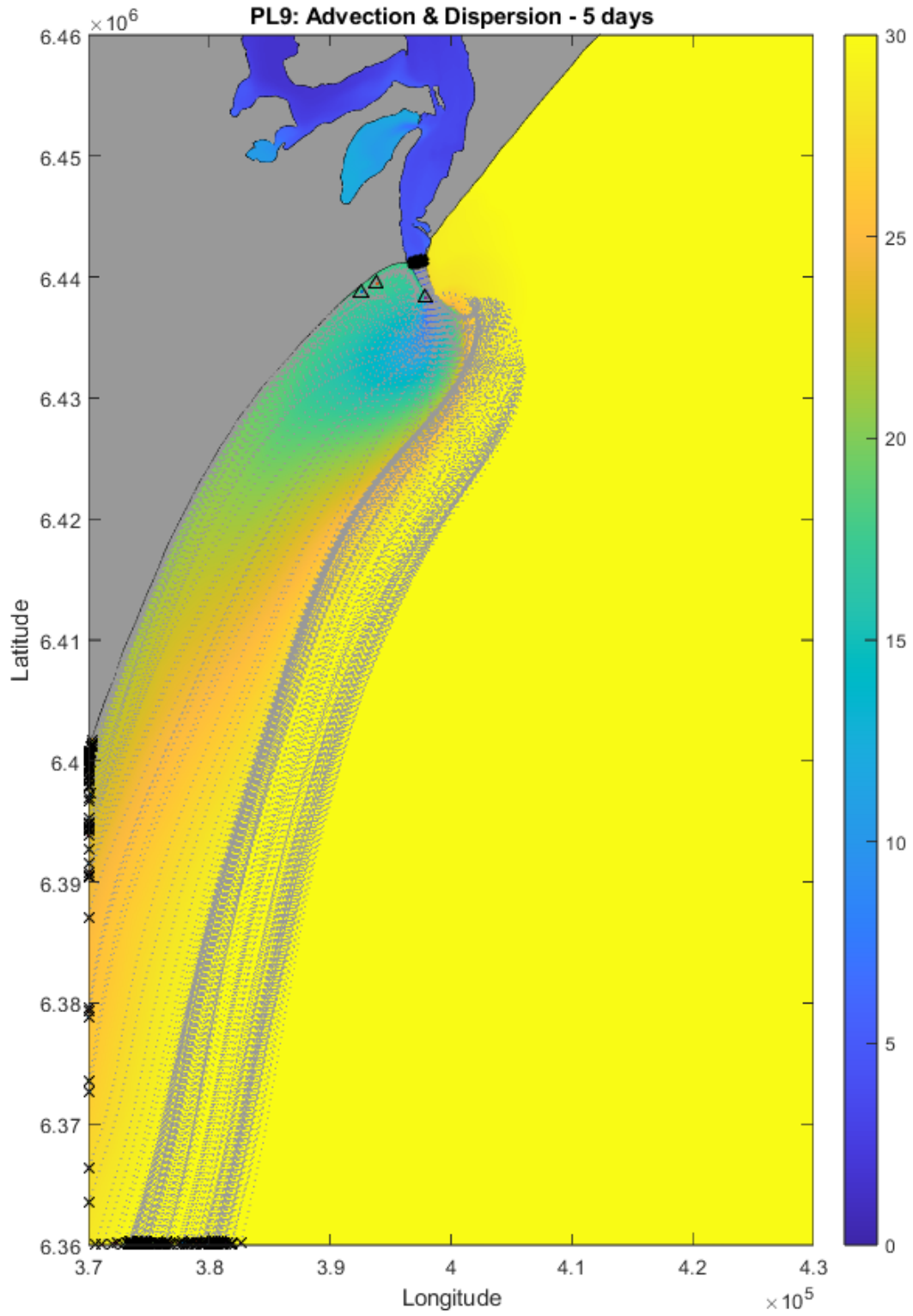


Fig. S26. Superficial trajectory over mean salinity (color bar) for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario. MPs final fate is indicated as follow: Water▲, Bottom▼, Beached◄ and Out of Domain×.

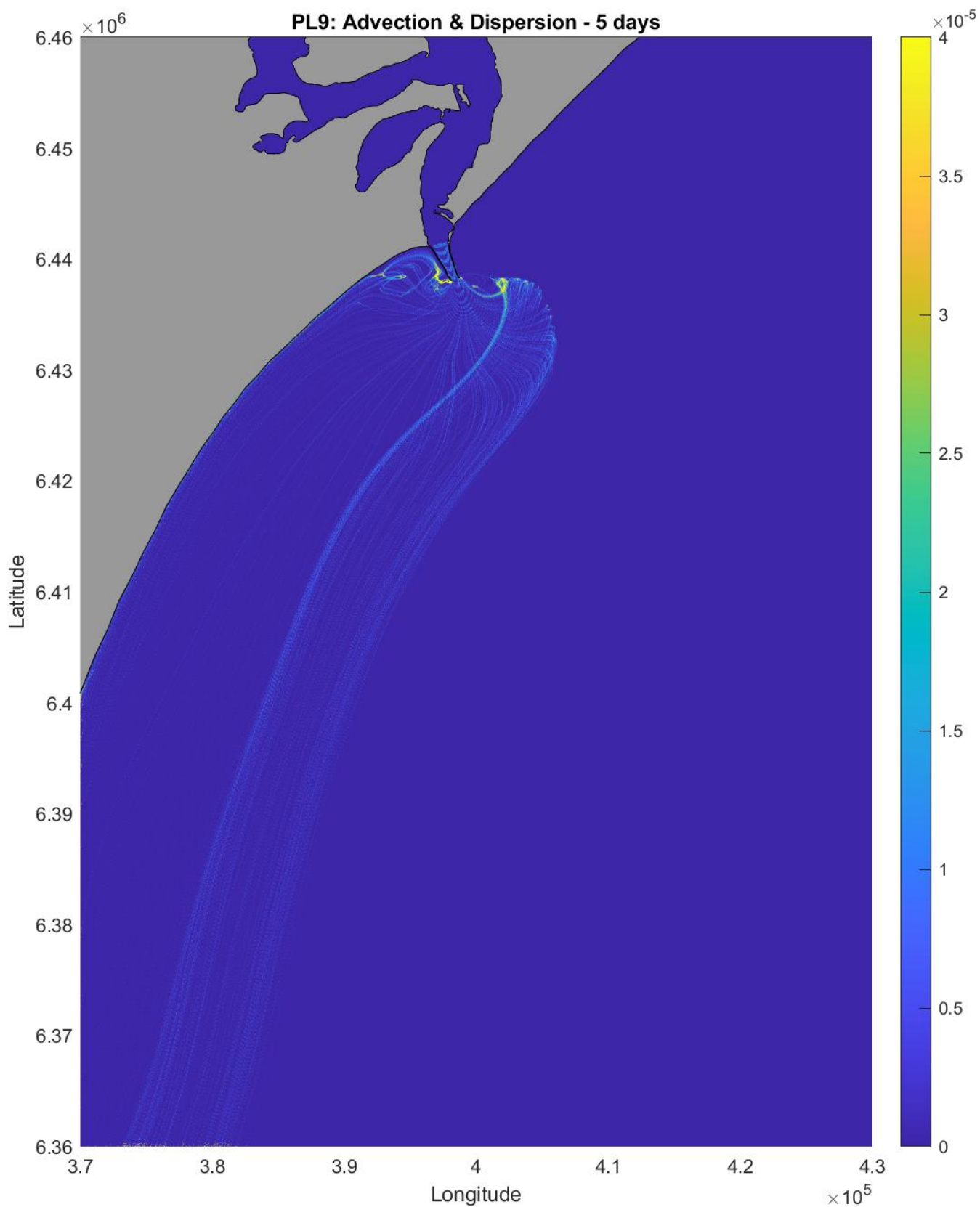


Fig. S27. Superficial MPs density map for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario

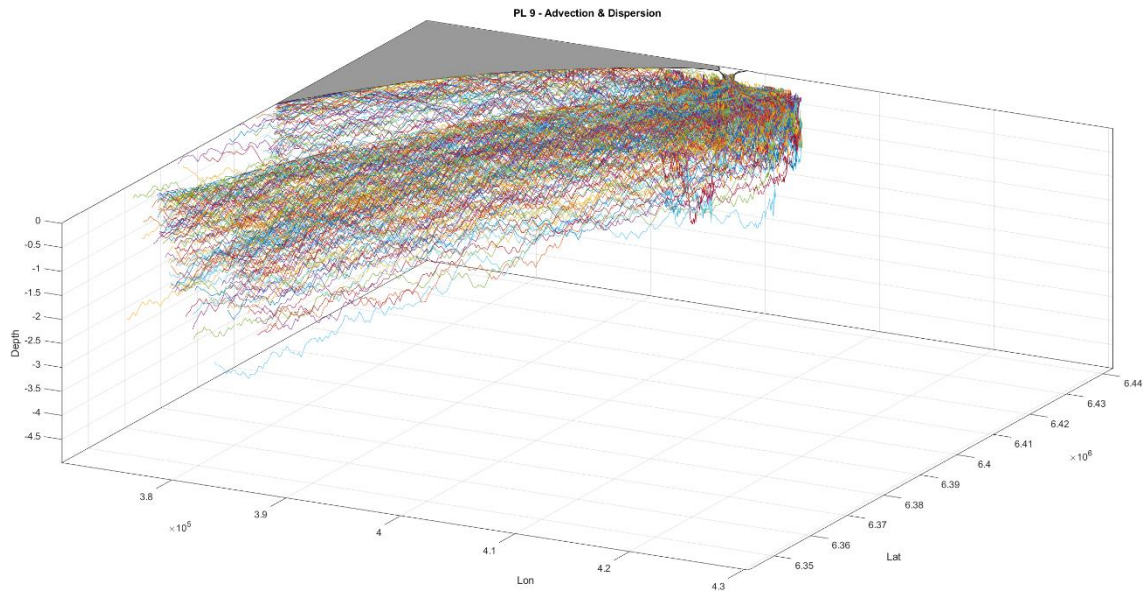


Fig. S28. MPs 3D trajectories for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario

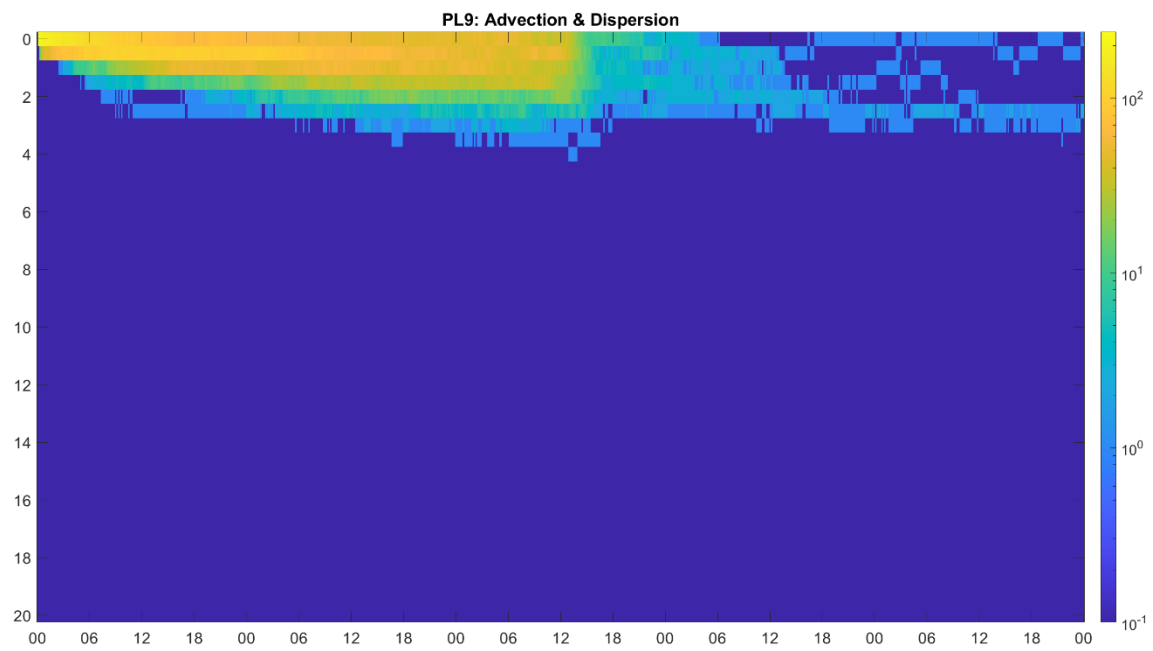


Fig. S29. Density map for vertical trajectories over the time (depth over time in hours), for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario

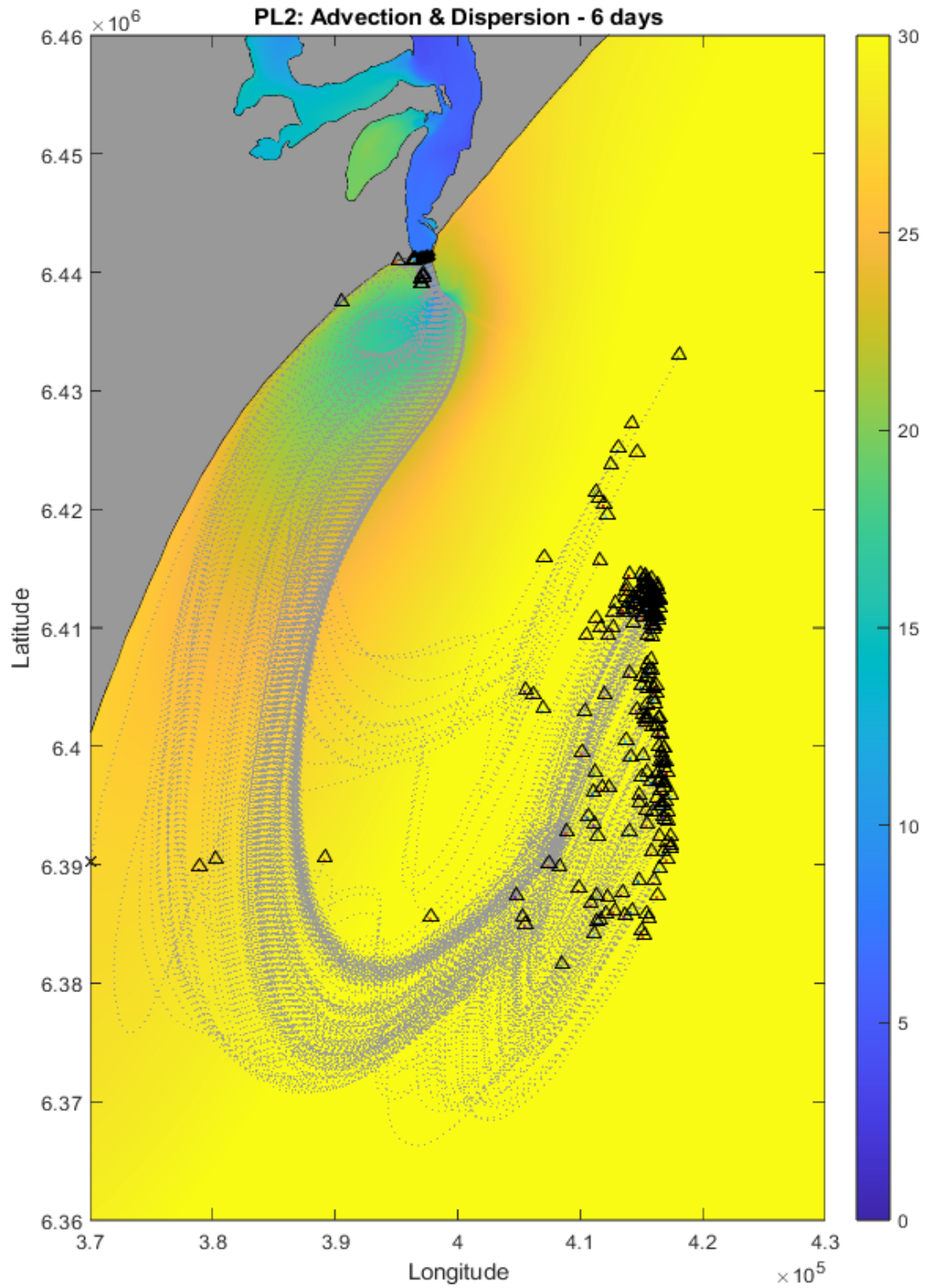


Fig. S30. Superficial trajectory over mean salinity (color bar) for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario. MPs final fate is indicated as follow: Water $\blacktriangle$, Bottom $\blacktriangledown$, Beached $\blacktriangleleft$ and Out of Domain $\times$.

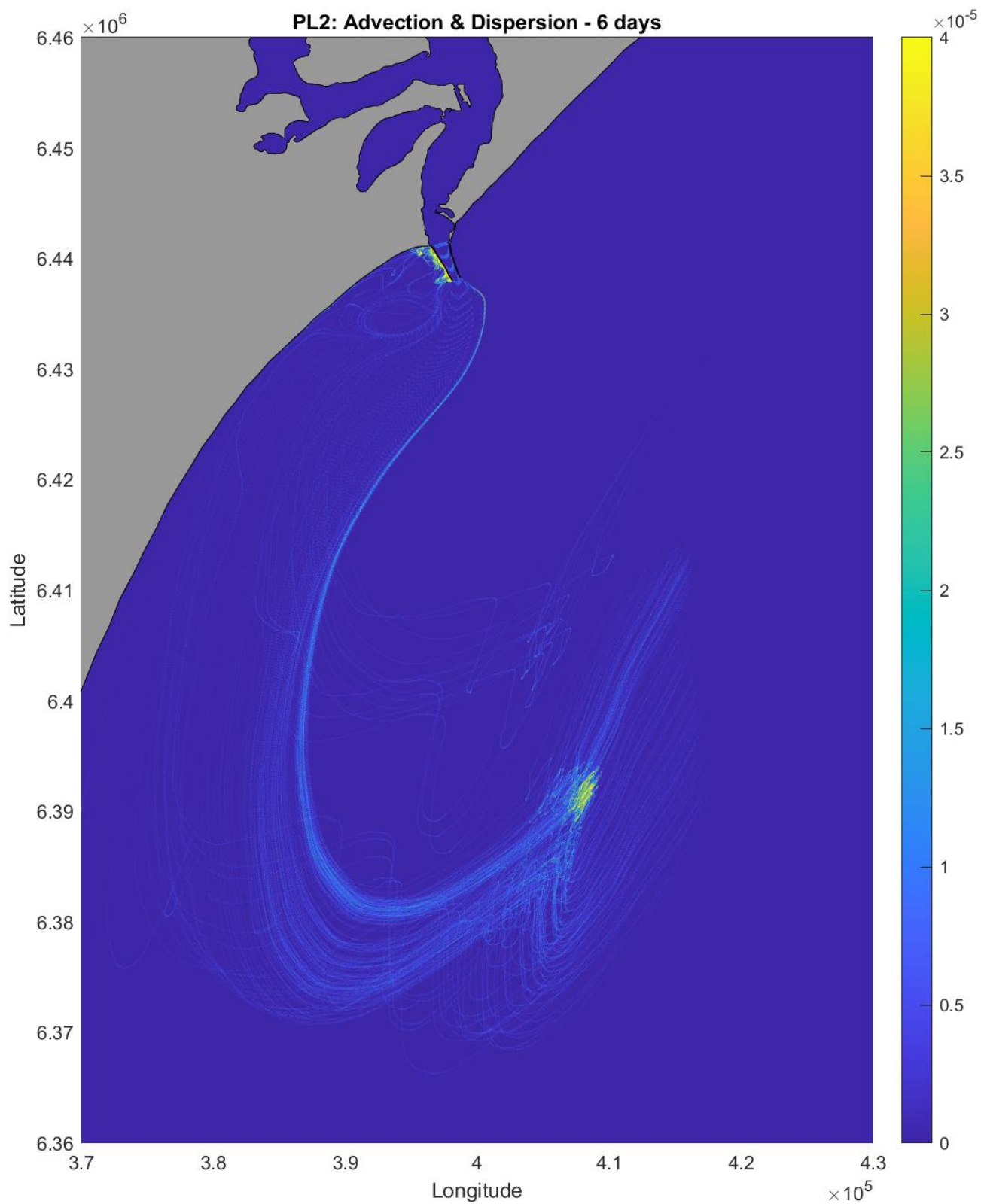


Fig. S31. Superficial MPs density map for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario

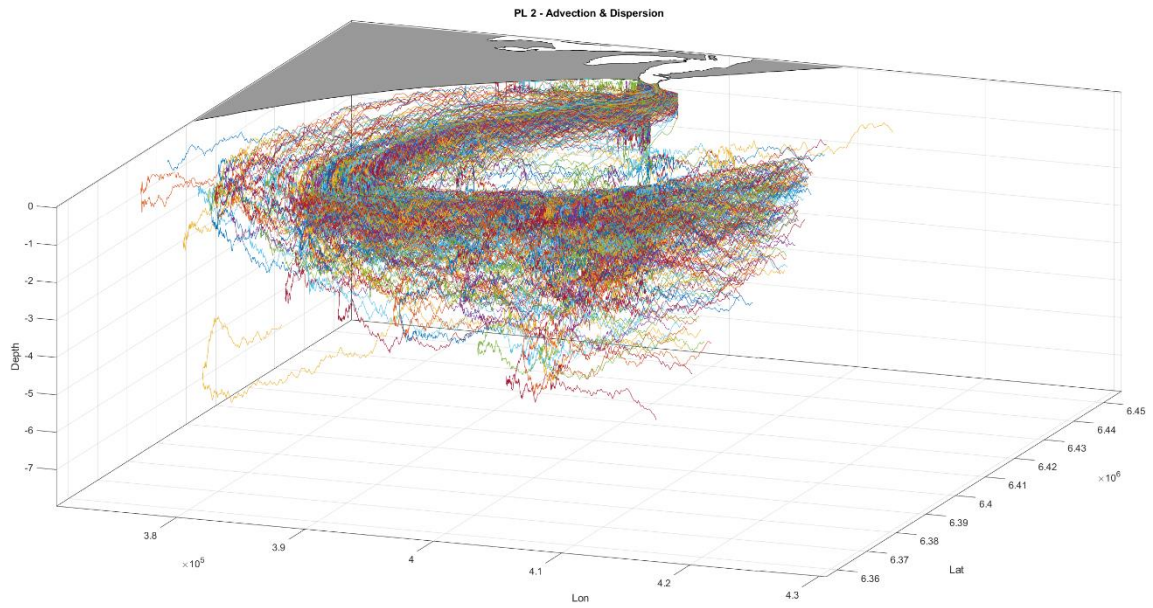


Fig. S32. MPs 3D trajectories for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario.

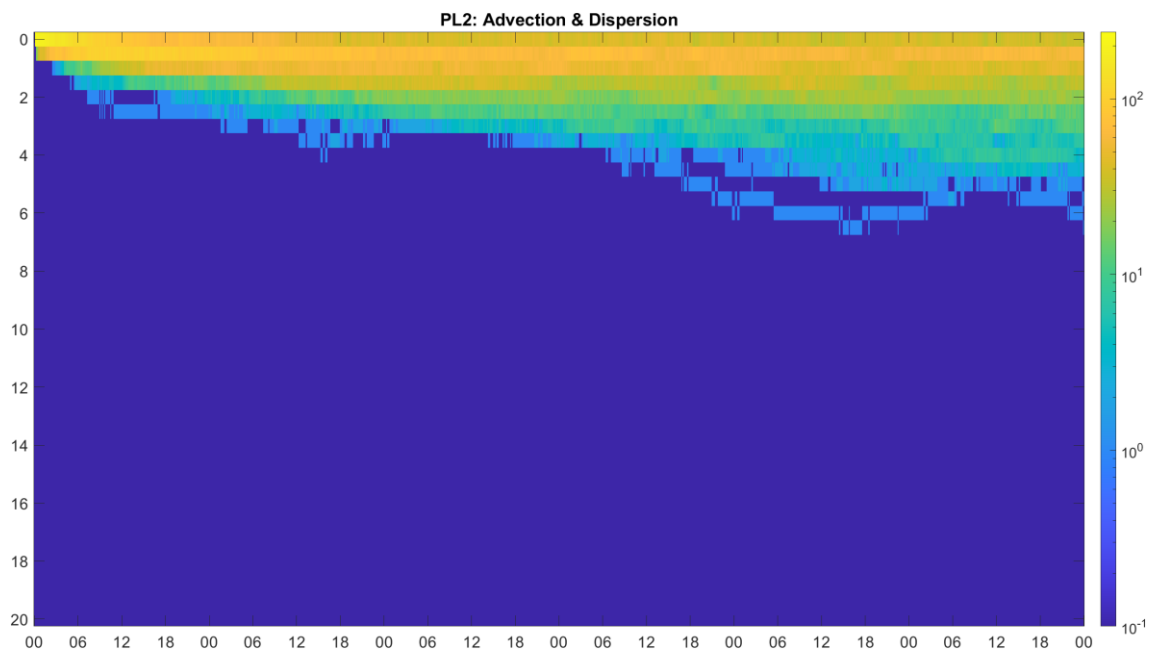


Fig. S33. Density map for vertical trajectories over the time (depth over time in hours), for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario.

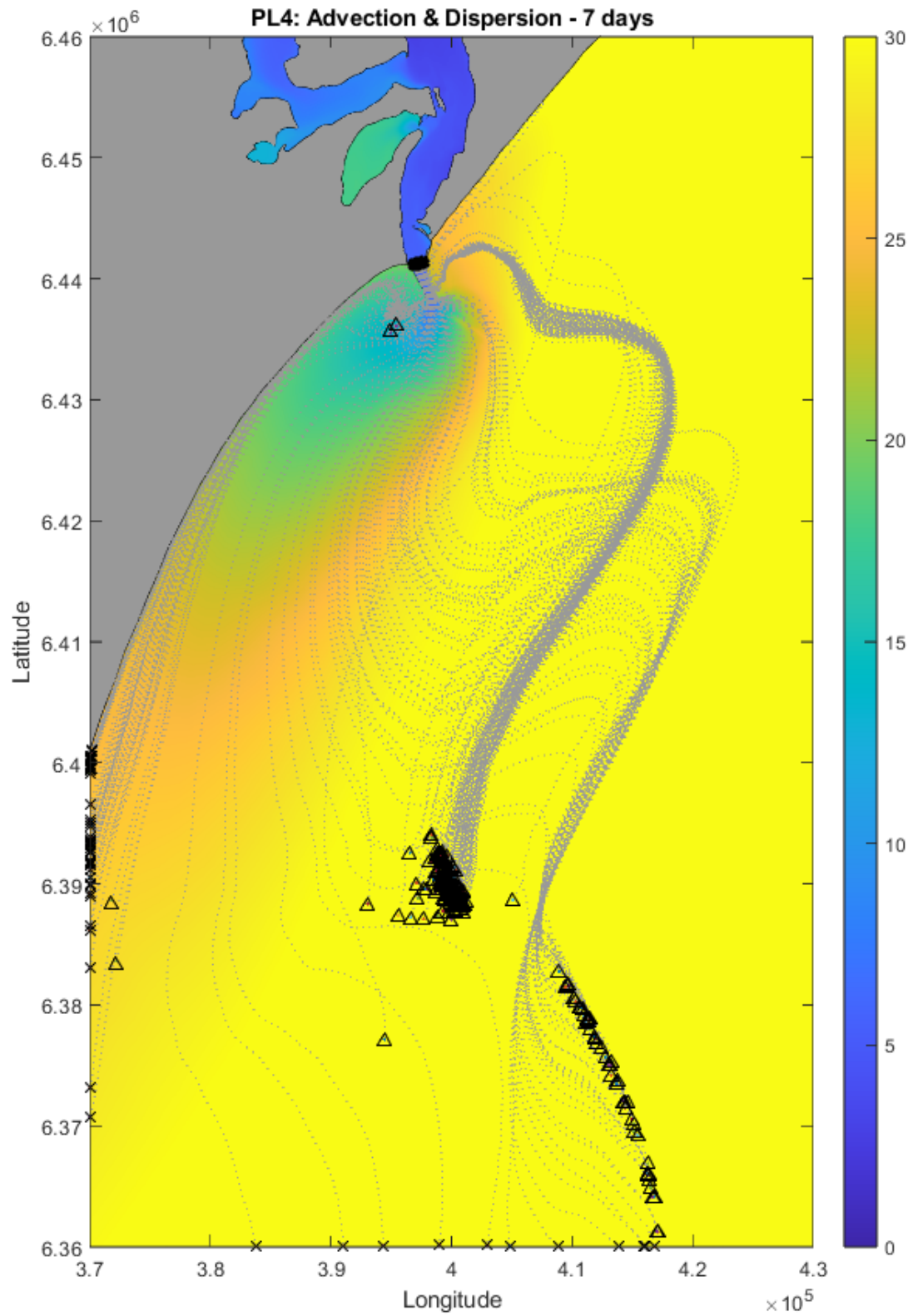


Fig. S34. Superficial trajectory over mean salinity (color bar) for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario. MPs final fate is indicated as follow: Water▲, Bottom▼, Beached◄ and Out of Domain×.

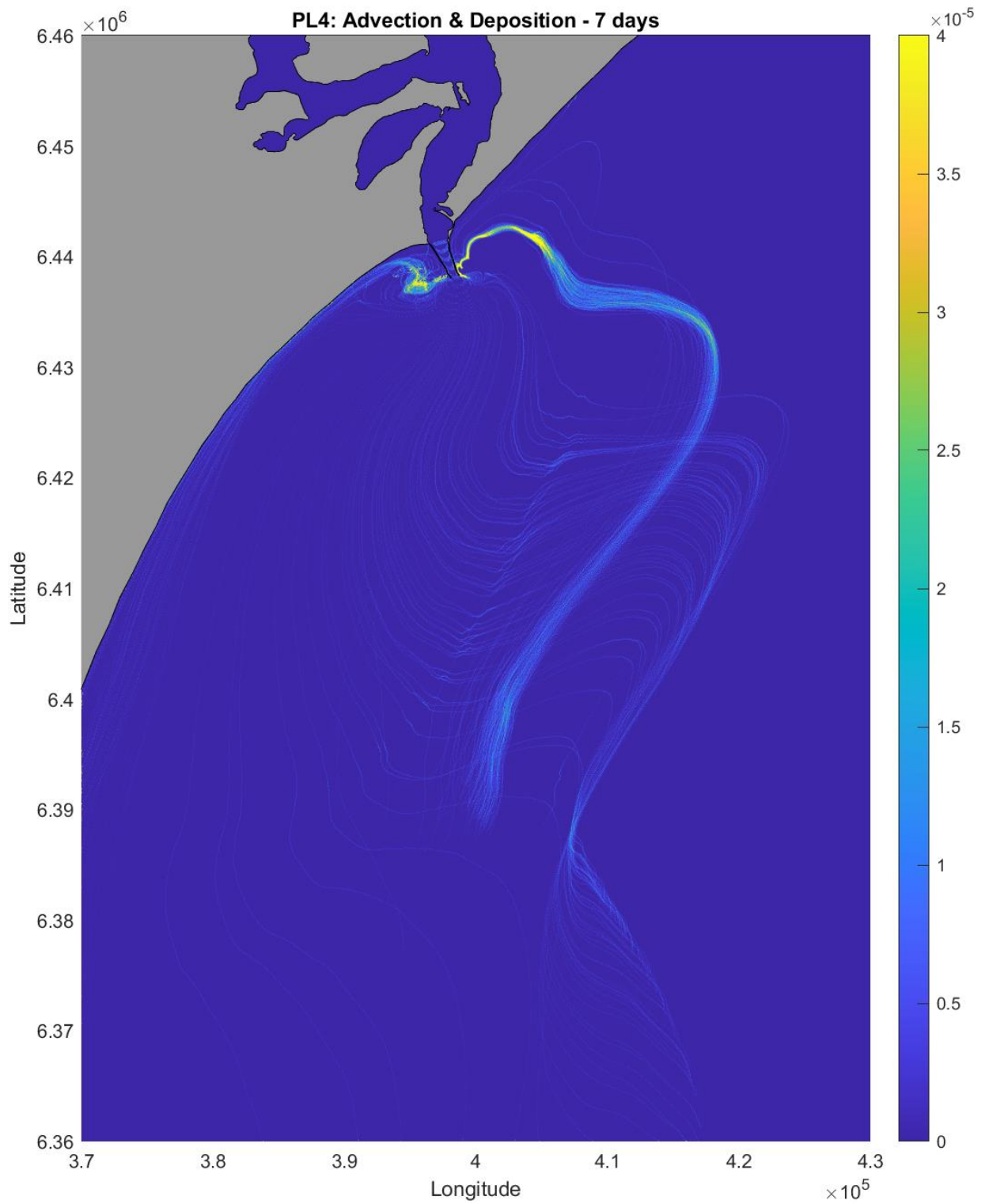


Fig. S35. Superficial MPs density map for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario

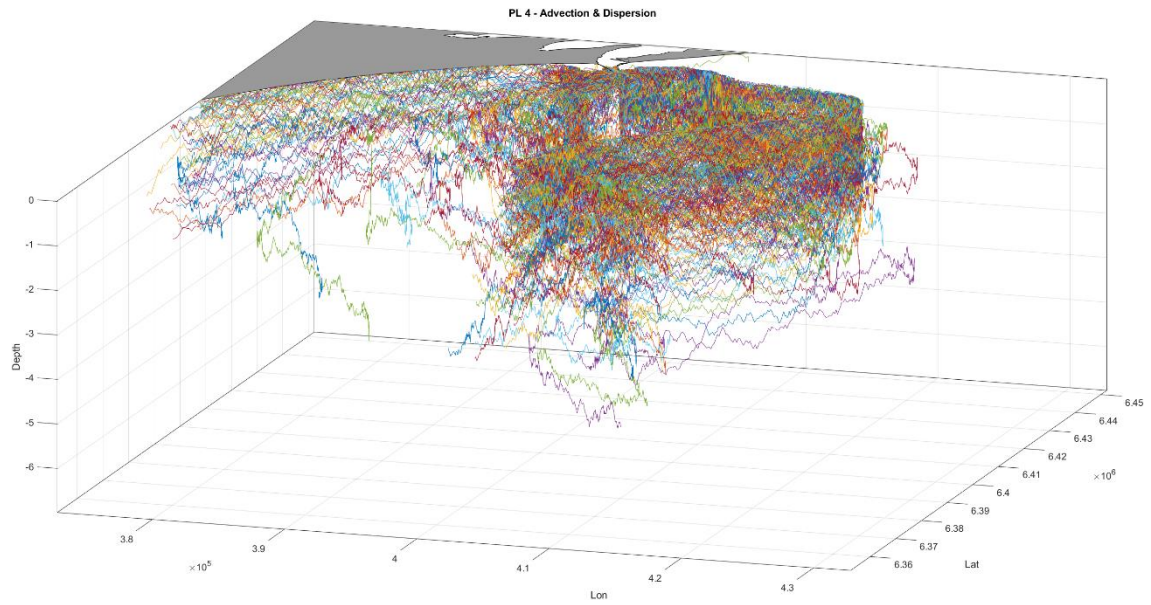


Fig. S36. MPs 3D trajectories for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario

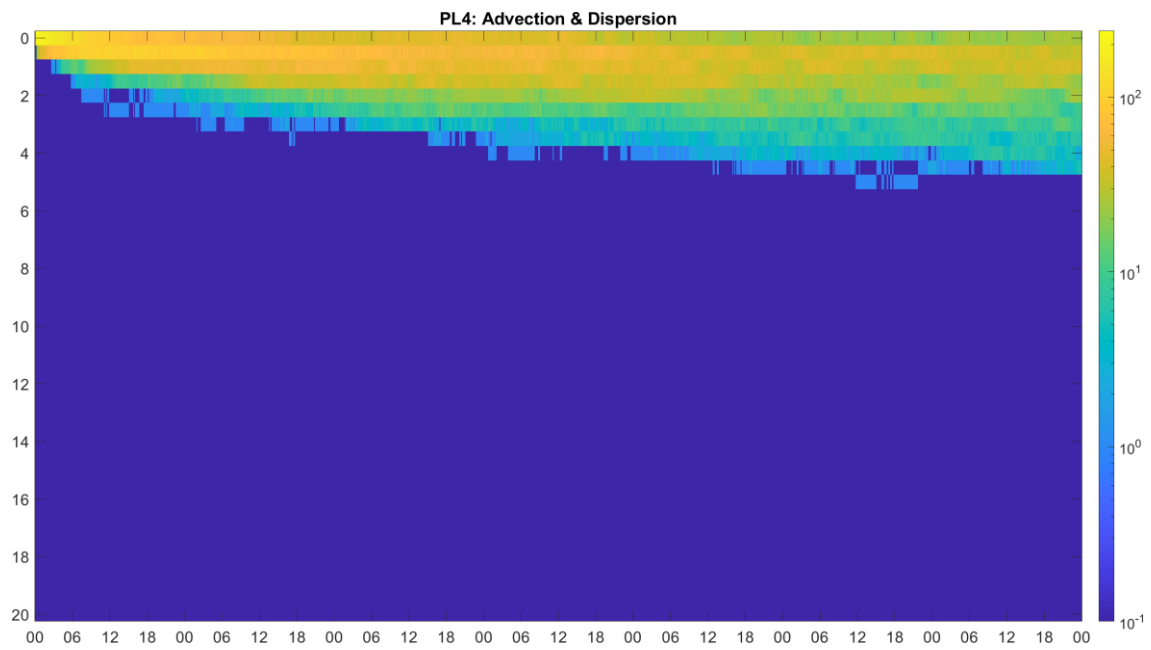


Fig. S37. Density map for vertical trajectories over the time (depth over time in hours), for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario.

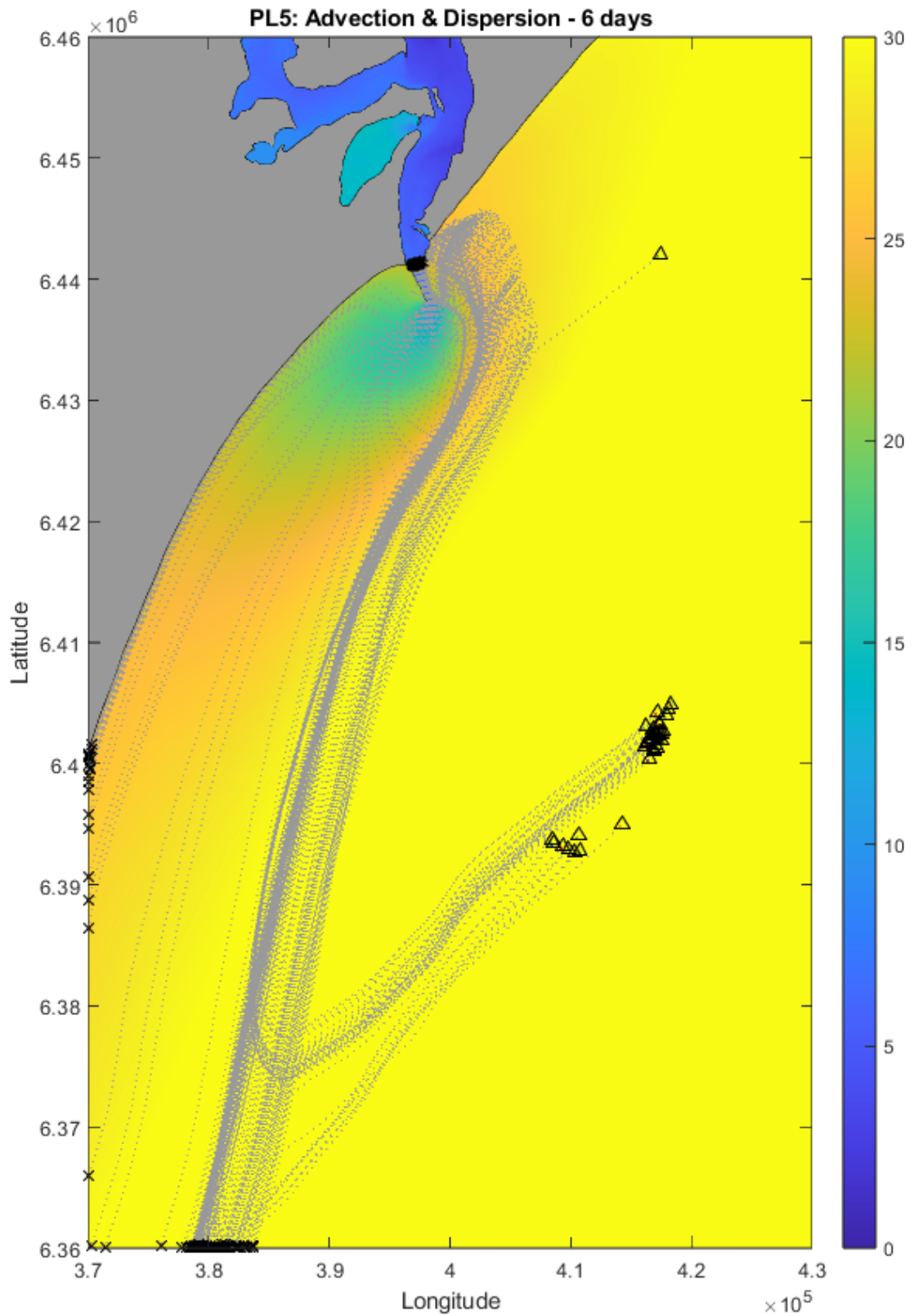


Fig. S38. Superficial trajectory over mean salinity (color bar) for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario. MPs final fate is indicated as follow: Water▲, Bottom▼, Beached◄ and Out of Domain×.

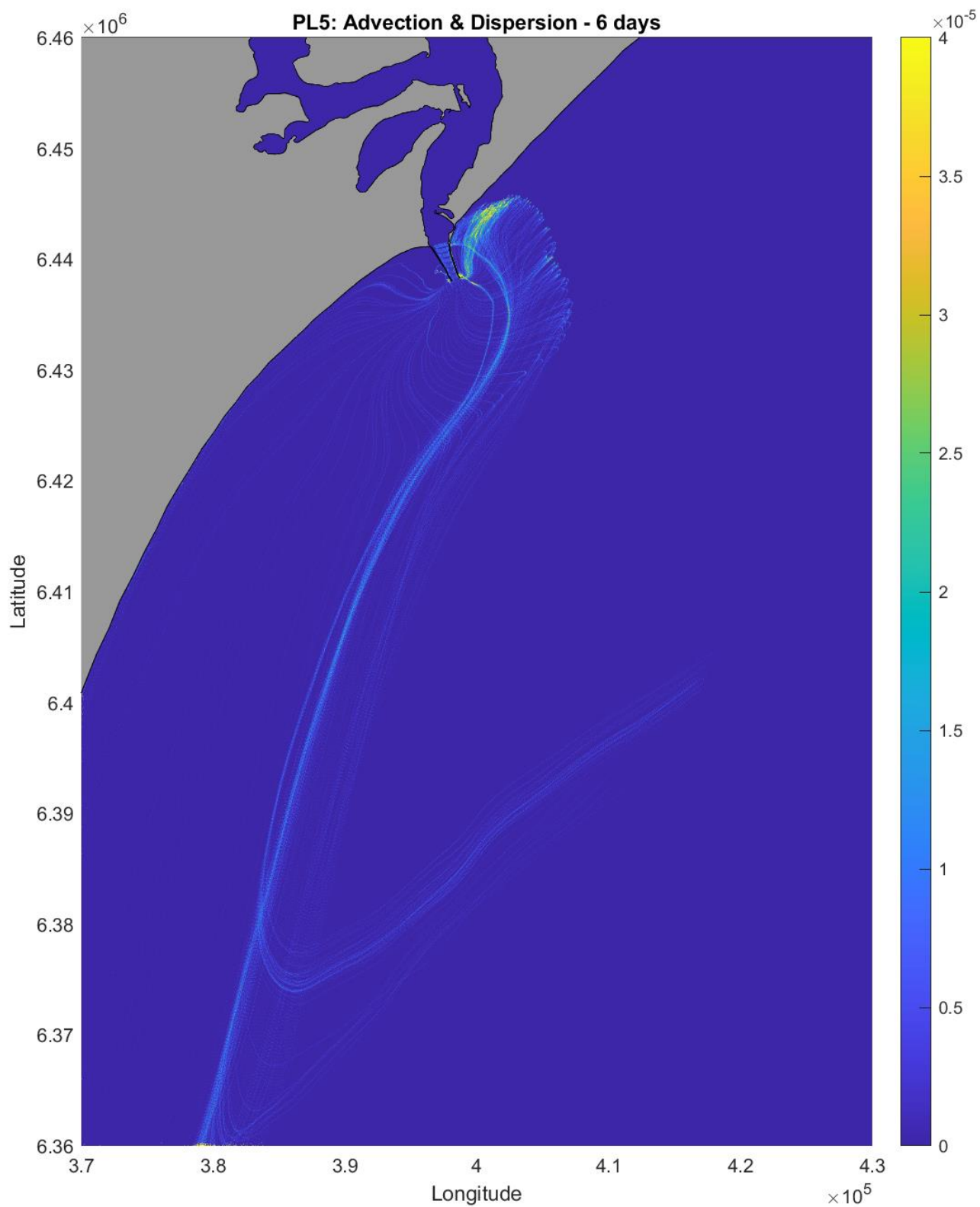


Fig. S39. Superficial MPs density map for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario.

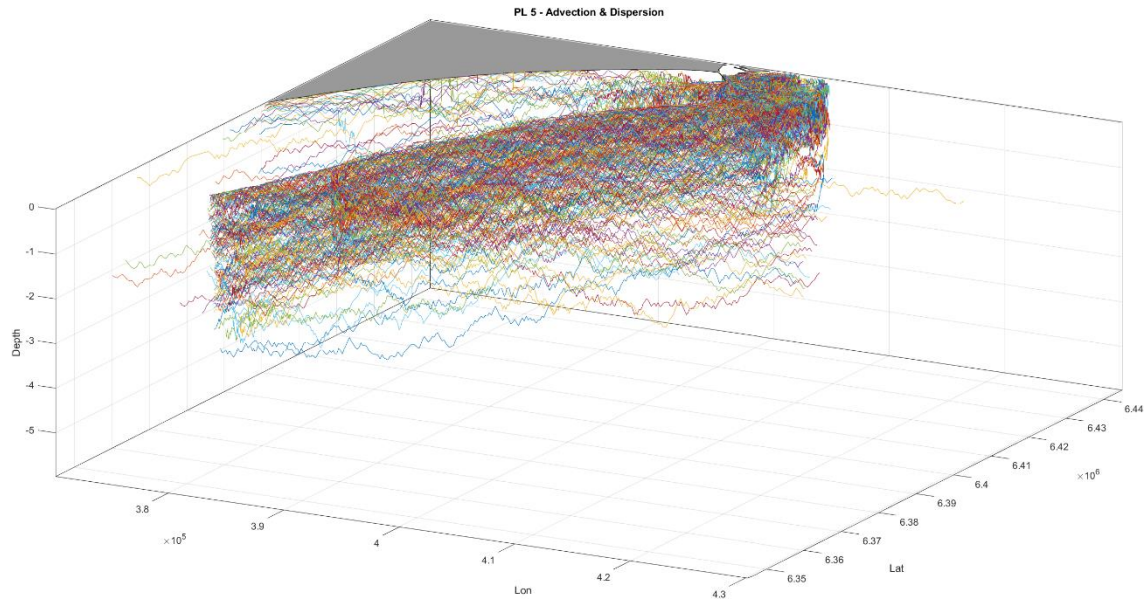


Fig. S40. MPs 3D trajectories for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario

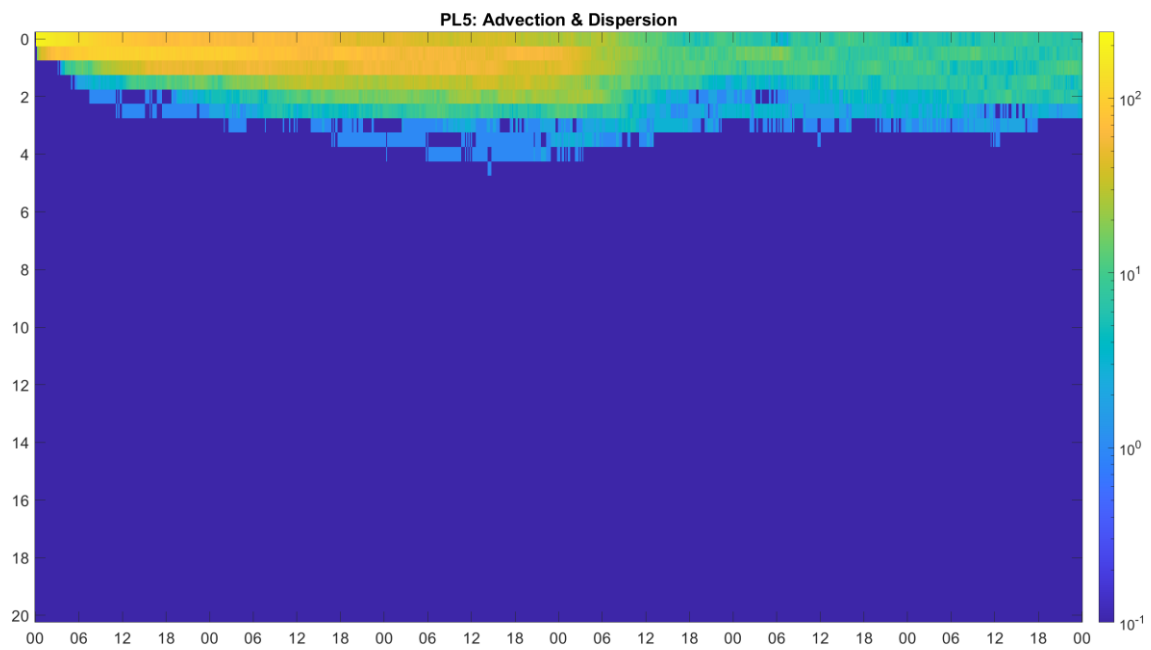


Fig. S41. Density map for vertical trajectories over the time (depth over time in hours), for TrackMPD simulation under advection-dispersion scenario.

ADVECTION – DISPERSION – DEPOSITION SCENARIOS

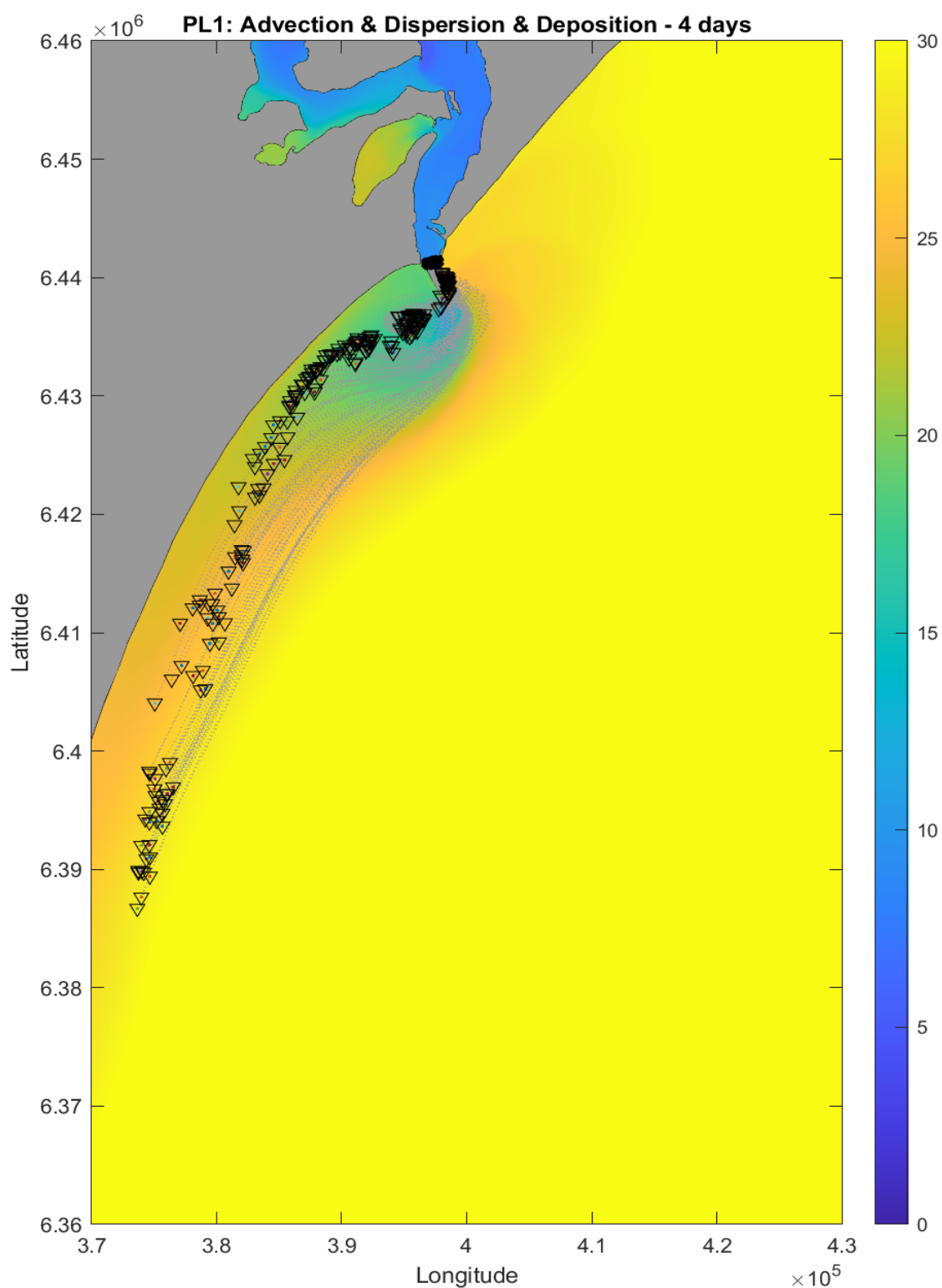


Fig. S42. Superficial trajectory over mean salinity (color bar) for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario. MPs final fate is indicated as follow: Water ▲, Bottom ▼, Beached ◄ and Out of Domain ×.

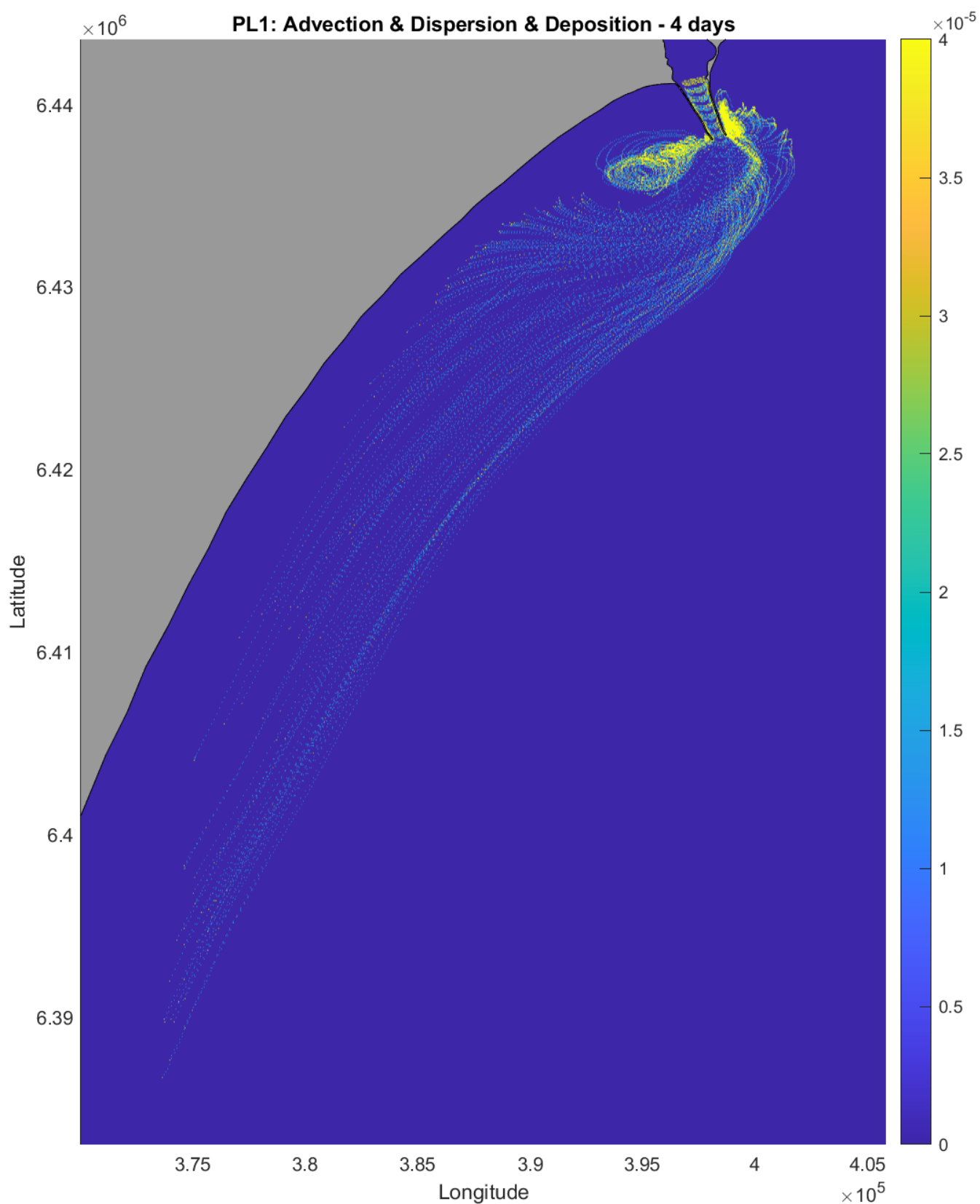


Fig. S43. Superficial MPs density map for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario.

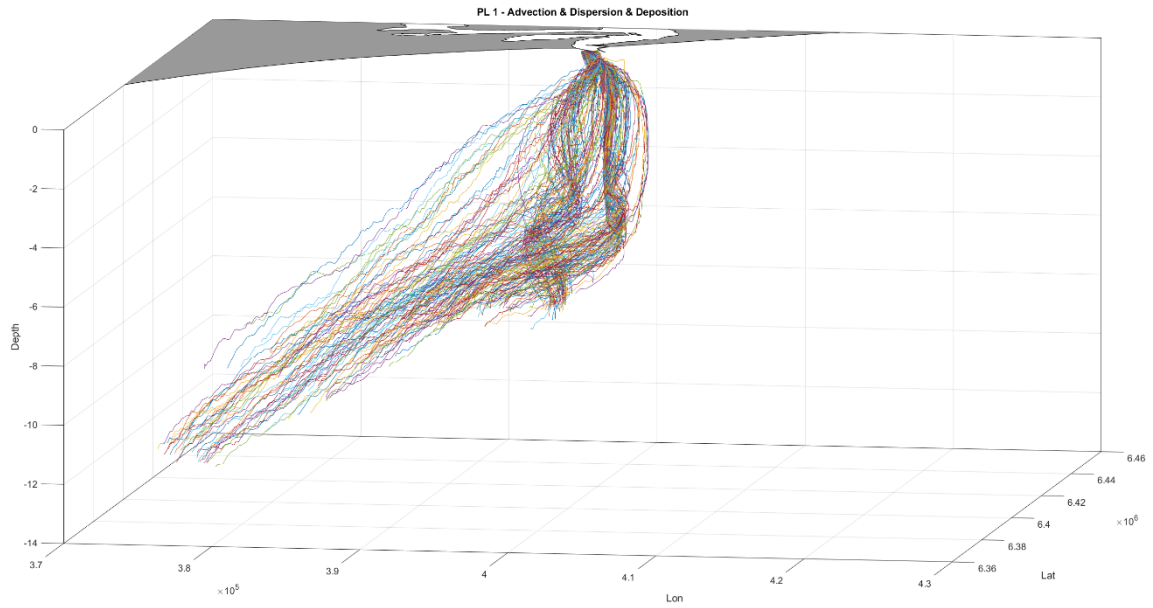


Fig. S44. MPs 3D trajectories for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario.

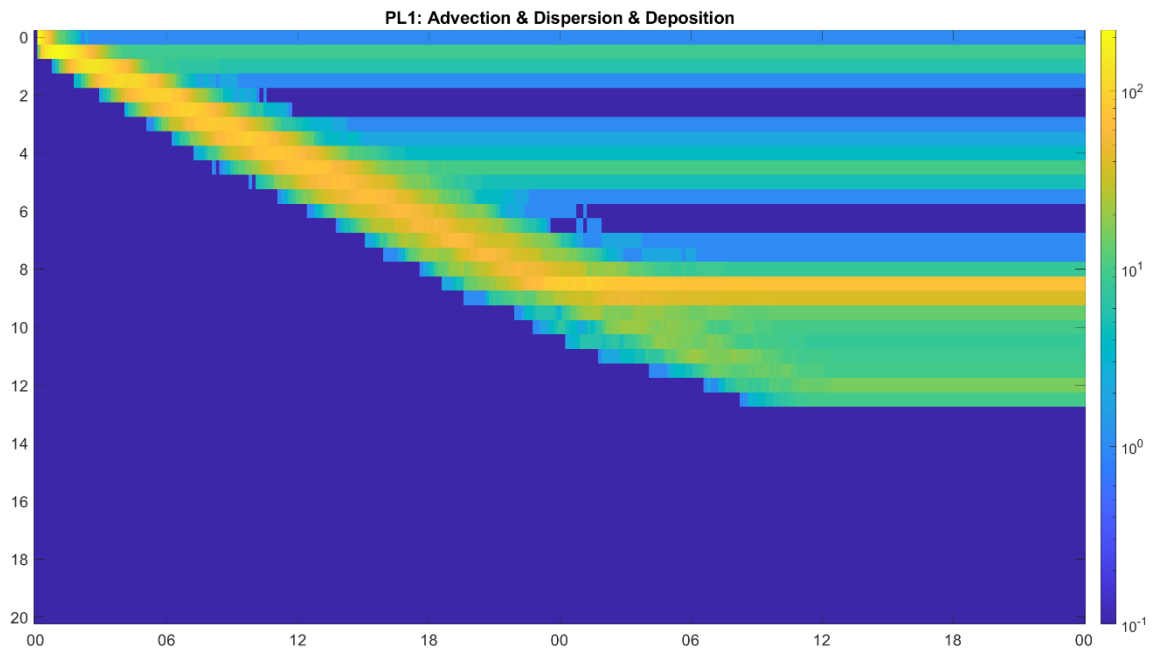


Fig. S45. Density map for vertical trajectories over the time (depth over time in hours), for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario.

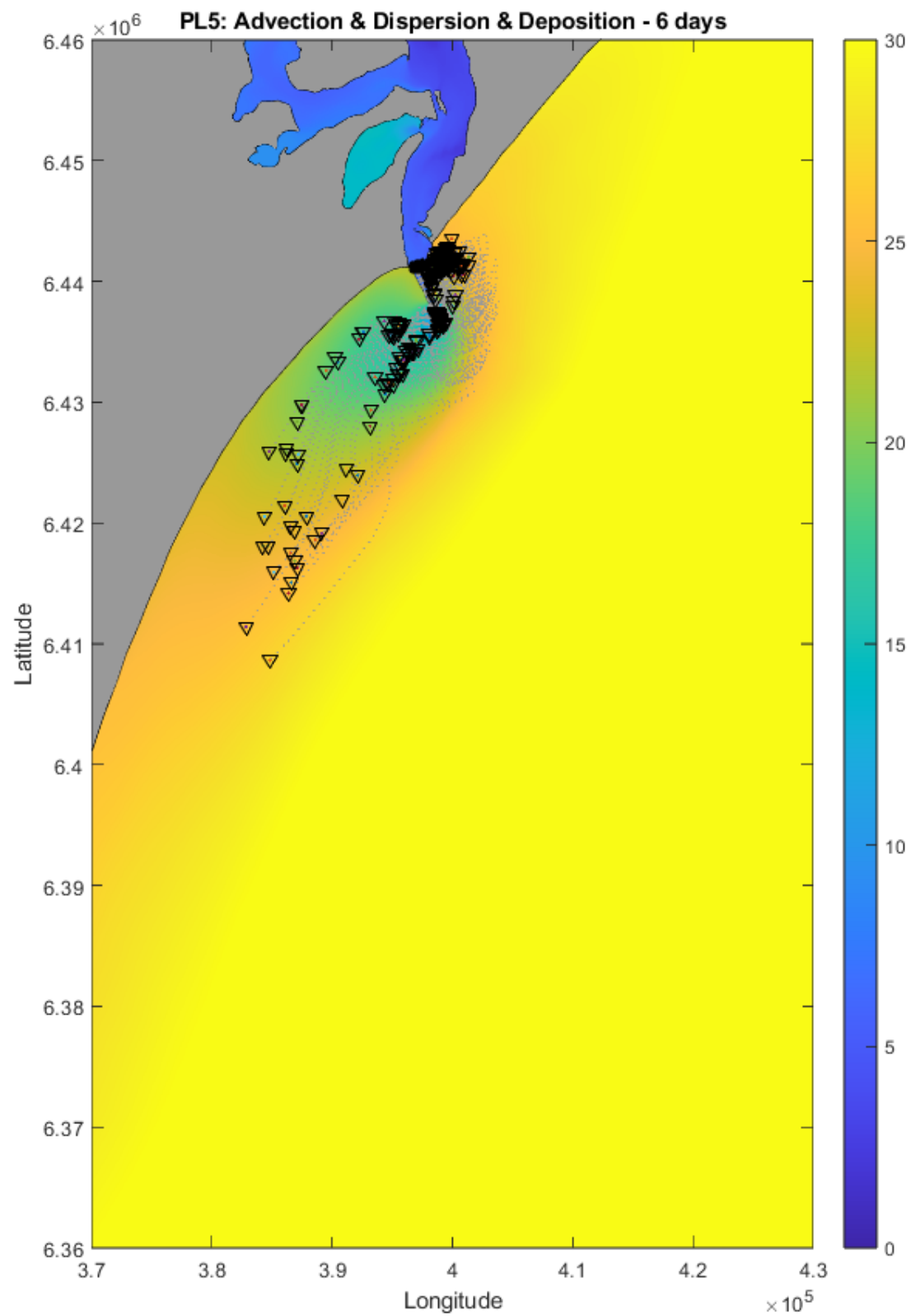


Fig. S46. Superficial trajectory over mean salinity (color bar) for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario. MPs final fate is indicated as follow: Water ▲, Bottom ▼, Beached ◀ and Out of Domain ×.

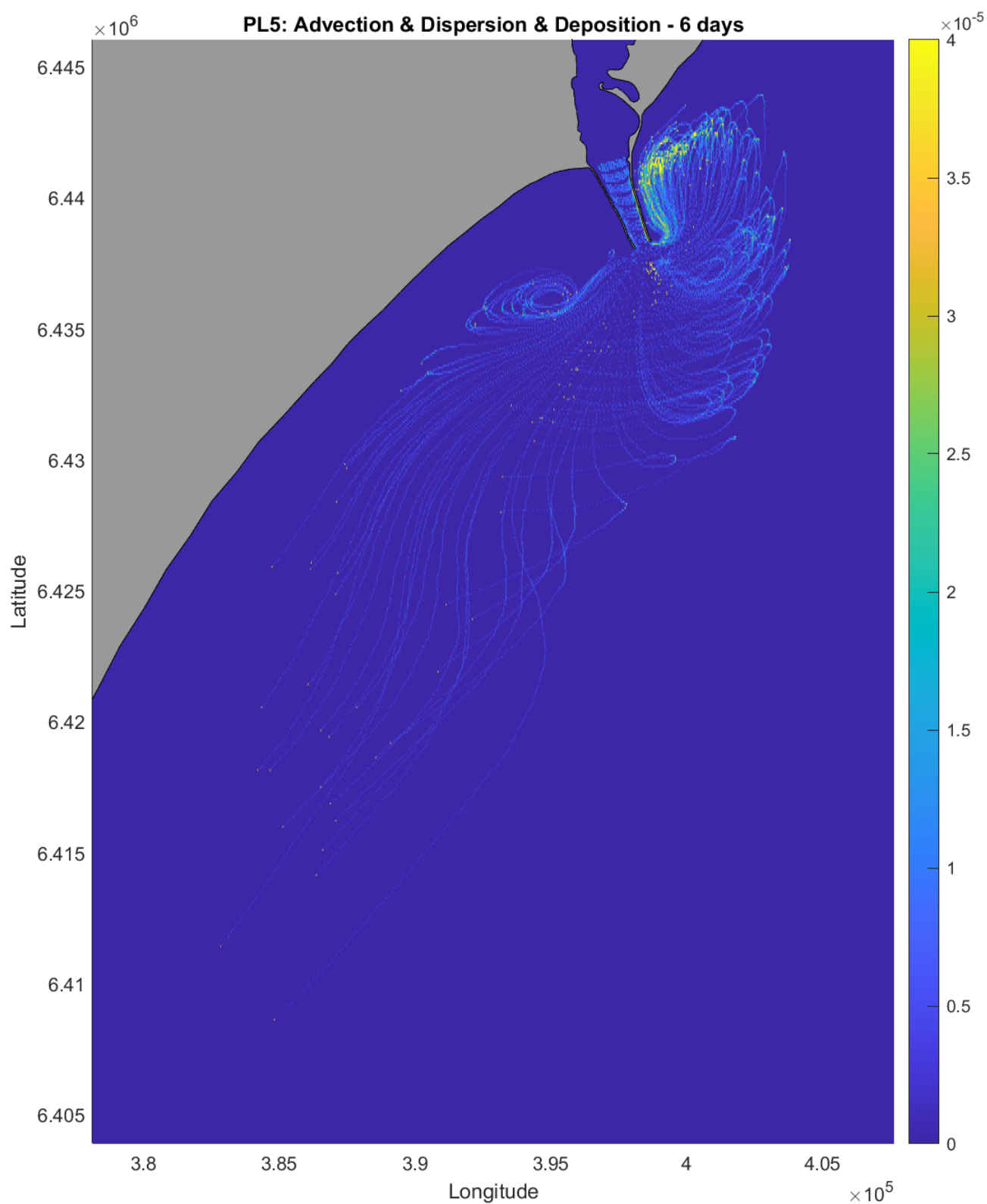


Fig. S47. Superficial MPs density map for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario.

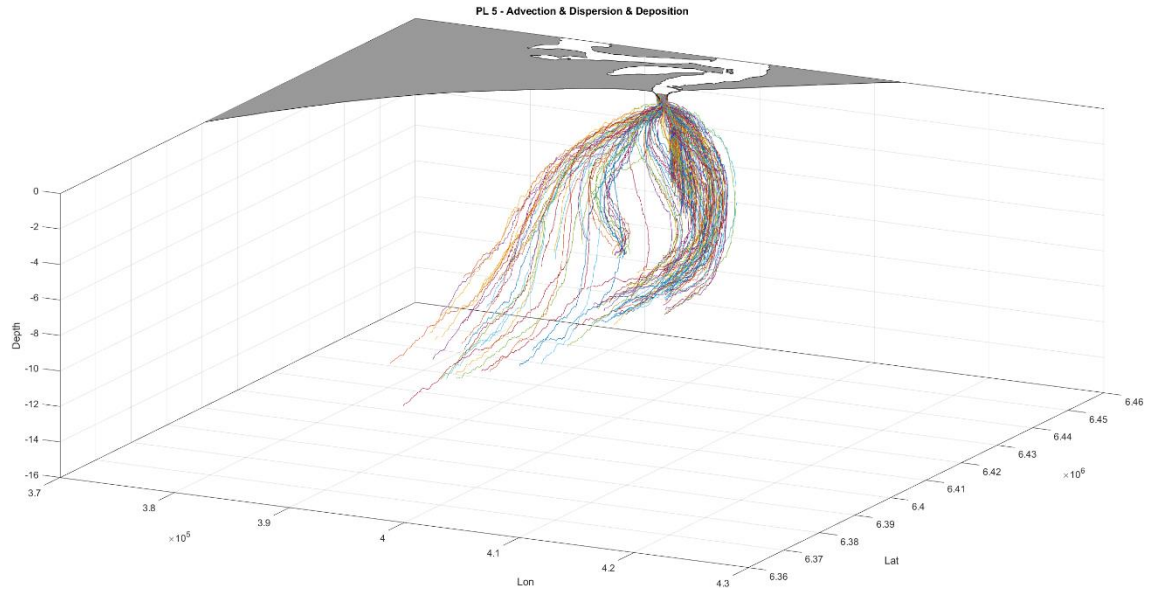


Fig. S48. MPs 3D trajectories for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario.

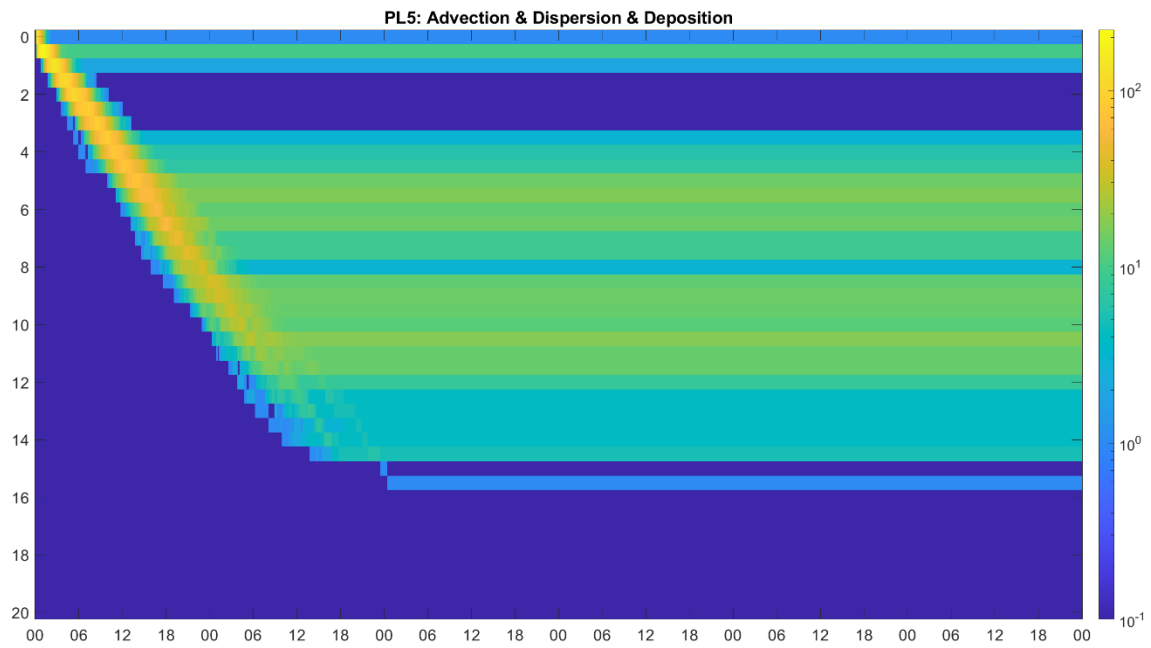


Fig. S49. Density map for vertical trajectories over the time (depth over time in hours), for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario.

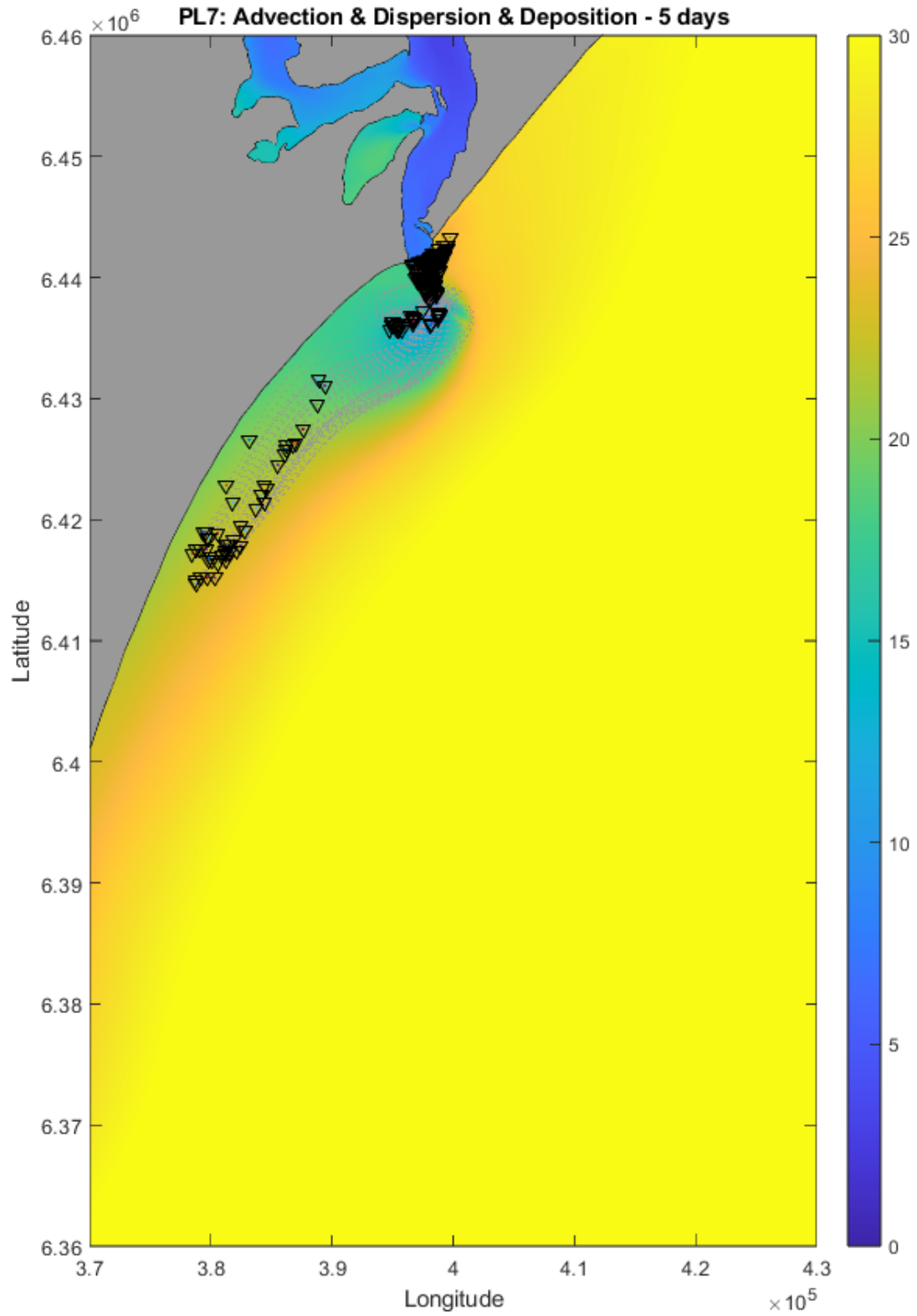


Fig. S50. Superficial trajectory over mean salinity (color bar) for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario. MPs final fate is indicated as follow: Water ▲, Bottom ▼, Beached ◄ and Out of Domain ×.

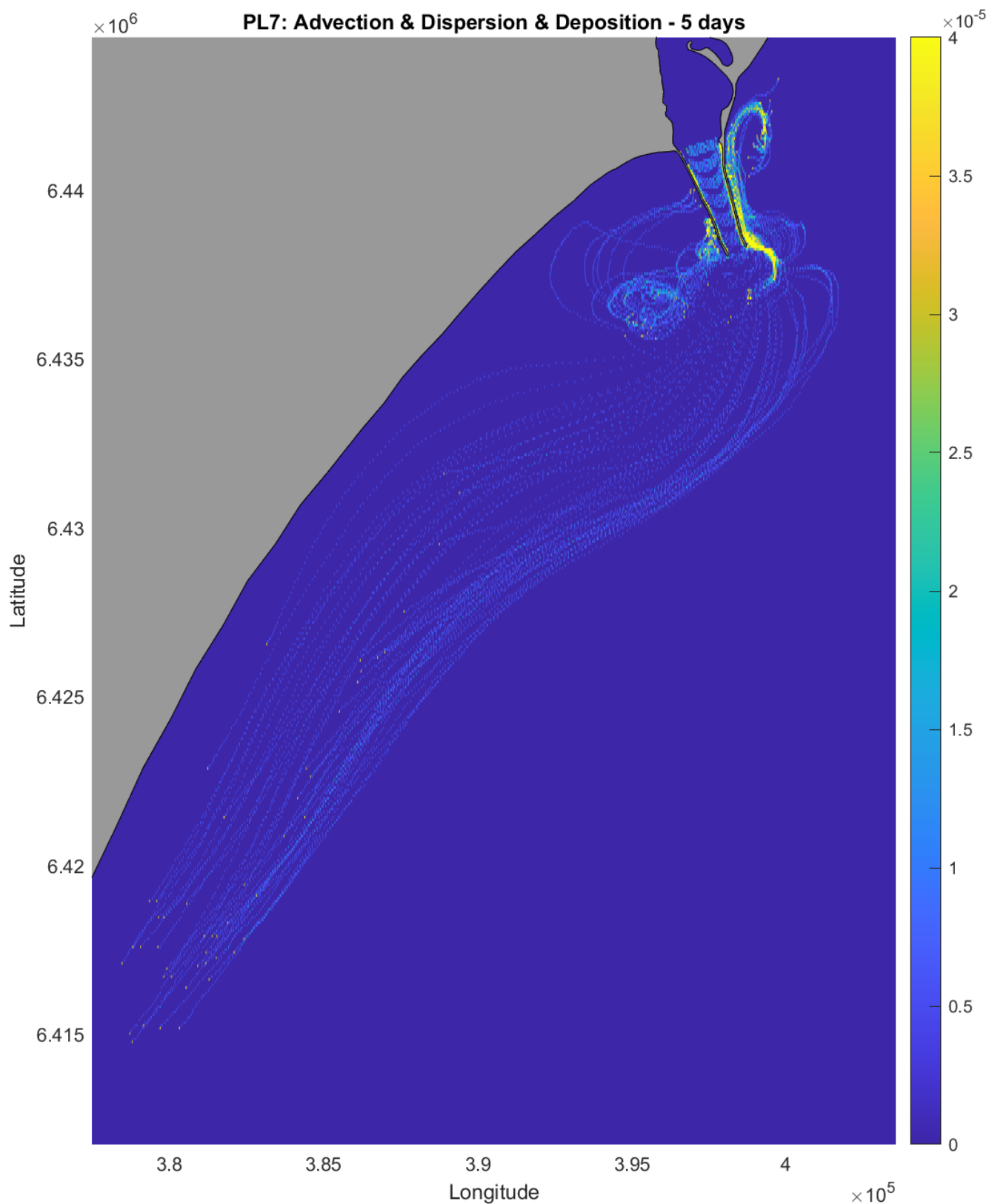


Fig. S51. Superficial MPs density map for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario

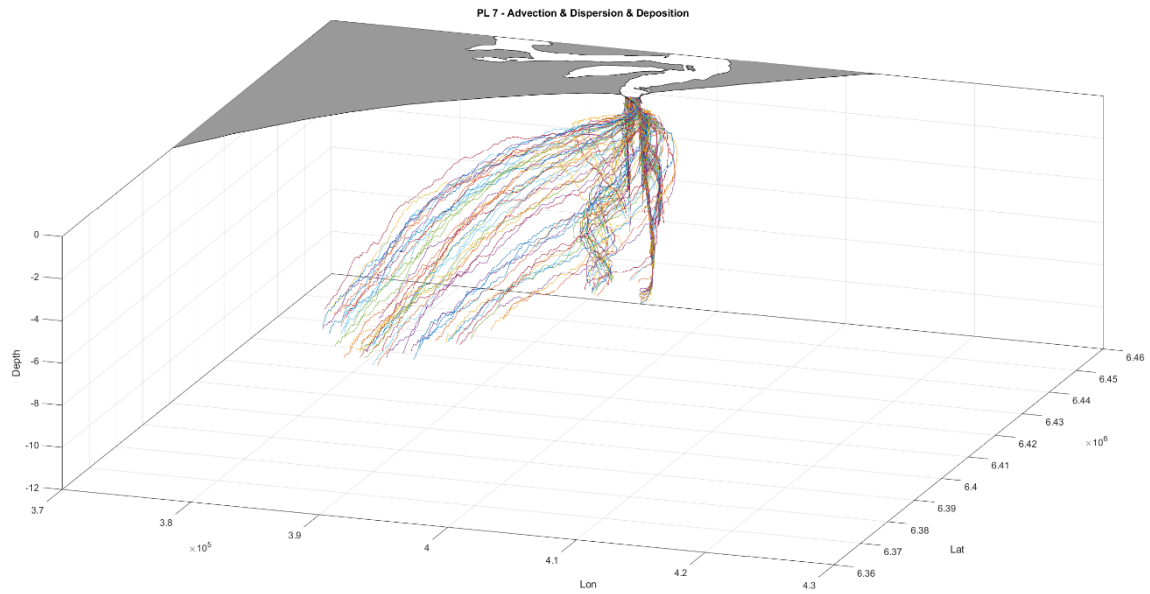


Fig. S52. MPs 3D trajectories for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario

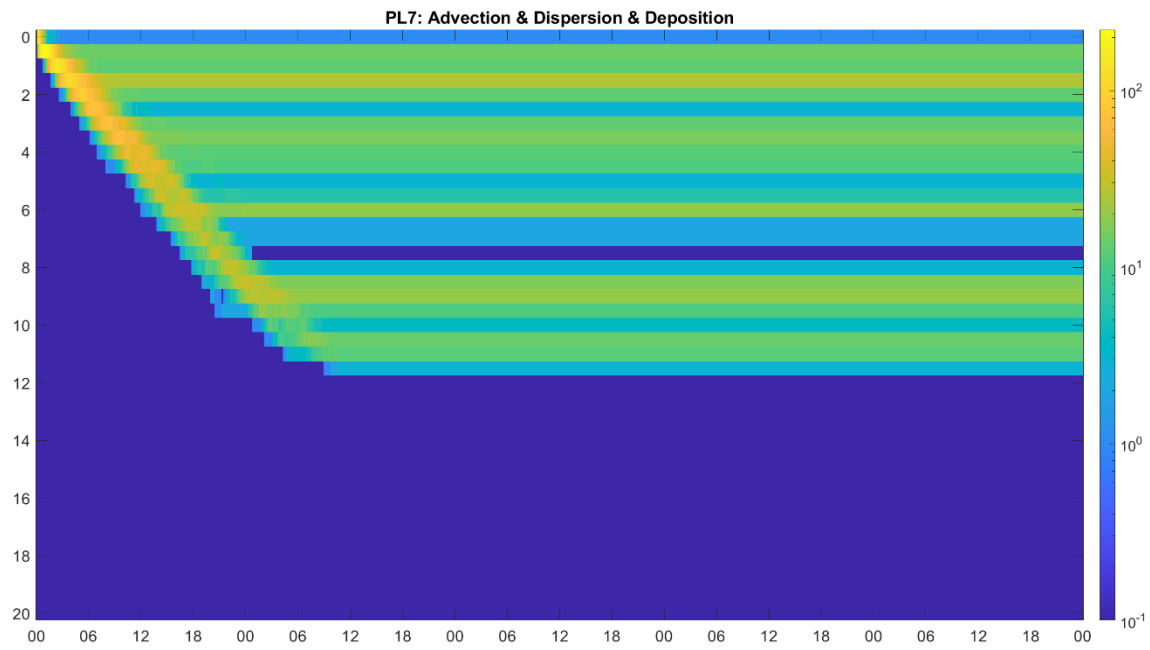


Fig. S53. Density map for vertical trajectories over the time (depth over time in hours), for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario.

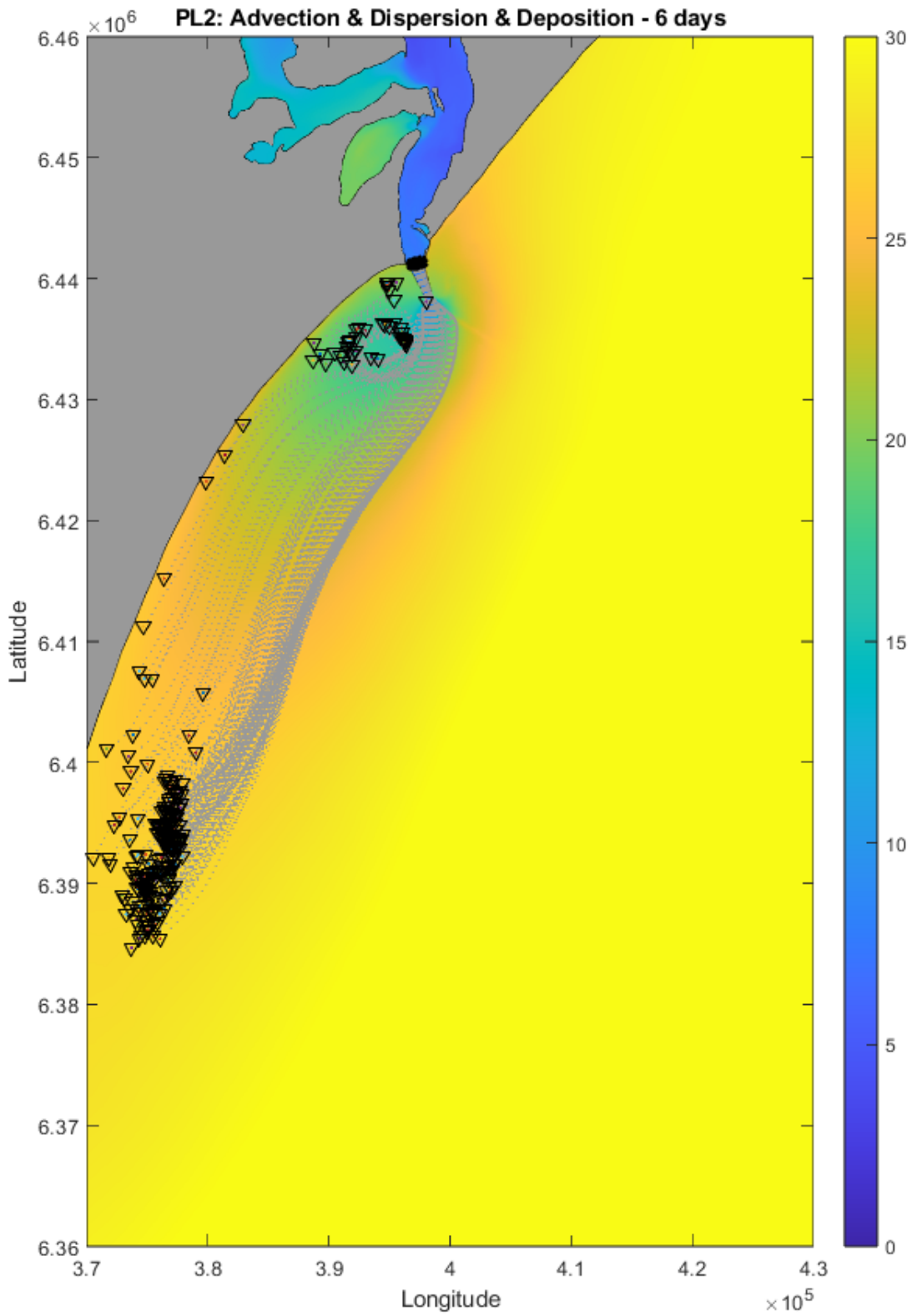


Fig. S54. Superficial trajectory over mean salinity (color bar) for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario. MPs final fate is indicated as follow: Water ▲, Bottom ▼, Beached ◀ and Out of Domain ×.

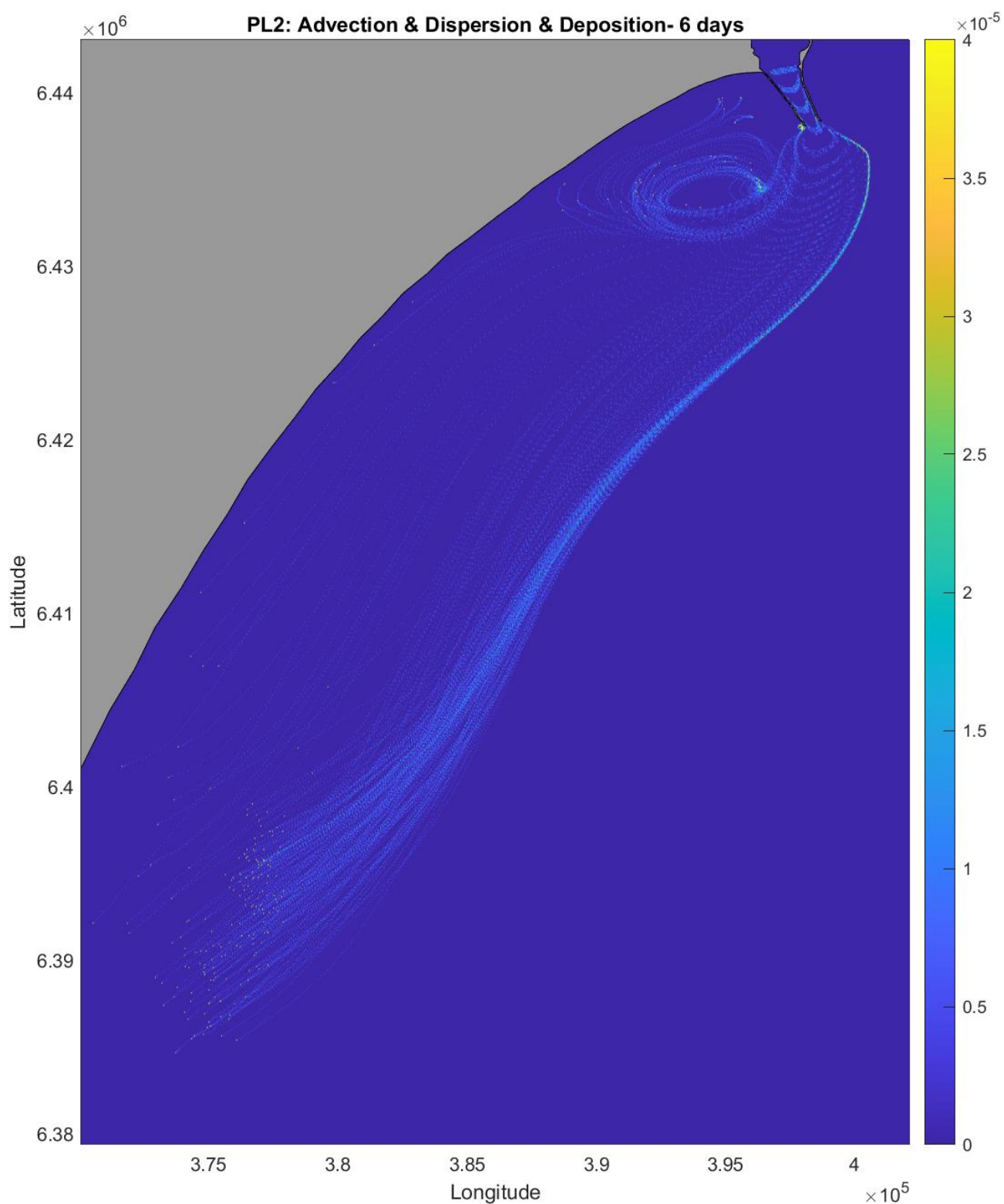


Fig. S55. Superficial MPs density map for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario.

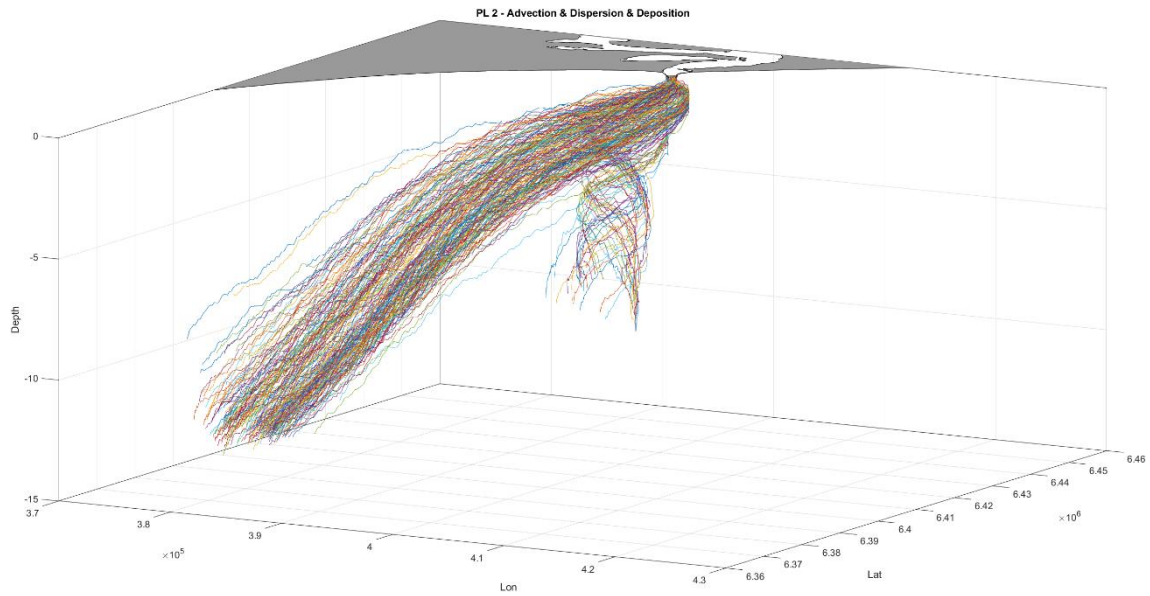


Fig. S56. MPs 3D trajectories for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario.

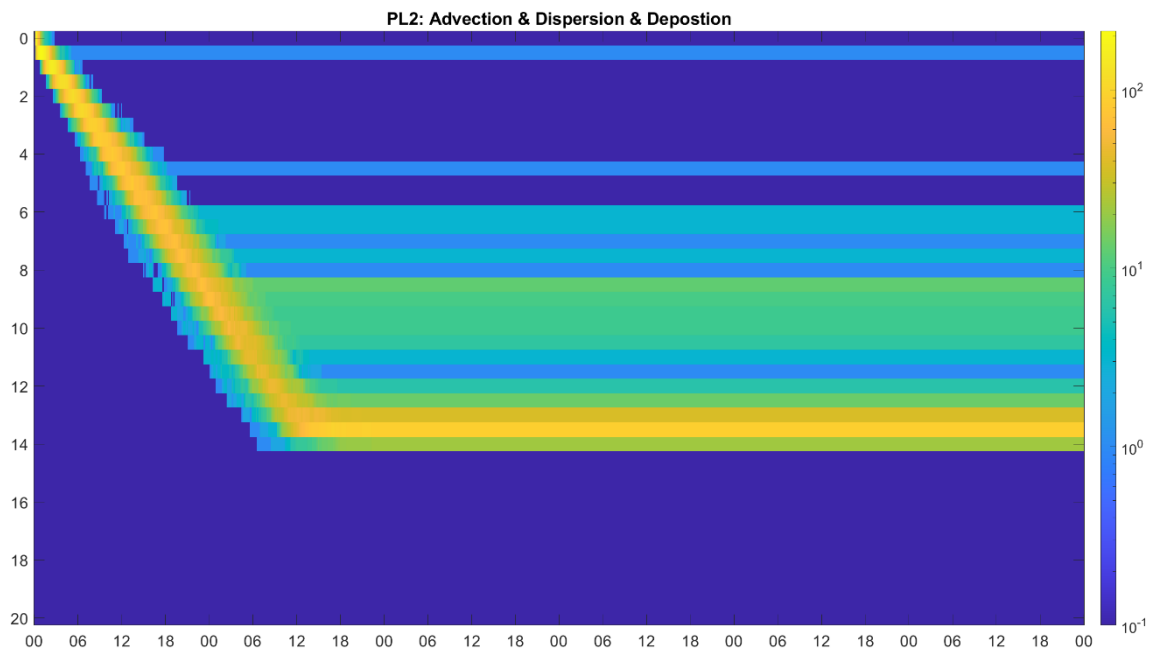


Fig. S57. Density map for vertical trajectories over the time (depth over time in hours), for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario.

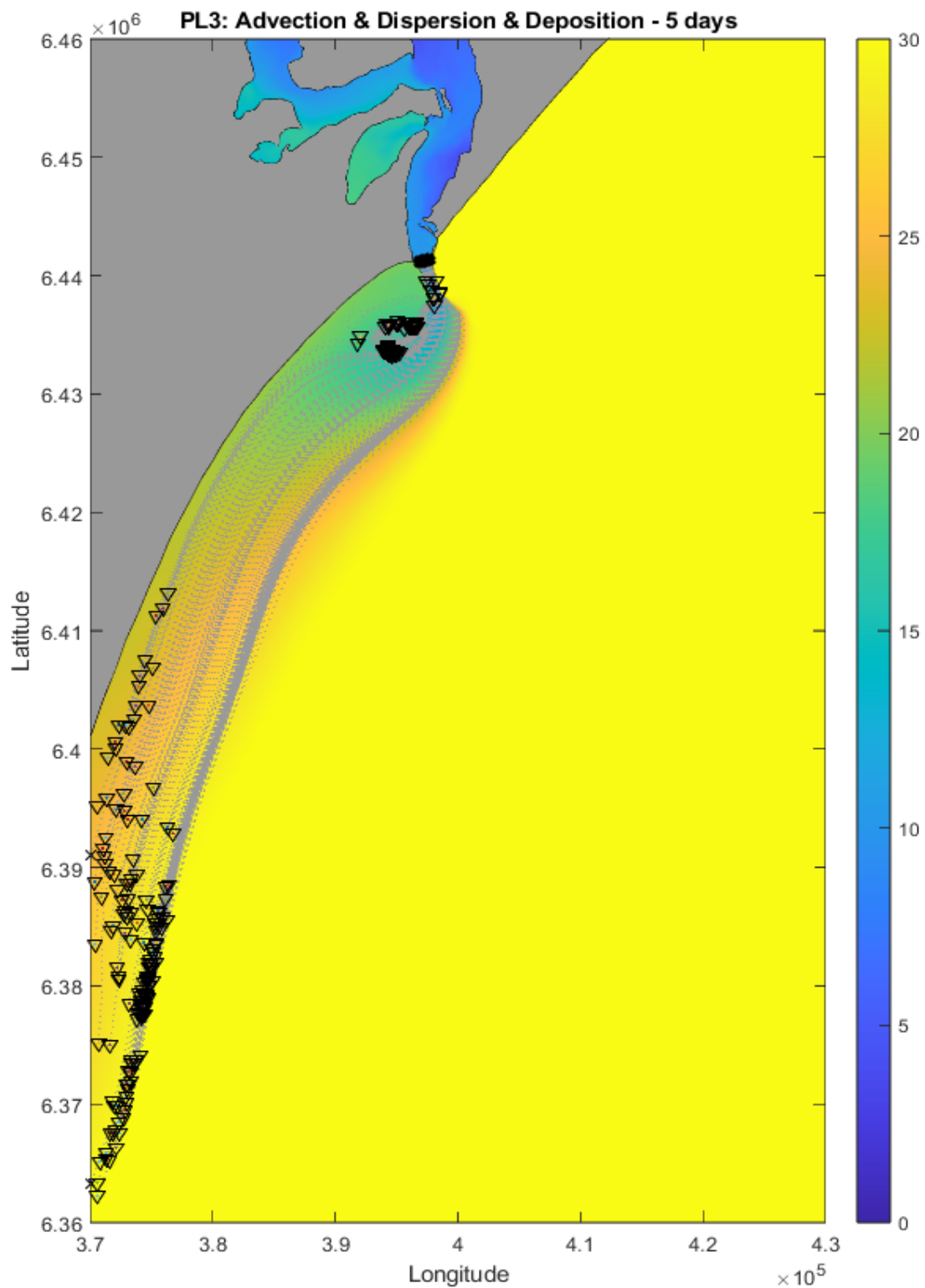


Fig. S58. Superficial trajectory over mean salinity (color bar) for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario. MPs final fate is indicated as follow: Water ▲, Bottom ▼, Beached ◄ and Out of Domain ×.

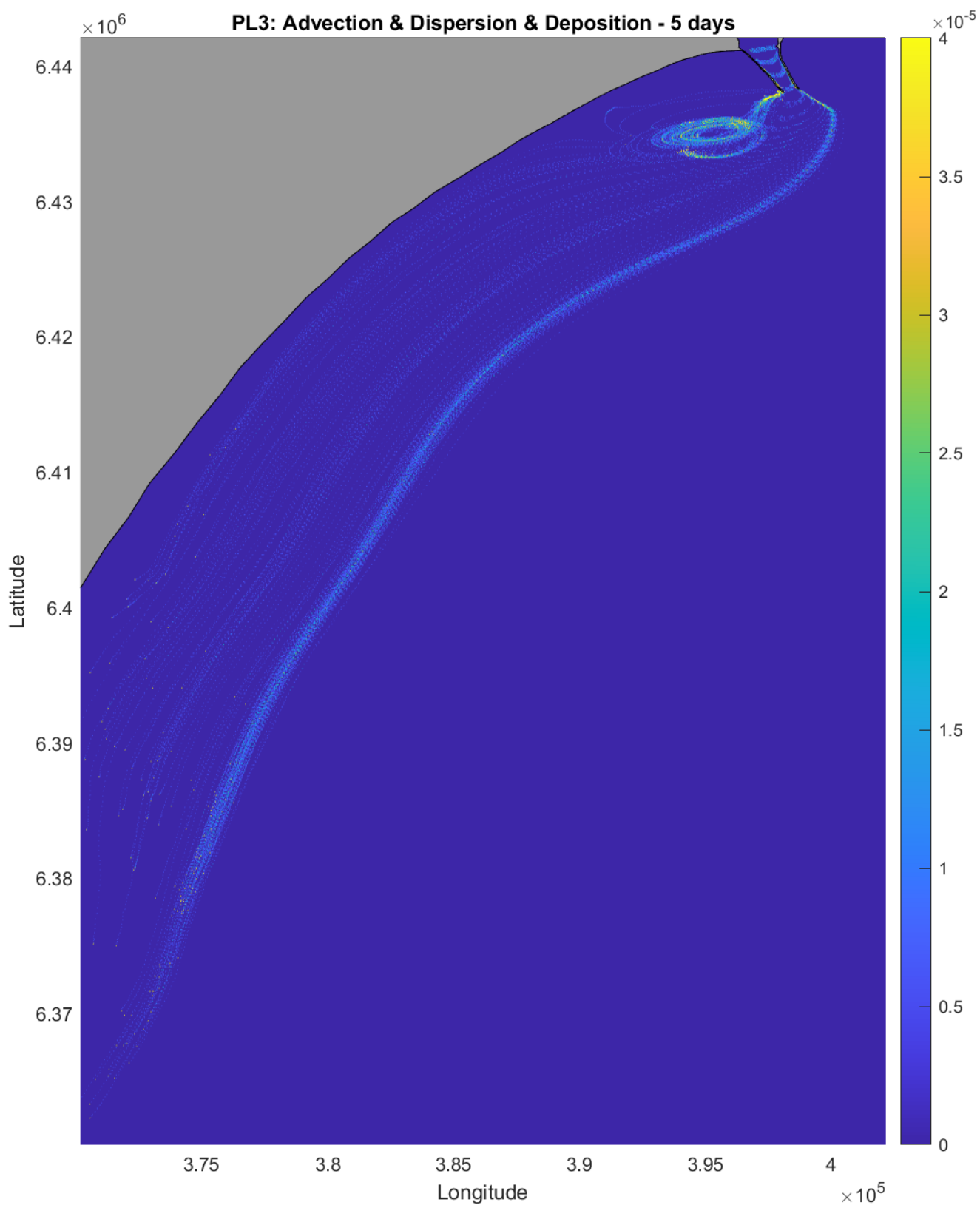


Fig. S59. Superficial MPs density map for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario

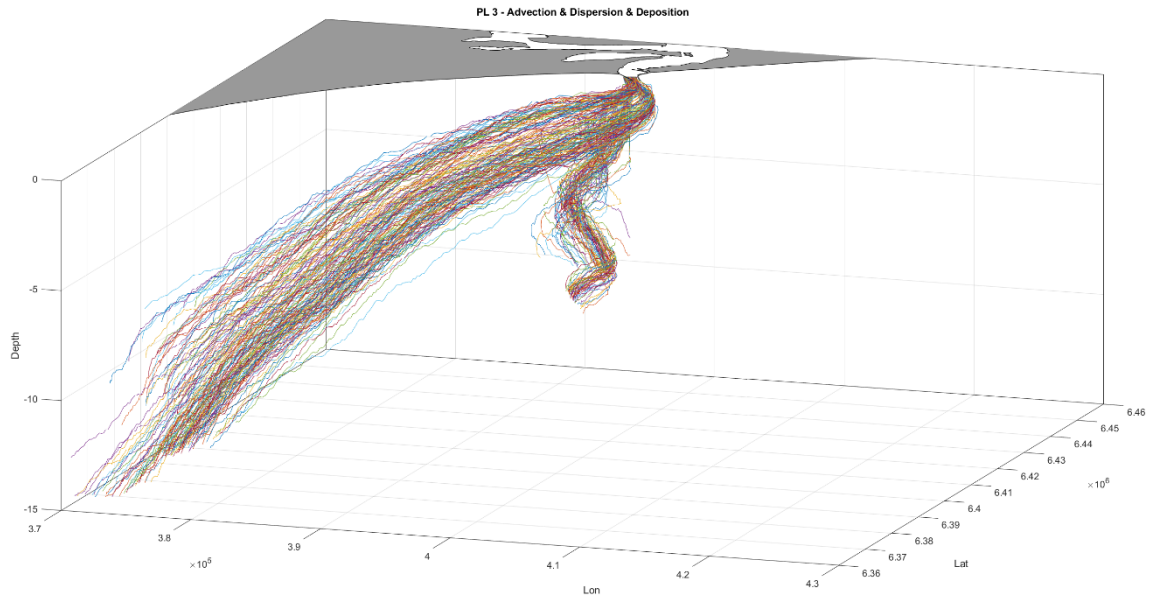


Fig. S60. MPs 3D trajectories for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario.

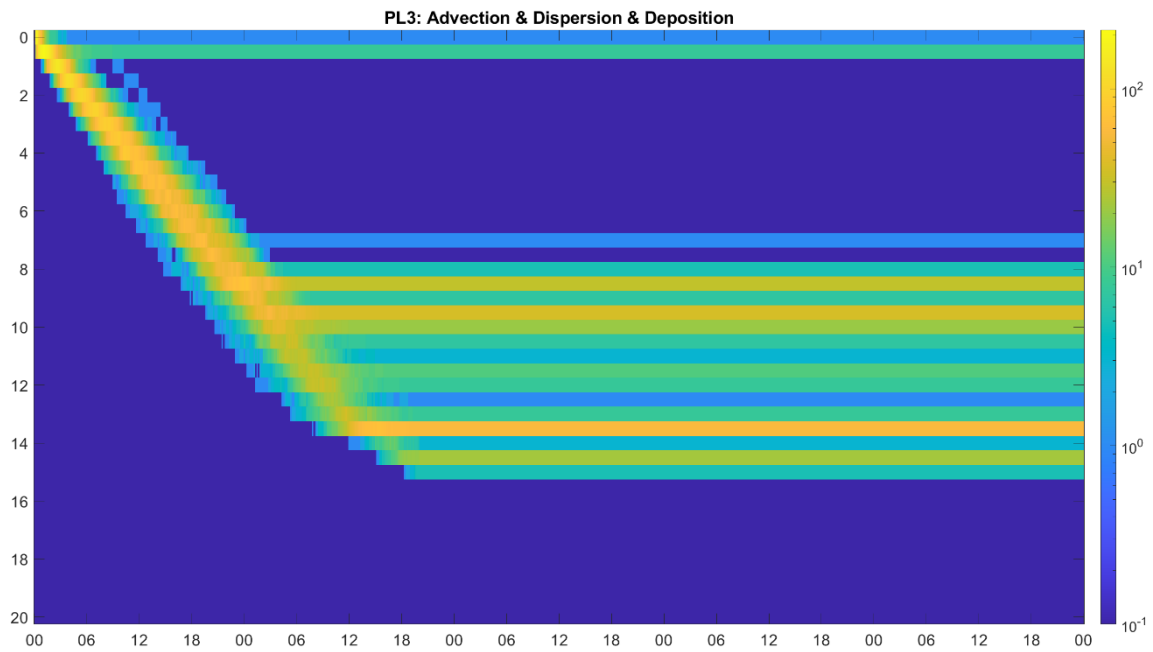


Fig. S61. Density map for vertical trajectories over the time (depth over time in hours), for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario.

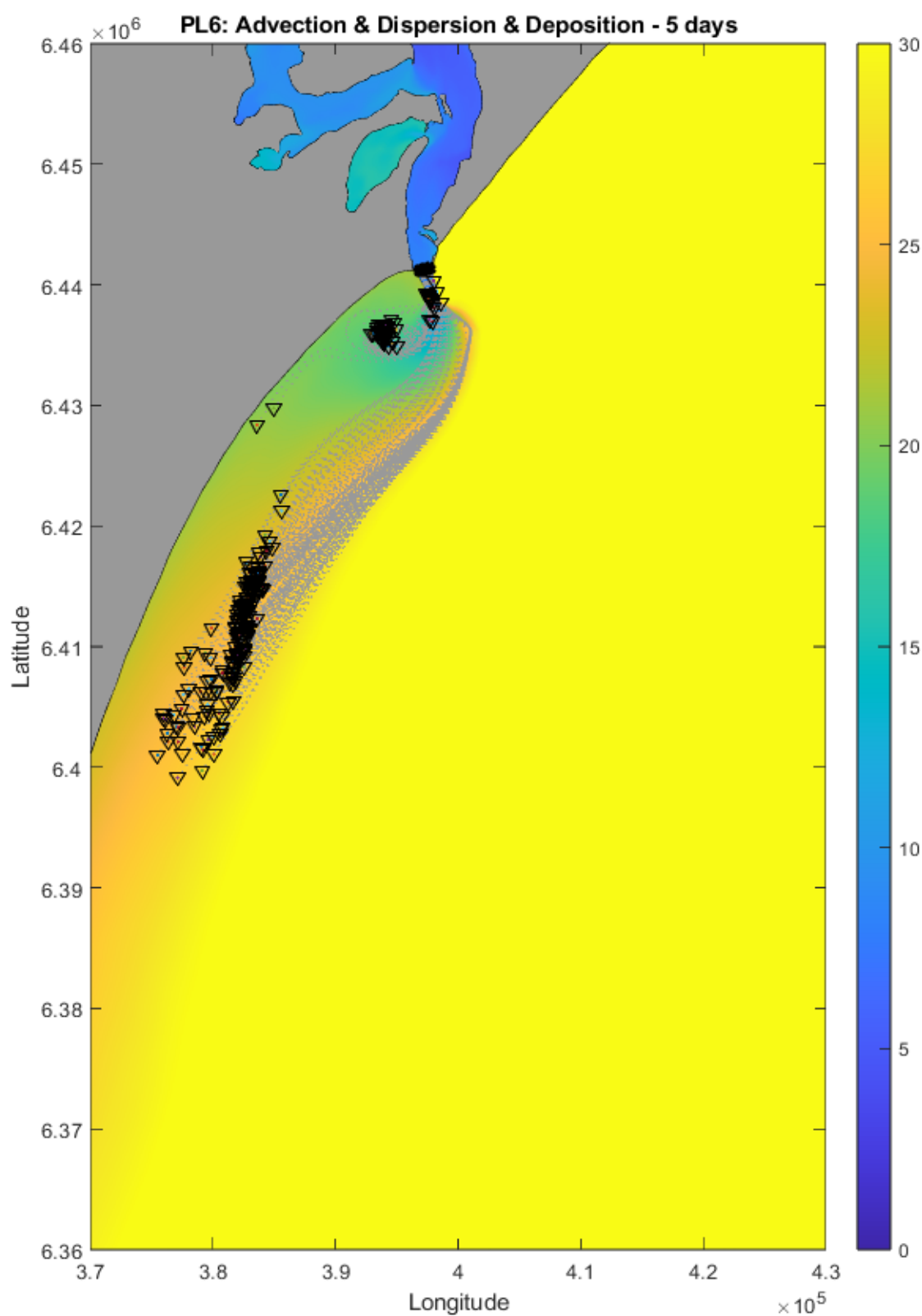


Fig. S62. Superficial trajectory over mean salinity (color bar) for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario. MPs final fate is indicated as follow: Water $\blacktriangle$, Bottom $\blacktriangledown$, Beached $\blacktriangleleft$ and Out of Domain $\times$.

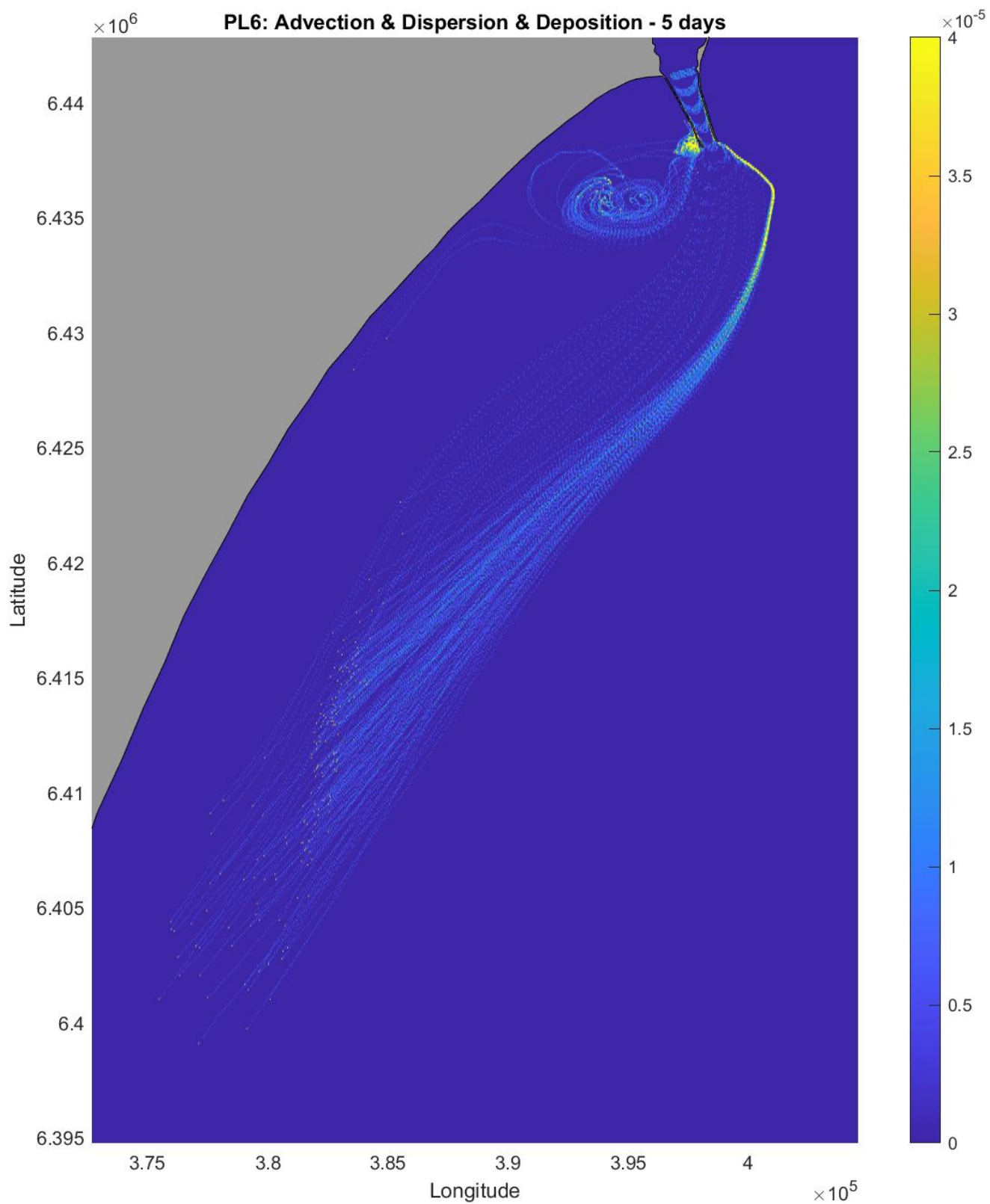


Fig. S63. Superficial MPs density map for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario.

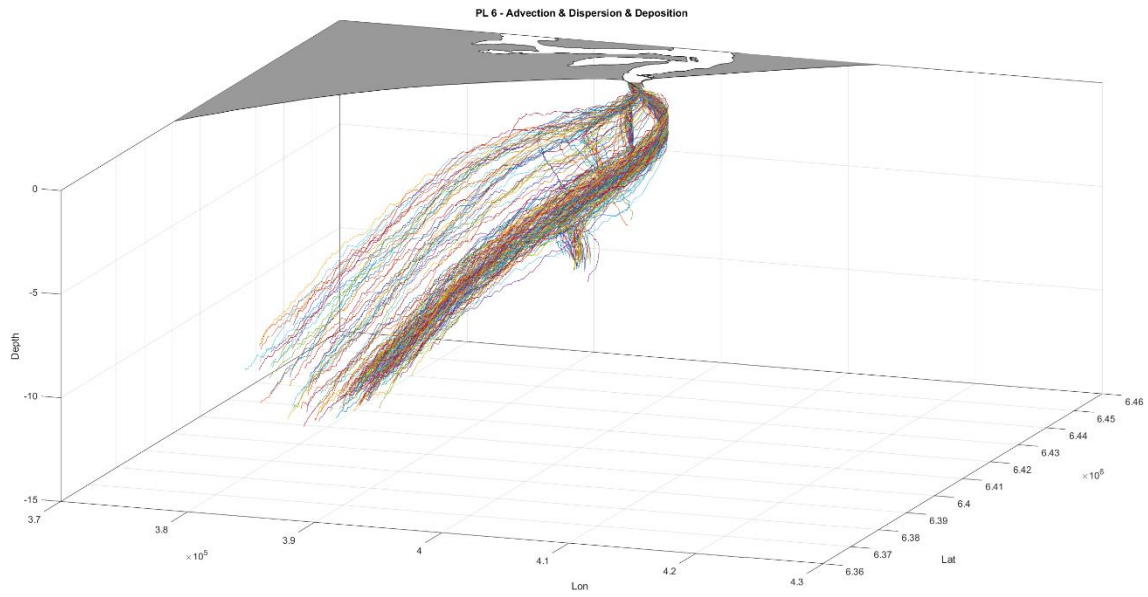


Fig. S64. MPs 3D trajectories for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario.

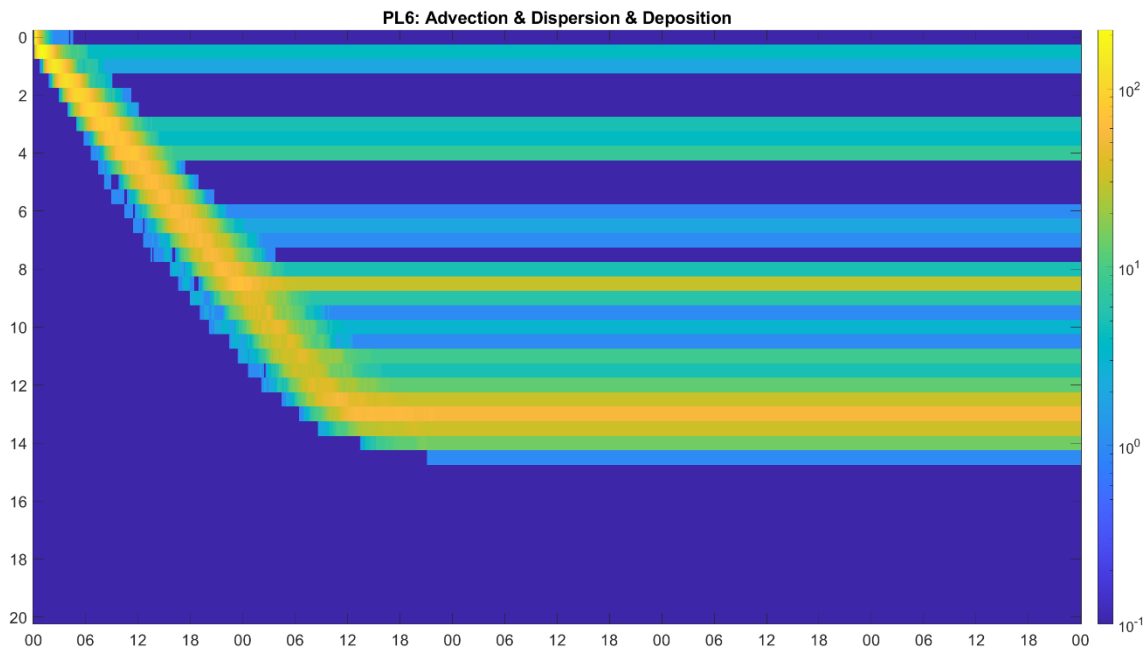


Fig. S65. Density map for vertical trajectories over the time (depth over time in hours), for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario.

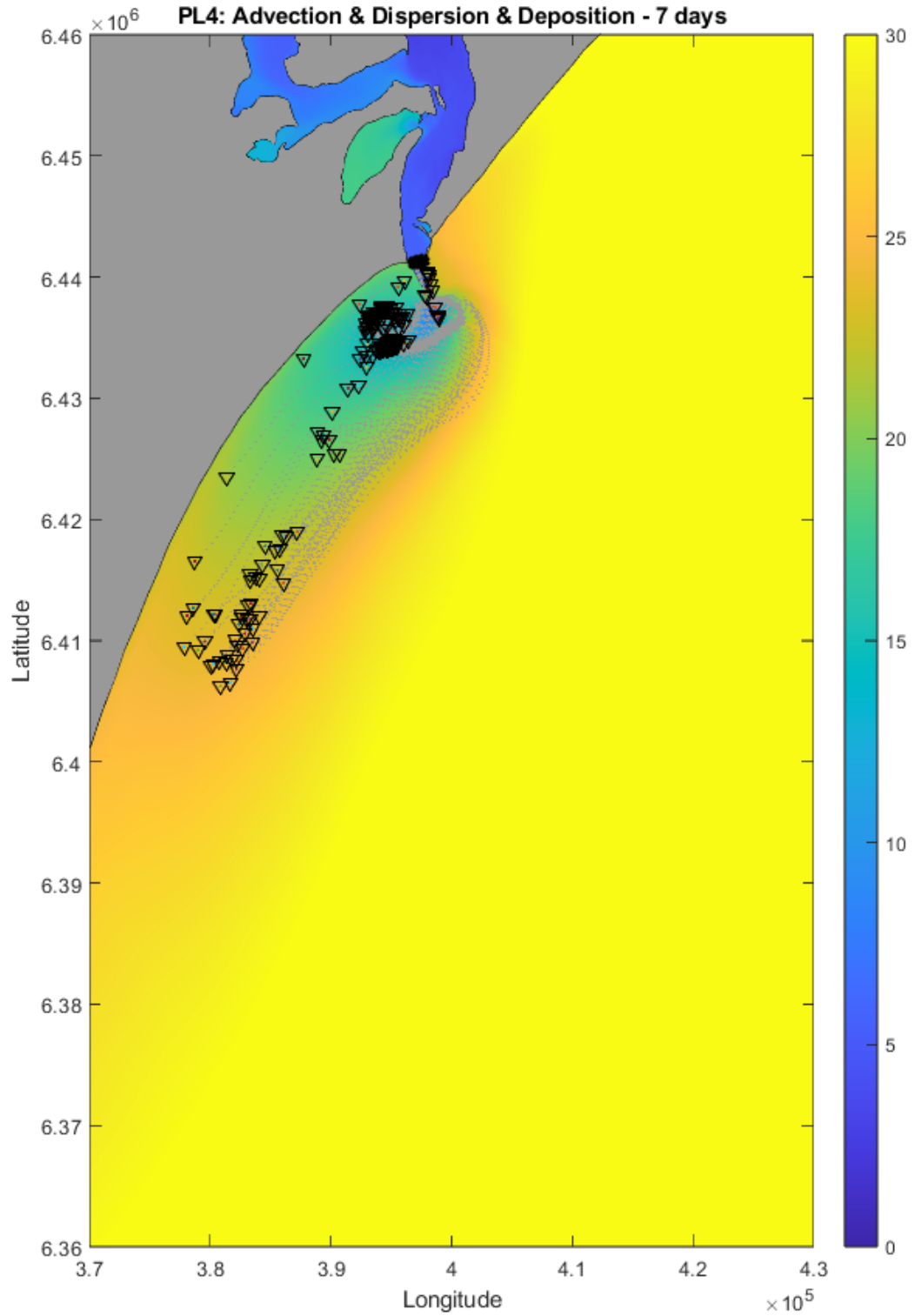


Fig. S66. Superficial trajectory over mean salinity (color bar) for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario. MPs final fate is indicated as follow: Water ▲, Bottom ▼, Beached ◄ and Out of Domain ×.

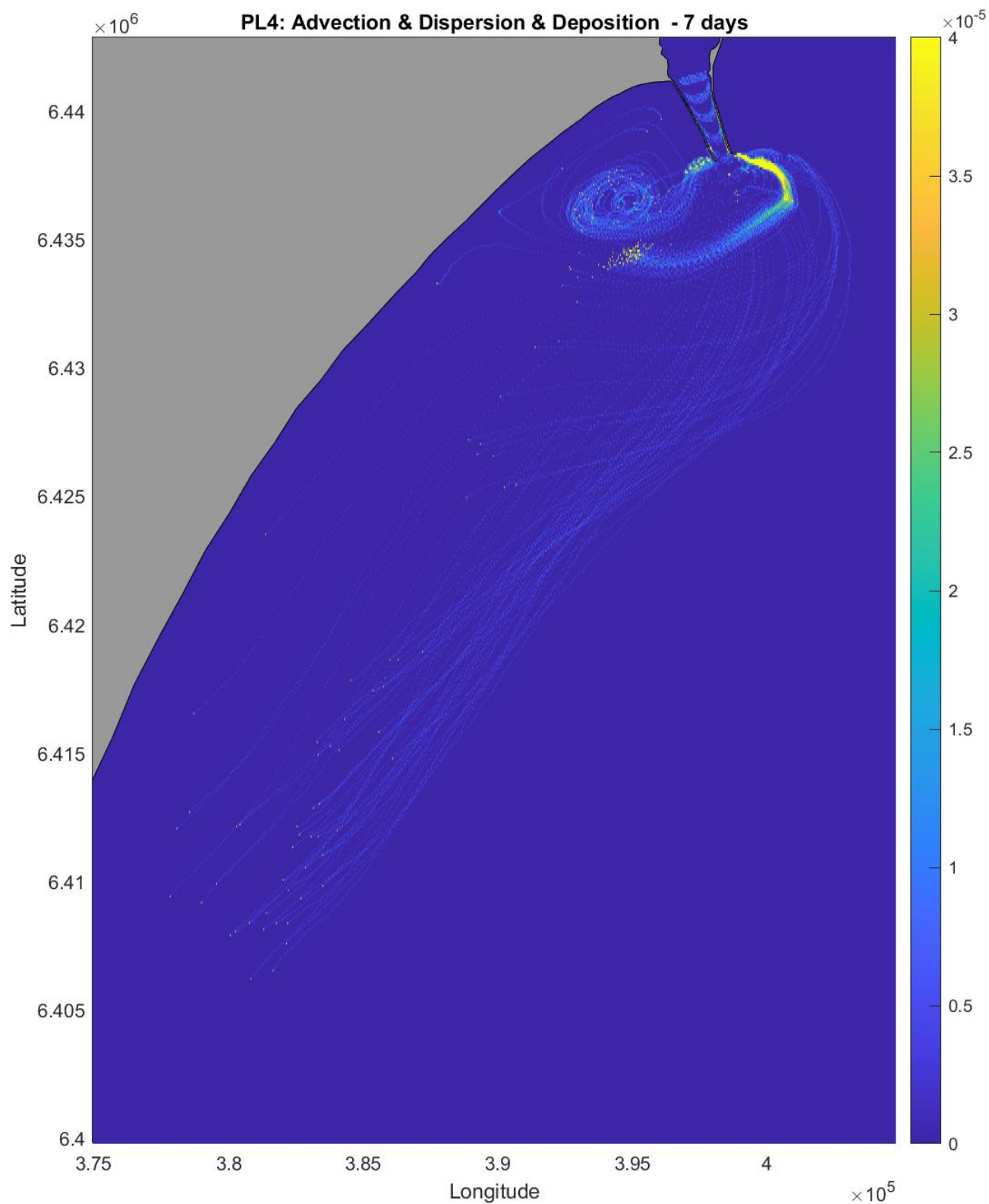


Fig. S67. Superficial MPs density map for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario

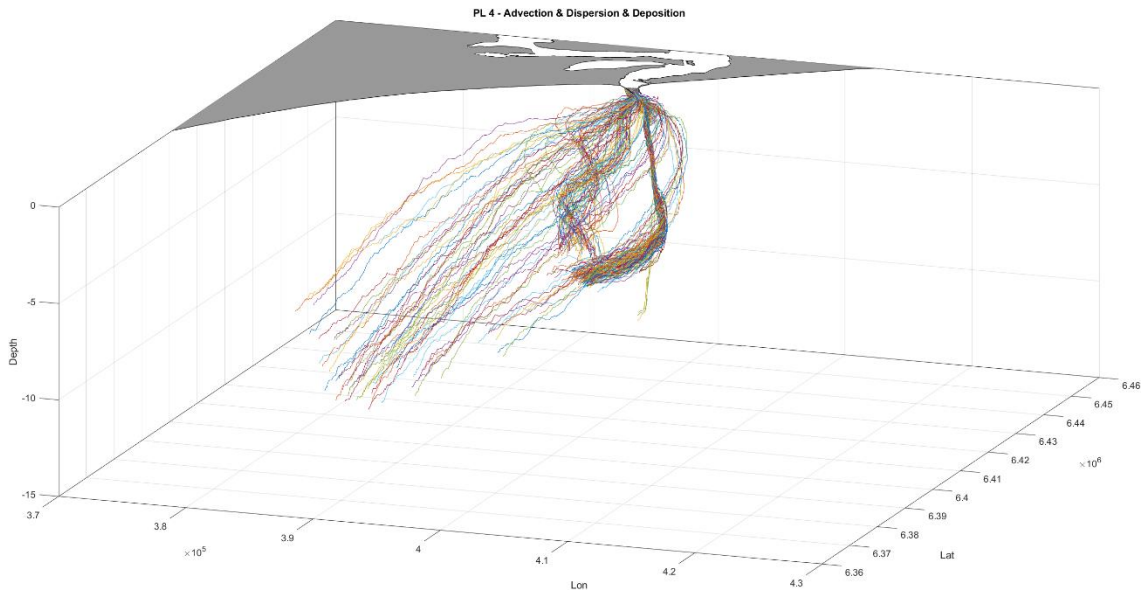


Fig. S68. MPs 3D trajectories for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario.

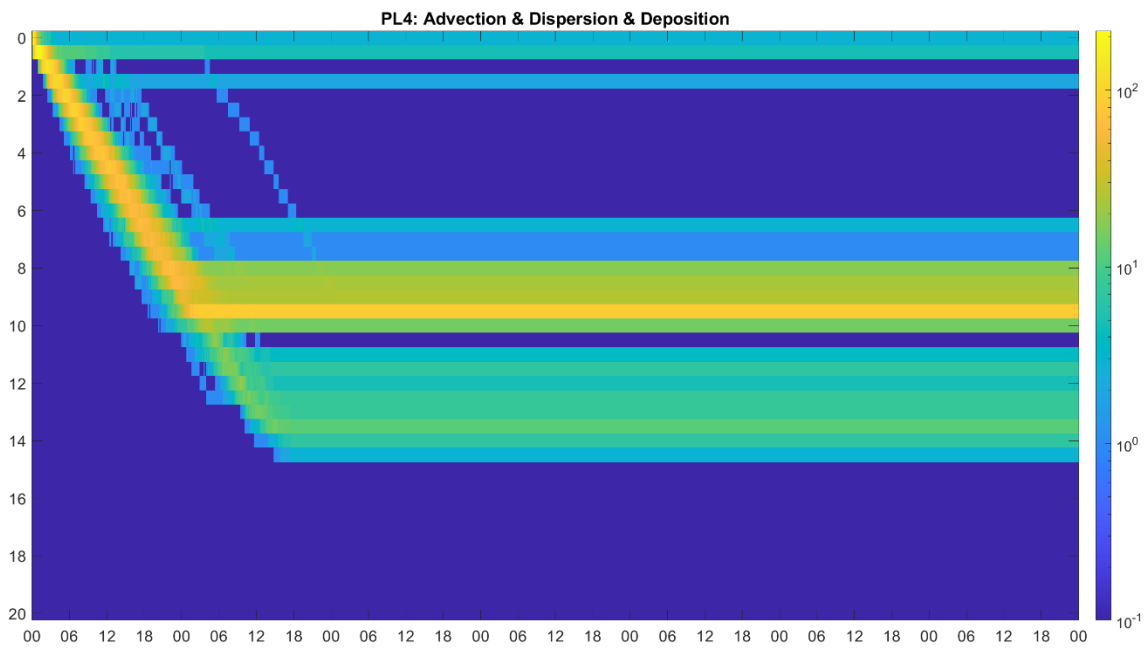


Fig. S69. Density map for vertical trajectories over the time (depth over time in hours),for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario.

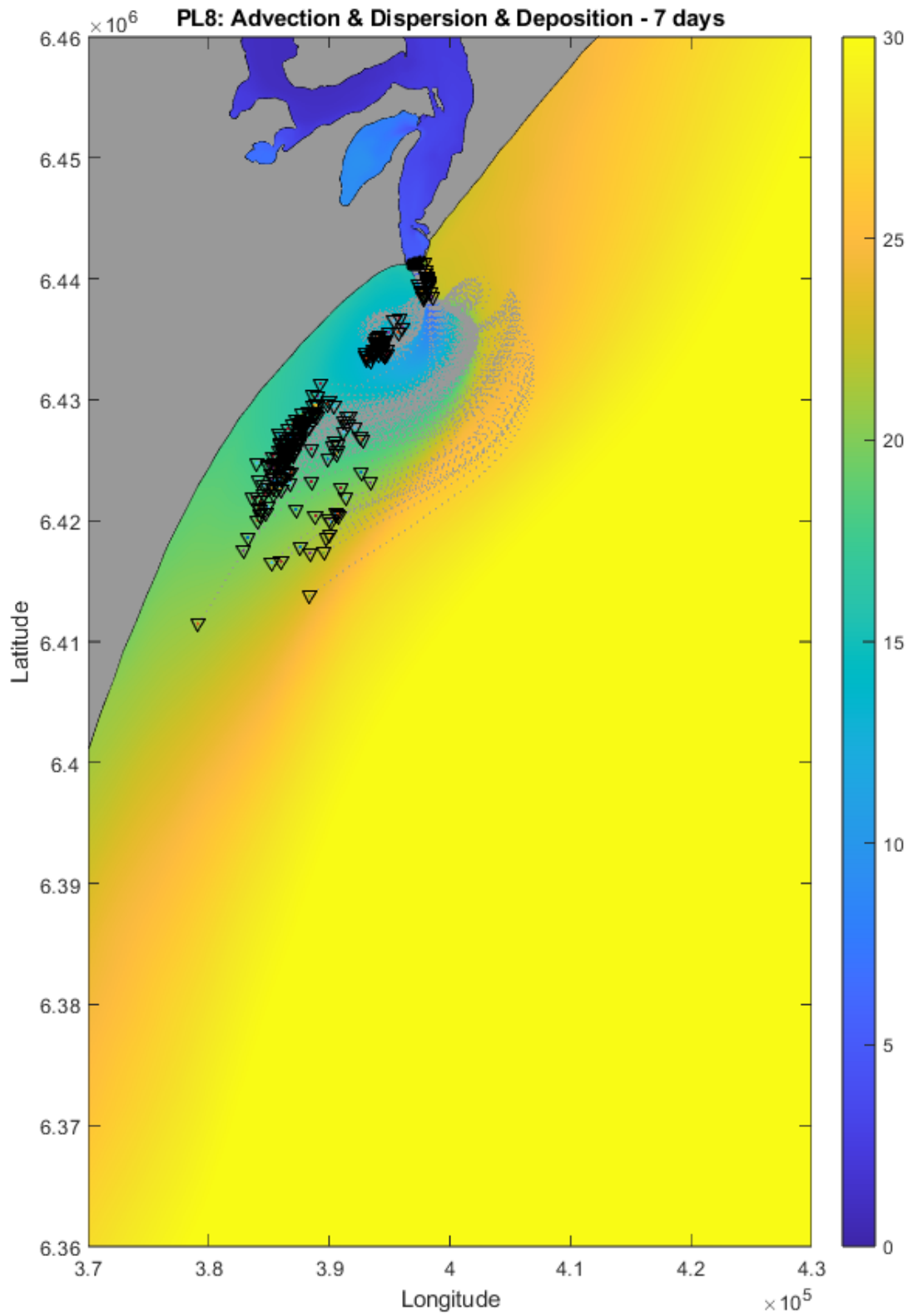


Fig. S70. Superficial trajectory over mean salinity (color bar) for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario. MPs final fate is indicated as follow: Water ▲, Bottom ▼, Beached ◄ and Out of Domain ×.

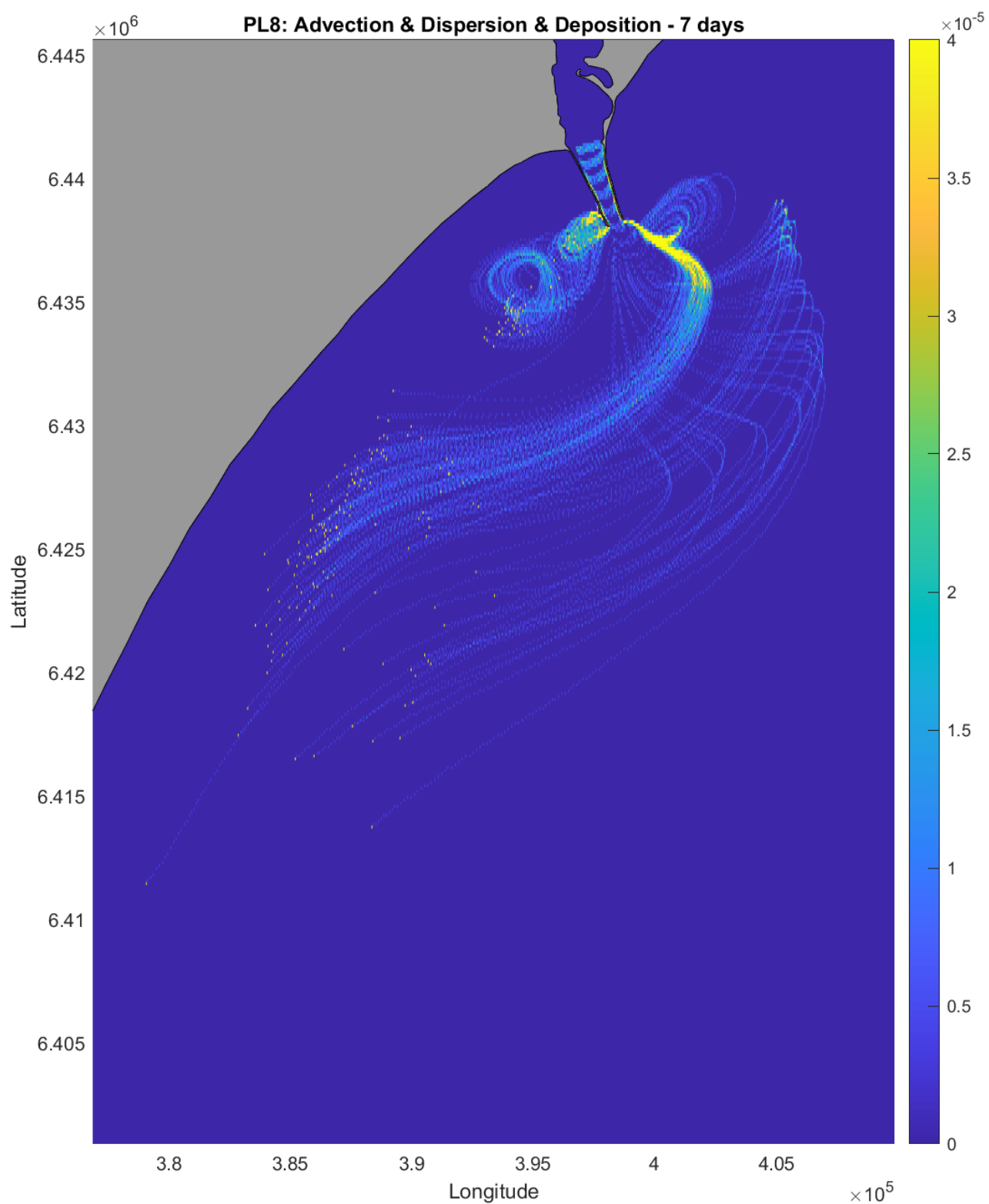


Fig. S71. Superficial MPs density map for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario

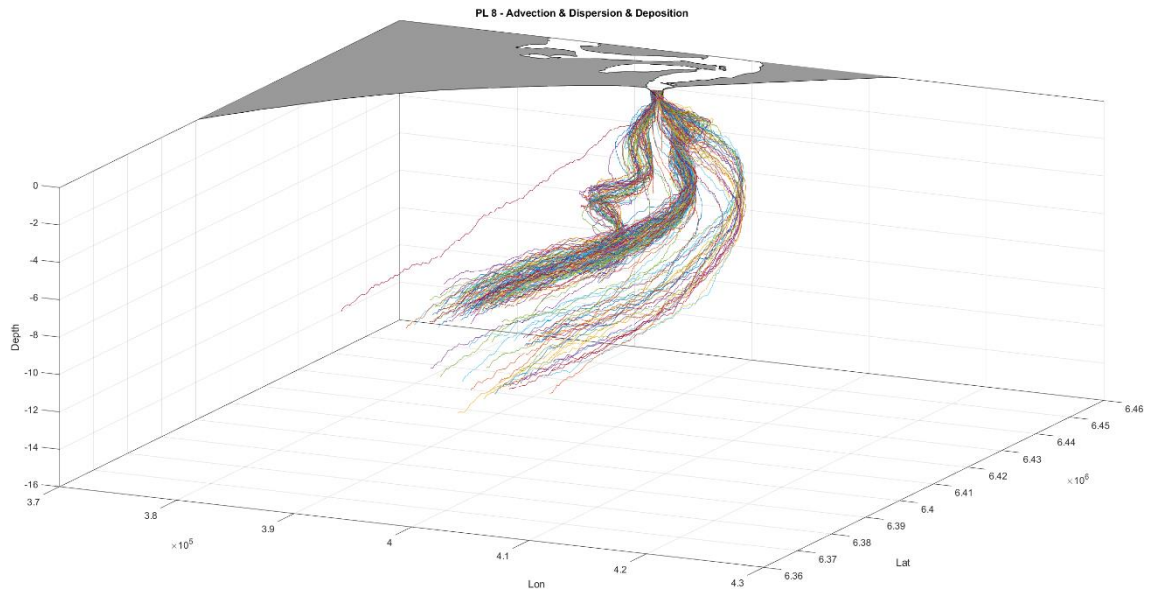


Fig. S72. MPs 3D trajectories for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario

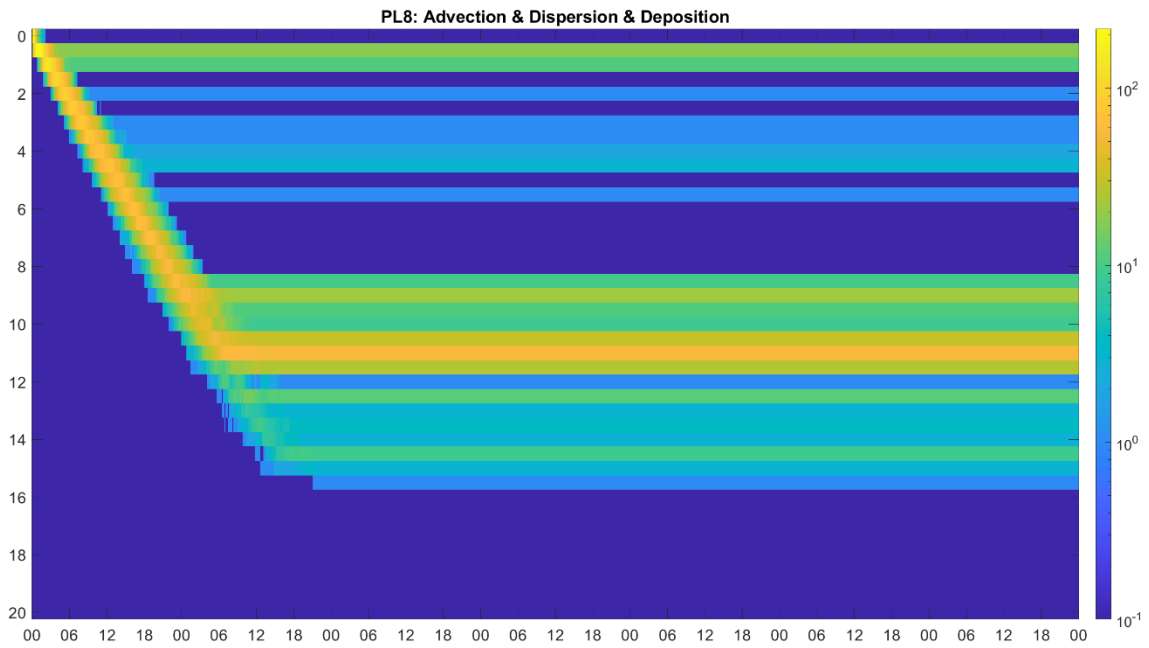


Fig. S73. Density map for vertical trajectories over the time (depth over time in hours), for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario.

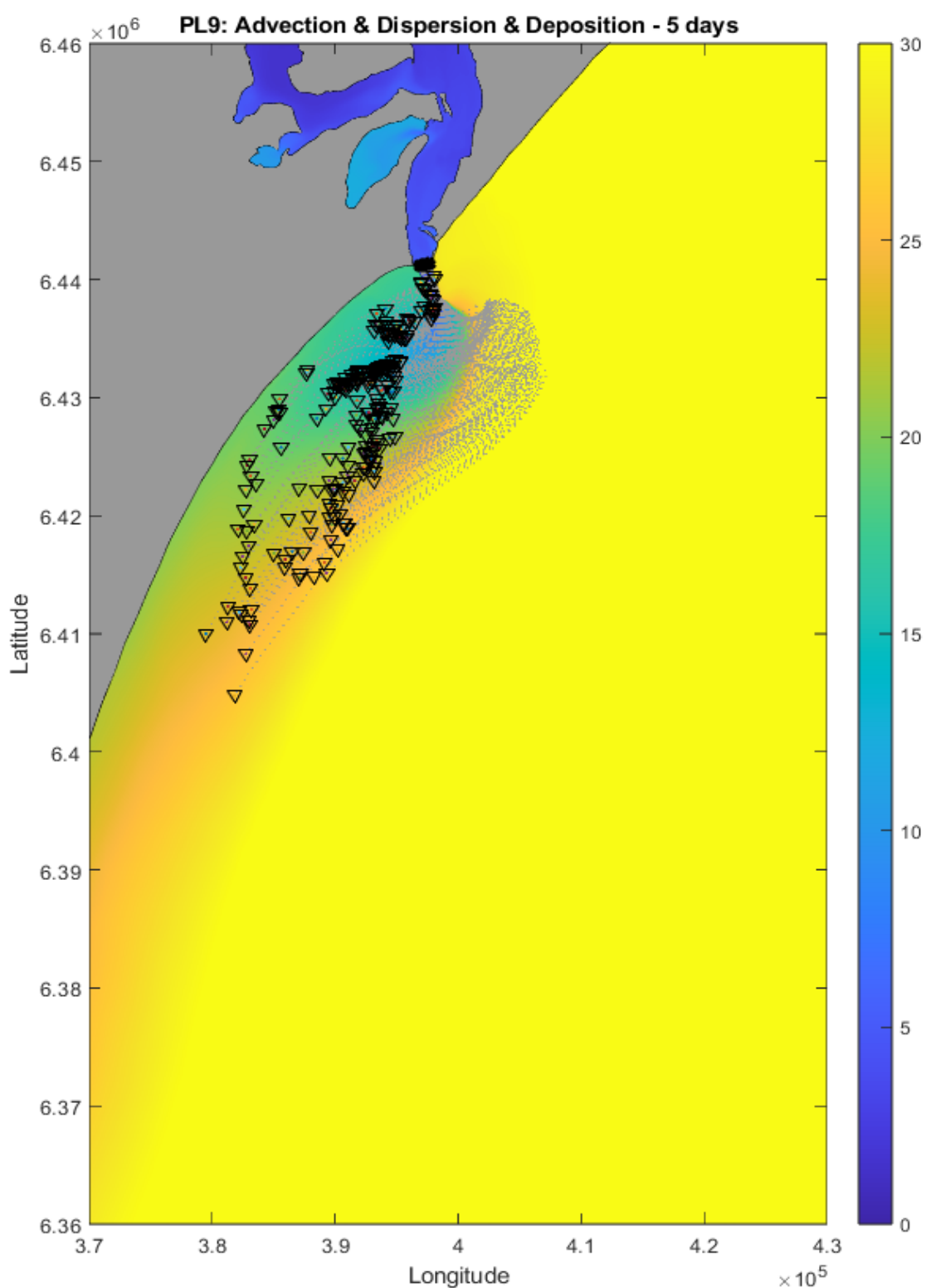


Fig. S74. Superficial trajectory over mean salinity (color bar) for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario. MPs final fate is indicated as follow: Water ▲, Bottom ▼, Beached ◀ and Out of Domain ×

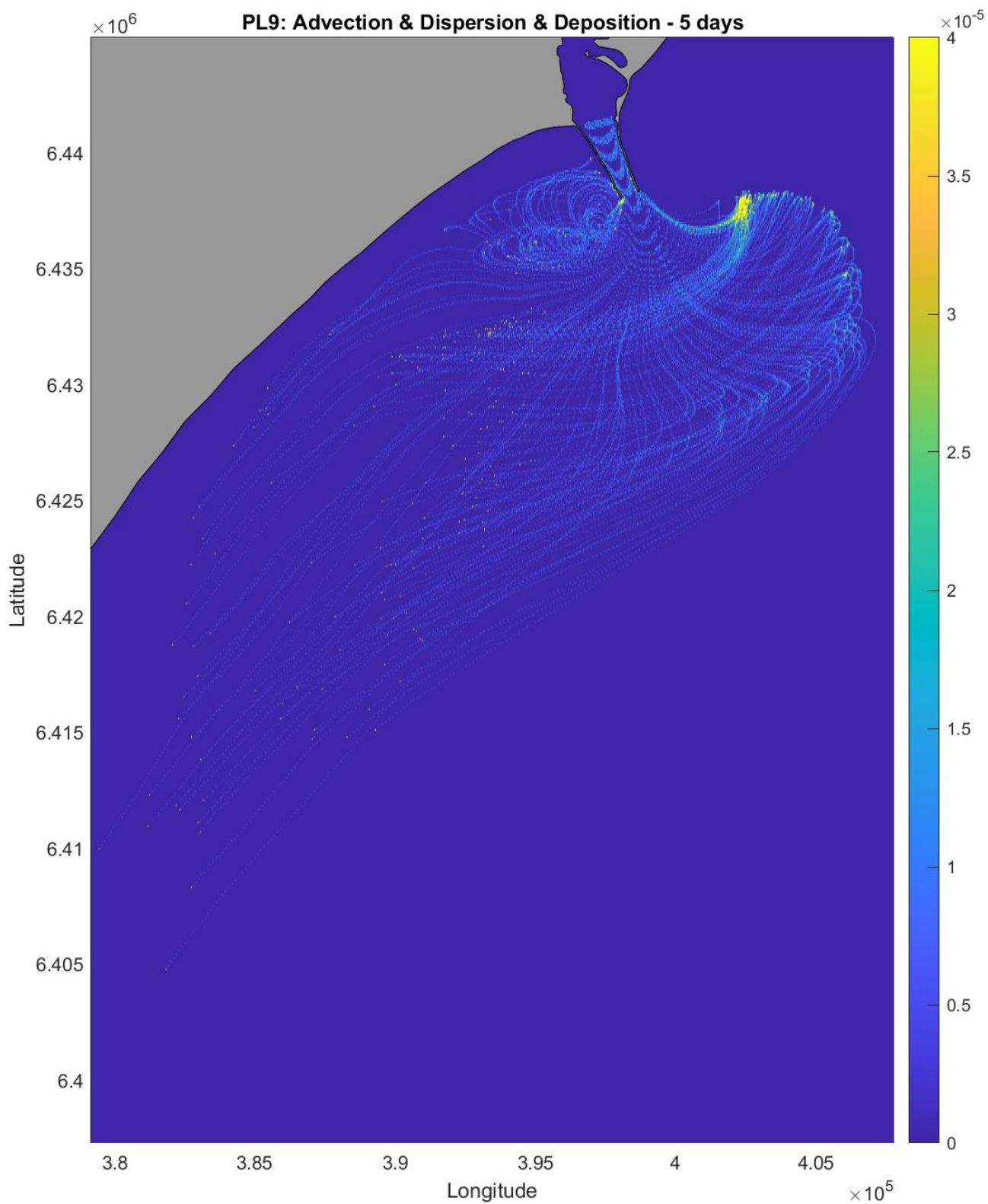


Fig. S75. Superficial MPs density map for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario

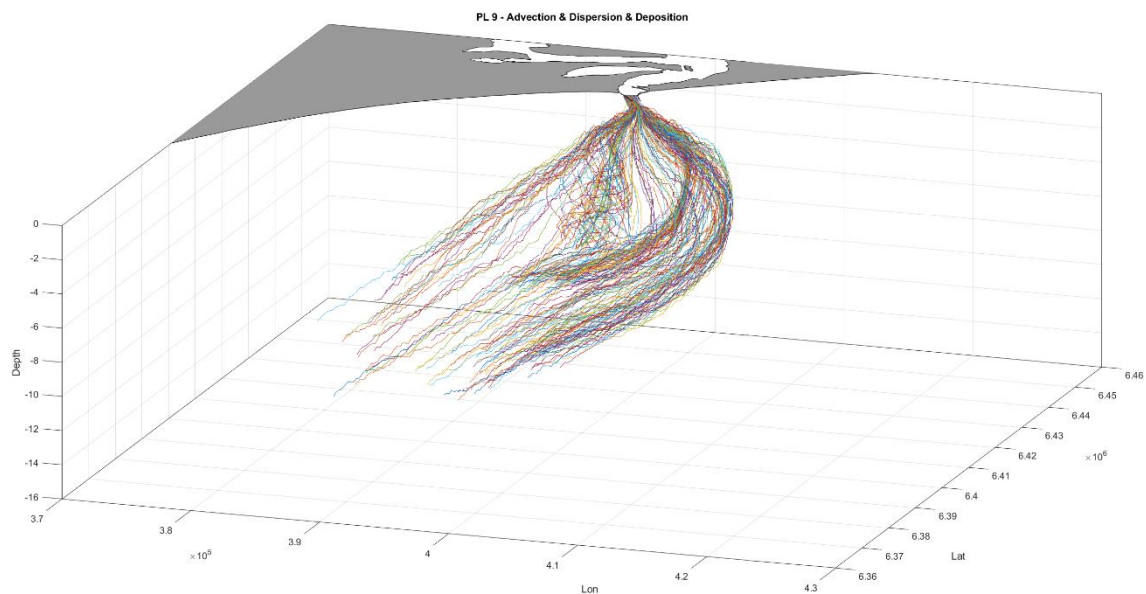


Fig. S76. MPs 3D trajectories for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario

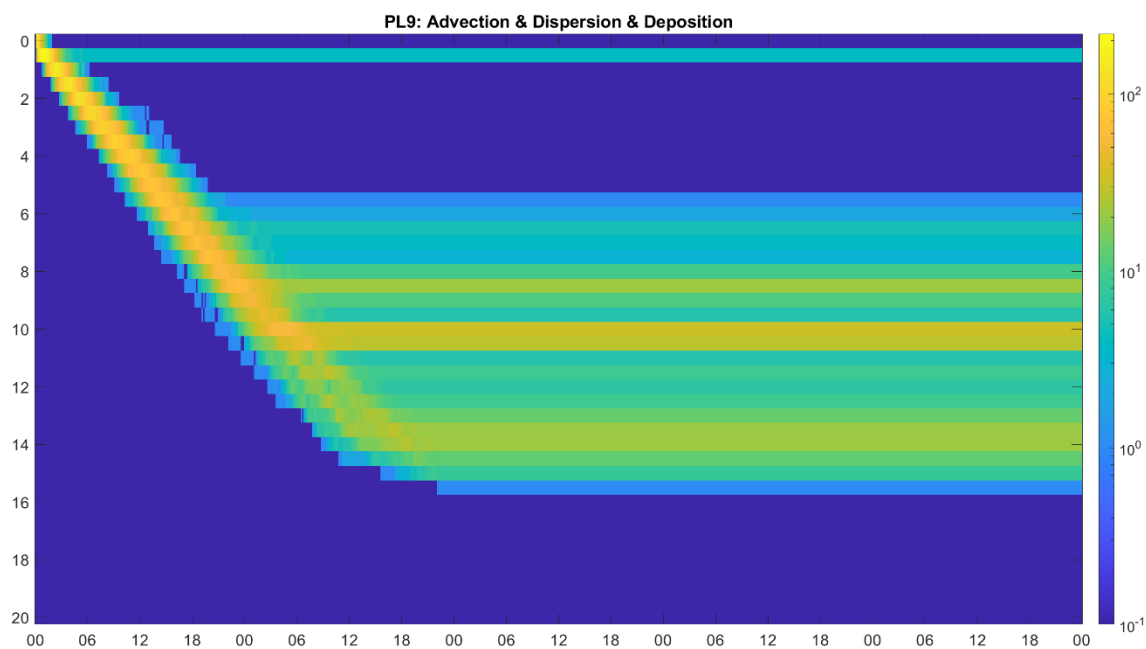


Fig. S77. Density map for vertical trajectories over the time (depth over time in hours), for TrackMPD simulation under advection-dispersion and deposition scenario.

Capítulo VI: Síntese da Discussão

O presente trabalho traz pela primeira vez a utilização de uma metodologia híbrida de modelagem numérica e validação de campo para a análise da contaminação por microplásticos (MPs) na pluma costeira da Lagoa dos Patos, onde foram analisados os principais *hotspots* de acúmulo e calculados os fluxos de MPs para a plataforma interna do Oceano Atlântico Sudoeste (SWAO) sob diferentes condições ambientais.

Segundo o primeiro dos objetivos específicos propostos, foi analisado o transporte de MPs em diferentes condições de descarga continental modulados pelas diferentes fases do El Niño. Embora exista uma co-variação temporal entre as anomalias da descarga de água continental dos afluentes principais sobre a Lagoa dos Patos e as fases do ENSO conforme indicado pelo índice ONI (**Fig. 13**) [Távora et al., 2019, Bitencourt et al., 2020b], a complexidade do sistema costeiro explica a ausência de uma relação estatística clara entre a descarga de água e o índice ONI. Os eventos mais extremos de descarga na boca dos molhes foram observados durante a fase neutra do ENSO, ultrapassando os picos

observados durante os eventos El Niño fracos e muito fortes. Em relação a isso, já tinha sido evidenciado por Lisboa et al., [2022] que os ciclos do ENSO não modificaram significativamente as contribuições da pluma da Lagoa dos Patos na variabilidade espacial dos sedimentos suspensos da plataforma interna [Lisboa et al., 2022]. Nesse sentido, outros mecanismos de interação oceano-atmosfera como o Modo Anular do Sul (SAM) associado às fases do ENSO, poderiam estar exercendo papéis mais importantes do que as anomalias de precipitação [Schossler et al., 2018]. Além disso, vários autores demonstraram que a pluma costeira da Lagoa dos Patos é modulada principalmente pela influência do vento em escala de tempo sinóptica, mudando sua direção em menos de 24 horas [Marques et al., 2009] na direção ao longo da costa [Marques et al., 2010a]. A descarga de água sobre a porção norte da lagoa está relacionada a escalas de tempo de cerca de 30 dias [Marques et al., 2009] e desempenha um papel secundário na hidrodinâmica da pluma.

Três grupos de plumas foram detectados. Eventos de baixa descarga de água, mas com alta intensidade de vento (PL6 e PL7); eventos de alta descarga de água e alta intensidade de vento (PL1, PL3, PL8 e PL9); e eventos caracterizados por baixa descarga de água e baixa intensidade de vento (PL2, PL4 e PL5). Nesse contexto, os resultados da modelagem numérica acoplada entre os Modelos TELEMAC-3D e TrackMPD, descritos neste trabalho, demonstraram diferentes comportamentos da pluma na dispersão dos MPs.

No primeiro cenário de simulação (cenário passivo), eventos de descarga fortes, juntamente com intensidades fortes de vento do nordeste, estabeleceram as condições para a formação da pluma e exportação destes materiais

rapidamente para a direção sudoeste. Eventos de descarga fracos potencialmente os manterão mais próximos da boca do estuário, percorrerão trajetórias mais longas ou serão depositados mais cedo em função da densidade do material. Os pontos críticos mais importantes foram observados no giro situado entre os Molhes da Barra e a praia de Cassino e na frente salina, nos limites da pluma.

Ao adicionar na caracterização das partículas a densidade (cenário deposicional), neste caso como fibra de poliéster com densidades maiores que a densidade da água, os deslocamentos resultantes mudaram abruptamente. Com essas características e incluindo o processo de deposição, todas as partículas foram parar no fundo da área costeira na plataforma interna, perto da boca dos Molhes da Barra, em poucas horas após sua liberação no domínio. Um comportamento semelhante foi observado por Jalon-Rojas et al., [2019] usando o Modelo TrackMPD quando essa condição foi ativada. Esse comportamento foi observado mesmo sem a ativação de outras condições reais, como o biofilme, que aumentaria ainda mais a densidade e a velocidade vertical, conforme observado em outros lugares [Mendrik et al., 2023]. Assim, nossos resultados sugerem que há um número importante de plásticos sendo exportado para o fundo nos compartimentos costeiros e oceânicos, que não está sendo contabilizada durante a maioria das amostragens de campo com base em observações de superfície [Kane & Clare, 2019]. Isso também é apoiado por uma vasta literatura que estima que quase 94% dos resíduos plásticos que entram no oceano são depositados no sedimento [van Sebille et al., 2020].

Em função do segundo objetivo específico, foi estimada a magnitude de exportação de MPs a partir dos resultados de concentração obtidos nas amostragens de campo. As concentrações de MPs na pluma superficial variaram de 0,20 itens.m⁻³ a 1,37 itens.m⁻³, predominantemente compostos por polipropileno (PP) e polietileno (PE) (confirmados por FTIR em 73% do total analisado). Nossos resultados foram valores intermediários quando comparados com os publicados por Bertoldi et al., [2021] de concentrações maiores no Guaíba, e com os publicados por Lacerda et al., [2022] de concentrações menores na região oceânica adjacente. Assim, é possível observar um gradiente de concentração de MPs, do tributário primário para o oceano aberto por meio do estuário. Esse comportamento observado ressalta o importante papel da Lagoa dos Patos como um sistema de amortecimento antes da exportação de MPs do continente para o mar [Lopez et al., 2021, Meijer et al., 2021], mas também como um processo oceânico de diluição.

A taxa de exportação potencial de MPs, estimada e calculada para a camada superficial de 1m, revelou descobertas significativas. Em média, durante eventos moderados de pluma, a taxa de exportação foi de aproximadamente 9,0 milhões de itens.dia⁻¹, enquanto durante eventos de pluma de alta descarga, ela aumentou para 47,5 milhões de itens.dia⁻¹. Essas descobertas ressaltam também o papel fundamental das plumas costeiras como veículos de transporte de um volume substancial de materiais antropogênicos de grandes bacias urbanizadas para ambientes costeiros e oceânicos.

Finalmente, como parte do terceiro objetivo específico, foram observados padrões de dispersão que indicam a formação de *hotspots* de MPs na região de

influência da pluma costeira da Lagoa dos Patos. O padrão de concentração observado no campo foi principalmente no sistema frontal da pluma, consistente com os resultados da simulação, validando os resultados da modelagem. As áreas de maior densidade de partículas foram observadas ao longo da costa, delineando a frente da pluma salina, e dentro do giro formado entre o molhe oeste e a praia de Cassino onde as partículas formam um loop. Quando foram analisadas as trajetórias verticais das partículas, a partir dos resultados da modelagem com densidade e deposição ativa, foram observados pontos de deposição próximos ao giro e em áreas costeiras durante seu deslocamento ao longo da costa na direção sul. Essas áreas de maior densidade localizadas ao sul da boca dos molhes foram relatadas anteriormente por Marques et al. [2009; 2010b] e Fernandes et al. [2021] como zonas de recirculação onde as velocidades verticais são intensificadas e a deposição de sedimentos é promovida. Portanto, parece ser o mesmo padrão observado nas trajetórias verticais das partículas, onde elas convergem para baixo enquanto realizam esse loop, apoiando a ocorrência de um potencial depocentro dessas partículas antropogênicas.

Esses *hotspots* de acúmulo podem estar agindo como um reservatório para essas partículas, o que pode levar ao seu transporte para a praia ou à ingestão por organismos que entram nas redes alimentares locais. Esses resultados suportam a ideia de que nesses *hotspot* de concentração e deposição os MPs seriam potencialmente ingeridos por organismos com diversos comportamentos na coluna de água, ampliando ainda mais sua gama de interação.

Capítulo VII: Conclusões

O estuário da Lagoa dos Patos é um ecossistema altamente significativo, no qual a água doce de uma grande área densamente povoada, que abriga diversas atividades comerciais, flui continuamente para o oceano aberto.

Com base no acima exposto, a conclusão geral do presente trabalho é que a pluma costeira da Lagoa dos Patos desempenha um papel relevante a nível global e regional no transporte e exportação de microplásticos (MPs) para a plataforma interna do Oceano Atlântico Sudoeste (SWAO).

Essa conclusão é apoiada pela evidência de que a boca do estuário exporta constantemente não apenas água doce, sedimentos em suspensão e nutrientes, mas também grandes quantidades de MPs por meio da pluma, cuja magnitude de exportação depende da quantidade de água doce sendo exportada pelo sistema.

É possível concluir também que existe uma forte relação entre a descarga de água na boca do estuário e a intensidade do vento, corroborando que a

influência do vento é o principal modulador hidrodinâmico nessa área e por tanto o principal fator atuando na dispersão da pluma.

Consequentemente os MPs são transportados principalmente pelo vento e pelas correntes costeiras para áreas distantes da boca do estuário.

Zonas de maior acúmulo são identificadas como *hotspots*, principalmente na região do giro entre os molhes e a praia do cassino, e na região da frente salina da pluma costeira.

Capítulo VIII: Perspectivas

Segundo diversos autores, uma das necessidades do campo de estudo é avançar no desenvolvimento de trabalhos multidisciplinares onde ferramentas de modelagem numérica de baixo custo sejam acompanhadas de estudos de campo, não somente para validação, mas também para estimativas de fluxos e balanços de massa mais próximos da realidade [Uzun et al., 2022; van Emmerik et al., 2023]. Nesse sentido, o monitoramento contínuo e ajustado as metodologias sugeridas globalmente também visam alcançar valores de concentrações e fluxos de plásticos mais perto do real [González-Fernández & Hanke, 2017]. A geração de informação básica em nível regional e local de concentrações e fluxos de microplásticos (MPs) entre sistemas ambientais, tanto quanto o seu comportamento e destino, logo serão insumos fundamentais para futuras aproximações realísticas de modelagem a outros níveis e escalas globais [Boucher & Billard, 2019].

A principal perspectiva é continuar com este tipo de aproximação, que surgem como uma necessidade para o desenvolvimento do conhecimento sobre

o transporte e os fluxos de MPs na região. Baixo essa premissa, e a partir do presente estudo, surge o interesse em ampliar os limites dos domínios estudados, variar as condições ambientais e as forçantes físicas predominantes, adicionar diferentes propriedades das partículas plásticas analisadas e incorporar processos realísticos como bioincrustação, fragmentação e consequente variação da densidade no tempo.

Dado que a área influenciada pela pluma costeira da Lagoa dos Patos no Oceano Atlântico Sul é frequentada por uma alta biodiversidade, incluindo muitas rotas migratórias, áreas de alimentação e reprodução [Lemos et al., 2022], há um imperativo cada vez maior de compreender como os plásticos são transportados e acumulados na região. Esse entendimento é crucial para aplicar medidas de mitigação e predição de risco.

Um melhor entendimento no tempo e no espaço da problemática ambiental, assim como o desenvolvimento de metodologias híbridas ajustadas a cada caso de estudo particular, permite a geração de informação indispensável para novas abordagens de predição e mitigação do impacto da contaminação por plásticos nos ecossistemas marinhos.

Capítulo IX: Referências Bibliográficas

- Alfonso, M. B., Arias, A. H., Ronda, A. C., & Piccolo, M. C., 2021. Continental microplastics: Presence, features, and environmental transport pathways. *Science of the Total Environment*, 799(August), 149447. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149447>
- Abalansa, S., El Mahrad, B., Vondolia, G. K., Icely, J., & Newton, A., 2020. The Marine Plastic Litter Issue: A Social-Economic Analysis. *Sustainability*, 12(20), 8677. <https://doi.org/10.3390/su12208677>
- Acha, E. M., Mianzan, H. W., Guerrero, R. a., Favero, M., & Bava, J., 2004. Marine fronts at the continental shelves of austral South America: Physical and ecological processes. *Journal of Marine Systems*, 44(1–2), 83–105. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2003.09.005>
- Acha, E. M., Mianzan, H. W., Iribarne, O., Gagliardini, D. a, Lasta, C., & Daleo, P., 2003. The role of the Río de la Plata bottom salinity front in accumulating debris. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 197–202.

- 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(March).
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115382>
- Alves, F., Pinheiro, L. M., Bueno, C., Agostini, V. O., Perez, L., L Fernandes, E. L., Weschenfelder, J., Leonhardt, A., Domingues, M., Pinho, G. L. L., & Garcia-Rodriguez, F., 2022. The Use of Microplastics as a Reliable Chronological Marker of the Anthropocene Onset in Southeastern South America. *SSRN Electronic Journal*, 857(October 2022), 159633.
<https://doi.org/10.2139/ssrn.4209135>
- Atwood, E. C., Falcieri, F. M., Piehl, S., Bochow, M., Matthies, M., Franke, J., Carniel, S., Sclavo, M., Laforsch, C., & Siegert, F., 2019. Coastal accumulation of microplastic particles emitted from the Po River, Northern Italy: Comparing remote sensing and hydrodynamic modelling with in situ sample collections. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 561–574.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.045>
- Barletta, M., Lima, A. R. A., & Costa, M. F., 2019. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. *Science of the Total Environment*, 651, 1199–1218.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.276>

- Barreiro, M., 2010. Influence of ENSO and the South Atlantic Ocean on climate predictability over Southeastern South America. *Climate Dynamics*, 35(7), 1493–1508. <https://doi.org/10.1007/s00382-009-0666-9>
- Bates, C. C., 1953. Rational theory of delta formation. *American Association of Petroleum Geologists Bulletin*. 27, 2119-2216.
- Baudena, A., Kiko, R., Jal, I., & Pedrotti, M. L., 2023. Low-Density Plastic Debris Dispersion beneath the Mediterranean Sea Low-density plastic debris dispersion beneath the Mediterranean Sea surface. May. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c08873>
- 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., Mizushima, F. A. d. 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143503>
- Bigdeli, M., Mohammadian, A., Pilechi, A., & Taheri, M., 2022. Lagrangian Modeling of Marine Microplastics Fate and Transport: The State of the Science. *Journal of Marine Science and Engineering*, 10(4). <https://doi.org/10.3390/jmse10040481>

- Billard, G., & Boucher, J., 2019. The challenges of measuring plastic pollution. Field Actions Science Report, 2019(Special Issue 19), 68–75.
- Bitencourt, L. P., Fernandes, E. H., da Silva, P. D., & Möller, O., 2020a. Spatio-temporal variability of suspended sediment concentrations in a shallow and turbid lagoon. Journal of Marine Systems, 212(April). <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2020.103454>
- Bitencourt, L. P., Fernandes, E., Möller, O., & Ross, L., 2020b. The contribution of ENSO cycles to the salinity spatio-temporal variability in a bar-built microtidal estuary. Regional Studies in Marine Science, 40, 101496. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101496>
- Bjerknes, J., 1969. Monthly Weather Review Atmospheric Teleconnections From the Equatorial Pacific. Monthly Weather Review, 97(3), 163–172. [http://journals.ametsoc.org/doi/abs/10.1175/1520-0493\(1969\)097%3C0163:ATFTEP%3E2.3.CO;2](http://journals.ametsoc.org/doi/abs/10.1175/1520-0493(1969)097%3C0163:ATFTEP%3E2.3.CO;2)
- Bogdanowicz, A., Zubrowska-Sudol, M., Krasinski, A., & Sudol, M., 2021. Cross-contamination as a problem in collection and analysis of environmental samples containing microplastics—a review. In Sustainability (Switzerland) (Vol. 13, Issue 21). MDPI. <https://doi.org/10.3390/su132112123>
- Bogucki, D. J., Jones, B. H., & Carr, M. E., 2005. Remote measurements of horizontal eddy diffusivity. Journal of Atmospheric and Oceanic Technology, 22(9), 1373–1380. <https://doi.org/10.1175/JTECH1794.1>

- Bortolin, E. C., Távora, J., & Fernandes, E. H. L., 2022. Long-Term Variability on Suspended Particulate Matter Loads From the Tributaries of the World's Largest Choked Lagoon. *Frontiers in Marine Science*, 9(March), 1–17. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.836739>
- Boucher, J. and Friot, D., 2017 Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources. IUCN, Gland, 43 p. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en>
- Boucher, J., Billard, G., Simeone, E., & Sousa, J., 2020. The marine plastic footprint. In *The marine plastic footprint*. <https://doi.org/10.2305/iucn.ch.2020.01.en>
- Boucher, J., Faure, F., Pompini, O., Plummer, Z., Wieser, O., & de Alencastro, L. F., 2019. (Micro) plastic fluxes and stocks in Lake Geneva basin. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 112, 66–74. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.037>
- Chamas, A., Moon, H., Zheng, J., Qiu, Y., Tabassum, T., Jang, J. H., Abu-Omar, M., Scott, S. L., & Suh, S., 2020. Degradation Rates of Plastics in the Environment. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, 8(9), 3494–3511. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06635>
- Cheng, Z., Jalon-Rójas, I., Wang, X. H., & Liu, Y., 2020. Impacts of land reclamation on sediment transport and sedimentary environment in a macro-tidal estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 242(October 2019). <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106861>

- Collins, M. & Sternberg, R.W. 2009. Special Issue: On the dynamics of mud deposits in coastal áreas. *Cont. ShelfRes.* 29.
- Collins, M.; Sternberg, R.W. Special Issue: On the dynamics of mud deposits in coastal áreas. *Cont. ShelfRes.* 2009, 29.
- Cowger, W., Gray, A. B., Guilinger, J. J., Fong, B., & Waldschläger, K., 2021. Concentration Depth Profiles of Microplastic Particles in River Flow and Implications for Surface Sampling. *Environmental Science and Technology*, 55(9), 6032–6041. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c01768>
- Critchell, K., & Lambrechts, J., 2016. Modelling accumulation of marine plastics in the coastal zone; what are the dominant physical processes? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 171, 111–122. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.01.036>
- da Silva, P. D., Fernandes, E. H., & Gonçalves, G. A., 2022. Sustainable Development of Coastal Areas: Port Expansion with Small Impacts on Estuarine Hydrodynamics and Sediment Transport Pattern. *Water (Switzerland)*, 14(20). <https://doi.org/10.3390/w14203300>
- Defontaine, S., & Jalón-Rojas, I., 2023. Physical processes matters! Recommendations for sampling microplastics in estuarine waters based on hydrodynamics. *Marine Pollution Bulletin*, 191(February). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114932>
- Dellino, P., Mele, D., Bonasia, R., Braia, G., La Volpe, L., & Sulpizio, R., 2005. The analysis of the influence of pumice shape on its terminal velocity.

Geophysical Research Letters, 32(21), 1–4.

<https://doi.org/10.1029/2005GL023954>

Diez, M., Bezerra, M. O., Mosso, C., Castilla, R., & Redondo, J. M., 2008.

Experimental measurements and diffusion in harbor and coastal zones.

Nuovo Cimento Della Societa Italiana Di Fisica C, 31(5–6), 843–859.

<https://doi.org/10.1393/ncc/i2009-10354-3>

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>

Doto, K. 2023. Padrões de transporte e acúmulo de microplásticos na Lagoa dos

Patos. Monografia (Graduação em Oceanologia) - Instituto

Oceanográfico, Universidade Federal de Rio Grande - FURG.

Doyle, M., & Gilfillan, L. R., 2016. Occurrence of plastic micro-debris in the

southern California Current system. August.

Everaert, G., Van Cauwenberghe, L., De Rijcke, M., Koelmans, A. A., Mees, J.,

Vandegehuchte, M., & Janssen, C. R., 2018. Risk assessment of

microplastics in the ocean: Modelling approach and first conclusions.

Environmental Pollution, 242, 1930–1938.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.069>

Fernandes, E. H., 2001. Modelling the Hydrodynamics of the Patos Lagoon,

Brazil. October, 219. PhD Thesis, University of Plymouth, England.

- Fernandes, E. H. L., Da Silva, P. D., Gonçalves, G. A., & Olinto Möller, O., 2021. Dispersion plumes in open ocean disposal sites of dredged sediment. *Water (Switzerland)*, 13(6), 1–20. <https://doi.org/10.3390/w13060808>
- Fernandes, E. H. L., Dyer, K. R., & Moller, O. O., 2005. Spatial gradients in the flow of Southern Patos Lagoon. *Journal of Coastal Research*, 21(4), 759–769. <https://doi.org/10.2112/006-NIS.1>
- Fernandes, E. H. L., Dyer, K. R., Moller, O. O., & Niencheski, L. F. H., 2002. The Patos Lagoon hydrodynamics during an El Niño event (1998). *Continental Shelf Research*, 22(11–13), 1699–1713. [https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(02\)00033-X](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(02)00033-X)
- Fernandes, E. H. L., Mariño-Tapia, I., Dyer, K. R., & Möller, O. O., 2004. The attenuation of tidal and subtidal oscillations in the Patos Lagoon estuary. *Ocean Dynamics*, 54(3–4), 348–359. <https://doi.org/10.1007/s10236-004-0090-y>
- Fernandes, E. H. L., Monteiro, I. O., & Möller, O. O., 2007. On the Dynamics of Mangueira Bay—Patos Lagoon (Brazil). *Journal of Coastal Research*, 10047(Figure 1), 97–107. <https://doi.org/10.2112/1551-5036-47.sp1.97>
- 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>
- Garvine, R. W. 1982. A steady state model for buoyant surface plume hydrodynamics in coastal waters. *Tellus*. 34, 293-306.

- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), 3–8.
<https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Geyer, W. R., & MacCready, P., 2014. The estuarine circulation. *Annual Review of Fluid Mechanics*, 46 (August 2013), 175–197.
<https://doi.org/10.1146/annurev-fluid-010313-141302>
- González-Fernández, D., & Hanke, G., 2017. Toward a harmonized approach for monitoring of riverine floating macro litter inputs to the marine environment. *Frontiers in Marine Science*, 4(MAR), 1–7.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00086>
- Gorman, D., Gutiérrez, A. R., Turra, A., Manzano, A. B., Balthazar-Silva, D., Oliveira, N. R., & Harari, J., 2020. Predicting the Dispersal and Accumulation of Microplastic Pellets Within the Estuarine and Coastal Waters of South-Eastern Brazil Using Integrated Rainfall Data and Lagrangian Particle Tracking Models. *Frontiers in Environmental Science*, 8(October), 1–12. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.559405>
- Hardesty, B. D., Harari, J., Isobe, A., Lebreton, L., Maximenko, N., Potemra, J., van Sebille, E., Vethaak, a. D., & Wilcox, C., 2017. Using Numerical Model Simulations to Improve the Understanding of Micro-plastic Distribution and Pathways in the Marine Environment. *Frontiers in Marine Science*, 4(January). <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00030>
- Hervouet, J.M., 2007. Hydrodynamics of Free Surface Flows: Modelling with the Finite Element Method. <https://doi.org/10.1002/9780470319628>

- Hetland, R. D., & Hsu, T. J., 2013. Freshwater and sediment dispersal in large river plumes. In Biogeochemical Dynamics at Major River-Coastal Interfaces. <https://doi.org/10.1017/cbo9781139136853.006>
- Horner-Devine, A.R., 2009. The bulge circulation in the Columbia River plume. *Cont. Shelf Res.* 29: 234–251.
- Iwasaki, S., Isobe, A., Uchida, K., & Tokai, T., 2017. Fate of microplastics and mesoplastics carried by surface currents and wind waves: A numerical model approach in the Sea of Japan. *Marine Pollution Bulletin*, 121(1–2), 85–96. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.057>
- Jalón-Rojas, I., Defontaine, S., Bermúdez, M., & Díez-Minguito, M., 2024. Transport of microplastic debris in estuaries. In Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences (Issue January). <https://doi.org/10.1016/b978-0-323-90798-9.00022-6>
- Jalón-rojas, I., Hua, X., & 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 (February), 256–272. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.052>
- Jalón-Rojas, I., Romero-Ramírez, A., Fauquembergue, K., Rossignol, L., Cachot, J., Sous, D., & Morin, B., 2022. Effects of Biofilms and Particle Physical Properties on the Rising and Settling Velocities of Microplastic Fibers and Sheets. *Environmental Science & Technology*, 56(12), 8114–8123. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c01302>

- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Jung, B. M., Fernandes, E. H., Möller, O. O., & García-Rodríguez, F., 2020. Estimating suspended sediment concentrations from river discharge data for reconstructing gaps of information of long-term variability studies. *Water (Switzerland)*, 12(9), 1–14. <https://doi.org/10.3390/W12092382>
- Kane, I. a., Clare, M. a., Miramontes, E., Wogelius, R., Rothwell, J. J., Garreau, P., & Pohl, F., 2020. Seafloor microplastic hotspots controlled by deep-sea circulation. *Science*, 368(6495), 1140–1145. <https://doi.org/10.1126/science.aba5899>
- Kane, I.A., Clare, M.A., 2019. Dispersion, accumulation, and the ultimate fate of microplastics in deep-marine environments: a review and future directions. *Front. Earth Sci.* 7, e80 <https://doi.org/10.3389/feart.2019.00080>.
- Kim, B. K., Hwang, J. H., & Kim, S. K., 2023. Modeling of microplastics discharged from a station in Marian Cove, West Antarctica. *Marine Pollution Bulletin*, 186(December 2022), 114441. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114441>
- 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>

- Lebreton, L. C. M., van der Zwet, J., Damsteeg, J.-W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J., 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8, 15611. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
- Lemos, V. M., Lanari, M., Copertino, M., Secchi, E. R., De Abreu, P. C. O. V., Muelbert, J. H., Garcia, A. M., Dumont, F. C., Muxagata, E., Vieira, J. P., Colling, A., & Odebrecht, C., 2022. Patos Lagoon estuary and adjacent marine coastal biodiversity long-term data. *Earth System Science Data*, 14(3), 1015–1041. <https://doi.org/10.5194/essd-14-1015-2022>
- Liao, F., Wang, X. H., & Fredj, E., 2023. Forecasting marine debris spill accumulation patterns in the south-eastern Australia water: an intercomparison between global ocean forecast models. *Ocean Dynamics*, 73(2), 91–106. <https://doi.org/10.1007/s10236-023-01539-x>
- Lima, C. D. M., Melo Júnior, M., Schwamborn, S. H. L., Kessler, F., Oliveira, L. A., Ferreira, B. P., Mugrabe, G., Frias, J., & Neumann-Leitão, S., 2023. Zooplankton exposure to microplastic contamination in a estuarine plume-influenced region, in Northeast Brazil. *Environmental Pollution*, 322(October 2022). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121072>
- Lisboa, P. V., Fernandes, E. H., Sottolichio, A., Huybrechts, N., & Bendô, A. R., 2022. Coastal plumes contribution to the suspended sediment transport in the Southwest Atlantic inner continental shelf. In *Journal of Marine Systems* (Vol. 236). <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2022.103796>
- López, A. G., Najjar, R. G., Friedrichs, M. A. M., Hickner, M. A., & Wardrop, D. H., 2021. Estuaries as Filters for Riverine Microplastics: Simulations in a

- Large, Coastal-Plain Estuary. *Frontiers in Marine Science*, 8(August), 1–18. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.715924>
- Lozoya, J. P., Carranza, A., Lenzi, J., Machín, E., Mello, F. T. De, González, S., Hernández, D., Lacerot, G., Martínez, G., Scarabino, F., Sciandro, J., Vélez-Rubio, G., Burgues, F., Carrizo, D., Cedrés, F., Chocca, J., Álava, D. De, Jiménez, S., Leoni, V., ... Weisntein, F., 2015. Management and research on plastic debris in Uruguayan Aquatic Systems: update and perspectives. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, May. <https://doi.org/10.5894/rgci583>
- Mai, L., Sun, X. F., Xia, L. L., Bao, L. J., Liu, L. Y., & Zeng, E. Y., 2020. Global Riverine Plastic Outflows. *Environmental Science and Technology*, 54(16), 10049–10056. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02273>
- Mann, K. H., & Lazier, J. R. N., 2005. Dynamics of Marine Ecosystems. In *Dynamics of Marine Ecosystems*. <https://doi.org/10.1002/9781118687901>
- Marques, W. C., Fernandes, E. H. L., & Moller, O. O., 2010a. Straining and advection contributions to the mixing process of the Patos Lagoon coastal plume, Brazil. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 115(6), 1–23. <https://doi.org/10.1029/2009JC005653>
- Marques, W. C., Fernandes, E. H. L., Moraes, B. C., Möller, O. O., & Malcherek, A., 2010b. Dynamics of the Patos Lagoon coastal plume and its contribution to the deposition pattern of the southern Brazilian inner shelf. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 115(10), 1–22. <https://doi.org/10.1029/2010JC006190>

- Marques, W. C., Fernandes, E. H., Monteiro, I. O., & Möller, O. O., 2009. Numerical modeling of the Patos Lagoon coastal plume, Brazil. *Continental Shelf Research*, 29(3), 556–571. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2008.09.022>
- Meijer, L. J. J., van Emmerik, T., van der Ent, R., Schmidt, C., & Lebreton, L., 2021. More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. *Science Advances*, 7(18), 1–14. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5803>
- Mendrik, F., Fernández, R., Hackney, C. R., Waller, C., & Parsons, D. R., 2023. Non-buoyant microplastic settling velocity varies with biofilm growth and ambient water salinity. *Communications Earth and Environment*, 4(1), 1–9. <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00690-z>
- Mengatto, M., F., 2021. Modelagem Como Ferramenta De Monitoramento De Microplásticos Em Praias Do Complexo Estuarino De Paranaguá – Pr. Dissertação (Mestrado na Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos), Campus Pontal do Paraná – Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, Brazil (75p). <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/73992>
- 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), 297–311. <https://doi.org/10.2307/1352953>
- Moller, O. O., Lorenzzentti, J. A., Stech, J. L., & Mata, M. M., 1996. The Patos Lagoon summertime circulation and dynamics. *Continental Shelf*

Research, 16(3), 335–351. [https://doi.org/10.1016/0278-4343\(95\)00014-R](https://doi.org/10.1016/0278-4343(95)00014-R)

Monteiro, I. O., Marques, W. C., Fernandes, E. H., Gonçalves, R. C., & Möller, O. O., 2011. On the effect of earth rotation, river discharge, tidal oscillations, and wind in the dynamics of the Patos Lagoon coastal plume. *Journal of Coastal Research*, 27(1), 120–130. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-09-00168.1>

Morishige, C., Donohue, M. J., Flint, E., Swenson, C., & Woolaway, C., 2007. Factors affecting marine debris deposition at French Frigate Shoals, Northwestern Hawaiian Islands Marine National Monument, 1990-2006. *Marine Pollution Bulletin*, 54(8), 1162–1169. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.04.014>

Napper, I. E., & Thompson, R. C., 2016. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin*, 112(1–2), 39–45. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.025>

Neto, J. G. B., Rodrigues, F. L., Ortega, I., Rodrigues, L. dos S., Lacerda, A. L. d. F., Coletto, J. L., Kessler, F., Cardoso, L. G., Madureira, L., & Proietti, M. C., 2020. Ingestion of plastic debris by commercially important marine fish in southeast-south Brazil. *Environmental Pollution*, 267. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115508>

Nguyen, T. H., Kieu-Le, T. C., Tang, F. H. M., & Maggi, F., 2022. Controlling factors of microplastic fibre settling through a water column. *Science of the*

Total Environment, 838(December 2021), 156011.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156011>

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>

Pazos, R. S., Amalvy, J., Cocherro, J., Pecile, A., & Gómez, N., 2021. Temporal patterns in the abundance, type and composition of microplastics on the coast of the Río de la Plata estuary. Marine Pollution Bulletin, 168.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112382>

Pfeiffer, F., & Fischer, E. K., 2020. Various Digestion Protocols Within Microplastic Sample Processing—Evaluating the Resistance of Different Synthetic Polymers and the Efficiency of Biogenic Organic Matter Destruction. Frontiers in Environmental Science, 8.
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.572424>

Pinheiro, L. M., Agostini, V. O., Lima, A. R. A., Ward, R. D., & Pinho, G. L. L., 2021a. The fate of plastic litter within estuarine compartments: An overview of current knowledge for the transboundary issue to guide future assessments. Environmental Pollution, 279, 116908.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116908>

Pinheiro, L. M., Carvalho, I. V., Agostini, V. O., Martinez-Souza, G., Galloway, T. S., & Pinho, G. L. L., 2021b. Litter contamination at a salt marsh: An

- ecological niche for biofouling in South Brazil. *Environmental Pollution*, 285(October 2020), 117647. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117647>
- Queiroz, A. F. dos S., da Conceição, A. S., Chelazzi, D., Rollnic, M., Cincinelli, A., Giarrizzo, T., & Martinelli Filho, J. E., 2022. First assessment of microplastic and artificial microfiber contamination in surface waters of the Amazon Continental Shelf. *Science of the Total Environment*, 839(March). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156259>
- Rehbein, A., & Ambrizzi, T., 2022. ENSO teleconnections pathways in South America. *Climate Dynamics*, December. <https://doi.org/10.1007/s00382-022-06624-3>
- Rochman, C. M., Kurobe, T., Flores, I., & Teh, S. J., 2014. Early warning signs of endocrine disruption in adult fish from the ingestion of polyethylene with and without sorbed chemical pollutants from the marine environment. *Science of the Total Environment*, 493, 656–661. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.051>
- Rodríguez, C., Fossatti, M., Carrizo, D., Sánchez-García, L., Teixeira de Mello, F., Weinstein, F., & Lozoya, J. P., 2020. Mesoplastics and large microplastics along a use gradient on the Uruguay Atlantic coast: Types, sources, fates, and chemical loads. *Science of the Total Environment*, 721. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137734>
- Saldías, G. S., Largier, J. L., Mendes, R., Pérez-Santos, I., Vargas, C. A., & Sobarzo, M., 2016. Satellite-measured interannual variability of turbid river plumes off central-southern Chile: Spatial patterns and the influence of

- climate variability. *Progress in Oceanography*, 146, 212–222.
<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2016.07.007>
- Schicchi, A., Moreira, D., Eisenberg, P., & Simionato, C. G., 2023. Qualitative Study of the Transport of Microplastics in the Río de la Plata Estuary, Argentina, through Numerical Simulation. *Journal of Marine Science and Engineering*, 11(12). <https://doi.org/10.3390/jmse11122317>
- Schmidt, C., Kumar, R., Yang, S., Büttner, O., 2020. Microplastic particle emission from wastewater treatment plant effluents into river networks in Germany: loads, spatial patterns of concentrations and potential toxicity. *Sci. Total Environ.* 737, e139544
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139544>
- Schossler, V., Simões, J. C., Aquino, F. E., & Viana, D. R., 2018. Precipitation anomalies in the brazilian southern coast related to the SAM and ENSO climate variability modes. *Revista Brasileira de Recursos Hidricos*, 23.
<https://doi.org/10.1590/2318-0331.231820170081>
- Shiravani, G., Oberrecht, D., Roscher, L., Kernchen, S., Halbach, M., Gerriets, M., Scholz-Böttcher, B. M., Gerdts, G., Badewien, T. H., & Wurpts, A., 2023. Numerical modeling of microplastic interaction with fine sediment under estuarine conditions. *Water Research*, 231(October 2022).
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119564>
- Sieber, R., Kawecki, D., Nowack, B., 2020. Dynamic probabilistic material flow analysis of rubber release from tires into the environment. *Environ. Pollut.* 258, e113573 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113573>

- Soulsby, R., 1997. Dynamics of Marine Sands: A Manual for Practical Applications. London: Thomas Telford.
- 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>
- Távora, J., Fernandes, E. H., Bitencourt, L. P., & Orozco, P. M. S., 2020. El-Niño Southern Oscillation (ENSO) effects on the variability of Patos Lagoon Suspended Particulate Matter. *Regional Studies in Marine Science*, 40, 101495. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101495>
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. a, Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., ... Takada, H., 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 364(1526), 2027–2045.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>
- Uzun, P., Farazande, S., & Guven, B., 2022. Mathematical modeling of microplastic abundance, distribution, and transport in water environments: A review. In *Chemosphere* (Vol. 288). Elsevier Ltd.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132517>

- van Emmerik, T. H. M., Frings, R. M., Schreyers, L. J., Hauk, R., de Lange, S. I., & Mellink, Y. A. M., 2023b. River plastic transport and deposition amplified by extreme flood. *Nature Water*, 1(6), 514–522. <https://doi.org/10.1038/s44221-023-00092-7>
- van Emmerik, T. H. M., González-Fernández, D., Laufkötter, C., Blettler, M., Lusher, A., Hurley, R., & Ryan, P. G., 2023a. Focus on plastics from land to aquatic ecosystems. *Environmental Research Letters*, 18(4). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acc086>
- van Emmerik, T., Kirschke, S., Nath, S., Schmidt, C., Wendt-Potthoff, K., & van Emmerik, T. H., 2023c. Estimating plastic pollution levels in rivers through harmonized monitoring strategies. *Springer Nature* (Paper Still under Review), 196(October), 0–21. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115503>
- van Melkebeke, M., Janssen, C., de Meester, S., 2020. Characteristics and sinking behavior of typical microplastics including the potential effect of biofouling: implications for remediation. *Environ. Sci. Technol.* 54, 8668–8680. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07378>.
- van Sebille, E., Griffies, S. M., Abernathey, R., Adams, T. P., Berloff, P., Biastoch, A., Blanke, B., Chassignet, E. P., Cheng, Y., Cotter, C. J., Deleersnijder, E., Döös, K., Drake, H. F., Drijfhout, S., Gary, S. F., Heemink, A. W., Kjellsson, J., Koszalka, I. M., Lange, M., ... Zika, J. D., 2018. Lagrangian ocean analysis: Fundamentals and practices. *Ocean Modelling*, 121(January), 49–75. <https://doi.org/10.1016/j.ocemod.2017.11.008>

- van Sebille, E., Onink, V., Shanks, A. L., Aliani, S., Law, K. L., Maximenko, N., Alsina, J. M., Bagaev, A., Bergmann, M., Chapron, B., Chubarenko, I., & Cózar, A., 2020. The physical oceanography of the transport of floating marine debris The physical oceanography of the transport of floating marine debris. *Environmental Research Letters*.
- Van Utenhove, E., 2019. Modelling the transport and fate of buoyant macroplastics in coastal waters. Delft University of Technology: Delft, The Netherlands, 1–71.
- Verma, R., Vinoda, K. S., Papireddy, M., & Gowda, A. N. S., 2016. Toxic Pollutants from Plastic Waste- A Review. *Procedia Environmental Sciences*, 35, 701–708. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.069>
- Villaret, C., Hervouet, J.M., Kopmann, R., Merkel, U., Davies, A.G., 2013. Morpho- dynamic modeling using the Telemac finite-element system. *Comput. Geosci.* 53, 105–113.
- Waldschläger, K., & Schüttrumpf, H., 2019. Effects of Particle Properties on the Settling and Rise Velocities of Microplastics in Freshwater under Laboratory Conditions. *Environmental Science and Technology*, 53(4), 1958–1966. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06794>
- Waldschläger, K., Born, M., Cowger, W., Gray, A., & Schüttrumpf, H., 2020. Settling and rising velocities of environmentally weathered micro- and macroplastic particles. *Environmental Research*, 191(September). <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110192>

- Wang, T., Zhao, S., Zhu, L., McWilliams, J. C., & Galgani, L., 2022. Accumulation, transformation and transport of microplastics in estuarine fronts. 3(November), 795–805. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00349-x>
- Wright, S. L., Thompson, R. C., & Galloway, T. S., 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>
- Zamora, A. M., Caterbow, A., Nobre, C. R., Duran, C., Muffett, C., Flood, C., Rehmer, C., Chemnitz, C., Lauwigi, C., Arkin, C., Costa, C. da, Bispo, D., Amorim, D., Azoulay, D., Knoblauch, D., Seeger, D., Moun, D., Silveira, I. da, Patton, J., ... Feit, S., 2020. Atlas do plástico - Fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintéticos. Fundação Heinrich Böll, 01, 64. <https://br.boell.org/pt-br/2020/11/29/atlas-do-plastico>
- Zavialov, P. O., Moller Jr., O. O., & Wang, X. H., 2020. Relations between marine plastic litter and river plumes: First results of PLUMPLAS project. *Journal of Oceanological Research*, 48(4), 32–44. [https://doi.org/10.29006/1564-2291.JOR-2020.48\(4\).2](https://doi.org/10.29006/1564-2291.JOR-2020.48(4).2)
- Zhang, Z., Wu, H., Peng, G., Xu, P., Li, D., 2020. Coastal ocean dynamics reduce the export of microplastics to the open ocean. *Sci. Total Environ.* 713, e136634 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136634>
- Zhao, S., Wang, T., Zhu, L., Xu, P., Wang, X., Gao, L., & Li, D., 2019. Analysis of suspended microplastics in the Changjiang Estuary: Implications for riverine plastic load to the ocean. *Water Research*, 161, 560–569. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.06.019>

Zheng, Y., Li, J., Sun, C., Cao, W., Wang, M., Jiang, F., & Ju, P., 2021.

Comparative study of three sampling methods for microplastics analysis in seawater. *Science of the Total Environment*, 765, 144495.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144495>

Zhiyao, S., Tingting, W., Fumin, X., & Ruijie, L., 2008. A simple formula for predicting settling velocity of sediment particles. *Water Science and Engineering*, 1(1), 37–43.

[https://doi.org/10.1016/s1674-2370\(15\)30017-x](https://doi.org/10.1016/s1674-2370(15)30017-x)