

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE  
ESCOLA DE ENGENHARIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA OCEÂNICA

MODELAGEM DINÂMICA DA DISPERSÃO DE EFLUENTES NO ESTUÁRIO DA LAGOA  
DOS PATOS — RS, BRASIL

Por

Mauren Costa da Silva

Dissertação para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Oceânica

Rio Grande, 02 de Março de 2020

MODELAGEM DINÂMICA DA DISPERSÃO DE EFLUENTES NO ESTUÁRIO DA LAGOA  
DOS PATOS — RS, BRASIL

Por

Mauren Costa da Silva  
Engenheira de Petróleo

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Oceânica (PPGEO) da Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio Grande (FURG), como parte dos requisitos necessários para a obtenção do Título de Mestre em Engenharia Oceânica.

Área de Concentração: Engenharia Costeira

Orientador: Prof. Dr. Wiliam Correa Marques

Coorientador: Prof. Dr. Eduardo de Paula Kirinus

Aprovada por:

Prof. Dr. Elizaldo Domingues dos Santos

PPGEO/FURG

Prof. Dr. Antonio Carlos da Silva Ramos

Membro externo/UFPel

Prof. Dr. Liércio André Isoldi  
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Oceânica

Rio Grande, 02 de Março de 2020

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente, a Deus e a minha família, por todo amor, apoio e incentivo durante toda minha vida, sem vocês eu não teria chego até aqui.

Aos meus amigos, que sempre se fizeram presentes de alguma maneira, incentivando e apoiando, em especial, a Marcelle Vargas que é uma irmã que a vida me deu e por todas correções de português em meus trabalhos.

Ao Leonardo, por todo amor, carinho, companheirismo e amizade. Por estar sempre comigo, nos momentos bons e ruins, me escutando, me incentivando e me ajudando emocionalmente e profissionalmente. E principalmente, por sempre acreditar em mim, até mesmo em momentos em que eu mesma não acreditei. Essa conquista é nossa!

Ao meu orientador, o Prof. Dr. Wiliam Correa Marques, que me aceitou no LANSO quando eu decide mudar de linha de pesquisa, por toda orientação e por fornecer todos os subsídios técnicos necessários para a realização deste trabalho.

Ao meu coorientador, o Prof. Dr. Eduardo de Paula Kirinus, por toda orientação e ajuda ao longo desta jornada, mesmo à distância, sem dúvida fostes essencial a conclusão deste trabalho.

A toda equipe do LANSO, por aguentarem todas as minhas dúvidas e por sempre estarem prontos a me ajudar, com certeza vocês tornaram essa jornada mais leve. Agradecimento especial a Thalita Leal, por toda amizade e por toda a ajuda, desde a primeira conversa tirando minhas dúvidas sobre o ingresso no PPGEIO até a conclusão e ao Raylton Bendô, por toda amizade e pelos ensinamentos e incansáveis perguntas sobre programação.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão das bolsas de estudo, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) pelos contratos firmados. Ao Centro Nacional de Supercomputação (CESUP), da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) e ao Laboratório Nacional de Computação Científica (LNCC) pela disponibilização do uso de clusters para as nossas simulações. Agradecer também a Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN) pela disponibilização de dados de qualidade de água da cidade de Rio Grande, utilizados neste trabalho e ao consórcio Open TELEMACH-MASCARET por disponibilizar o sistema TELEMACH gratuitamente.

À Universidade Federal do Rio Grande (FURG) e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Oceânica (PPGEIO) e todos os seus professores, pela oportunidade de me tornar Mestre em Engenharia Oceânica!

## RESUMO

A cidade de Rio Grande sofre a muito tempo com a inadequada abrangência de sua rede de coleta e tratamento de esgotos, o que favorece o lançamento clandestino de efluentes domésticos e industriais nas águas da Lagoa dos Patos. Nessa lagoa, está localizada a enseada rasa do Saco da Mangueira que é recebedora de grande quantidade destes efluentes. Dada a sua importância econômica e ecológica e a necessidade de proteção ambiental deste local, são de extrema importância estudos para verificar o comportamento e o destino de uma pluma de efluentes de esgotos sanitários. Portanto, este trabalho aborda a influência da hidrodinâmica da lagoa, bem como na enseada, no comportamento de variáveis indicadoras da qualidade de água, como coliformes, demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido e os nutrientes inorgânicos dissolvidos. De forma complementar, o trabalho numérico apresenta uma avaliação do efeito do lançamento de efluentes na magnitude das concentrações destas variáveis e também indicadores do grau de contaminação. Para o desenvolvimento deste estudo aplicou-se o modelo hidrodinâmico TELEMAC-3D acoplado a um módulo de poluentes de advecção – difusão – decaimento, utilizados com êxito na gestão ambiental de regiões costeiras. Os resultados indicam que a hidrodinâmica da Lagoa dos Patos é regida principalmente pela atuação dos ventos e da vazão fluvial. Fatores os quais influenciam diretamente no comportamento das variáveis estudadas. Apesar de ocorrer a dispersão de parte dos poluentes, devido a hidrodinâmica local, a enseada do Saco da Mangueira, principalmente suas margens, por conterem muitas fontes de lançamento de efluentes, é o local que mais sofre com a contaminação, visto que uma grande parte destes poluentes ficam aprisionados nesta região. O acoplamento dos dois modelos possibilitou demonstrar a eficiência e aplicabilidade da modelagem numérica, no entendimento da dinâmica do sistema no tocante a dispersão da poluição. Com isso, esse estudo consiste em uma contribuição para servir de base para tomadas de decisões de forma a tentar evitar o despejo in natura dos efluentes na Lagoa dos Patos e para futuros trabalhos.

**Palavras-Chave:** Modelagem; TELEMAC-3D; Efluentes; Saco da Mangueira.

## ABSTRACT

The city of Rio Grande has long suffered from the inadequate coverage of its sewage collection and treatment network, which favors the clandestine release of domestic and industrial effluents into the waters of Lagoa dos Patos. In this lagoon, the shallow inlet of Saco da Mangueira is located, which receives a large amount of these effluents. Given its economic and ecological importance and the need for environmental protection in this place, studies to verify the behavior and destination of a plume of sewage effluents are extremely important. Therefore, this work approaches the influence of the hydrodynamics of the lagoon, as well as the inlet, on the behavior of water quality indicator variables, such as coliforms, biochemical oxygen demand, dissolved oxygen and dissolved inorganic nutrients. In a complementary way, the numerical work presents an evaluation of the effect of the discharge of effluents on the magnitude of the concentrations of these variables and also indicators of the degree of contamination. For the development of this study, the hydrodynamic model TELEMAC-3D was applied, coupled to a pollutant module of advection - diffusion - decay, used successfully in the environmental management of coastal regions. The results indicate that the Lagoa dos Patos hydrodynamics is governed mainly by the performance of the winds and the river flow. Factors which directly influence the behavior of the studied variables. Despite the dispersion of part of the pollutants, due to local hydrodynamics, the Saco da Mangueira cove, mainly its margins, because they contain many sources of effluent release, is the place that suffers most from contamination, since a large part of these pollutants are trapped in this region. The coupling of the two models made it possible to demonstrate the efficiency and applicability of numerical modeling, in understanding the dynamics of the system with respect to the dispersion of pollution. Thus, this study consists of a contribution to serve as a basis for decision making in order to try to avoid the natural discharge of effluents in Lagoa dos Patos and for future work.

**Keywords:** Modeling; TELEMAC-3D; Effluents; Saco da Mangueira.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>Introdução</b>	<b>14</b>
1.1	Estado da Arte . . . . .	16
1.2	Área de Estudo . . . . .	20
1.2.1	Lagoa dos Patos e Região Costeira Adjacente . . . . .	21
1.2.2	Saco da Mangueira . . . . .	23
1.3	Objetivos . . . . .	24
1.3.1	Objetivo Geral . . . . .	24
1.3.2	Objetivos Específicos . . . . .	24
1.4	Estrutura da Dissertação . . . . .	25
<b>2</b>	<b>Fundamentação Teórica</b>	<b>26</b>
2.1	Coliformes . . . . .	26
2.2	Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO . . . . .	26
2.3	Amônia, Nitrito e Nitrato . . . . .	27
2.3.1	Amônia . . . . .	27
2.3.2	Nitrito e Nitrato . . . . .	27
2.4	Ciclo do Nitrogênio . . . . .	28
2.4.1	Amonificação . . . . .	28
2.4.2	Nitrificação . . . . .	28
2.4.3	Desnitrificação . . . . .	29
2.5	Fósforo . . . . .	29
2.6	Eutrofização . . . . .	30
2.7	Autodepuração . . . . .	30
<b>3</b>	<b>Materiais e Métodos</b>	<b>33</b>
3.1	Locais de Lançamento de Efluentes . . . . .	33
3.2	Métodos Numéricos . . . . .	35
3.2.1	Módulo hidrodinâmico - TELEMAC3D . . . . .	35
3.2.2	Módulo de Transporte de Poluentes . . . . .	37
3.2.3	Acoplamento do Sistema de Modelagem . . . . .	41
3.3	Malha computacional . . . . .	42
3.4	Condições iniciais e de contorno . . . . .	43
3.4.1	Modelo Hidrodinâmico . . . . .	43
3.4.2	Modelo de Poluentes . . . . .	47
3.5	Métodos de Análise . . . . .	48
3.5.1	Índice de Qualidade de Água (IQA) . . . . .	50

<i>REFERÊNCIAS</i>	IV
3.5.2 Índice do Estado Trófico (IET) . . . . .	51
<b>4 Resultados e Discussão</b>	<b>54</b>
4.1 Modelo Hidrodinâmico . . . . .	54
4.1.1 Validação do sistema de modelagem hidrodinâmico . . . . .	54
4.1.2 Avaliação do Modelo Hidrodinâmico . . . . .	56
4.2 Modelo de Poluentes . . . . .	64
4.2.1 Avaliação do Modelo de Poluentes . . . . .	64
4.2.2 Avaliação de Eventos Extremos de Enchente e Vazante . . . . .	70
4.2.3 Indicadores do grau de contaminação . . . . .	74
<b>5 Conclusões</b>	<b>79</b>
<b>6 Limitações do Estudo e Propostas para Trabalhos Futuros</b>	<b>80</b>
6.1 Limitações do Estudo . . . . .	80
6.2 Propostas para Trabalhos Futuros . . . . .	80
<b>7 Referências</b>	<b>81</b>
<b>Apêndice A: Informações da localização dos efluentes identificados na região do Saco da Mangueira</b>	<b>91</b>

## LISTA DE FIGURAS

1.1	Localização da região de estudo sobreposta da Google Maps, Digital GLOBE CNES / Airbus, data 2019. . . . .	23
2.1	Perfil esquemático da concentração de matéria orgânica, bactérias decompositoras e oxigênio dissolvido ao longo do percurso no curso d'água. Delimitação das zonas de autodepuração. Fonte: Adaptado de Sperling (2007). . . . .	31
3.1	Identificação dos 64 locais de lançamento de efluentes líquidos diferenciados pelo nível de contaminação nas 4 áreas estudadas na enseada Saco da Mangueira. Fonte: Adaptado de Aguiar (2015). . . . .	33
3.2	População as margens do Saco da Mangueira de acordo com o Censo de 2010. . . . .	34
3.3	Esquema do acoplamento entre o modelo TELEMAC3D e o Módulo de Transporte de Poluentes. . . . .	41
3.4	Malha batimétrica utilizada no estudo. A escala de cores apresenta a profundidade local, variando de 0 a 3000m. . . . .	42
3.5	Condições iniciais e de contorno utilizadas. No gráfico superior estão os dados de descarga para os principais durante o período de 2011. Abaixo consta a disposição com a qual os dados são impostos na malha numérica. Os dados oceânicos provenientes do HYCOM são impostos nas bordas oceânicas de forma tridimensional enquanto os dados atmosféricos do ERA-Interim são impostos em toda a malha numérica. . . . .	44
3.6	Condições iniciais hidrodinâmicas provenientes do HYCOM para a camada superficial do módulo TELEMAC-3D. Salinidade (A), Temperatura (°C) (B) e Intensidade e direção da velocidade da corrente superficial (m/s) (C). . . . .	45
3.7	Condições iniciais atmosféricas provenientes do ERA para a camada superficial do módulo TELEMAC-3D. Temperatura do ar (°C) (A), Velocidade e direção do vento (m/s) (B) e Pressão atmosférica (Pa) (C). . . . .	46
3.8	Posição do Equipamento: Ponto branco indica a posição do ADCP no canal de acesso a Lagoa dos Patos. . . . .	49
3.9	Variação espacial da média de clorofila a. para o ano de 2011. . . . .	53
4.1	Séries temporais de salinidade observadas e modeladas na Estação da Praticagem. . . . .	55
4.2	Séries temporais de velocidade observadas e modeladas na Estação da Praticagem. . . . .	55
4.3	Histograma de intensidade do vento para o ponto 1, localizado no interior do Saco da Mangueira. . . . .	57
4.4	Campo médio da elevação do nível do mar, com os vetores representando a direção da velocidade de corrente média para um 1 ano de simulação. . . . .	58

4.5	Variação espacial da elevação do nível do mar para um dia com vento do nordeste (A) e para um dia com vento do sudoeste (B), com os vetores representando a direção do vento. . . . .	58
4.6	Campo médio da salinidade na camada superficial (A) e de fundo (B) para um 1 ano de simulação. . . . .	59
4.7	Variação espacial da salinidade para um dia de vento do sudoeste (representado pela seta vermelha). . . . .	60
4.8	Variação temporal da salinidade para três pontos dentro do Saco da Mangueira. . . .	60
4.9	Posição dos seis pontos de interesse na região do estuário da Lagoa dos Patos. . . .	61
4.10	Séries temporais de elevação da superfície para os pontos 1, 2 e 6. . . . .	62
4.11	Histograma de intensidade de corrente para os pontos: 1 (A), 2 (B), 3 (C), 4 (D), 5 (E) e 6 (F). . . . .	63
4.12	Mapas do campo médio da concentração de coliformes para 230 dias de simulação na camada superficial do modelo para os três cenários. . . . .	65
4.13	Série temporal da concentração de coliformes para 230 dias de simulação nos seis pontos abordados, para os três cenários. . . . .	66
4.14	Mapas do campo médio da concentração de amônia para 230 dias de simulação na camada superficial do modelo para os três cenários. . . . .	67
4.15	Mapas do campo médio da concentração de DBO para 230 dias de simulação na camada superficial do modelo para os três cenários. . . . .	68
4.16	Mapas do campo médio da concentração de fósforo para 230 dias de simulação na camada superficial do modelo para os três cenários. . . . .	69
4.17	Localização da posição dos dois transectos utilizados. . . . .	71
4.18	Campo do vento (A) e variação espacial da concentração da pluma de coliformes (B) para o dia 217 na camada superficial do modelo considerando o cenário 3. Transecto 1 (C) e transecto 2 (D) da concentração de coliformes. Para as figuras B, C e D, a escala de cores representa a concentração de coliformes termotolerantes em NMP/100 ml e os vetores representam a direção da velocidade de corrente. . . . .	72
4.19	Campo do vento (A) e variação espacial da concentração da pluma de coliformes para o dia 206 na camada superficial do modelo considerando o cenário 3 (B). Transecto 1 (C) e transecto 2 (D) da concentração de coliformes (D). Para as figuras B, C e D, a escala de cores representa a concentração de coliformes termotolerantes em NMP/100 ml e os vetores representam a direção da velocidade de corrente. . . . .	73
4.20	Variação superficial do IQA para os três cenários. . . . .	76
4.21	Variação espacial da frequência (dias) em que a região se encontra com IQA péssimo. . . . .	77
4.22	Variação superficial do Índice de Estado Trófico para os três cenários. . . . .	77
4.23	Séries temporais do Índice de Estado Trófico para os três cenários. . . . .	78

## LISTA DE TABELAS

3.1	Cenários . . . . .	48
3.2	Parametrização . . . . .	48
3.3	Indicadores de Performance. . . . .	50
3.4	Parâmetros de qualidade de água e seu peso ( $w_{e_i}$ ) associado de acordo com ANA (2018). . . . .	51
3.5	Relação do valor de IQA para o estado do Rio Grande do Sul, com sua respectiva qualidade da água, de acordo com ANA (2018). . . . .	51
3.6	Níveis de trofia para ambientes lóticos com base no cálculo do Índice do Estado Trófico total (IET total) (Lamparelli, 2004). . . . .	52
4.1	Estatísticas de salinidade e velocidade das simulações hidrodinâmicas . . . . .	56
1	Localização dos efluentes identificados na região do Saco da Mangueira de acordo com Aguiar (2015). . . . .	91

## LISTA DE SÍMBOLOS

### Siglas

ADCP	Acoustic Doppler Current Profiler
ANA	Agência Nacional de Águas
CT	Condutividade e Temperatura
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DNH	Diretoria de Hidrografia e Navegação
ERA-Interim	<i>Global Atmospheric Reanalysis</i>
FES	<i>Finite Element Solution</i>
GEBCO	<i>General Bathymetric Chart of the Oceans</i>
GODAE	<i>Global Ocean Data Assimilation Experiment</i>
HYCOM	<i>HYbrid coordinate Ocean Model</i>
IET	Índice do Estado Trófico
LANSD	Laboratório de Análise Numérica e Sistemas Dinâmicos
LEPLAC	Levantamento da Plataforma Continental Brasileira
MAE	Erro Absoluto Relativo
mod	Dados Modelados
NOPP	<i>National Ocean Partnership Program</i>
obs	Dados Observados
POM	<i>Princeton Ocean Model</i>
RMSE	Erro Quadrático Médio
R	Coefficiente de Correlação de Pearson
SDO	Sistema de Disposição Oceânica
STD	Desvio Padrão

### Símbolos Gregos

$\alpha_s$	Coefficiente de contração salina
$\alpha_t$	Coefficiente de expansão térmica
$\nabla$	Operador vetorial, divergente ou rotacional
$\partial$	Derivada parcial
$\nu$	Viscosidade cinemática ou traçador difusão de coeficientes

### Símbolos Romanos

$C_o$	Concentração das bactérias coliformes (NMP:100 m/l)
$CO_s$	Concentração de saturação de oxigênio no meio ( $mgO.l^{-1}$ )
$CO_t$	Concentração de oxigênio no tempo ( $mgO.l^{-1}$ )
$D_N$	Deficit de saturação de oxigênio no tempo

$D_o$	Deficit de oxigênio ( $mgO.l^{-1}$ )
$dN_a$	Parcela amoniacal do nitrogênio
$dN_i$	Parcela nitrito do nitrogênio
$dN_n$	Parcela nitrato do nitrogênio
$dN_o$	Parcela orgânica do nitrogênio
$F_x$	Termo Fonte
$F_y$	Termo Fonte
$g$	Aceleração da gravidade ( $m s^{-2}$ )
$H$	Altura da superfície (m)
$H$	Profundidade local da região onde o emissário submarino está localizado
$h$	Altura do fundo (m)
$k_1$	Taxa de decomposição no meio ( $h^{-1}$ )
$k_2$	Taxa de reaeração no meio ( $h^{-1}$ )
$k_a$	Coefficiente de reaeração
$K_c$	Taxa de mortalidade
$k_s$	Coefficiente de sedimentação de primeira ordem ( $ano^{-1}$ )
$k_{ai}$	Taxa de conversão de nitrogênio amoniacal em nitrito
$k_{Cb}$	Taxa associada à deposição dos coliformes junto aos sedimentos de fundo
$k_{Cs}$	Taxa de mortalidade como função da salinidade
$k_{Ct}$	Taxa de mortalidade como função da temperatura
$k_{in}$	Taxa de conversão de nitrogênio nitrito em nitrato
$k_{oa}$	Taxa de conversão de nitrogênio orgânico em amoniacal
$P_h$	Concentração total de fósforo ( $mg.m^{-3}$ )
$Q$	Descarga exportada para fora do domínio ( $m^3.ano^{-1}$ )
$t$	Tempo (s)
$U$	Componentes da velocidade ( $m s^{-1}$ )
$V$	Componentes da velocidade ( $m s^{-1}$ )
$V$	Volume do domínio numérico em ( $m^3$ )
$W$	Carga total de fósforo introduzida no domínio ( $mg.ano^{-1}$ )
$W$	Componentes da velocidade ( $m s^{-1}$ )
$x$	Coordenadas do plano cartesiano
$y$	Coordenadas do plano cartesiano
$z$	Coordenadas do plano cartesiano

### Elementos Químicos

$CO_2$	Dióxido de carbono
$N_2$	Nitrogênio molecular
$NH_3$	Amônia
$NH_4^+$	Íon amônio
$NO_2^-$	Nitrito

$NO_3^-$	Nitrato
N	Nitrogênio
$PO_4^-$	Fosfato
P	Fósforo

## 1. INTRODUÇÃO

A água é fundamental à vida, constituindo substância indispensável e insubstituível em diversas atividades humanas, além de manter o equilíbrio ambiental do planeta. Nas últimas décadas, diversos fatores foram responsáveis por um crescimento acelerado da poluição do meio ambiente, resultando em severo desequilíbrio ambiental (Tundisi, 2003). Os principais fatores são: crescimento (ou explosão) populacional, desmatamento, agricultura intensiva, urbanização e industrialização e consumo per capita crescente de recursos naturais (Novotny e Olem, 1994).

No Brasil, como em outros países em desenvolvimento, os efeitos foram agravados pela ocorrência, na maioria dos casos, desordenada e sem planejamento de alguns destes fatores (Haupt, 2009). Por exemplo, de acordo com Nascimento (2010), nas áreas urbanas, pode-se observar a ocupação de áreas ambientalmente frágeis, ocorrendo a defasagem no atendimento por rede de coleta e tratamento de esgotos domésticos. E isso resulta no favorecimento de lançamento de efluentes por meio de ligações clandestinas, transportando grande quantidade de poluição orgânica e de metais pelos rios urbanos (Tucci, 2008). Dentro deste quadro, verifica-se a potencialização da degradação da qualidade da água de rios, córregos e lagos por cargas de poluição de origem pontual e difusa, nas bacias hidrográficas brasileiras (Haupt, 2009).

O aumento da descarga de águas residuárias de populações urbanas (esgoto não tratado), em conjunto com a insuficiente rede de coleta e tratamento, tem enorme impacto sobre a qualidade das águas superficiais e subterrâneas (ANA, 2018). De acordo com o Atlas Esgotos, lançado pela Agência Nacional de Águas ANA (2017), as redes coletoras de esgotos alcançam 61,4% da população urbana brasileira, restando 65,1 milhões de pessoas nas cidades do País que não dispõem de sistema coletivo para afastamento dos esgotos sanitários. Nem todo esgoto coletado é conduzido a uma estação de tratamento. A parcela atendida com coleta e tratamento dos esgotos representa 42,6% da população urbana total. Desse modo, 96,7 milhões de pessoas não dispõem de tratamento coletivo de esgotos. A região Sul do país possui redes coletoras que abrangem 54% da população urbana total dessa região, e somente 26% com coleta e tratamento dos esgotos (ANA, 2017).

Muitas das maiores cidades do mundo estão em zonas costeiras e mais de 75% das pessoas devem viver a 100 km da costa até 2025 (Bulleri e Chapman, 2010). Segundo Kenov et al. (2014), a maioria dos estuários caracteriza-se pela proximidade com as grandes cidades, e recebe insumos antrópicos provenientes da agricultura e dos resíduos urbanos, com consequências na qualidade da água. As águas estuarinas são utilizadas para a aquicultura, pesca, recreação e navegação, sendo portanto, de alta relevância tanto do ponto de vista ambiental quanto econômico, necessitando assim de atenção quanto a sua qualidade.

A avaliação da qualidade da água é feita usando ferramentas de monitoramento (coleta e medição em campo) e através de modelagem computacional. Nas últimas décadas, tem havido uma crescente demanda por ferramentas de modelagem para apoiar a gestão da qualidade da água em áreas estuarinas. Modelos de qualidade da água são ferramentas eficazes para simular e prever o transporte de

substâncias orgânicas e inorgânicas, contaminantes e poluentes (Kenov et al., 2014).

Os modelos são úteis também pois, permitem não apenas a caracterização momentânea e pontual de determinado corpo hídrico, como realizado nas análises *in situ*, mas também o entendimento de diversos processos que nele ocorrem, e que requerem maior abrangência de análise espaço-temporal para evidenciar relações de causa e efeito. Os modelos permitem avaliar o comportamento dos contaminantes e a influência de fontes poluidoras, estimar o tempo de residência dos poluentes em um corpo de água e seu período de recuperação, dentre outras aplicações (Curbani, 2016).

Tundisi (1999) relatou que, no futuro, os profissionais ligados à área de recursos hídricos deverão apresentar cenários com várias possibilidades de gerenciamento, além de propor alternativas para os mesmos. Sendo assim, a modelagem ecológica será a principal ferramenta para suporte à tomada de decisão referente aos ecossistemas aquáticos.

Dentro deste âmbito, é importante que sejam efetivados projetos e ações de gerenciamento e monitoramento das águas estuarinas, em especial, quando essas forem oficialmente protegidas pela legislação estadual e municipal. Nesse sentido, destaca-se no estuário da Lagoa dos Patos - RS, a enseada rasa Saco da Mangueira, que fica na margem sul da cidade do Rio Grande, pela sua importância ecológica para a região.

Baumgarten (2010) explanou que a partir da preocupação com a qualidade ambiental do estuário, a Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM) efetivou, em 1995, o enquadramento da sua parte sul, na qual a água do Saco da Mangueira foi classificada como Classe B, “destinada à recreação de contato primário, à proteção de comunidades aquáticas e à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies usadas para a alimentação humana”. Portanto, legalmente são tolerados lançamentos de efluentes nas águas da enseada, desde que as suas composições não permitam que os limites de concentrações estabelecidos pela legislação sejam ultrapassados.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA é o órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional do Meio Ambiente - SISNAMA, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, regulamentada pelo Decreto 99.274/90. A legislação vigente sobre qualidade das águas naturais é a Resolução nº 357 do CONAMA (2005). Nessa, o Saco da Mangueira, por suas características de usos e de salinidade pode ser considerado como Classe I, de águas salobras. Entretanto, embora essa legislação se refira a um maior número de parâmetros do que a legislação estadual do enquadramento acima referida (FEPAM, 1995), a mesma apresenta o inconveniente de não ser específica para as particularidades desse estuário (Baumgarten, 2010).

Portanto, a importância econômica e ecológica da enseada resulta na crescente preocupação com a qualidade de suas águas e à avaliação da influência das ações antrópicas. Com isso, é de extrema importância que haja projetos e ações de gerenciamento e monitoramento desse local, pois além de ser oficialmente protegido é utilizado em atividades pesqueiras. Dessa forma, o uso de dados coletados confiáveis associado ao desenvolvimento de ferramentas computacionais, auxiliam o monitoramento dessas regiões afim de avaliar a qualidade de suas águas.

## 1.1. Estado da Arte

O estado da arte deste trabalho visa contemplar os campos da modelagem computacional e outras ferramentas para o estudo de efluentes de origem doméstica e urbana. Sendo assim, primeiramente trabalhos referentes a modelos usuais e desenvolvimentos importantes na área de modelagem computacional serão abordados de forma global até os utilizados na área contemplada por este estudo.

Dentro de um contexto mundial, o modelo QUAL2E, desenvolvido por Brown e Barnwell (1987) para a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, United States Environmental Protection Agency), foi aplicado por (Paliwal et al., 2007) com o objetivo de sugerir abordagens para atingir o nível desejado de qualidade da água do rio Yamuna, durante seu curso através do território da capital nacional de Delhi, na Índia, e também para determinar a vazão máxima permitida de poluentes nesse local sem violar os padrões. O estudo revelou que era necessário tratar a descarga dos drenos para o rio Yamuna e também era essencial o desvio de uma carga substancial para o canal de Agra para posterior tratamento. Também foi estabelecido através deste estudo que a manutenção de uma vazão de mais de 10m<sup>3</sup>/s no rio também poderia ajudar a preservar a qualidade da água desse.

Kachiashvili et al. (2007) realizaram um estudo dedicado à modelagem matemática e simulação computacional de difusão e transporte de produtos químicos em rios. Neste estudo, foram utilizados como produtos químicos, o Nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e o Fosfato (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), em dois rios da Geórgia ocidental, que desembocam no Mar Negro. Os resultados da modelagem foram utilizados para estimar o grau de influência das atividades agrícolas ao longo das margens dos rios em um intervalo particular. Os resultados obtidos mostraram a boa qualidade dos modelos matemáticos aplicados para simulação dos processos de poluição em rios devido as múltiplas fontes.

Schippmann et al. (2013) analisaram um evento de poluição por salmonela na estância balnear polaca de Miedzyzdroje, no Verão de 2008, por meio de medidas de qualidade da água e um sistema de modelagem, que combina um modelo hidrodinâmico tridimensional com um modelo de rastreamento de partículas Lagrangeanas. O objetivo do estudo foi simular cenários avançados que levassem a mapas espaciais de poluição por salmonela. Como resultado, os autores constataram que o vento predominante de Sudoeste favoreceria o transporte de poluentes para o Leste e sob essa condição de vento, o monitoramento deverá ser expandido para áreas balneares a 20 km da cidade, e também para locais a 1 km a oeste da cidade.

Wang e Xin (2013) utilizaram o modelo hidrodinâmico, Mike21, desenvolvido pelo Instituto de Hidráulica Dinamarquês (DHI, *Danish Hydraulics Institute*) (DHI, 2017), para avaliar a qualidade das águas do rio Yangtze na cidade de Xangai sob influência de descargas de esgoto contendo petróleo da empresa Baosteel Group Corporation. Os autores observaram que devido à influência da corrente de marés e do escoamento superficial do rio Yangtze, a concentração do poluente no ciclo das marés foi muito baixa, onde o poluente se difundiu horizontalmente 300 metros para a costa e a concentração foi diluída por mais de mil vezes.

Por outro lado, no Brasil, Cunha e Ferreira (2006) avaliaram a dispersão da matéria orgânica do esgoto no ambiente urbano usando o modelo de qualidade de água do SisBAHIA®, desenvolvido pela Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica do Programa de Engenharia Oceânica da

COPPE/UFRJ, considerando como parâmetros principais, o oxigênio dissolvido e a demanda bioquímica de oxigênio. Os autores destacaram a modelagem de diferentes tipos de lançamento da carga poluidora, com a apresentação de três tipos de lançamentos, e os efeitos sobre a capacidade de autodepuração do corpo de água. Considerando os resultados obtidos, os autores concluíram que o modelo mostrou-se capaz de simular o transporte de contaminantes em rios, gerando resultados consistentes para o monitoramento ambiental.

Para modelagem hidrodinâmica e da concentração de fósforo (P) no reservatório do Iraí, Franz et al. (2007) também utilizaram o SisBAHIA®. O modelo de qualidade da água do SisBAHIA® considera os ciclos do nitrogênio e do fósforo e o balanço de oxigênio, além da temperatura e da salinidade. As simulações para avaliar o grau de eutrofização no reservatório do rio Iraí foram realizadas considerando como indicadores as concentrações de fósforo orgânico e inorgânico. Segundo esses autores, o modelo demonstrou ser uma ferramenta útil para o monitoramento da qualidade da água de reservatórios.

Avaliando a presença de emissários submarinos, Vasconcelos (2011) investigou as condições de dispersão no campo próximo de um possível Sistema de Disposição Oceânica (SDO), na Enseada de Ingleses, na Ilha de Florianópolis - SC. Para isso, o autor utilizou o modelo de dispersão chamado UM3 no *software Visual Plumes*, desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA - United States Environmental Protection Agency). Como resultados, o autor obteve diluições acima de 1:100, recomendadas para projetos, em todos os cenários, porém, devido a valores altíssimos de concentração do indicador *Escherichia coli* no efluente, a pluma não obteve índices satisfatórios, atingindo valores com potencial de contaminação biológica em contato primário com a população

O estudo de Harari et al. (2013) visa relacionar a contaminação por esgoto na água com a hidrodinâmica na Baía de Santos (SP). Neste trabalho foram consideradas fontes de lançamento de esgoto utilizando o modelo *Princeton Ocean Model* — POM (Blumberg e Mellor, 1987) com a implementação de modelos tridimensionais de dispersão de contaminantes. Os estudos foram realizados para os anos de 2006 e 2007, considerando simulações das correntes e da distribuição de poluentes. Os resultados encontrados pelos autores demonstraram que a fonte de maior influência na balneabilidade das praias do Município de Santos não é o emissário submarino, mas os canais de drenagem. As concentrações médias fornecidas pelo modelo de dispersão apresentaram a mesma ordem de grandeza de medições na Baía de Santos, o que demonstra a potencialidade da modelagem hidrodinâmica e de dispersão na avaliação da qualidade da água da Baía de Santos, bem como a qualidade das simulações realizadas.

Passos (2013) utilizou o software de modelagem hidrodinâmica, CORMIX (*Cornell Mixing Zone Expert System*) (Jirka et al., 1996), simulando a evolução de efluentes por meio de séries temporais por nove cenários de estudo. Os dados de campo foram obtidos com o projeto do emissário submarino de Cartagena, localizado na Colômbia. Foram combinados três efluentes (esgoto doméstico, águas de refrigeração e efluentes industriais) despejados por três configurações de descarga (difusor multi orifício, tubo único submerso e canal com superfície livre). Os autores ressaltam que por mais que o trabalho tenha utilizado dados de um emissário na Colômbia os resultados obtidos serão comparados

com os parâmetros ambientais vigentes pela legislação brasileira, para tornar o trabalho mais acessível às pessoas desse país. Os resultados obtidos com as séries temporais foram representativos para os dados de campo utilizados, auxiliando na análise da variabilidade do comportamento das plumas para cada cenário.

Batista e Harari (2017) utilizaram os módulos do sistema Delft3D, desenvolvido pela *WL Delft Hydraulics*, na Holanda (Deltares, 2019), para avaliar os efeitos de ações antrópicas sobre o sistema costeiro de Ubatuba (SP). No módulo de qualidade da água, foram estudados os mecanismos de dispersão dos poluentes, a partir da associação de dados de poluição com os resultados do módulo hidrodinâmico, em duas enseadas em Ubatuba (SP): Flamengo e Palmas. Os autores obtiveram resultados que permitiram afirmar que o sistema de correntes nas enseadas, determinado pela geomorfologia da região, não confere alta capacidade de diluição e dispersão de efluentes na área de estudo. Todavia, a circulação marinha e os processos envolvidos no decaimento das bactérias são suficientes para difundir e diminuir suas concentrações ao longo das enseadas. Por fim, concluiu-se que a modelagem ambiental reproduziu de maneira satisfatória os processos envolvidos no transporte e na difusão de indicadores microbiológicos, contribuindo com os estudos sobre os efeitos das atividades antrópicas no sistema costeiro de Ubatuba.

No âmbito do uso de modelagem numérica, na região de estudo desse trabalho, Pereira (2003) utilizou os resultados do projeto “Programa para o Desenvolvimento Racional, Recuperação e Gerenciamento Ambiental da Lagoa dos Patos/Mirim – Pró Mar de Dentro” para realizar o primeiro estudo dos processos que regem a qualidade da água do sistema. Neste trabalho, foi também utilizado como ferramenta o modelo Delft3D, demonstrando que a circulação da Lagoa dos Patos, depende fundamentalmente dos ventos e do regime de chuvas da bacia hidrográfica, que acaba desaguando na Lagoa por meio dos principais rios tributários.

Também na região da Lagoa dos Patos, Tyrrell e George (2006) utilizaram o modelo de elementos finitos TELEMAC-2D juntamente ao módulo de qualidade da água WQFLOW-2D para a simulação de nutrientes, produção primária e bactérias, como uma ferramenta preditiva para auxiliar o processo de tomada de decisão para a reabilitação e gerenciamento da enseada rasa do Saco da Mangueira.

Seiler (2014) abordou em seu trabalho o modelo numérico MOHID 2D para avaliar a influência da hidrodinâmica da Lagoa dos Patos (RS) no comportamento de variáveis indicadoras da qualidade da água e também o efeito do lançamento de efluentes na magnitude das concentrações destas variáveis. Os resultados demonstraram que a lagoa é um corpo lagunar heterogêneo no qual sua hidrodinâmica é regida principalmente pela atuação dos ventos e pela vazão fluvial. E a presença de efluentes altera significativamente a magnitude das concentrações dos nutrientes e da clorofila-a no ambiente, principalmente nas regiões próximas aos locais de lançamento.

Seiler et al. (2015) apresentam a variabilidade espacial e temporal da clorofila-a e nutrientes inorgânicos dissolvidos (amônio, nitrato e fosfato) em toda a Lagoa de Patos em duas situações distintas: uma típica do evento La Niña (representada pelo ano de 2006) e a outra típica do evento El Niño (representado pelo ano de 2011), para avaliar se a variabilidade hidrológica afeta as variáveis de qualidade da água em todo o sistema. Os resultados mostraram que as concentrações analisadas das principais variáveis foram maiores na condição úmida (2011), com exceção do fosfato.

Da mesma forma, deve-se ressaltar os métodos de coleta e amostragem *in situ*, que são de extrema importância para avaliação e monitoramento de áreas sensíveis a poluição. Esses trabalhos também auxiliam na validação de modelos numéricos, sendo possível demonstrar a qualidade dos resultados produzidos pelo sistema de modelagem. Da mesma forma que os modelos foram explanados, este tópico também será apresentado iniciando em um âmbito global até a área de estudo.

Utilizando os dados de uso do solo e de população no entorno do reservatório do Iraí, e os valores de contribuições unitárias de fósforo típicas, Franz et al. (2007) calcularam, a partir do modelo empírico de Salas e Martino (1991), a concentração de fósforo no reservatório. Com este resultado, os autores classificaram o reservatório quanto ao grau de trofia. Neste estudo, também foi calculada, utilizando esse modelo, a máxima carga de fósforo admissível para o reservatório. O modelo empírico provou ser capaz de estimar o grau de trofia do reservatório, sendo de fácil aplicabilidade.

Roth et al. (2016) avaliaram assinaturas isotópicas estáveis de carbono e nitrogênio, da matéria orgânica particulada em suspensão e da demanda biológica de oxigênio da água do mar, por meio de medições ao longo de um transecto costeiro, durante o verão de 2015. Este estudo foi realizado para investigar os impactos da poluição em um emissário de esgoto próximo a Salvador - BA. Os resultados obtidos pelos autores indicaram a necessidade urgente de tratamento adequado de esgoto em Salvador.

Na região sul, Niencheski e Windom (1994) objetivaram em seu estudo descrever o transporte de nutrientes para o estuário Patos-Mirim e avaliar o movimento geral de nutrientes na região estuarina, utilizando uma abordagem de balanço de massa. O orçamento anual de nutrientes para o estuário da Lagoa de Patos indica que este sistema possui mais nitrogênio dissolvido, fósforo e silicato do que pode ser explicado por entradas associadas à água doce. Grande parte desse insumo é aparentemente esgotada na parte superior desse sistema antes de atingir a zona estuarina. Portanto, a maior parte do excesso parece ser devida a insumos antropogênicos associados à fabricação de fertilizantes.

Niencheski et al. (2006) avaliaram a contaminação orgânica, nas águas ao longo da Lagoa dos Patos, considerando simultaneamente as áreas de margem e canal. Os autores amostraram 16 pontos ao longo da Lagoa no ano de 2001, sendo essa estratégia de amostragem inédita para a região, pois juntamente com os parâmetros hidroquímicos, os níveis de coliformes totais e fecais foram analisados pela primeira vez. As taxas de bactérias coliformes fecais apresentaram um padrão semelhante ao dos parâmetros químicos, aumentando nas águas próximas às cidades de Rio Grande e Pelotas (Canal de São Gonçalo e Laranjal), ambos situados ao sul da lagoa. Nenhuma contaminação foi verificada nas áreas de canal ao longo do eixo da lagoa, devido à maior hidrodinâmica e à distância de fontes de contaminação urbana.

Em complemento ao trabalho anterior, Niencheski e Baumgarten (2007) analisaram parâmetros que caracterizam a qualidade da água do Saco da Mangueira, localizado no estuário da Lagoa dos Patos, em vários locais influenciados pela descarga de efluentes de diferentes atividades, e sob várias condições de salinidade. Os parâmetros analisados foram salinidade, temperatura, pH, nutrientes, matéria em suspensão, oxigênio, saturação de oxigênio, clorofila, fósforo total,  $DBO_5$  (Demanda Bioquímica de Oxigênio sob teste padrão, realizado a uma temperatura constante e durante um período de incubação, também fixo de 5 dias), graxas, óleos e bactérias coliformes. A avaliação indica que

a contaminação da água perto da cidade de Rio Grande vem não apenas de fontes domésticas, mas também de uma refinaria de petróleo local.

Em seu trabalho, Baumgarten (2010) buscou avaliar o nível de eutrofização da enseada rasa do Saco da Mangueira. A autora evidenciou que a eutrofização é intensa nas margens da enseada, tanto junto ao Distrito Industrial, onde há elevado acréscimo de compostos fosfatados e nitrogenados, a partir de emissões de indústrias de fertilizantes e de processamento de grãos vegetais, quanto na margem oposta, junto a Rio Grande, devido a emissões clandestinas de efluentes domésticos e de indústrias de processamento de pescados.

Baumgarten e Paixão (2013) abordaram a otimização do cálculo do Índice do Estado Trófico (IET) para o estuário da Lagoa dos Patos, utilizando as variáveis: clorofila, fósforo total, fosfato e nitrogênio total. Os IET calculados evidenciaram a hipertrofia (IET de 67 a 85) das águas rasas da enseada Saco da Mangueira nos locais próximos a lançamentos de efluentes. Por outro lado, os resultados obtidos no canal caracterizaram estas águas predominantemente como mesotróficas (IET < 59). Por fim, os autores concluíram que a otimização do cálculo do IET foi satisfatória para esse estuário, recomendando o uso como uma ótima ferramenta complementar de avaliação espaço-temporal da qualidade das águas, principalmente onde há aporte direto de efluentes ricos em matéria orgânica.

Com o mesmo intuito, Marreto et al. (2017) avaliaram de forma espacial e temporal, as variações dos parâmetros físico-químicos e o Índice do Estado Trófico (IET) nas águas de margem e do Canal do Rio Grande em diferentes condições de salinidade para o ano de 2011. Os nutrientes e o IET foram avaliados também nas águas rasas da enseada Saco da Mangueira, ao sul da cidade. Similar aos resultados encontrados por Baumgarten e Paixão (2013), os autores constataram que os valores do IET indicaram que as águas do Saco da Mangueira são muito contaminadas por compostos fosfatados e que a classificação dessas águas é hipereutrófica, consequência do lançamento de efluentes insuficientemente tratados e da menor circulação da água nessa enseada. Nas margens do canal, a contaminação foi amena, sendo classificadas desde eutrófica até mesotrófica.

Também na Lagoa dos Patos, Decker et al. (2018) analisaram as características físico-químicas e microbiológicas da água durante o ano de 2015, próximos à Colônia de Pescadores Z-3, Pelotas, RS. A qualidade da água foi avaliada através da comparação com os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, aplicação do índice de qualidade de água (IQA) e do índice de estado trófico para Fósforo Total ( $IET_{PT}$ ). O resultado do IQA classificou as águas como de qualidade razoável e os resultados do  $IET_{PT}$  classificaram as águas como hipereutrófica. Além disso, as análises demonstraram contaminação na água por efluentes domésticos sem tratamento.

A partir do levantamento destes estudos supracitados, o presente trabalho tem como contribuição para o estado da arte a utilização da modelagem numérica em um espaço tridimensional para avaliar a contaminação e dispersão de efluentes na enseada rasa do Saco da Mangueira.

## 1.2. Área de Estudo

A área de estudo deste trabalho localiza-se na costa sul do Brasil, entre 30°—32° S e 50°—52° W, compreendendo a Lagoa dos Patos e a área costeira adjacente. Essa área recebe grandes aportes

de águas continentais e dentre os processos que acontecem nesta região, ocorre a fertilização da zona costeira pelas plumas do Rio da Prata e da Lagoa dos Patos, tornando esta região uma das mais importantes zonas de pesca do Brasil, de forma que, a cidade de Rio Grande é o principal centro pesqueiro da região sul do Brasil (Seeliger et al., 1998).

A Lagoa dos Patos é considerada um recurso hídrico de alta importância econômica, social e ambiental para o estado do Rio Grande do Sul. Além de gerar uma alta produtividade na zona costeira da região sul do estado, abriga inúmeras espécies de peixes e camarões de grande importância comercial. Mais precisamente, o foco se dá na enseada estuarina do Saco da Mangueira, localizada na região sul da cidade de Rio Grande. Este local foi escolhido para o estudo, devido a sua importância local, e pelo fato de estar sujeito a sérios impactos antrópicos.

### **1.2.1. Lagoa dos Patos e Região Costeira Adjacente**

A Lagoa dos Patos é considerada o maior sistema lagunar da América do Sul (Niencheski e Jahnke, 2002) e a maior lagoa costeira do tipo estrangulada do mundo (Kjerfve, 1986), possuindo uma extensão aproximada de 250 km, uma largura média de 40 km e apresentando uma área de aproximadamente 10,360 km<sup>2</sup> (Möller et al., 1996), no entanto, é uma laguna rasa, com uma profundidade média de 5 m (Castelao e Möller, 2006).

A topografia do corpo lagunar principal é caracterizada por canais naturais e artificiais de 8-18 m, amplas áreas adjacentes (> 5 m) e sacos marginais rasos, de forma que a sua descarga para o oceano ocorre entre as cidades de Rio Grande e São José do Norte (Fernandes, 2001).

Möller et al. (2009) consideram que as principais contribuições de água doce no sistema são originadas dos rios Guaíba, Camaquã e canal de São Gonçalo. Quando ocorre uma vazão baixa a moderada (menor que 2400 m<sup>3</sup>/s), os ventos atuam com mais evidência do que a vazão. Estes, além de controlar a entrada e saída de água salina na região, fazem com que, somado ao fato de ser um sistema raso, a lagoa permaneça bem oxigenada ao longo de todo o ano (Niencheski e Jahnke, 2002).

Na costa do Rio Grande do Sul, o escoamento dos ventos é fortemente afetado pelos sistemas meteorológicos atuantes. Em sua maioria é controlado pelo sistema da Alta Subtropical do Atlântico Sul (ASAS), provocando ventos predominantes de Nordeste (NE) (Vera et al., 2006; Reboita e Krusche, 2018). Frentes meteorológicas de origem polar e Ciclones transientes, também afetam a região, fazendo com que transcorram ventos do quadrante Sul (Reboita et al., 2010).

Marques et al. (2009) e Marques et al. (2010) verificaram por meio de estudos de modelagem numérica que, para a região sul da costa do Rio Grande do Sul, a contribuição de ventos favoráveis à ressurgência para o controle do comportamento e destino da pluma da Lagoa dos Patos é mais significativo durante a primavera e o verão. Por outro lado, a contribuição dos ventos favoráveis aos processos de subsidência para o aumento dos processos de mistura e controle dinâmico da pluma é mais significativa no outono e no inverno.

Tais processos ocorrem principalmente devido à ação dos ventos e sua intensidade depende da configuração da zona costeira. Estes processos são importantes para o controle de processos de mistura e estratificação, assim como para a distribuição de propriedades dissolvidas e/ou particuladas na

água do mar, que contribuem para a definição de padrões de comportamento de organismos marinhos.

De acordo com Möller et al. (1996), o estuário da Lagoa dos Patos é controlado principalmente por dois mecanismos, os ventos e a descarga fluvial. O efeito local do vento atua diretamente na superfície de dentro da laguna, por meio da transferência de quantidade de movimento pela fricção, gerando um mecanismo de rebaixamento e elevação nas extremidades da Lagoa dos Patos, que depende da direção e intensidade dos ventos (Marques et al., 2009). O efeito não-local dos ventos se manifesta na porção costeira, causando um efeito de aumento de nível na costa, transversalmente à direção do vento (Möller et al., 1996, 2001; Fernandes, 2001).

Em períodos de ventos de Nordeste, a ação do efeito local do vento promove um aumento da elevação da superfície livre, na região da Feitoria. O vento, em seu efeito não-local, provoca um rebaixamento do nível do mar próximo à linha de costa, devido ao transporte de Ekman, que empurra a água em direção ao oceano aberto. O resultado da combinação destes dois efeitos é a geração de um gradiente de pressão barotrópico que força o sistema a exportar água para a plataforma continental. Sob a ação de um ventos de Sudoeste, a Lagoa dos Patos sofre um rebaixamento de nível, em sua porção sul (região da Feitoria). Na região costeira, o vento Sudoeste gera um acúmulo de água junto à costa. A composição destes dois movimentos produz um gradiente de pressão barotrópico que tende a forçar a entrada de água salgada para o interior da laguna (Monteiro et al., 2005).

Eventos de vazante são predominantes neste estuário, principalmente devido aos efeitos dos ventos de quadrante norte e à constante descarga dos afluentes que abastecem a Lagoa dos Patos, resultando em uma corrente estuarina que avança em direção ao oceano (Marques et al., 2010). As condições de enchente, que estão associadas aos ventos do quadrante sul, promovem os efeitos secundários, e o sentido resultante da corrente segue do oceano para interior do estuário (Marques et al., 2011).

Além dos eventos sazonais e anuais citados, a região sofre ação de eventos interanuais como o El Niño Oscilação Sul (ENSO), afetando diretamente os volumes fluviométricos dos afluentes da Lagoa dos Patos (Marques et al., 2014). Em cenários de La Niña, devido ao escoamento atmosférico, ocorrem situações de seca sobre o sul do país, todavia, em episódios de El Niño, o escoamento atmosférico favorece a precipitação sobre a região (Reboita et al., 2010; Marques et al., 2014).

A Lagoa dos Patos recebe uma significativa carga antrópica resultante do incremento da população e industrialização ao longo de suas margens. Devido às atividades antrópicas que margeiam a o sistema lagunar, dentre elas: recreação e turismo, irrigação, lançamento de esgotos domésticos, indústrias de produção de fertilizantes, processamento de peixes e refino de petróleo, pesca artesanal e aquicultura, agricultura e navegação, as águas tornam-se sujeitas à poluição (Tyrrell e George, 2006).

Na região estuarina, além do aporte via entrada de água doce no sistema – tido provavelmente como o principal mecanismo de introdução de novos nutrientes na região estuarina (Abreu et al., 2010), já que o rio Guaíba (uma composição dos rios Jacuí, Sinos, Caí e Gravataí) totaliza 86% do total de água doce que entra nesta região, sendo o restante originado do rio Camaquã - a qualidade da água desta região é o resultado de uma complexa interação de fatores que incluem o movimento da água, a presença de nutrientes, processos biogeoquímicos e entradas antrópicas (Niencheski e

Windom, 1994).

### 1.2.2. Saco da Mangueira

A enseada marginal semi-fechada do Saco da Mangueira (Fig. 1.1) é considerada rasa, por possuir profundidade média de 1,5 m, e está ligada ao estuário da Lagoa dos Patos por um estrangulamento de 240 m. O sistema possui uma área de 27 km<sup>2</sup>, onde em uma extremidade recebe água vinda do estuário, e na outra extremidade recebe uma pequena contribuição de água doce vinda dos arroios Vieira e Simão (Monteiro et al., 2005).

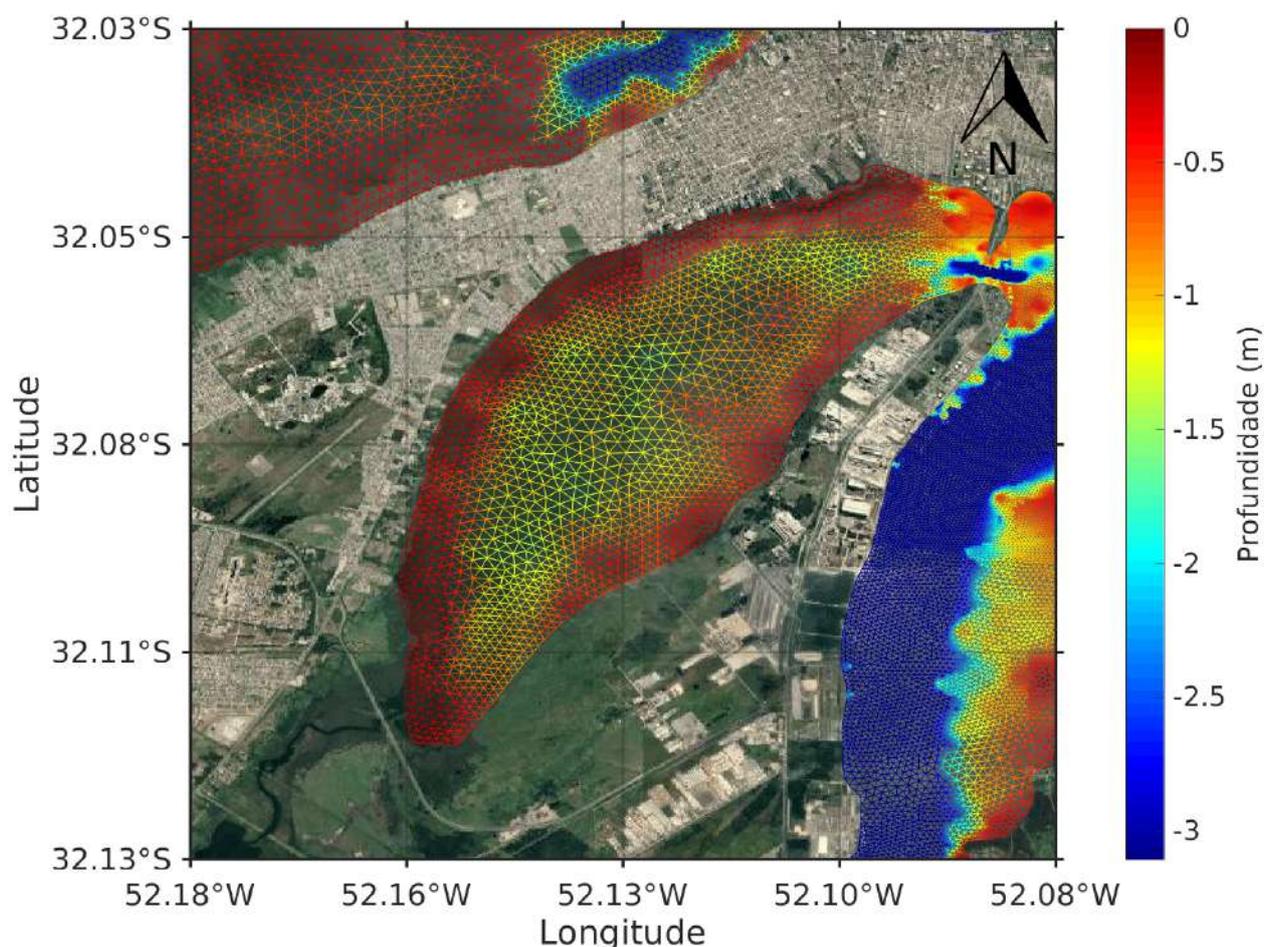


Figura 1.1 – Localização da região de estudo sobreposta da Google Maps, Digital GLOBE CNES / Airbus, data 2019.

A dinâmica do Saco da Mangueira está diretamente relacionada à dinâmica do canal de acesso ao estuário, que é controlada principalmente pelo efeito remoto do vento. O vento soprando de sudoeste causa um empilhamento de água na costa e um rebaixamento do nível dentro do estuário, e consequentemente dentro do Saco da Mangueira. O vento de nordeste causa um abaixamento do nível na costa, com aumento do nível dentro do estuário e no Saco da Mangueira.

A componente longitudinal do vento (ação local) agindo sobre a superfície do Saco da Mangueira também influencia significativamente a circulação desta enseada, causando um transporte de água

instantâneo entre as suas extremidades, no sentido de ação do vento. Com ventos soprando de nordeste, a água é transportada em direção à extremidade sul da enseada (Lagoa Verde), enquanto que os ventos de sudoeste causam um transporte na outra direção (Ponte dos Franceses). Estes desníveis internos estabelecem gradientes barotrópicos de pressão entre a entrada da enseada e o estuário principal, forçando água para dentro e para fora do Saco da Mangueira, respectivamente (Monteiro et al., 2005; Fernandes et al., 2007)

Quando o estuário está dominado por regime de vazante na direção do oceano, a salinidade do Saco da Mangueira é mais baixa, havendo exportação de compostos químicos acumulados na enseada para o estuário. Entretanto, em regime de enchente, com a entrada de água costeira na enseada, pode haver uma diluição dos contaminantes na mesma (Baumgarten, 2010). Com isso, o entendimento da dinâmica do Saco da Mangueira é determinante para o estabelecimento de um plano de recuperação e manejo deste sistema.

Neste local são realizadas várias atividades econômicas de importância para as comunidades que vivem em torno da cidade de Rio Grande - RS, como suporte ao parque industrial da cidade, pesca artesanal de camarão, e atividades de lazer. Porém o entorno desta enseada recebe 29% do total de efluentes da cidade de Rio Grande, o que inclui as contribuições de efluentes domésticos, pluviais e industriais (pescados, fertilizantes, refino de petróleo), a maioria dos quais não tratados (Baumgarten et al., 2001). Baumgarten et al. (1995) classificaram a área como eutrófica, embora condições anóxicas não sejam observadas devido à dinâmica local.

A enseada está contemplada em várias ferramentas legais que visam à manutenção do seu equilíbrio ecológico. Foi enquadrada pela FEPAM (1995) como Classe B, com base na Resolução CONAMA n° 20 (1986), o que corresponderia na nova Resolução CONAMA n° 357 (2005) pela Classe I, de águas salobras. As águas com esta classificação podem receber efluentes desde que não alterem a qualidade proposta por este enquadramento (Aguiar, 2015). No entanto, as águas dessa enseada são visivelmente receptoras de efluentes. Baumgarten e Paixão (2013) determinaram o índice de estado trófico desta enseada e constataram a hipereutrofização nas suas águas mais próximas de lançamentos de efluentes ricos em matéria orgânica.

## **1.3. Objetivos**

### **1.3.1. Objetivo Geral**

O principal objetivo deste trabalho é avaliar os processos dinâmicos relacionados a dispersão de efluentes urbanos no Saco da Mangueira, visando identificar as condições de contaminação ambiental na região e a propagação de suas influências sobre a região estuarina da Lagoa dos Patos.

### **1.3.2. Objetivos Específicos**

- Analisar os processos hidrodinâmicos dominantes da região, de forma a identificar e avaliar condições extremas para a presença de efluentes;

- Avaliar a dispersão de efluentes em um domínio tridimensional, desenvolvendo três cenários contendo diferentes potenciais poluidores;
- Quantificar o grau de contaminação por meio da concentração e o tempo no qual as regiões estarão sob o efeito desta pluma de efluentes;

#### **1.4. Estrutura da Dissertação**

O Capítulo 1 apresenta a introdução do trabalho, destacando a importância das pesquisas na área de qualidade de água, e a importância da região de estudo, os aspectos hidrodinâmicos e físicos que controlam a dinâmica da região estudada, assim como os objetivos deste trabalho.

O Capítulo 2 apresenta uma descrição de tópicos relevantes para a compreensão deste trabalho.

O Capítulo 3 apresenta a metodologia utilizada no desenvolvimento do trabalho, descrevendo em detalhes as características do modelo numérico utilizado, bem como o módulo de poluentes, as fontes de dados utilizadas para forçar o modelo e as ferramentas utilizadas na análise dos resultados.

O Capítulo 4 apresenta os resultados obtidos para entendimento e compreensão da dinâmica da Lagoa dos Patos e os sistemas que a compõem. Além destes resultados, simulações de cenários de diferentes graus de poluição foram analisados, bem como eventos extremos na região para o ano de 2011. Análises de parâmetros de qualidade de água também foram realizadas.

O Capítulo 5 apresenta as conclusões do estudo, no Capítulo 6, são apresentadas limitações do estudo e propostas para trabalhos futuros e por fim, no Capítulo 7 tem-se as referências.

## 2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Este capítulo visa descrever tópicos relevantes para a compreensão deste trabalho, visto que, os métodos utilizados, envolvem esta temática.

### 2.1. Coliformes

A análise periódica da qualidade da água é uma importante ferramenta de auxílio para que os órgãos responsáveis possam avaliar os riscos que uma poluição pode causar à população. De acordo com Saita et al. (2017) a OMS recomenda que as bactérias do grupo coliformes fecais sejam utilizadas como parâmetro microbiológico de qualidade d'água, quando se deseja mensurar a presença de organismos patogênicos.

Os coliformes termotolerantes são microrganismos do trato intestinal, presentes no interior do intestino de todos os seres vivos de sangue quente, auxiliando na digestão dos alimentos, eliminadas diariamente nas fezes, e sua presença na água indica a provável existência de outros microrganismos patogênicos, determinando o origem fecal da contaminação (de Paula, 2011).

Pessoas que têm contato com águas contaminadas por esgoto doméstico ficam sujeitas a contraírem doenças devido à presença de enterobactérias contidas nestes dejetos. Exemplos comuns são as infecções de olhos, ouvidos e garganta. Tais bactérias são de difícil detecção, por isso comumente se adota como indicador de contaminação fecal, as bactérias do grupo coliformes fecais (Sperling, 1996).

### 2.2. Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO

A matéria orgânica presente nos corpos d'água e nos esgotos é uma característica de primordial importância, sendo a causadora do principal problema de poluição das águas: o consumo do oxigênio dissolvido pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica (Sperling, 1996).

Nesse contexto, a DBO representa a quantidade necessária de oxigênio utilizada na oxidação bioquímica da matéria orgânica na água. Portanto, quanto maior a quantidade de matéria orgânica na água, maior será a DBO, e conseqüentemente, maior a poluição, visto que ocorrerá uma diminuição de oxigênio dissolvido na água (Cunha e Ferreira, 2006).

Este parâmetro permite quantificar o impacto causado indiretamente na biota pelo lançamento de material orgânico. Ressalte-se que o impacto é indireto por diminuir o oxigênio no meio, mas a DBO em si não significa um indicador de toxicidade, pois não representa nenhum dano direto aos seres vivos (Leite, 2004).

O método de análise para DBO determina a quantidade de oxigênio consumido em um litro de amostra em um certo tempo e em uma determinada temperatura. O padrão utilizado é para 5 dias a 20 °C, que representa 70% a 80% da DBO total (Sawyer e Carty, 1978).

A concentração de DBO típica em esgotos domésticos varia em torno de 300 mg/l, podendo chegar a 20.000 mg/l para efluentes de matadouros, em função do alto volume de sangue e restos de tecidos de animais, ou ser nula em indústrias de vidro e cimento, que contam com efluentes inorgânicos (Sperling, 1996).

## 2.3. Amônia, Nitrito e Nitrato

### 2.3.1. Amônia

Em águas naturais, a amônia encontra-se sob duas formas, como: íon amônio ( $NH_4^+$ ) e amônia ( $NH_3$ ), sendo que o íon amônio pode também ser encontrado na forma de  $NH_4OH$ . A amônia ou o nitrogênio amoniacoal são encontrados em águas superficiais ou subterrâneas, como resultado da decomposição da matéria orgânica. Quando as plantas e os animais morrem, a matéria orgânica é consumida por bactérias que a transformam em amônia dissolvida em águas na forma de ( $NH_3$ ) e ( $NH_4^+$ ).

A poluição doméstica, industrial e agrícola também é uma importante fonte de contaminação por amônia nos sistemas aquáticos. Segundo Benn e Auliffe (1981), a maior parte do conteúdo de nitrogênio dos esgotos provém da urina, sob a forma de ureia. Na agropecuária, a amônia forma-se da degradação bacteriana da ureia contida no esterco, conforme a reação de amonificação ( $O_2$ ).

Altas concentrações de amônia podem ter implicações ecológicas nos sistemas aquáticos, pois no processo de nitrificação, a quantidade de oxigênio dissolvido diminui, sendo prejudicial principalmente para os peixes. Concentrações de 0,25 mg/L ou maiores afetam o crescimento dos peixes, porém para que ocorra sua morte, o nível de amônia deve ser superior a 0,5 mg/L (Esteves, 1998).

### 2.3.2. Nitrito e Nitrato

O nitrito ocorre nas águas naturais, proveniente da redução do nitrato ou da oxidação do amônio, representando o estado intermediário de oxidação entre o amônio e o nitrato, no ciclo do nitrogênio. Em meios bem oxigenados, a concentração de nitrito não ultrapassa 0,14  $\mu\text{mol/L}$  de  $N - NO_2^-$ . Valores mais elevados, entre 2 e 10  $\mu\text{mol/L}$ , são registrados em zonas óxica e anóxica. Nas saídas de esgotos domésticos ou em águas poluídas, esses valores são ainda maiores, e são utilizados como indicadores de poluição orgânica (Carmouze, 1994).

O nitrato é a forma mais estável de nitrogênio no ambiente. Nitratos ocorrem naturalmente nas águas naturais e lagos, em torno de 1,0  $\mu\text{g/L}$  (Shelton, 1999). Essa quantidade pode aumentar significativamente quando fontes de nitrato são carregadas para os rios e lagos, proveniente de fertilizantes, atividades agrícolas ou água de esgoto. Mundialmente a concentração de nitrato em rios está correlacionada com a densidade populacional nas bases dos rios (Berner e Berner, 1996).

## 2.4. Ciclo do Nitrogênio

Em ambientes aquáticos, o nitrogênio pode ser encontrado sob várias formas como: nitrito, nitrato, amônia, íon amônio, nitrogênio, óxido nitroso e nitrogênio orgânico. Suas fontes podem estar associadas à origem natural (constituintes de proteínas e vários outros compostos biológicos) e à origem antrópica (despejos domésticos e industriais, excrementos de animais e fertilizantes) (Sperling, 1996).

O nitrogênio é reciclado por microrganismos através da biosfera, atmosfera e geosfera, por intermédio de processos básicos, amonificação do nitrogênio, nitrificação e desnitrificação (Schlesinger, 1997). A importância do processo biológico para o nitrogênio que nasce nos rios é demonstrado pelo fato de que a maior quantidade de nitrogênio dissolvido está na forma de nitrogênio orgânico.

As atividades humanas têm influenciado a carga de nitrogênio nos rios consideravelmente. O tipo de nitrogênio encontrado em águas poluídas é variável. Em rios com pouca oxigenação, resultado do excesso de matéria orgânica, a amônia pode alcançar até 80% do nitrogênio inorgânico dissolvido (Dellagiustina, 2000).

### 2.4.1. Amonificação

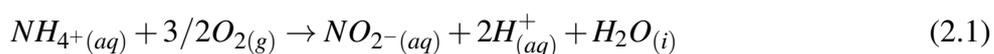
Nos esgotos, e eventualmente no curso de água, o nitrogênio orgânico é parcialmente convertido a amônia, através do processo de amonificação. Este processo não altera a quantidade de nitrogênio na massa líquida, não implica em consumo de oxigênio, e inicia-se já na rede de coleta, prosseguindo nas unidades de tratamento, e eventualmente no curso de água receptores (Sperling, 2007).

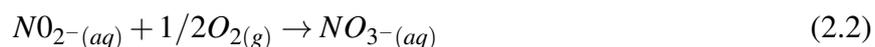
Durante a amonificação da matéria orgânica, os microrganismos (bactérias e fungos) obtêm energia através da oxidação dos compostos orgânicos a dióxido de carbono ( $CO_2$ ). Nesse processo, uma quantidade significativa de nitrogênio, contida nesse organismo morto, é convertida em amônia ( $NH_4^+$ ). Uma vez nessa forma, o nitrogênio ficará disponível para ser utilizado pelas plantas (Hutzinger, 1982).

### 2.4.2. Nitrificação

Tratando-se de águas que recebem esgotos e, portanto, contém compostos orgânicos, aponta-se também a presença de nitrogênio amoniacal e nitritos. Em geral, a presença destes denuncia a ocorrência de poluição recente. Estas espécies são rapidamente oxidadas em água, graças a presença de bactérias nitrificantes (Dellagiustina, 2000).

De acordo com Dellagiustina (2000), a nitrificação é um processo em que o nitrogênio amoniacal ( $NH_4^+$ ) é oxidado para a forma de nitrito e posteriormente para a forma de nitrato, pela ação das bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, em decorrência da decomposição da matéria orgânica. *Nitrosomonas* oxidam o íon amônio a nitrito, conforme demonstrado na reação 2.1. Os *Nitrobacter* oxidam o nitrito a nitrato, conforme a reação 2.2.





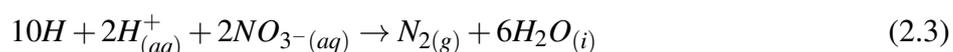
Nas reações (2.1 e 2.2) observa-se a ocorrência de consumo de oxigênio, que trata-se de um processo aeróbico (Hutzinger, 1982).

### 2.4.3. Desnitrificação

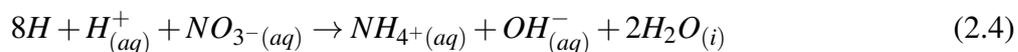
A desnitrificação é um processo inverso da nitrificação, ocorrendo em ambiente anaeróbico, em que certas bactérias utilizam o nitrato como receptor de elétrons em seu metabolismo de respiração, resultando na formação de gás nitrogênio ou amônia (Mays, 1996).

A fixação do nitrogênio em águas naturais com estes organismos é bem baixa. A capacidade de algumas bactérias, na utilização do nitrato como receptor de elétrons na cadeia respiratória, no lugar do oxigênio, é também conhecida como respiração de nitrato. Essa respiração divide-se em desnitrificação e amonificação, onde no primeiro caso, o nitrato é convertido em nitrogênio molecular, e no segundo caso em íon amônio, conforme apresentado nas reações 2.3 e 2.4 (Esteves, 1998).

Reação de desnitrificação:



Reação de amonificação:



## 2.5. Fósforo

O fósforo é essencial à vida, de forma similar ao nitrogênio. Em termos de qualidade da água, esse elemento encontra-se usualmente em baixa disponibilidade comparado a outros macronutrientes (Sperling, 2007). Essa escassez, segundo Chapra (1997), é devida, por exemplo, ao fósforo não ser abundante na crosta terrestre e não ocorrer na forma gasosa, dentre outros fatores.

Embora o fósforo seja naturalmente escasso, várias atividades humanas conduzem ao aporte desse elemento nas águas naturais. A drenagem pluvial de áreas agricultáveis (fertilizantes) e principalmente de áreas urbanas (produtos químicos contendo fósforo), e sobretudo as cargas veiculadas pelos esgotos (atividades fisiológicas e detergentes) podem contribuir para uma elevação dos teores de fósforo no meio aquático (Sperling, 2007).

Os esgotos domésticos representam usualmente a principal fonte pontual de fósforo em corpos de água, que apresenta-se na forma de fosfatos (Gujer et al., 1995). Segundo Sperling (2007), a importância do fósforo no meio aquático associa-se principalmente ao fato dele ser um nutriente essencial para o crescimento de algas, podendo por isso, em certas condições, conduzir a fenômenos de eutrofização de lagos e represas.

## 2.6. Eutrofização

Nogueira (1991) cita que o termo eutrofização vem do grego, e significa bem nutrido. Thomann e Mueller (1987) definem eutrofização como o excessivo crescimento de plantas aquáticas, tanto aderidas como planctônicas, até níveis que sejam considerados interferentes nos usos desejáveis da água.

Segundo Esteves (1998), a eutrofização pode ser natural ou artificial. Quando natural, é um processo lento e contínuo que resulta do aporte de nutrientes trazidos pelo escoamento das chuvas que erodem e lavam a superfície terrestre. Quando artificial, é um processo induzido pelo ser humano. Neste caso, os nutrientes podem ter como origem fontes pontuais, como efluentes domésticos e industriais, ou fontes difusas, como o escoamento da água da chuva sobre áreas urbanas e agrícolas. Dentre todos os nutrientes, os que atuam mais intensamente são o nitrogênio, fósforo e potássio. Estes estão todos presentes nos esgotos de origem doméstica ou industrial (Manahan, 1997).

As principais consequências da eutrofização, de acordo com Franz et al. (2007) são: perda de biodiversidade, alteração no padrão de oxigenação da água, floração de algas como cianobactérias e macrófitas aquáticas, restrição aos usos da água, efeitos sobre a saúde humana, e aumento dos custos para o tratamento de água.

## 2.7. Autodepuração

De acordo com Sperling (2007), o ecossistema de um corpo de água antes do lançamento de despejos encontra-se usualmente em um estado de equilíbrio. Após a entrada da fonte de poluição, o equilíbrio entre as comunidades é afetado, resultando numa desorganização inicial, seguida por uma tendência posterior à reorganização.

Por ser a autodepuração um processo que se desenvolve ao longo do tempo, e considerando-se a dimensão do rio, curso d'água receptor dos esgotos, como predominantemente longitudinal, tem-se que os estágios da sucessão ecológica podem ser associados a zonas fisicamente identificáveis no rio. São quatro as principais zonas de autodepuração (Sperling, 2007):

- Zona de degradação: localizada à jusante do ponto de lançamento, sendo caracterizada por uma diminuição inicial na concentração de oxigênio dissolvido e presença de organismos mais resistentes;
- Zona de decomposição ativa: região onde a concentração de oxigênio dissolvido atinge o valor mínimo e a vida aquática é predominada por bactérias e fungos (anaeróbicos);
- Zona de recuperação: região onde se inicia a etapa de restabelecimento do equilíbrio anterior à poluição, com presença de vida aquática superior;
- Zona de águas limpas: localizada em região à montante do lançamento do efluente (caso não exista poluição anterior) e também após a zona de recuperação. Essa região é caracterizada pela elevada concentração de oxigênio dissolvido e vida aquática superior.

A Figura 2.1 apresenta a trajetória dos três principais parâmetros (matéria orgânica, bactérias decompositoras e oxigênio dissolvido) ao longo das quatro zonas.

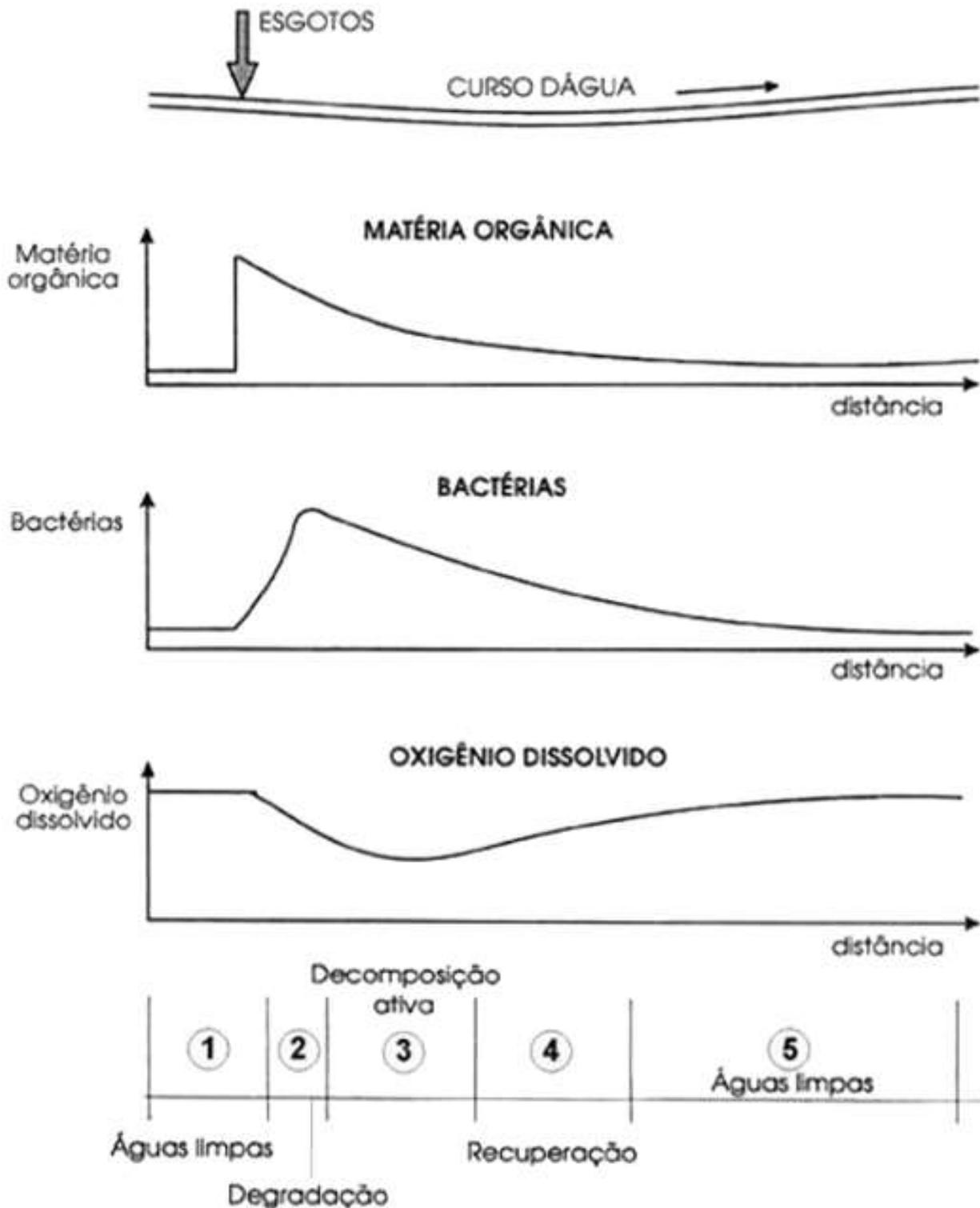


Figura 2.1 – Perfil esquemático da concentração de matéria orgânica, bactérias decompositoras e oxigênio dissolvido ao longo do percurso no curso d'água. Delimitação das zonas de autodepuração. Fonte: Adaptado de Sperling (2007).

Esse fenômeno realiza-se por meio de processos físicos (diluição, sedimentação), químicos (oxidação)

e biológicos (decomposição da matéria orgânica por microrganismos heterotróficos) (Braga, 2002). Os decompositores aeróbios e anaeróbios consomem a matéria orgânica biodegradável e transformam os compostos de cadeias mais complexas, como proteínas e gorduras, em compostos mais simples, como amônia, aminoácidos e dióxido de carbono (Guedes, 2009).

Portanto, de acordo com Sperling (1983), um curso d'água nunca volta para o seu estado de equilíbrio inicial ao sofrer processos de poluição, sendo o fenômeno da autodepuração, uma readaptação das comunidades aquáticas ao novo ecossistema. Durante a decomposição da matéria orgânica, há decréscimo nas concentrações de oxigênio dissolvido na água devido à respiração dos organismos decompositores.

O oxigênio dissolvido é uma das variáveis mais importantes dos recursos hídricos. Embora não seja o único indicador de qualidade existente, é um dos mais usados porque está diretamente relacionado com os tipos de organismos que podem sobreviver em um corpo d'água.

Peixes e outras espécies de animais necessitam de oxigênio para sobreviver, sendo necessária uma concentração mínima de 2 mg/L para a existência de formas de vida aeróbia superior (Braga, 2002). De acordo com Braga (2002), o processo de autodepuração pode ser dividido em duas etapas: decomposição e recuperação do oxigênio dissolvido ou reaeração.

- decomposição: a quantidade de oxigênio dissolvido na água necessária para a decomposição da matéria orgânica, como visto anteriormente nesse capítulo, é chamada de DBO. Em outras palavras, a DBO é o oxigênio que vai ser respirado pelos organismos decompositores aeróbios (bactérias e fungos, principalmente) para a decomposição completa da matéria orgânica lançada na água. Quando os decompositores terminam sua tarefa é dito que a matéria orgânica foi estabilizada ou mineralizada, por não existirem mais compostos orgânicos biodegradáveis, mas apenas água, gás carbônico e sais minerais.
- recuperação do oxigênio dissolvido ou reaeração: a atmosfera e a fotossíntese constituem fontes contínuas de oxigênio às águas. As trocas atmosféricas são mais intensas quanto maior for a turbulência e menor a profundidade nos cursos d'água. Ocorre que, durante a fase de decomposição, usualmente o consumo é maior do que a reposição por essas fontes. Apenas quando cessa a decomposição, com o desaparecimento dos microrganismos aeróbios, é que o oxigênio começa a ter um balanço positivo resultando no aumento de sua concentração.

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1. Locais de Lançamento de Efluentes

Os pontos escolhidos para as descargas de efluentes foram selecionados de acordo com o trabalho de Aguiar (2015), onde a autora realizou um mapeamento e caracterização dos locais de lançamentos de efluentes nas margens do Saco da Mangueira (Figura 3.1). Para a realização destes estudo, foram identificados 64 locais de lançamento de efluentes líquidos ao longo da margem do Saco da Mangueira, durante o período de 10 de abril a 16 de junho de 2015, sendo: 17 de origem industrial, 8 pluviais, 30 pluviais com ligação clandestina de esgoto doméstico e 9 domésticos. Deste total, 49 (77%) apresentaram contaminação desde fraca a muito forte (níveis C, D, E ou F, conforme o kit analítico utilizado).

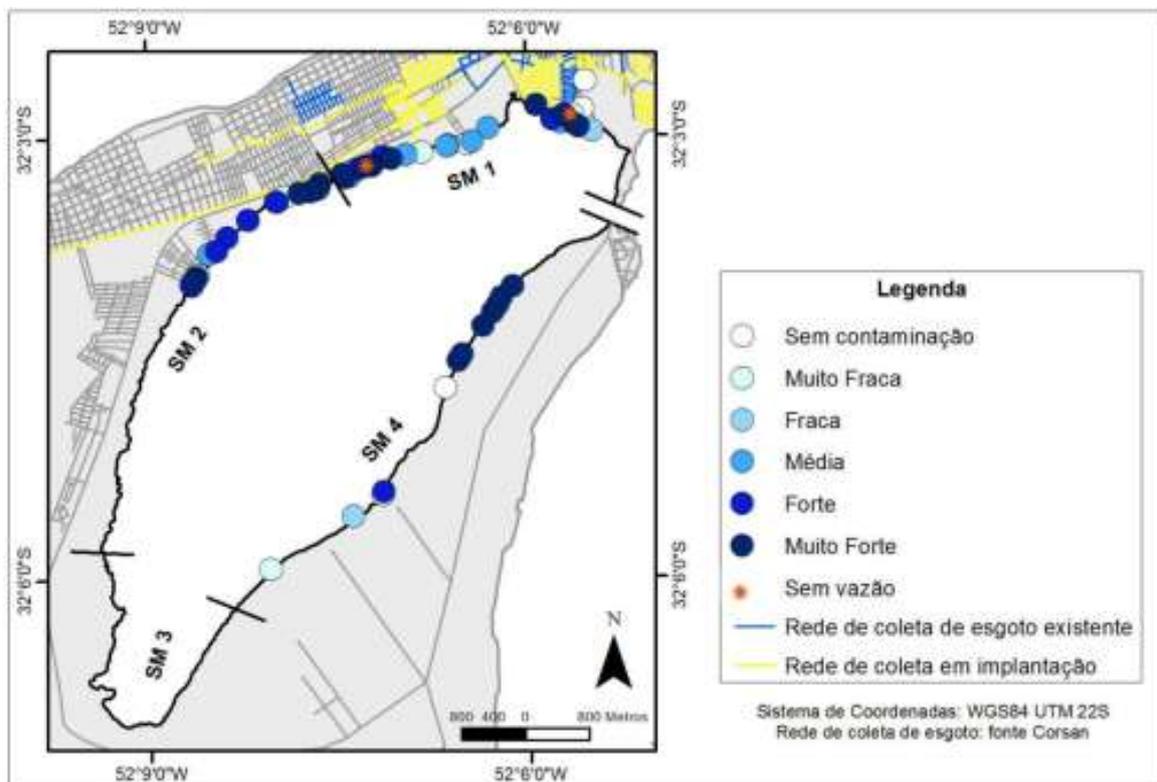


Figura 3.1 – Identificação dos 64 locais de lançamento de efluentes líquidos diferenciados pelo nível de contaminação nas 4 áreas estudadas na enseada Saco da Mangueira. Fonte: Adaptado de Aguiar (2015).

As coordenadas dos pontos analisados por Aguiar (2015) foram comparados com os pontos da malha computacional desenvolvida para este trabalho (seção 3.3). Devido a proximidade entre certos pontos amostrados, foi necessário reduzir a quantidade destes utilizados numericamente, resultando em 43 na região costeira do Saco da Mangueira (Apêndice A).

Através da caracterização realizada pela autora foi possível observar também o tipo de lançamento (emissário, cano, valeta, galeria, etc) e seus respectivos tamanhos. Com isso foi avaliada a distribuição

de frequência das maiores ocorrências observadas. Para este estudo, todas as fontes foram consideradas posicionadas na superfície.

Através dos dados do último censo demográfico, realizado em 2010 e disponibilizado pelo IBGE, foi possível fazer uma estimativa da população residente às margens da enseada do Saco da Mangueira, conforme na Figura 3.2, que apresenta as maiores concentrações populacionais nos bairros Lar Gaúcho, Nossa senhora dos Navegantes, Dom Bosquinho, Parque Residencial Coelho, São Paulo, Vila Junção, Vila Bernadeth, Vila Maria José e o Distrito Industrial. Para esta estimativa, a vazão foi considerada equivalente a de uma população de 20 mil habitantes para a região de estudo e utilizada a equação 3.1 de acordo com Sperling (1996).



Figura 3.2 – População as margens do Saco da Mangueira de acordo com o Censo de 2010.

$$Q_{dmed} = \frac{Pop * QPC * R}{86400} \quad (3.1)$$

em que:  $Q_{dmed}$  = vazão doméstica média de esgotos ( $m^3$ /dia ou l/s);  $QPC$  = quota per capita de água (l/hab.dia);  $R$  = coeficiente de retorno esgoto/água.

O valor de  $QPC$  para a localidade foi considerada de uma cidade média, ou seja, 220 l/hab.dia. Os valores típicos de  $R$  variam de 60% a 100%, sendo que um valor usualmente adotado tem sido o de 80% ( $R=0.8$ ) de acordo com Sperling (1996). Por fim, a vazão em cada ponto de lançamento foi de aproximadamente 1 l/s.

## 3.2. Métodos Numéricos

O presente trabalho foi desenvolvido através da modelagem numérica tridimensional utilizando o sistema TELEMAC-MASCARET <sup>1</sup>, através do módulo hidrodinâmico TELEMAC-3D. Este módulo é utilizado para estudos de aspectos relacionados à hidrodinâmica tridimensional de escoamentos com superfícies livres de rios, estuários, regiões costeiras e/ou oceânicas. Uma descrição completa sobre o modelo e a técnica dos elementos finitos aplicadas ao Telemac-3D podem ser encontradas em Hervouet (2007), porém nesta seção serão explanadas somente algumas informações mais relevantes sobre a descrição matemática do modelo, obtidas do livro deste autor.

Para descrever os processos dos efluentes no meio marinho foi utilizado o modelo de poluentes desenvolvido na Universidade Federal do Rio Grande – FURG dentro do Laboratório de Análise Numérica e Sistemas Dinâmicos – LANSD.

### 3.2.1. Módulo hidrodinâmico - TELEMAC3D

O sistema TELEMAC é formado por um conjunto de módulos, em duas ou três dimensões, que podem ser utilizados para o estudo de aspectos relacionados à hidrodinâmica, transporte de sedimentos e ondas geradas pelo vento em regiões costeiras e oceânicas (Hervouet, 2007). No módulo tridimensional, o modelo TELEMAC-3D utiliza a técnica de elementos finitos, juntamente com os níveis verticais sigma, de forma a acompanhar os limites superficiais e de fundo, para resolver as equações de Navier-Stokes, considerando as aproximações hidrostáticas e de Boussinesq.

De acordo com Hervouet (2007) o Método dos Elementos Finitos é considerado o mais adequado para estudar sistemas compostos por diferentes compartimentos, como a Lagoa dos Patos e seu estuário, e a região costeira adjacente. Esse método permite uma melhor representação dos acentuados gradientes batimétricos, da discretização detalhada da linha de costa, além da aplicação de refinamentos diferenciados dentro da grade numérica. Como principais resultados da aplicação deste modelo é possível calcular a elevação do nível do mar, as componentes das velocidades de corrente e as concentrações dos traçadores em cada ponto do domínio computacional.

Esse modelo considera também a evolução da superfície livre como função do tempo e utiliza equações de advecção e difusão para a simulação de propriedades da água como a salinidade e temperatura. A equação da continuidade Eq.3.2 e a equação da conservação de quantidade de movimento (3.3, 3.4 e 3.5) são derivadas das relações da dinâmica dos fluidos, onde são representadas em um sistema de coordenadas no plano cartesiano.

- Equação da Continuidade:

$$\frac{\partial U}{\partial x} + \frac{\partial V}{\partial y} + \frac{\partial W}{\partial z} = 0 \quad (3.2)$$

- Equação da Conservação de quantidade de movimento:

---

<sup>1</sup>[www.opentelemac.org](http://www.opentelemac.org)

$$\frac{\partial U}{\partial t} + u \frac{\partial U}{\partial x} + v \frac{\partial U}{\partial y} + w \frac{\partial U}{\partial z} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + \nu \Delta(U) + F_x \quad (3.3)$$

$$\frac{\partial V}{\partial t} + u \frac{\partial V}{\partial x} + v \frac{\partial V}{\partial y} + w \frac{\partial V}{\partial z} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} + \nu \Delta(V) + F_y \quad (3.4)$$

$$\frac{\partial W}{\partial t} + u \frac{\partial W}{\partial x} + v \frac{\partial W}{\partial y} + w \frac{\partial W}{\partial z} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} - g + \nu \Delta(W) + F_z \quad (3.5)$$

onde,  $U$ ,  $V$  e  $W$  são as componentes do vetor de velocidade  $\vec{V}$ ,  $x$ ,  $y$  e  $z$  são as direções do plano cartesiano,  $t$  o tempo,  $\nu$  o coeficiente cinemático de viscosidade,  $p$  a pressão,  $g$  a aceleração da gravidade,  $\rho$  massa específica e  $F_x$ ,  $F_y$  e  $F_z$  os termos fonte nas direções  $x$ ,  $y$  e  $z$ , respectivamente.

Na aproximação hidrostática a equação da quantidade de movimento (Eq. 3.5) é simplificada em termos da velocidade vertical  $W$ , em virtude de escalas pequenas, desconsiderando assim a difusão, os termos fontes e a aceleração vertical, conforme a Eq.3.6.

$$\frac{\partial p}{\partial z} = -\rho g \quad (3.6)$$

Portanto, os termos que consideram as variações de pressão hidrostática e a gravidade são mantidos na equação vertical de quantidade de movimento, de maneira que, a pressão num ponto qualquer depende apenas da pressão atmosférica na superfície e do peso da coluna de água sobre a porção do fluido (Hervouet, 2007). Desta forma, a massa específica é descrita através de uma soma entre a variação do parâmetro de massa específica  $\Delta\rho$  e um valor de referência  $\rho_0$ , conforme a Eq.3.7.

$$\rho = \rho_0 + \Delta\rho \quad (3.7)$$

Substituindo a Eq. (3.6) na Eq. (3.7) é obtido o resultado descrito na Eq.3.8.

$$\frac{\partial p}{\partial z} = -\rho_0 g \left( 1 + \frac{\Delta\rho}{\rho_0} \right) \quad (3.8)$$

Considerando o fundo  $h$  e a altura da coluna de água como  $H$ , a equação que controla a pressão, sobre uma porção de água numa profundidade qualquer, pode ser descrita conforme a Eq.3.9.

$$p = p_{atm} + \rho_0 g (H - h) + \rho_0 g \int_h^H \frac{\Delta\rho}{\rho_0} dz + pd \quad (3.9)$$

onde,  $p_{atm}$  representa o campo de pressão atmosférica,  $\rho_0 g (H - h)$  representam o peso da coluna de água e  $\rho_0 g \int_h^H \frac{\Delta\rho}{\rho_0} dz$  representa a distribuição de massa na extensão da coluna de água para o campo de pressão.

A aproximação de Boussinesq considera que a diferença na massa específica ( $\Delta\rho$ ) em relação a um valor de referência ( $\rho_0$ ) é supostamente pequena. Desta forma, como a equação do estado relaciona a massa específica do fluido com a concentração dos traçadores na massa de água, é possível definir a sua influência nas equações hidrodinâmicas.

### ***Equação de Estado da Água do Mar***

O modelo TELEMAC-3D considera as variações no campo de massa específica de acordo com a equação de estado da água do mar, que é função dos traçadores ativos considerados, conforme definido na 3.10.

$$\rho = \rho_0(1 - \alpha_t T(T - T_0)^2 + \alpha_s S) \quad (3.10)$$

onde,  $T_0$  representa a temperatura de referência (4 °C),  $\alpha_t$  o coeficiente de expansão térmica,  $\alpha_s$  o coeficiente de contração salina e  $\rho_0$  a massa específica de referência. A variável  $\rho_0$  é definida como  $\rho_0 = 1,025 \text{ kg m}^{-3}$ .

### ***Traçadores***

Um escalar pode ser definido como uma substância, partícula ou propriedade presente na água, tal como temperatura, salinidade, sedimentos em suspensão, nutrientes ou não nutrientes. A evolução temporal destes escalares depende dos processos advectivos e difusivos, sendo que o primeiro é controlado pelas correntes e ação dos ventos e o último pelos processos turbulentos, além de fontes e sumidouros. A equação que controla o transporte destes traçadores pode ser escrita em três dimensões, em sua forma conservativa como:

$$\frac{\partial(\rho C)}{\partial t} + \text{div}(\rho C \vec{U} + q) = F_{\text{fonte}} \quad (3.11)$$

onde,  $C$  representa a concentração de um traçador arbitrário que pode ser quaisquer das propriedades citadas acima.  $F_{\text{fonte}}$  representa a taxa de criação do traçador e  $q$  o fluxo decorrente da difusão molecular ou turbulenta. A equação de advecção e difusão, em sua forma não conservativa pode ser escrita como:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \vec{\nabla} C = \text{div}(v_c \vec{\nabla} C) + F_{\text{fonte}} \quad (3.12)$$

com,  $v_c$  representando o coeficiente de difusão turbulenta associada ao traçador considerado. No termo fonte ( $F_{\text{fonte}}$ ) foi acoplado o módulo de transporte de poluentes que será explicado a seguir na seção 3.2.2. Esse módulo se utiliza das equações 3.11 e 3.12 para solucionar os passos de advecção e difusão, além de resolver a evolução temporal dos traçadores. Cada novo traçador é responsável pela concentração e decaimento de suas propriedades através de equações características (ver seção 3.2.2).

### **3.2.2. Módulo de Transporte de Poluentes**

Diferentes cenários, considerando concentrações distintas de esgoto doméstico, foram utilizados para as simulações que serão realizadas com um modelo numérico tridimensional de advecção - difusão - decaimento. Este módulo utiliza a técnica de elementos finitos, utiliza a linguagem FORTRAN95, e funciona acoplado diretamente ao modelo hidrodinâmico TELEMAC3D.

Cada uma das propriedades do esgoto doméstico é considerada como uma equação diferencial de

um traçador, como na equação 3.12. Em cada uma das propriedades é adicionado um termo fonte na forma de um decaimento ou criação. O poluente modelado é considerado inerte e completamente miscível na água do mar (Harari, 2001).

O modelo representa a concentração de propriedades específicas e, neste contexto, serão considerados como propriedades indicadoras do grau de contaminação das águas: coliformes fecais, concentração de oxigênio da água relacionada à demanda bioquímica de oxigênio (DBO), concentração de oxigênio da água com relação à demanda associada ao processo de nitrificação, e a evolução na concentração de fósforo.

### ***Coliformes Termotolerantes***

Um dos indicadores de contaminação da água foi a concentração de bactérias (Coliformes Termotolerantes) a partir da utilização de um termo fonte descrito por uma equação diferencial ordinária do decaimento, dada pela lei de Chick's (Kashefipour et al., 2006). Considerando a taxa de mortalidade, a variação de concentração em função do tempo pode ser dada pela seguinte equação

$$\frac{dC_o}{dt} = -K_C C_o \quad (3.13)$$

onde,  $C_o$  representa a concentração das bactérias coliformes (NMP:100 m/l) e  $k_C$  representa a taxa de mortalidade ( $h^{-1}$ ). A taxa de mortalidade dos coliformes é considerada como função da temperatura e da salinidade da água, além da consideração do efeito de decaimento por sedimentação (de Sousa, 2008). Portanto, a taxa de mortalidade dos coliformes pode ser descrita como:

$$K_C = K_{Ct}(K_{Cs} + K_{Cb}) \quad (3.14)$$

Desta forma,  $k_{Ct}$  representa a taxa de mortalidade como função da temperatura,  $k_{Cs}$  a taxa como função da salinidade e  $k_{Cb}$  a taxa associada à deposição dos coliformes junto aos sedimentos de fundo. As taxas são representadas com as funções descritas a seguir:

A relação entre o coeficiente de mortalidade e a temperatura da água é dado por Kashefipour et al. (2006):

$$K_{Ct} = K_{Ct,20} \lambda^{T-20} \quad (3.15)$$

A relação entre a mortalidade e a salinidade pode ser definida pela seguinte equação (McCorquodale et al., 2004):

$$K_{Cs} = 0,00014S^2 + 0,0024S + 0,0253 \quad (3.16)$$

A relação entre a mortalidade e a sedimentação pode ser definida pela seguinte equação (McCorquodale et al., 2004):

$$K_{Cb} = \frac{0,04}{H} \quad (3.17)$$

com:  $k_{Ct,20}$  representando o coeficiente a uma temperatura de 20 °C,  $\lambda$  sendo um parâmetro empírico ( $\lambda = 1,190$ ), valor esse referido por Van der Steen et al. (2000) para temperaturas de água num intervalo de 2 a 21°C, e H sendo a profundidade local da região onde o emissário de esgoto está localizado.

### ***Demanda Bioquímica de Oxigênio***

Outro parâmetro tradicionalmente utilizado é a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) que é uma medida indicadora do grau de poluição de um corpo de água. Segundo Sperling (2007), a cinética da reação da matéria orgânica remanescente (DBO remanescente) se processa segundo uma equação de primeira ordem. Reação essa na qual a taxa de reação é proporcional à concentração do reagente.

A taxa de variação da quantidade de oxigênio disponível na água pode ser representada a partir de uma equação diferencial ordinária (Chapra, 1997) que é usada como termo fonte na forma de:

$$\frac{dL}{dt} = -k_1L \quad (3.18)$$

onde,  $k_1$  indica a taxa de decomposição no meio ( $h^{-1}$ ), L representa a DBO remanescente ao fim do tempo em ( $mgO.l^{-1}$ ) e t, o tempo (h).

A interpretação da Eq.3.18 se faz no sentido de que a taxa de oxidação da matéria orgânica ( $\frac{dL}{dt}$ ) é proporcional à matéria orgânica ainda remanescente (L), em um tempo t qualquer. Assim, quanto maior a concentração de DBO, mais rapidamente se processará a desoxigenação. Após um certo tempo, em que a DBO estiver reduzida pela estabilização, a taxa de reação será menor, em virtude da menor concentração da matéria orgânica (Sperling, 2007).

O consumo de oxigênio dissolvido no meio líquido ocorre simultaneamente à reoxigenação deste meio, na qual, por meio de transferências pela interface, o oxigênio passa da atmosfera para a água. Este processo é modelado pela seguinte equação:

$$\frac{dD_o}{dt} = -k_2D_o \quad (3.19)$$

Com,  $k_2$  indicando a taxa de reaeração no meio ( $h^{-1}$ ) e  $D_o$  representando o deficit de oxigênio ( $mgO.l^{-1}$ ). Neste sentido, o deficit de saturação de oxigênio dissolvido corresponde a resultante da soma dos efeitos de desoxigenação e reaeração, que podem ser representados através da seguinte equação diferencial:

$$\frac{dD_o}{dt} = k_1L - k_2D_o \quad (3.20)$$

Desta forma, a concentração de oxigênio no tempo ( $CO_t$ ) é dada pela diferença entre a concentração de saturação  $CO_s$  nas condições do ambiente e o deficit de oxigênio dissolvido em um dado tempo.

$$CO_t = CO_s - D_o \quad (3.21)$$

onde,  $CO_s$  representa a concentração de saturação de oxigênio no meio em  $mgO.l^{-1}$

## Nitrogênio

Dentro do ciclo do nitrogênio na biosfera, este se alterna entre várias formas e estados de oxidação. No meio aquático, o nitrogênio pode ser encontrado na forma de: (a) nitrogênio molecular ( $N_2$ ), escapando para a atmosfera, (b) nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), (c) amônia (livre  $NH_3$  e ionizada  $NH_4^+$ ), (d) nitrito ( $NO_2^-$ ) e (e) nitrato ( $NO_3^-$ ) (Sperling, 1996).

O lançamento de esgotos com altas concentrações de nitrogênio conjuntamente com fósforo e outros nutrientes podem provocar enriquecimento do meio (eutrofização), favorecendo a proliferação de seres vivos, como as algas. Visto que, depois do carbono, o nitrogênio é o elemento exigido em maiores concentrações pelas células vivas.

O aumento na concentração desses seres vivos nos ambientes marinhos podem levar a problemas no uso desta água pela população. Neste sentido, de acordo com Chapra (1997) e Brandelero et al. (2010), um modelo, na forma de um sistema de equações diferenciais, para a representação da formação e desaparecimento do nitrogênio amoniacal foi utilizado:

$$\frac{dN_o}{dt} = -k_{oa}N_o \quad (3.22)$$

$$\frac{dN_a}{dt} = k_{oa}N_o - k_{ai}N_a \quad (3.23)$$

$$\frac{dN_i}{dt} = k_{ai}N_a - k_{in}N_i \quad (3.24)$$

$$\frac{dN_n}{dt} = k_{in}N_i \quad (3.25)$$

em que: o, a, i e n fazem referência as parcelas orgânica, amoniacal, nitrito e nitrato, respectivamente. Nestas equações,  $k_{oa}$  representa a taxa de conversão de nitrogênio orgânico em amoniacal,  $k_{ai}$  representa a taxa de conversão de nitrogênio amoniacal em nitrito,  $k_{in}$  representa a taxa de conversão de nitrito em nitrato.

Neste sentido, o deficit no balanço de oxigênio pode ser escrito como:

$$\frac{dN_n}{dt} = 3,43k_{ai}N_a + 1,14k_{in}N_i - K_aD_N \quad (3.26)$$

de forma que,  $D_N$  representa o deficit de saturação de oxigênio no tempo t em  $mgO.l^{-1}$  e  $k_a$  representa o coeficiente de reaeração. Desta forma, a concentração de oxigênio no tempo é dada pela diferença entre a concentração de saturação nas condições do ambiente e o deficit no balanço de oxigênio em um dado tempo:

$$CO_t = CO_s - D_N \quad (3.27)$$

## Fósforo

Como forma de avaliar a carga de fósforo em um corpo de água foi utilizada a Eq. 3.28 de acordo com Chapra (1997):

$$V \frac{dP_h}{dt} = W - QP_h - K_s V P_h \quad (3.28)$$

onde,  $V$  representa o volume do domínio numérico em ( $m^3$ ),  $P_h$  a concentração total de fósforo ( $mg.m^{-3}$ ),  $t$  o tempo (anos),  $W$  a carga total de fósforo introduzida no domínio ( $mg.ano^{-1}$ ),  $Q$  a descarga exportada para fora do domínio ( $m^3.ano^{-1}$ ) e  $k_s$  o coeficiente de sedimentação de primeira ordem ( $ano^{-1}$ ).

De acordo com Chapra (1997), o coeficiente de sedimentação pode ser aproximado por:

$$K_s = \frac{10}{H} \quad (3.29)$$

### 3.2.3. Acoplamento do Sistema de Modelagem

O sistema de modelagem tridimensional TELEMAC3D + Módulo de Transporte de Poluentes funciona de forma acoplada internamente, utilizando um sistema de retroalimentação de dados, de forma que a simulação numérica ocorre simultaneamente para ambos os módulos utilizados neste trabalho (Figura3.3).

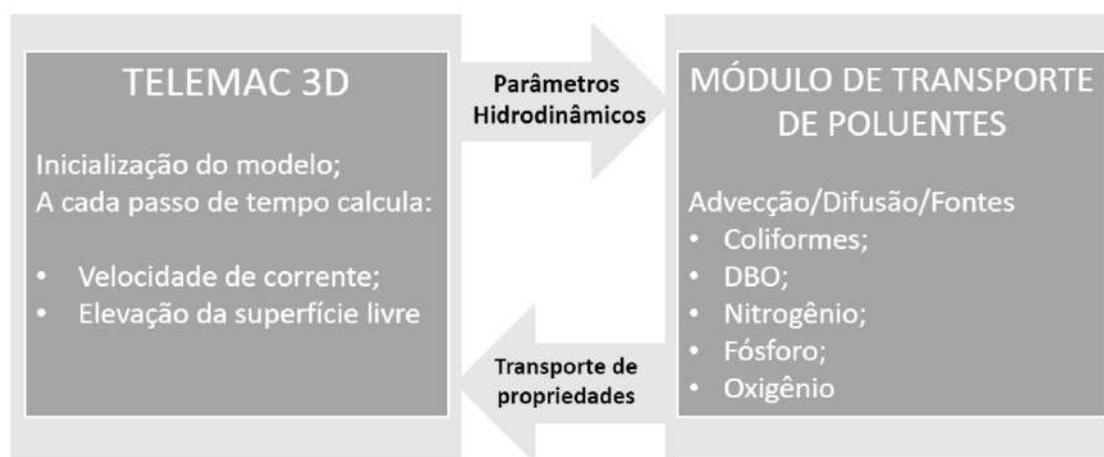


Figura 3.3 – Esquema do acoplamento entre o modelo TELEMAC3D e o Módulo de Transporte de Poluentes.

O modelo TELEMAC3D realiza a simulação da hidrodinâmica do ambiente com base nas informações de condições iniciais e de contorno (seção:3.4) definidas pelo usuário. Já o módulo de transporte de poluentes realiza a simulação do transporte, difusão e decaimento considerando os diferentes tipos de fontes definidos. As fontes, vistas anteriormente, são: os coliformes termotolerantes, a DBO, os processos de nitrificação, a variação do campo de oxigênio dissolvido e a carga de fósforo total imposta no ambiente.

O sistema de modelagem funciona na forma de laço temporal com um passo de tempo definido e comum aos dois módulos, de forma que os processos hidrodinâmicos e de transporte de propriedades são atualizados a cada passo de tempo até o final da simulação numérica.

### 3.3. Malha computacional

A malha computacional de elementos finitos foi gerada através do software *BlueKenue* desenvolvido pelo CHC (*Canadian Hydraulic Centre*<sup>2</sup>) onde foram definidos os limites das bordas estuarina, costeira e oceânica, que constituem a extensão da Lagoa dos Patos e a zona costeira adjacente.

Com a região de estudo delimitada foi gerada uma malha computacional, a partir da batimetria com polígonos de forma triangular. A triangulação foi usada para formar uma malha de elementos finitos não estruturados e com interpolação linear, com o objetivo de capturar a geometria da região de estudo.

A malha confeccionada para este estudo possui variação no tamanho dos triângulos no domínio de 11.000 m, na zona oceânica, 300 m na Lagoa dos Patos, 100 m da embocadura da Lagoa dos Patos e 30 m na região da enseada do Saco da Mangueira, de forma que essa possui um total de 93.050 nós, conforme a Figura 3.4.

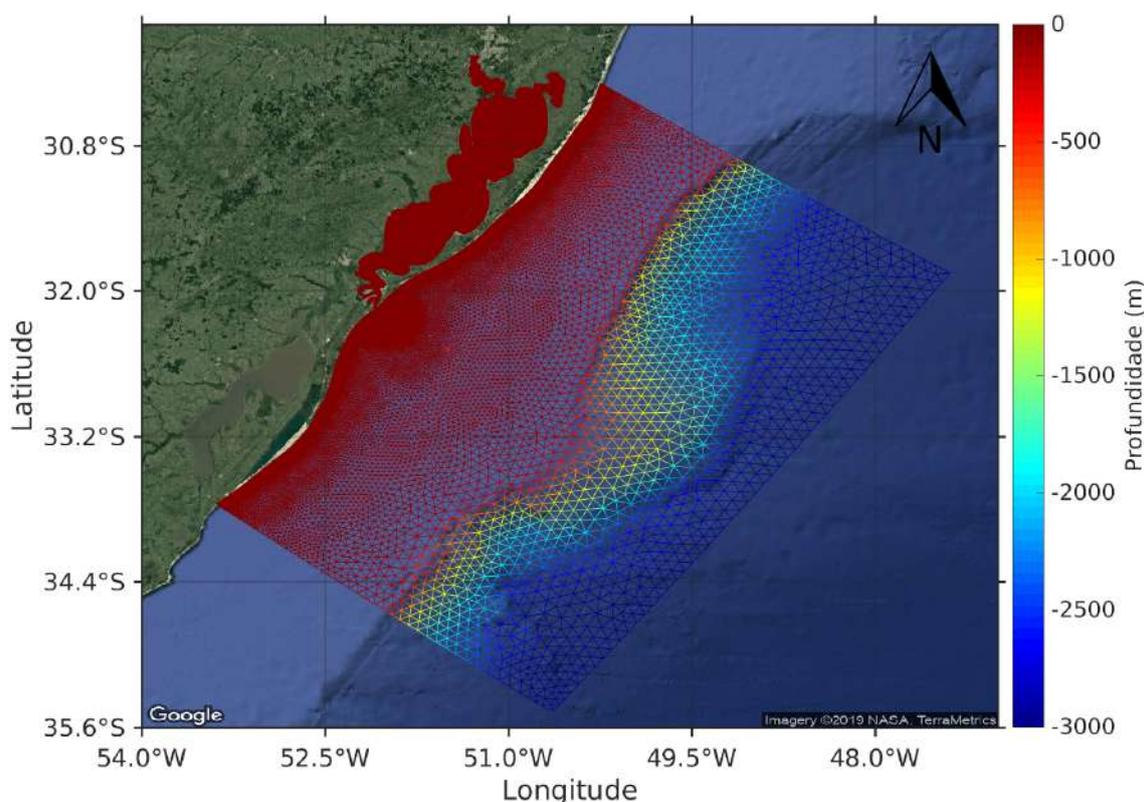


Figura 3.4 – Malha batimétrica utilizada no estudo. A escala de cores apresenta a profundidade local, variando de 0 a 3000m.

O domínio computacional dessa malha compreende-se desde a cidade do Chuí, ao sul, até a cidade

<sup>2</sup>[www.ic.gc.ca/eic/site/054.nsf/eng/00092.html](http://www.ic.gc.ca/eic/site/054.nsf/eng/00092.html)

de Capão da Canoa, ao norte, além da região costeira adjacente. A transformação sigma foi realizada nas equações da conservação da quantidade de movimento e de concentração de traçadores para fazer a troca do sistema de coordenadas  $(x, y, z)$ , para o sistema de coordenadas  $(x, y, \sigma)$  independente do tempo, que permite acompanhar os limites superficiais e de fundo. Nesse estudo foram utilizados 10 níveis sigmas de acordo com os trabalhos de Kirinus et al. (2012), Kirinus e Marques (2015) e Marques et al. (2014).

Os dados de batimetria da região de estudo foram extraídos e digitalizados a partir das cartas náuticas cedidas pela Diretoria de Hidrografia e Navegação DNH<sup>3</sup> (Diretoria de Hidrografia e Navegação). As cartas utilizadas foram: 2140 (Lagoa dos Patos), 2350 (Pinhal ao Rio Grande) e 2112 (Rio Grande ao Arroio Chuí). Os dados das cartas batimétricas na região da planície costeira foram completados com o levantamento batimétrico realizado pela Marinha do Brasil, como parte de um projeto vinculado ao Levantamento da Plataforma Continental Brasileira (LEPLAC).

Devido a ausência ou pouca frequência de dados na região oceânica, os dados batimétricos oceânicos mais profundos que 400 m foram complementados com dados provenientes do GEBCO<sup>4</sup> (General Bathymetric Chart of the Oceans).

### 3.4. Condições iniciais e de contorno

Os dados utilizados como condições iniciais e de contorno foram extraídos de diferentes fontes para o domínio do modelo, e depois interpolados e prescritos para cada ponto da malha de elementos finitos.

As fontes de dados, para o modelo hidrodinâmico, provém de quatro bancos de dados distintos: Dados globais de circulação oceânica do modelo HYCOM<sup>5</sup> (*HYbrid Coordinate Ocean Model*), dados globais e de circulação atmosférica, do *Reanalysis ERA-Interim*<sup>6</sup>, dados de amplitude e fase calculadas pelo Grenoble Model FES2004<sup>7</sup> e dados de descargas fluviais do rio Guaíba e do rio Camaquã fornecidos pela Agência Nacional de Águas<sup>8</sup> (ANA). Já para o modelo de poluentes os dados obtidos são apresentados na Tabela 3.1 da seção 3.4.2.

#### 3.4.1. Modelo Hidrodinâmico

##### *HYCOM*

Os dados oceanográficos, representados pelas componentes da velocidade da corrente, salinidade e temperatura da água do mar, utilizados para definir as condições iniciais do modelo, foram obtidos através do modelo HYCOM (*Hybrid Coordinate Ocean Model*) que é o conjunto de esforços multi-institucionais patrocinado pelo *National Ocean Partnership Program* (NOPP), como parte da *Global*

<sup>3</sup><https://www.marinha.mil.br/dhn/>

<sup>4</sup>[https://www.gebco.net/data\\_and\\_products/gridded\\_bathymetry\\_data/](https://www.gebco.net/data_and_products/gridded_bathymetry_data/)

<sup>5</sup><https://hycom.org/>

<sup>6</sup><https://www.ecmwf.int/en/forecasts/datasets/reanalysis-datasets/era-interim>

<sup>7</sup>[http://www.legos.obs-mip.fr/en/share/soa/cgi/getarc/v0.0a/index.pl.cgi?contexte=SOA&donnees=maree&produit=modele\\_fes](http://www.legos.obs-mip.fr/en/share/soa/cgi/getarc/v0.0a/index.pl.cgi?contexte=SOA&donnees=maree&produit=modele_fes)

<sup>8</sup>[www.ana.gov.br](http://www.ana.gov.br)

*Ocean Data Assimilation Experiment (GODAE)*, para desenvolver e avaliar o método de assimilação híbrida *isopycnal-sigma-pressure*. A resolução espacial dos dados que estão sendo utilizados no trabalho é de  $0,083^\circ$  ( $\approx 7\text{km}$ ) de latitude e longitude, com escala temporal de 24 h.

Para o módulo hidrodinâmico TELEMAC-3D os dados do HYCOM para as variáveis temperatura, salinidade e componentes da velocidade de corrente (u e v) foram interpolados para todos os nós da malha em todos os níveis sigma, sendo utilizado como condição inicial e de contorno para o período estudado. Os dados foram impostos diariamente na borda oceânica (Figura 3.5).

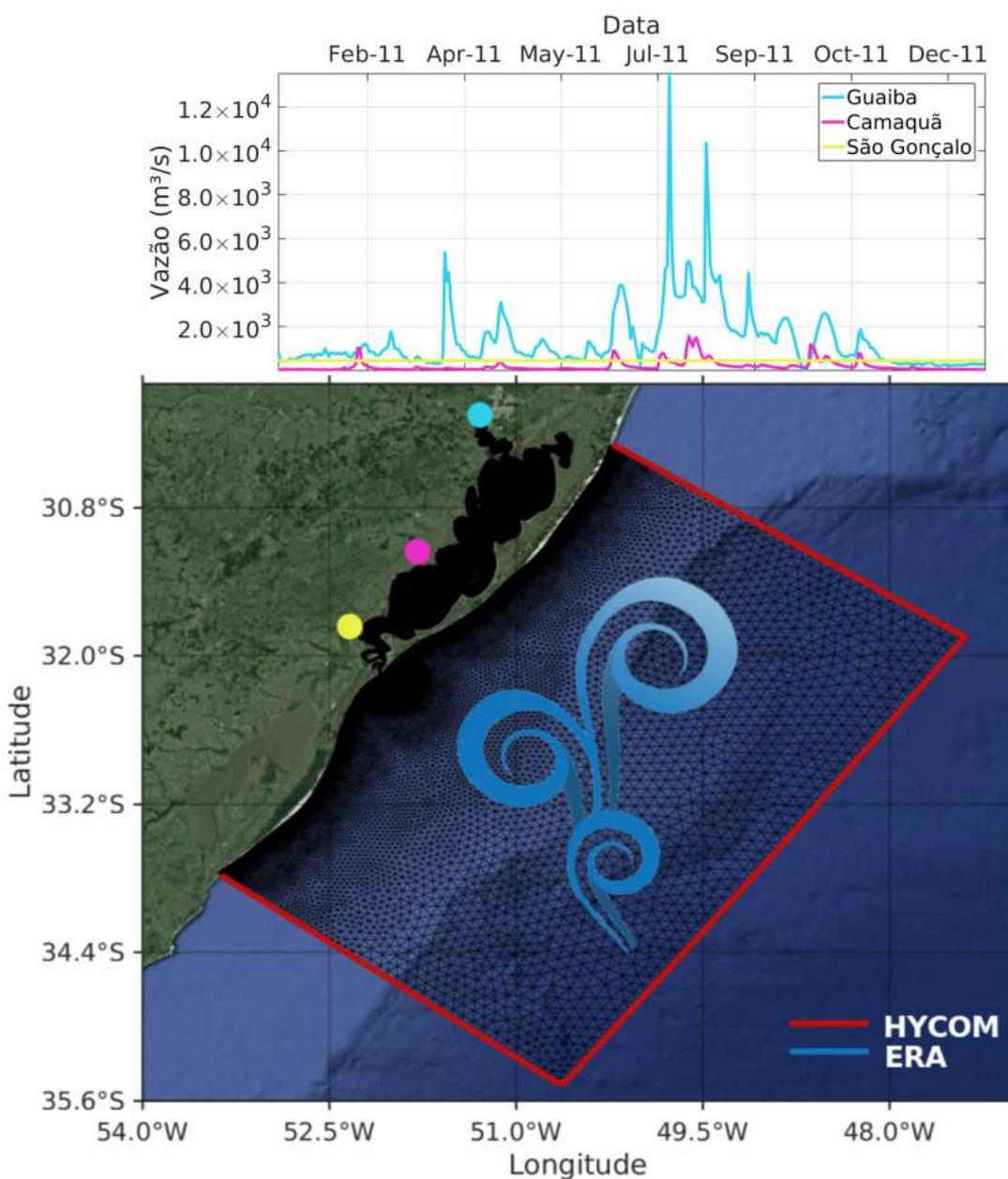


Figura 3.5 – Condições iniciais e de contorno utilizadas. No gráfico superior estão os dados de descarga para os principais durante o período de 2011. Abaixo consta a disposição com a qual os dados são impostos na malha numérica. Os dados oceânicos provenientes do HYCOM são impostos nas bordas oceânicas de forma tridimensional enquanto os dados atmosféricos do ERA-Interim são impostos em toda a malha numérica.

A Figura 3.6 representa a aplicação dessa fonte de dados como condição inicial para o primeiro dia de simulação (01 de janeiro de 2011) na camada superficial, para as variáveis: salinidade (Figura 3.6 A), temperatura (Figura 3.6 B) e intensidade e direção de correntes (Figura 3.6 C).

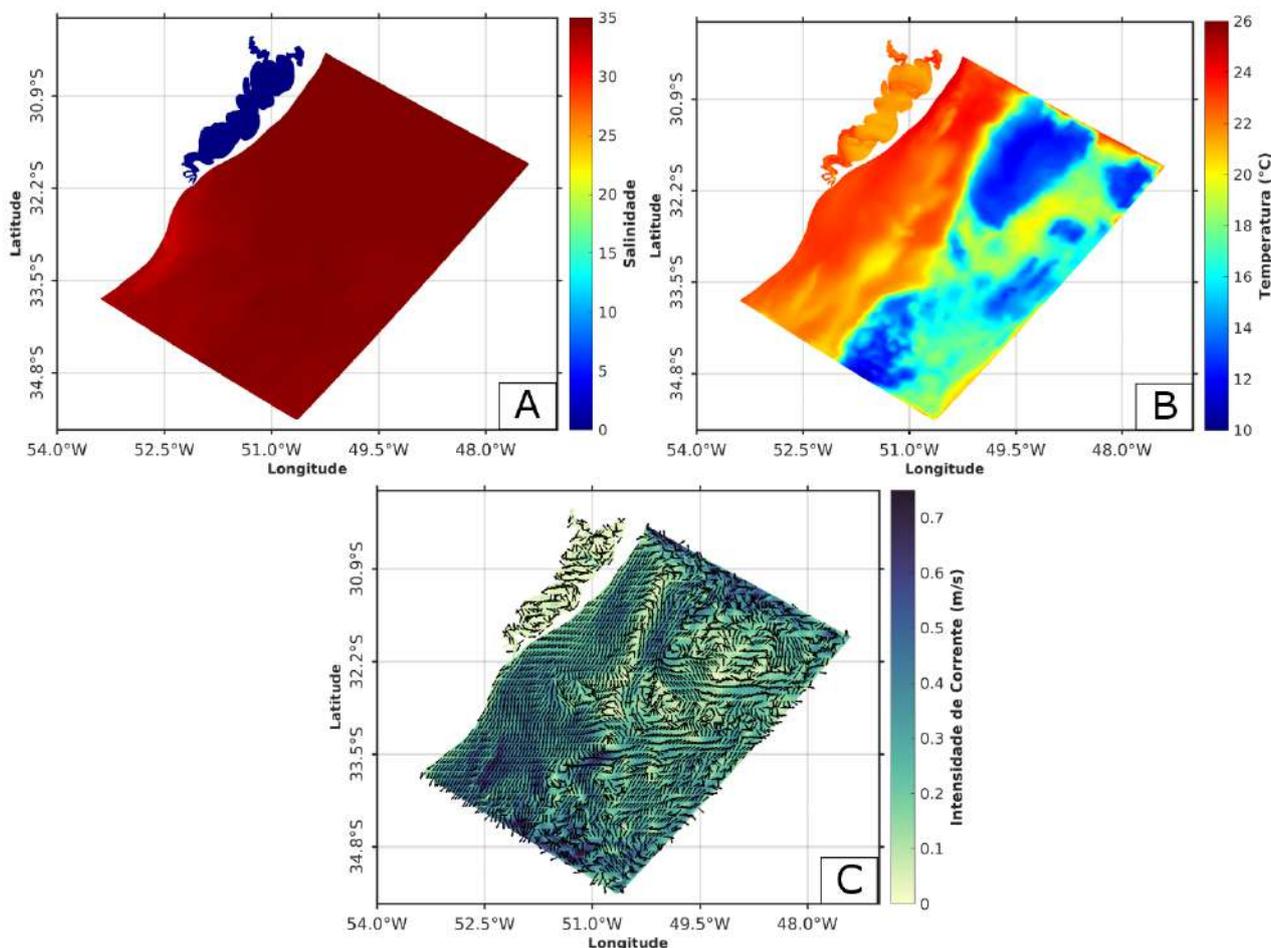


Figura 3.6 – Condições iniciais hidrodinâmicas provenientes do HYCOM para a camada superficial do módulo TELEMAC-3D. Salinidade (A), Temperatura (°C) (B) e Intensidade e direção da velocidade da corrente superficial (m/s) (C).

### ***ERA-Interim***

Disponível desde 1979 até o presente, o ERA-Interim (*Global Atmospheric Reanalysis*) foi desenvolvido pelo ECMWF (*European Centre for Medium-Range Weather Forecast*), que disponibiliza dados meteorológicos de análise e previsão, atualizados e diários.

Os sistemas de assimilação de dados utilizam observações medidas *in situ*, em estações terrestres, marítimas, a bordo de aviões, sondas, foguetes e satélites, sendo a maioria dos dados obtidos por estes últimos. Essas observações são combinadas com os modelos de previsão, através de sistemas de assimilação de dados, a fim de fornecer vários parâmetros meteorológicos (Reis, 2015).

A resolução espacial do conjunto de dados é de  $0,125^\circ$  (aproximadamente 14 km) (*T255 spectral*) em 60 níveis verticais da superfície até 0,1 hPa (ERA-interim, 2019).

A Figura 3.7 representa a aplicação dessa fonte de dados como condição inicial para o primeiro

dia de simulação (01 de janeiro de 2011) na camada superficial, para as variáveis: temperatura do ar (Figura 3.7 A), velocidade e direção do vento (Figura 3.7 B) e pressão atmosférica (Figura 3.7C).

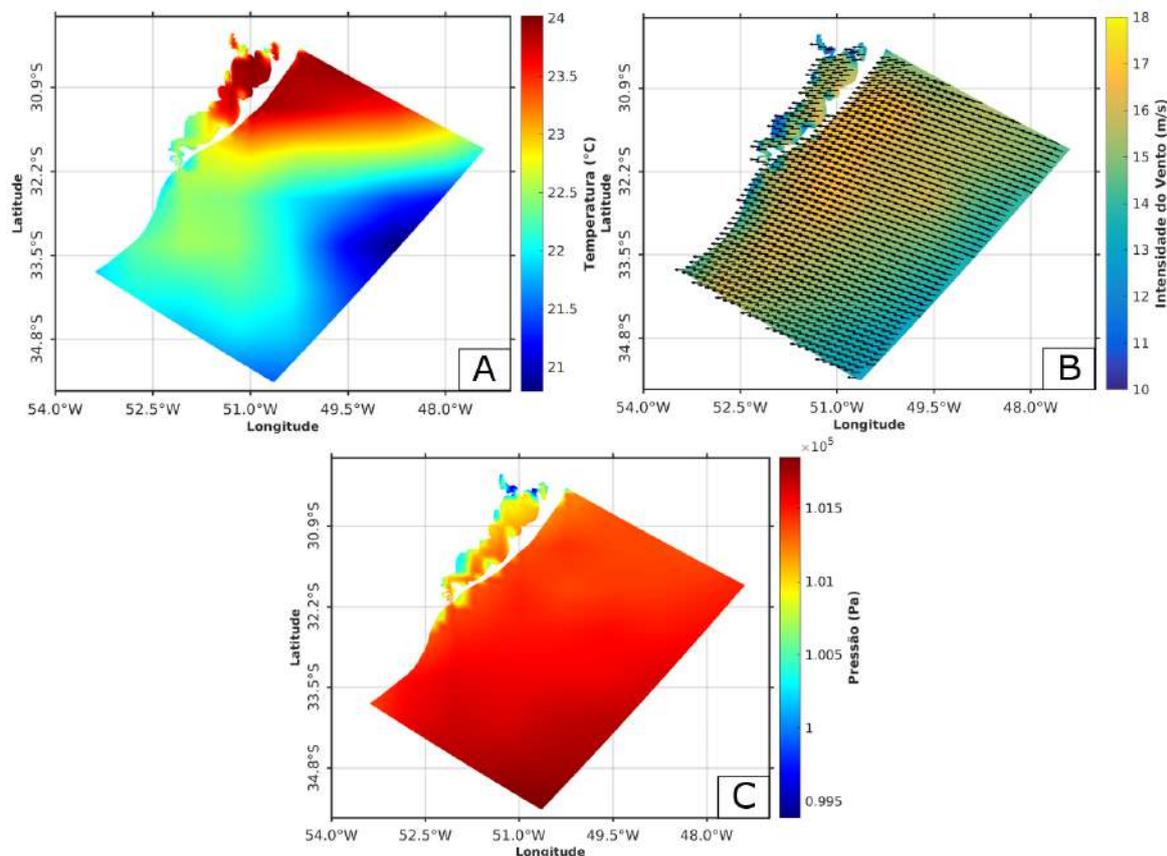


Figura 3.7 – Condições iniciais atmosféricas provenientes do ERA para a camada superficial do módulo TELEMAC-3D. Temperatura do ar ( $^{\circ}\text{C}$ ) (A), Velocidade e direção do vento (m/s) (B) e Pressão atmosférica (Pa) (C).

### **FES**

Nas condições de contorno líquidas, na fronteira oceânica, as marés são prescritas em cada ponto nodal dessa fronteira usando a amplitude e a fase de cada um dos cinco principais componentes de maré para a área (Fernandes et al., 2004), ou seja, as componentes K1, M2, N2, O1 e S2, obtidos a partir do Modelo de Grenoble (FES2004, Finite Element Solution - v. 2004). Estes dados têm uma resolução inicial de aproximadamente 55 km, foram interpolados para uma resolução de 1 km e são calculados a partir das equações hidrodinâmicas de maré e assimilação de dados (Marques et al., 2009).

### **ANA**

Nas condições de contorno líquidas, na fronteira continental, foram prescritas séries temporais de descarga fluvial dos rios Guaíba e Camaquã, extraídas da página da ANA, para o ano de 2011. Os dados foram obtidos para estações fluviométricas desses rios na forma de medidas diárias, e interpolados linearmente para cada passo de tempo do modelo. Já os dados de descarga do Canal São

Gonçalo foram considerados constantes em  $390 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  durante toda a simulação, devido à falta de séries temporais desse rio (Oliveira, 2012).

### 3.4.2. Modelo de Poluentes

Nesta seção serão apresentadas as concentrações dos contaminantes que são utilizadas pelo modelo de poluentes, bem como os cenários que serão simulados (Tabela 3.1) a fim de avaliar o destino da pluma de efluentes na região do Saco da Mangueira.

#### *Geração de cenários*

O objetivo da análise de cenários é a comparação de fontes com diferentes características visando gerar um resultado consistente com alterações cíclicas de despejo dos efluentes na região. Para isso, serão utilizadas duas referências que serão exploradas a seguir. Para todos os cenários, os dados serão impostos no modelo de forma constante no tempo.

Os cenários terão como base de comparação o CONAMA, órgão oficial responsável pelo estabelecimento de normas e padrões relativos ao controle de qualidade do meio ambiente com vistas ao uso racional dos recursos ambientais, principalmente hídricos. Os valores para comparação serão os descritos na Resolução do CONAMA n° 357, do ano de 2005, que estabelece condições de qualidade para o enquadramento dos sistemas aquáticos e também as condições e padrões de lançamento de efluentes no Brasil. Dentro dessa Resolução, a região da enseada do Saco da Mangueira se enquadra na Classe I, de águas salobras, onde considera-se padrões para corpos de água onde haja pesca ou cultivo de organismos para fins de consumo intensivo e também recreação de contato primário.

O primeiro cenário terá como base a composição típica de esgotos sanitários de origem doméstica, não tratado, em uma concentração considerada fraca de acordo com Subtil (2012).

O segundo e o terceiro cenário irão considerar valores médios e máximos, respectivamente, de dados coletados na estação de tratamento de esgoto Parque Marinha. Esses dados foram disponibilizados por meio de um acordo de cooperação para a cessão de dados de qualidade de água pretérito ao tratamento de esgotos de Rio Grande, pela Companhia Riograndense de Saneamento-CORSAN.

Os dados recebidos são resultados analíticos de Controle de Qualidade de Efluentes (RCE's) n° 13/2019 (ETE Navegantes), n° 14/2019 (ETE Parque Marinha), n° 15/2019 (ETE Molhes/Cassino), contendo dados do efluente (esgoto bruto) que chega as estações de tratamento de esgotos da CORSAN, em Rio Grande, referentes ao ano de 2018.

Para todos os cenários serão simulados um ano completo mais um mês de inicialização para a geração de uma condição inicial de água já poluída. O ano escolhido foi o de 2011, portanto todas condições iniciais e de contorno utilizadas serão referentes a este ano. Outras informações inseridas no modelo para sua inicialização podem ser vistas na Tabela:3.2.

Tabela 3.1 – Cenários

Contaminante	1-Subtil (2012)	2-CORSAN média (2018)	3-CORSAN máx (2018)
Coliformes	10 <sup>6</sup> NMP/100ml	7.9 · 10 <sup>6</sup> NMP/100ml	1.5 · 10 <sup>7</sup> NMP/100ml
DBO	100 mg/l	125 mg/l	254 mg/l
Nitrogênio Orgânico	10 mgN/l	-	-
Amônia	10 mgNH <sub>3</sub> N/l	38 mgNH <sub>3</sub> N/l	64mgNH <sub>3</sub> N/l
Nitrito	0	-	-
Nitrato	0.1 mgNO <sub>3</sub> <sup>-</sup> N/l	-	-
Oxigênio	-	-	-
Fósforo	5 mgP/l	5.3 mgP/l	8.30 mgP/l

Tabela 3.2 – Parametrização

Configurações Telemac-3D	Simulação 1,2 e 3
Período de Simulação	2011
Salvamento dos resultados	24 h
Paralelismo	18
Passo de tempo	80
Passo de salvamento	Diário
Projeção geográfica	WGS-84
Coefficiente de coriolis	-7.70735 · 10 <sup>-5</sup>
Modelo de turbulência horizontal	$k - \epsilon$
Modelo de turbulência vertical	$k - \epsilon$
Lei de fricção de fundo	Manning
Lei de fricção lateral	Sem fricção
Tidal Flats	Sim
Níveis sigma	10
Coefficiente de influência do vento	1 · 10 <sup>-6</sup>

### 3.5. Métodos de Análise

Primeiramente, como método de análise, foi realizada a validação como forma de avaliar a qualidade e precisão dos resultados do modelo hidrodinâmico, a qual é realizada através de uma comparação entre os dados observados em campo e os simulados pelo TELEMAC-3D. Para a validação, foram tomados como base os trabalhos de Marques et al. (2009), Marques et al. (2011) e Marques et al. (2017).

A simulação hidrodinâmica utilizada para a validação dos resultados foi conduzida por 177 dias, de 01/01/2011 a 27/06/2011. Os resultados obtidos foram comparados com as observações das velocidades de corrente e salinidade medidas no canal de acesso a Lagoa dos Patos, na Estação da Praticagem, para o período de 06/01/2011 a 30/06/2011.

Os dados de corrente foram obtidos por meio de um *Acoustic Doppler Current Profiler-ADCP* posicionado no canal de navegação, Figura 3.8. Os dados de salinidade foram obtidos utilizando um sensor de Condutividade e Temperatura (CT) posicionado no mesmo ponto do canal de navegação, em uma profundidade de 3 m.

Para avaliar as comparações, indicadores de performance foram utilizados, assim como em Suther-

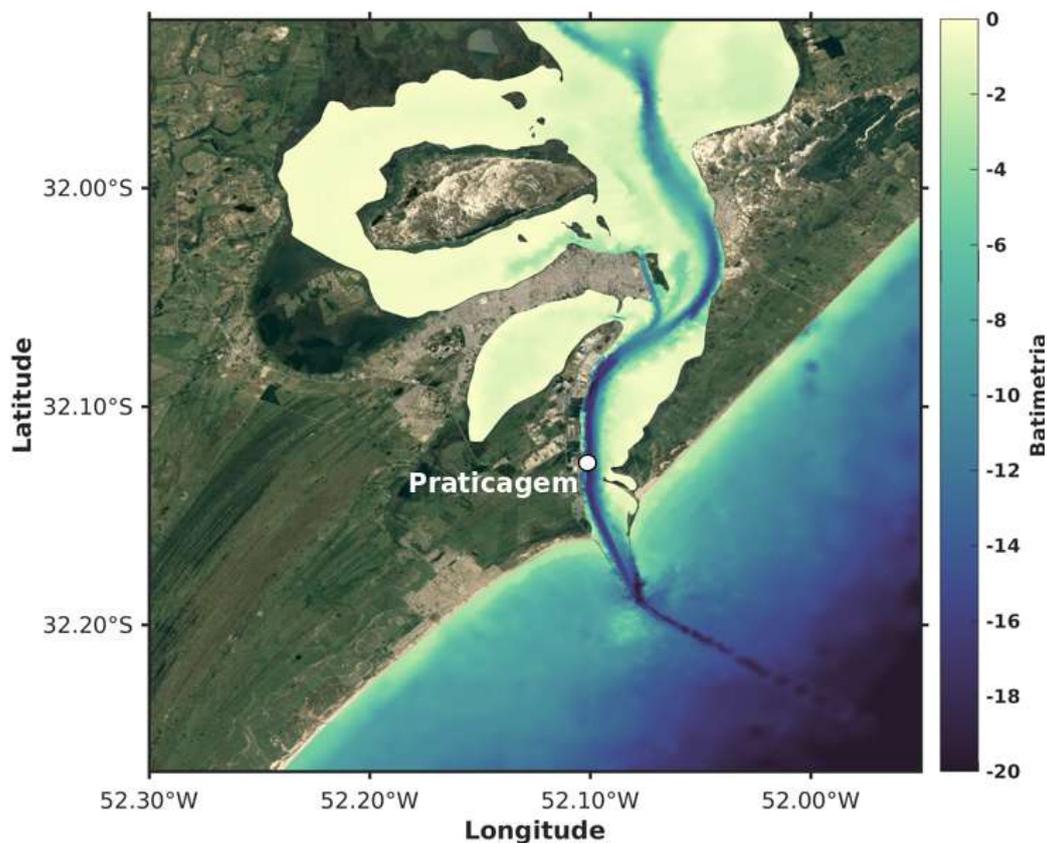


Figura 3.8 – Posição do Equipamento: Ponto branco indica a posição do ADCP no canal de acesso a Lagoa dos Patos.

land et al. (2004), Marques et al. (2017) e Oleinik et al. (2017). As equações são apresentadas na Tab. 3.3, onde constam os principais erros e índices estatísticos. Os indicadores de performance utilizados são:

- **Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE):** usada para expressar a precisão dos resultados numéricos, onde o RMSE apresenta valores do erro nas mesmas dimensões das variáveis analisadas (Fox, 1980);
- **Erro Médio Absoluto (MAE):** por ser menos afetado por pontos com valores anormalmente extremos (*outliers*), o MAE é considerado preciso e robusto como medida da habilidade de modelos numéricos em reproduzir a realidade (Fox, 1980);
- **Índice de concordância de Willmott (IC):** possui a vantagem de padronizar a magnitude das variáveis, retendo as informações médias, evitando a amplificação dos *outliers* (Willmott, 1982);
- **Relação de Variância (RVAR):** relaciona o modelo e a observação indicando superestimação ou subestimação.

Posteriormente, para tratar e analisar os resultados finais gerados pelo modelo, foram utilizadas séries temporais de pontos estratégicos e de interesse da região de estudo, como por exemplo, dentro

Tabela 3.3 – Indicadores de Performance.

Indicador de Performance	Resultado Desejado
$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (obs - mod)^2}{n}}$	Quanto menor melhor a concordância entre obs e mod
$MAE = \frac{\sum_{i=1}^n obs - mod}{n}$	Quanto menor melhor a concordância entre obs e mod
$IC = 1 - \frac{\sum (obs - mod)^2}{\sum  mod - mod_{mean}  +  obs - obs_{mean} }$	Se IC = 1, indica concordância perfeita entre o modelo e observação.
$RVAR = \frac{mod_{var}}{obs_{var}}$	Deve ser próximo a 1, indicando que as variâncias entre dados observados e modelados são iguais.
*n: quantidade de dados observados, obs: dados observados e mod: dados do modelo.	

da enseada do Saco da Mangueira, no canal de acesso, próximo à desembocadura dos molhes, dentre outros. Também foram utilizados como método de análise nestes pontos, histogramas de intensidade de vento e corrente, onde os dados são separados em faixas de frequência e intensidade durante o período analisado, objetivando observação da interação da hidrodinâmica com a dispersão e difusão das emissões de poluentes.

Mapas de campos médios também foram utilizados para caracterização do ambiente no período estudado, para os três cenários construídos. Além disso, foi feita a caracterização de eventos extremos de enchente e vazante, utilizando mapas de campos médios e transectos em locais estratégicos para análise. Por fim, parâmetros de análise para a tomada de decisão sobre os locais impactados e/ou em risco, como o Índice de Qualidade de Água e o Índice do Estado Trófico foram utilizados.

### 3.5.1. Índice de Qualidade de Água (IQA)

O Índice de Qualidade de Água (IQA) foi criado pela National Sanitation Foundation (NSF) dos Estados Unidos e modificado em 1970 pela Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo (CETESB). O IQA foi desenvolvido para avaliar a qualidade da água bruta visando seu uso para o abastecimento público, após tratamento, sendo que os parâmetros utilizados são em sua maioria, indicadores de contaminação causada pelo lançamento de esgotos domésticos ANA (2018).

O IQA é composto por nove parâmetros com seus respectivos pesos ( $w_{e_i}$ ), que foram fixados em função da sua importância para a conformação global da qualidade da água (Tabela: 3.4). Também consta na Tabela: 3.5, a classificação do IQA feita de acordo com o estabelecido pela ANA (2018), atribuindo zero para uma água com péssima qualidade e 100 para uma água com qualidade ótima.

O valor do IQA respectivo do corpo de água é dado pela Eq. (3.30), onde este índice varia entre 0 e 100. A variável  $qua_i$  representa a qualidade do i-ésimo parâmetro variante entre 0 e 100, obtido do respectivo gráfico de qualidade, em função de sua concentração ou medida (resultado da análise) e,  $w_{e_i}$  é o peso correspondente ao i-ésimo parâmetro fixado em função da sua importância, variando entre 0 e 1.

Tabela 3.4 – Parâmetros de qualidade de água e seu peso ( $w_{e_i}$ ) associado de acordo com ANA (2018).

Parâmetro de Qualidade de Água	Peso ( $w_{e_i}$ )
Oxigênio dissolvido	0.17
Coliformes termotolerantes	0.15
Potencial Hidrogeniônico - pH	0.12
Demanda Bioquímica de Oxigênio	0.10
Temperatura da água	0.10
Nitrogênio total	0.10
Fósforo total	0.10
Turbidez	0.08
Resíduo total	0.08

Tabela 3.5 – Relação do valor de IQA para o estado do Rio Grande do Sul, com sua respectiva qualidade da água, de acordo com ANA (2018).

Faixas de IQA	Avaliação da Qualidade da Água
91-100	Ótima
71-90	Boa
51-70	Razoável
26-50	Ruim
0-25	Péssima

$$IQA = \prod_{i=1}^n qua_i^{w_{e_i}} \quad (3.30)$$

### 3.5.2. Índice do Estado Trófico (IET)

Outro índice que foi utilizado neste trabalho é o Índice do Estado Trófico (IET) ou índice de qualidade trófica da água, que classifica o ambiente aquático em diferentes graus de trofia, no qual são consideradas variáveis diretamente ligadas a processos influentes nos equilíbrios tróficos da água (Baumgarten e Paixão, 2013).

Nesse índice, os resultados referentes às concentrações de fósforo total devem ser entendidos como uma medida do potencial eutrofizante (a causa), já que esse elemento químico atua como um importante agente favorecedor do processo (CETESB, 2007).

De acordo com Seiler (2014), um dos indicadores da biomassa algal é a clorofila-a, um dos pigmentos responsáveis pelo processo fotossintético. Esta é a principal variável indicadora do estado trófico dos ambientes aquáticos e comumente o termo fitoplâncton é utilizado para representá-la. Essa também deve ser entendida como uma medida da resposta do ambiente aquático aos agentes causadores do aumento das concentrações das mesmas (o efeito). Assim, a determinação do IET engloba a causa e o efeito do processo (CETESB, 2007).

Além disso, considerando que para crescerem, florescerem e proliferarem, os produtores primários precisam de nutrientes nitrogenados além dos fosfatados, e que dentre as fontes de nitrogênio para a água se destaca a decomposição da matéria orgânica natural e antrópica (Esteves, 1998). Baumgarten

e Paixão (2013) incluíram no cálculo do IET o nitrogênio total (NT).

Para o cálculo do IET foram consideradas as equações apresentadas no trabalho de Baumgarten e Paixão (2013), onde os autores otimizaram os cálculos dos Índices do Estado Trófico (IET) para o estuário da Lagoa dos Patos. As equações são descritas a seguir:

$$IET_{Cla} = 10 * (6 - ((-0.7 - 0.6 * (\ln(Cla)))/\ln 2) - 20 \quad (3.31)$$

$$IET_{PT} = 10 * (6 - ((-0.42 - 0.36 * (\ln(PT)))/\ln 2) - 20 \quad (3.32)$$

$$IET_{NT} = 54.45 + 14.43 * (\ln NT) \quad (3.33)$$

$$IET_{total} = (IET_{Cla} + IET_{PT} + IET_{NT})/3 \quad (3.34)$$

em que:  $\ln Cla$  é o logaritmo neperiano da concentração da clorofila a ( $\mu g L^{-1}$ );  $\ln PT$  é o logaritmo neperiano da concentração do fósforo total ( $\mu g L^{-1}$ ); NT o nitrogênio total em  $\mu g L^{-1}$  e  $\ln$  o logaritmo neperiano.

Os dados de fósforo e nitrogênio são provenientes dos resultados obtidos pelo modelo de poluentes, por outro lado os dados de clorofila a foram retirados do MODIS (ou espectrômetro de imagem de resolução moderada) que é um instrumento a bordo dos satélites Terra (EOS AM) e Aqua (EOS PM). A partir de imagens multiespectrais desse sensor, foi possível avaliar a variação espaço-temporal de clorofila a em toda a região de estudo para o ano de 2011.

Os dados foram baixados diretamente do site <sup>9</sup> e tratados. O resultado desse tratamento pode ser analisado na Figura 3.9. Os resultados são condizentes com os encontrados por Baumgarten e Paixão (2013) para a região de canal da Lagoa dos Patos, através de medição in situ.

A partir desse cálculo, o valor do IET total deve ser comparado com uma tabela classificatória do nível de trofia do ambiente. Lamparelli (2004) delimitou os valores do IET e criou uma tabela que contempla seis classes para ambientes lóticos (Tabela 3.6).

Tabela 3.6 – Níveis de trofia para ambientes lóticos com base no cálculo do Índice do Estado Trófico total (IET total) (Lamparelli, 2004).

Nível Trófico	IET total
Ultraoligotrófico	$\leq 47$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$> 67$

<sup>9</sup><https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/data/aqua/>

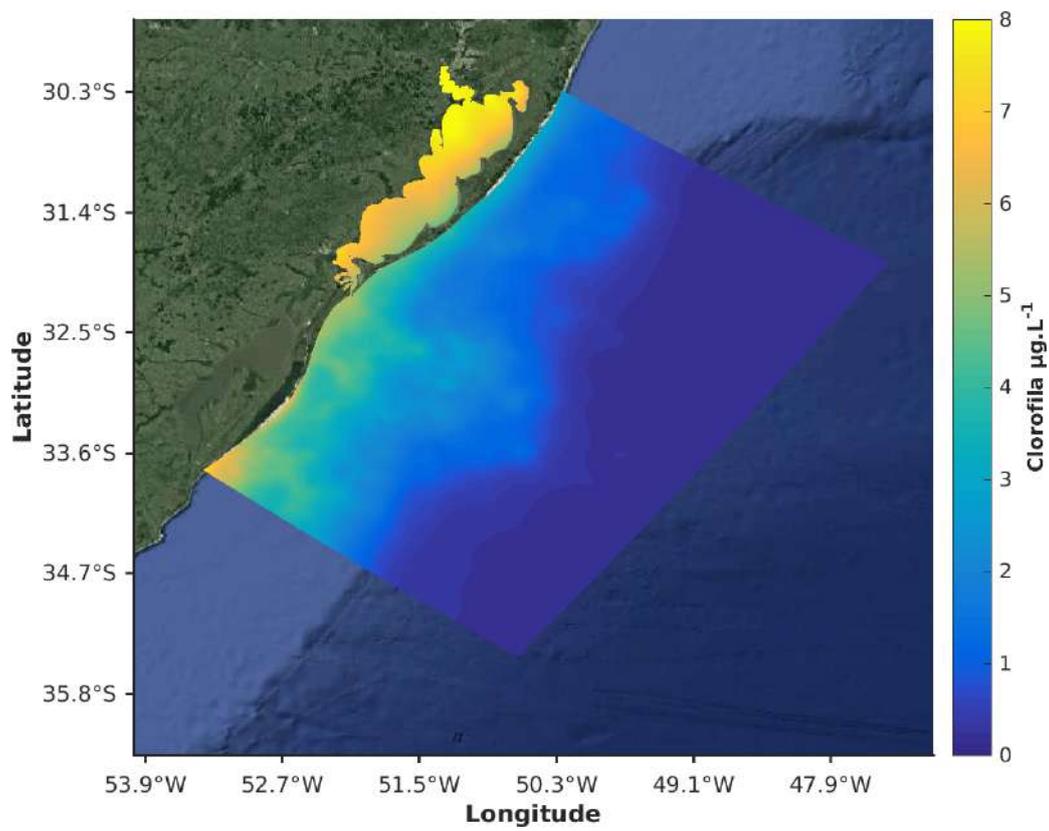


Figura 3.9 – Variação espacial da média de clorofila a. para o ano de 2011.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A avaliação da modelagem dos processos químicos e físicos que ocorrem na Lagoa dos Patos, e em específico na região do Saco da Mangueira, foi realizada em duas etapas:

- I Avaliação dos resultados do modelo hidrodinâmico: consiste da validação do modelo e análise das condições hidrodinâmicas da Lagoa (velocidade, nível, distribuição da salinidade, etc.) para assim, compreender os processos dominantes na dispersão de poluentes (seção 4.1).
- II Avaliação dos resultados do modelo de poluentes: análise das três simulações realizadas, com parâmetros relativos à qualidade de água, com o objetivo de quantificar o grau de contaminação por meio da concentração e as áreas mais atingidas (seção 4.2).

### 4.1. Modelo Hidrodinâmico

Nesta seção serão apresentados os resultados acerca da simulação hidrodinâmica de 365 dias, para o ano de 2011, com passo de salvamento diário, utilizando dados da região da Lagoa dos Patos e da Plataforma Continental Sul Brasileira como forçantes do sistema de modelagem.

Inicialmente foi realizada a validação do sistema de modelagem hidrodinâmico e na sequência os resultados serão comparados com trabalhos de referência da região, a fim de demonstrar a confiabilidade na utilização dos resultados da simulação numérica. Posteriormente, serão abordados os estudos das condições hidrodinâmicas de nível do mar, salinidade e padrões de correntes e ventos para a região de estudo.

#### 4.1.1. Validação do sistema de modelagem hidrodinâmico

As Figuras 4.1 e 4.2 apresentam as comparações entre as séries temporais com dados observados (obs) e os dados modelados (mod), obtidos através da simulação numérica.

A comparação entre as séries temporais de salinidade modeladas e observadas a 3 m de profundidade, indicam que o modelo pode reproduzir as tendências dos dados do campo de salinidade no canal estuarino. Da mesma forma, a comparação entre as séries temporais de velocidade de corrente observadas e as modeladas pelo modelo também indicam que o mesmo pode reproduzir as tendências do sinal de velocidade no canal da Lagoa de Patos.

Tanto para a salinidade, quanto para a velocidade de corrente é possível observar algumas diferenças entre os dados observados e os modelados. Essa subestimação dos valores das séries temporais modeladas, segundo Marques et al. (2017), pode estar relacionada ao uso de um coeficiente de influência espacial constante do vento, ausência de ondas geradas pelo vento na hidrodinâmica ou devido ao uso de conjuntos de dados de baixa resolução espaço-temporal.

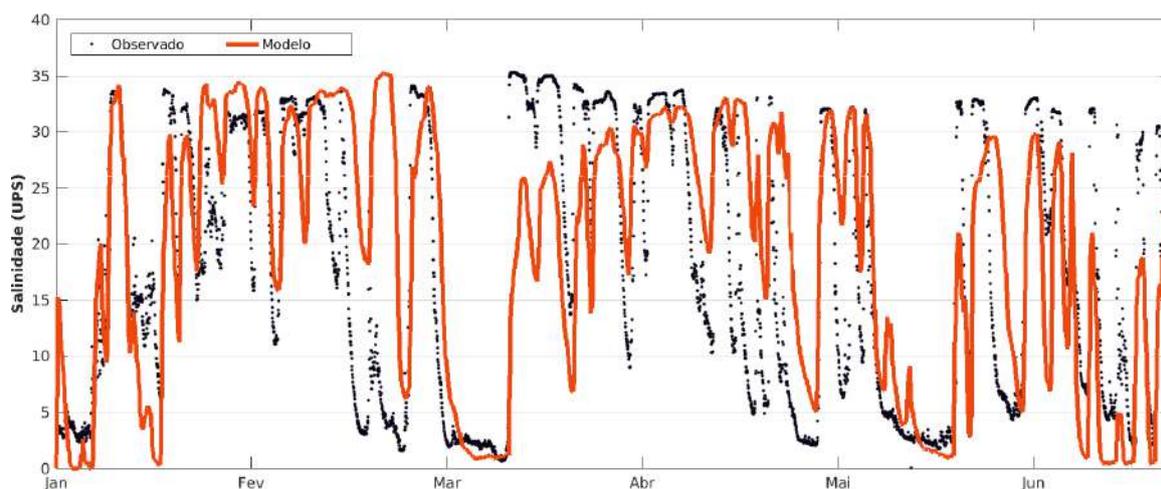


Figura 4.1 – Séries temporais de salinidade observadas e modeladas na Estação da Praticagem.

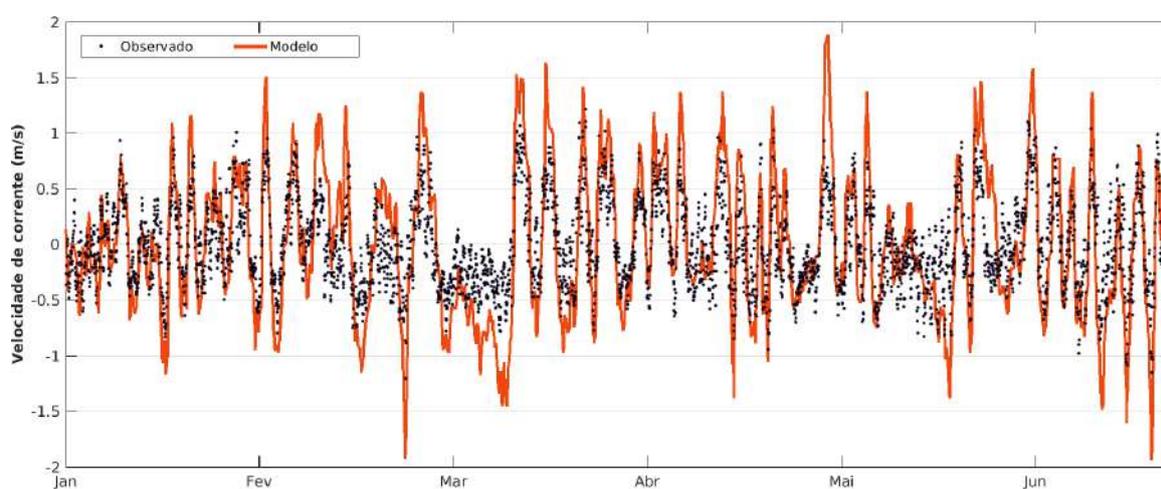


Figura 4.2 – Séries temporais de velocidade observadas e modeladas na Estação da Praticagem.

Conforme a Tabela 4.1, é possível observar que tanto para salinidade quanto para velocidade as médias entre os dados observados e os modelados foram bastante próximas.

O desvio padrão, que representa a medida de dispersão em torno da média, apresentou valores próximos também, entre observados e modelados, porém vale ressaltar que os valores altos para os STD da salinidade são devido a grande variação que ocorre dentro da lagoa entre os períodos de entrada e saída de água salgada do mar, entre os processos de enchente e vazante resultando em períodos intercalados de alta e baixa salinidade. Portanto os valores amostrais pra salinidade estão bem distribuídos em torno da média, já para a velocidade, por não apresentar grandes variações ocorre o oposto, eles estão mais condensados em torno da mesma.

Tanto o RMSE quanto o MAE para salinidade e velocidade estão dentro das faixas de valores esperados e condizentes com os resultados obtidos por Marques et al. (2017), Kirinus et al. (2018) e Leal et al. (2019).

O Índice de Concordância (IC) demonstra a perfeição com que o modelo pode reproduzir a observação, portanto é possível concluir, através da Tabela 4.1, que os dois parâmetros analisados obtiveram resultados satisfatórios (IC próximo a 1). A velocidade de corrente apresentou IC simi-

lar ao encontrado por Kirinus et al. (2018), onde este índice foi aplicado para correntes oceânicas, dessa forma, demonstrando satisfatória capacidade do modelo em reproduzir observações em regiões costeiras e *offshore*.

A variância é uma medida de dispersão que mostra o quão distantes os valores estão da média, logo, se RVAR for igual a 1 significa que ambos os dados, observados e modelados, possuem a mesma relação de distância entre a média. Sendo assim, valores de RVAR demonstram que a variância dos dados observados é superior do que a variância dos dados modelados, e o oposto também é válido para a salinidade e velocidade, respectivamente. Tanto para a salinidade quanto para a velocidade, os valores de RVAR resultaram satisfatórios, ficando bem próximos de 1.

Tabela 4.1 – Estatísticas de salinidade e velocidade das simulações hidrodinâmicas

Parâmetros	Salinidade	Velocidade em V
Média (dados observados)	18.01	0.25
Média (dados modelados)	19.34	0.27
STD (dados observados)	12.08	0.17
STD (dados modelados)	11.56	0.18
Erro quadrático médio (RMSE)	9.50	0.20 m/s
Erro absoluto (MAE)	7.04	0.16 m/s
Índice de concordância de Willmott (IC)	0.83	0.88
Relação de Variância (RVAR)	0.91	1.17

A verificação dos resultados indica que, mesmo com a limitação dos dados observados utilizados, o modelo apresentou uma boa reprodutibilidade para a salinidade e velocidade de corrente, quando comparado com as observações no canal estuarino da Lagoa dos Patos. Deste modo, é possível utilizar o modelo para avaliar a influência da hidrodinâmica da região no tocante a poluição por efluentes na região do estudo, já que os poluentes estão intrinsecamente associados a dinâmica da região sendo advectados e difundidos pelos processos dominantes na hidrodinâmica da região de estudo.

#### 4.1.2. Avaliação do Modelo Hidrodinâmico

##### *Varição Espacial e Temporal*

A variação do vento na região de estudo está representada pela figura 4.3, contendo a intensidade e direção do vento para a região do Saco da Mangueira (Ponto 1 - Figura 4.9), com mínima na escala de 0 a 2 m/s e máxima de 10 m/s variando as direções em todos os quadrantes, entretanto com predominância na direção nordeste e ventos intensos de sudoeste também foram observados.

Machado et al. (2010) explicam a variabilidade da direção dos ventos em todos os quadrantes na região Sul do Brasil devido à sua posição geográfica, localizada em zona de transição climatológica, onde a variabilidade dos ventos está associada aos sistemas de ciclones extratropicais e intertropicais, podendo apresentar a passagem de até 10 frentes frias durante períodos de inverno (Dereczynski e Menezes, 2015; Parise et al., 2009)

Adicionalmente, a elevação média da superfície pode ser visualizada na Figura 4.4, onde os maiores valores se encontram na região do médio estuário, situado entre a cidade de Pelotas e a ponta da

Feitoria. Por outro lado, na região da desembocadura e zona costeira adjacente, são observados os menores valores de elevação do nível.

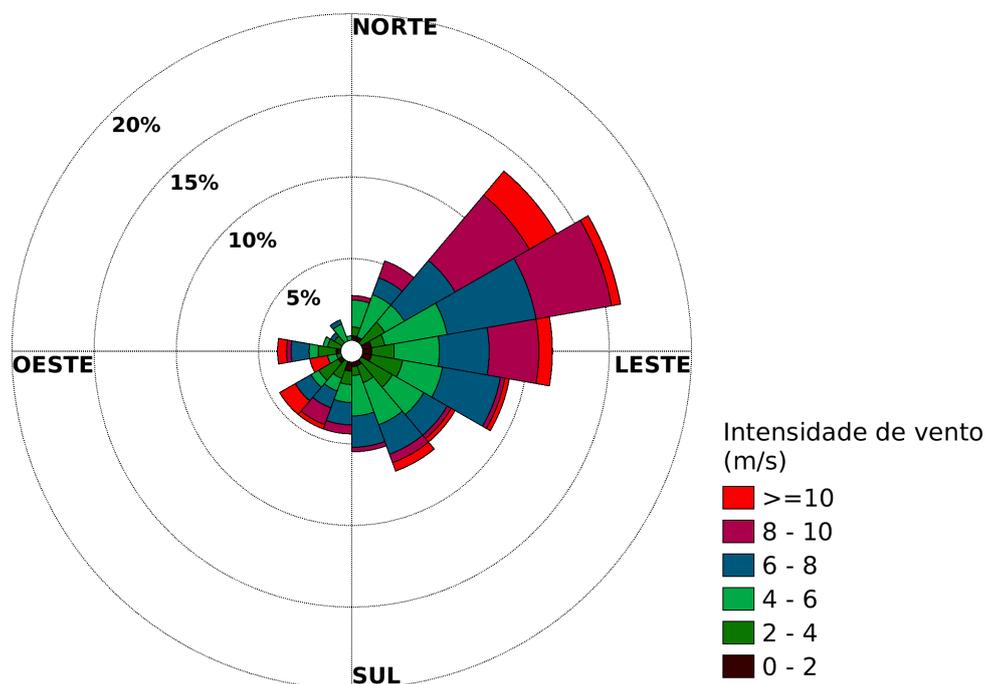


Figura 4.3 – Histograma de intensidade do vento para o ponto 1, localizado no interior do Saco da Mangueira.

De acordo com Möller e Castaing (1999) estes padrões resultam, principalmente, devido à ação local dos ventos, predominantemente atuando de nordeste e também devido à contribuição dos rios Guaíba e Camaquã, causando maiores valores de elevação conforme a aproximação do setor norte (mais interno) da lagoa.

Este regime de nível médio anual elevado dentro do corpo lagunar é esperado, visto que a alta descarga dos rios promove a manutenção de um gradiente de escoamento no sentido *offshore*. Além disso, os molhes da barra de Rio Grande também acentuam este resultado ao restringir escoamentos de vazante na região. Na região próxima aos molhes, percebe-se menores valores de nível do mar devido a constante intrusão de água salina nesta região, mantendo o nível médio semelhante ao da região costeira.

Analisando dois dias distintos, um com vento do nordeste e outro com vento do sudoeste, é possível observar o comportamento do Saco da Mangueira com relação a elevação do nível do mar. Com os ventos do nordeste (Figura 4.5 A), a água se empilha em direção a extremidade mais interna da enseada (Lagoa Verde), enquanto que, com ventos do sudoeste (Figura 4.5 B), a água tende a se acumular em direção a Ponte dos Franceses (Ponto 2 - Figura 4.9). Estes desníveis internos estabelecem gradientes barotrópicos de pressão entre a entrada da enseada e o estuário principal, forçando água para dentro e para fora do Saco da Mangueira, respectivamente (Monteiro et al., 2005; Fernandes et al., 2007).

Fernandes et al. (2007) afirma que a resposta à ação do vento local sobre a área é instantânea e muito importante para a circulação interna, onde o transporte de água de uma extremidade à outra

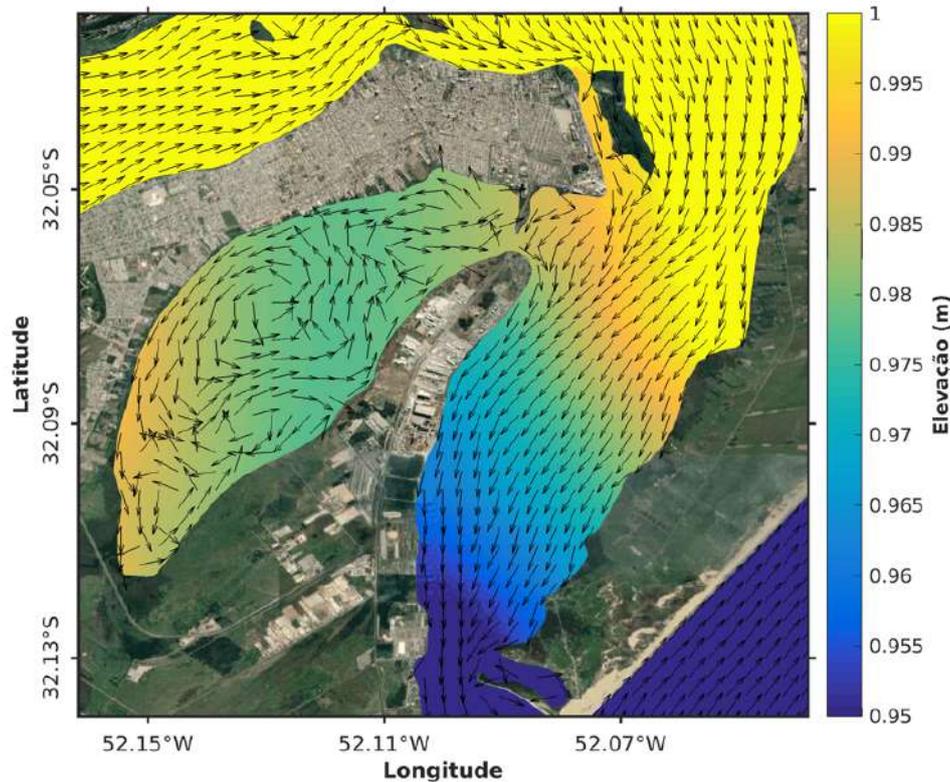


Figura 4.4 – Campo médio da elevação do nível do mar, com os vetores representando a direção da velocidade de corrente média para um 1 ano de simulação.

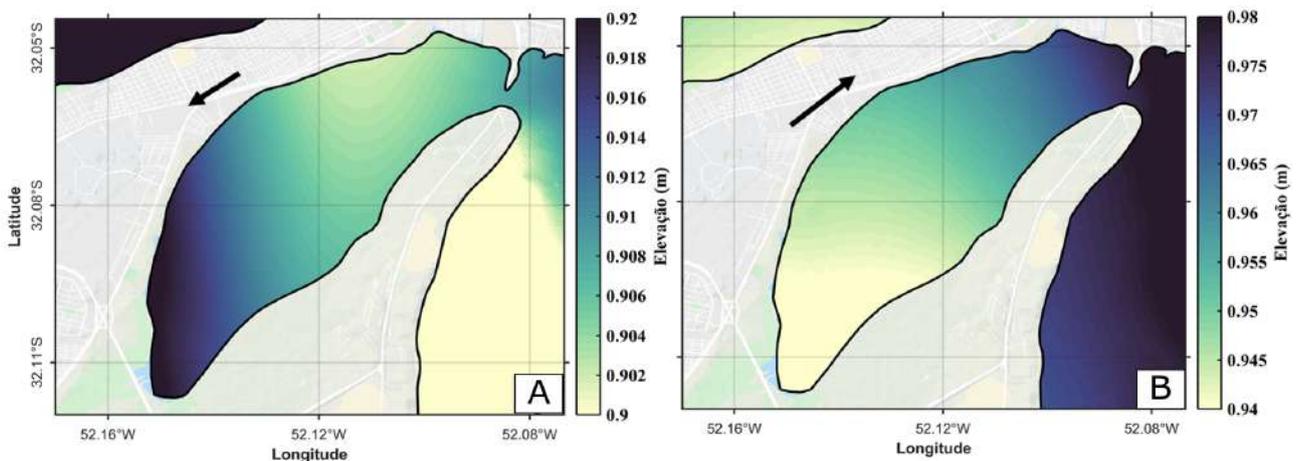


Figura 4.5 – Variação espacial da elevação do nível do mar para um dia com vento do nordeste (A) e para um dia com vento do sudoeste (B), com os vetores representando a direção do vento.

controla a oxigenação e ressuspensão de sedimentos e nutrientes de acordo com a direção do vento. A ação combinada da circulação interna e as trocas entre o Saco da Mangueira e o canal principal de acesso impede a ocorrência de condições anóxicas.

Com relação à estrutura salina, a Lagoa dos Patos apresenta variações na ordem de 0 a 34 de salinidade. De acordo com Möller et al. (1996) e Möller et al. (2001) a combinação da ação local e não local do vento é o principal mecanismo de introdução de sal dentro do estuário, favorecido pela baixa

descarga dos rios apresentada para 2011. A Figura 4.6 apresenta o campo médio de salinidade na camada superficial e de fundo do modelo. Devido a maior concentração de sal e, conseqüentemente, massa específica, as maiores salinidades ocorrem no fundo do estuário (Figura 4.6 B ). Ao fundo, a incursão da salinidade estuário adentro pode ser guiada pelo canal de navegação formando uma corrente de circulação estuarina do tipo cunha salina (de Miranda, 2002)

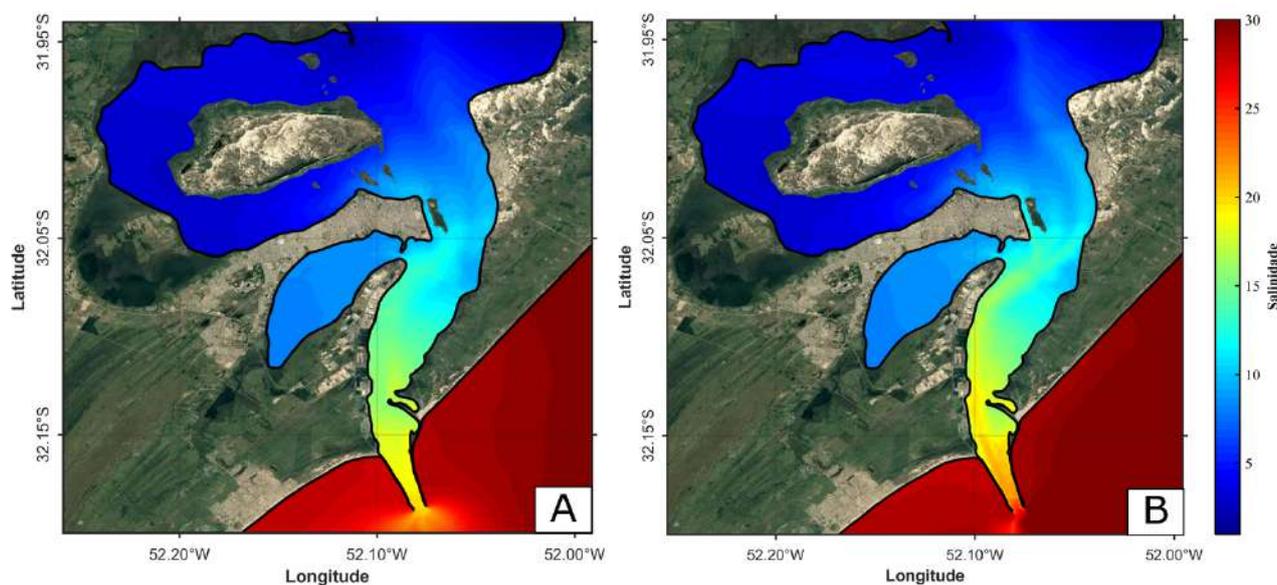


Figura 4.6 – Campo médio da salinidade na camada superficial (A) e de fundo (B) para um 1 ano de simulação.

Para analisar as mudanças de salinidade no Saco da Mangueira, foi utilizado um evento de enchente caracterizado por um vento do sudoeste (Figura 4.7) e séries temporais de salinidade retiradas em três pontos distintos (Figura 4.8), situados nas duas extremidades da enseada e um ao centro (Figura 4.7), durante um período simulado.

Com desníveis positivos no estuário (elevação maior na fronteira oceânica devido à ação de ventos do quadrante sul) o gradiente de pressão barotrópico força a entrada de água no estuário e, conseqüentemente, no Saco da Mangueira (Figura 4.5 B), como é observado através dos valores de salinidade mais elevados na entrada da enseada (Figura 4.7).

No ponto 3, da Figura 4.7, região próxima a entrada do Saco da Mangueira, foram encontrados valores de salinidade em torno de 20 para o evento mais forte de vento sudoeste do período de estudo, por outro lado, na extremidade oposta foi encontrado valor em torno de 10. Estes valores foram próximos aos obtidos in situ por Baumgarten et al. (2001) em um episódio de vento de sudoeste no mês de julho de 1995, onde os autores observaram salinidade 15 próximo à entrada da enseada e salinidade 7 na outra extremidade.

De acordo com Fernandes et al. (2007), os resultados do ponto 3 indicam que a entrada no Saco da Mangueira se estratifica principalmente durante períodos de ventos de SW (valores positivos). Os eventos de vento SW mais fortes também produzem estratificação no ponto 2, mas não suficientes para estender a estratificação até o ponto 1, como pode ser visto na Figura 4.7. Esta condição de estratificação do Saco da Mangueira se deve a baixa profundidade da região associada a constrição de

fluxos na desembocadura, enquanto que o restante da região predominam processos de mistura.

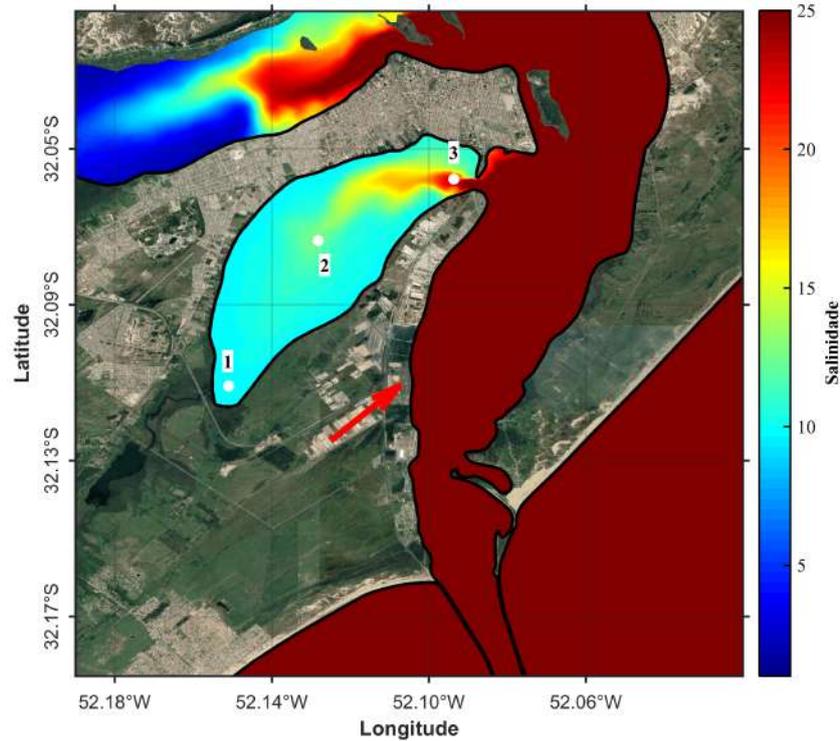


Figura 4.7 – Variação espacial da salinidade para um dia de vento do sudoeste (representado pela seta vermelha).

Para analisar a estratificação horizontal no Saco da Mangueira, as séries temporais de salinidade foram extraídas em três pontos ao longo do eixo principal da enseada (Figura 4.8), como já mencionado anteriormente. Os resultados mostram claramente uma maior variabilidade nos dados do ponto 3 do que nos dados dos pontos 1 e 2, os quais apresentaram séries temporais de salinidade bem semelhantes.

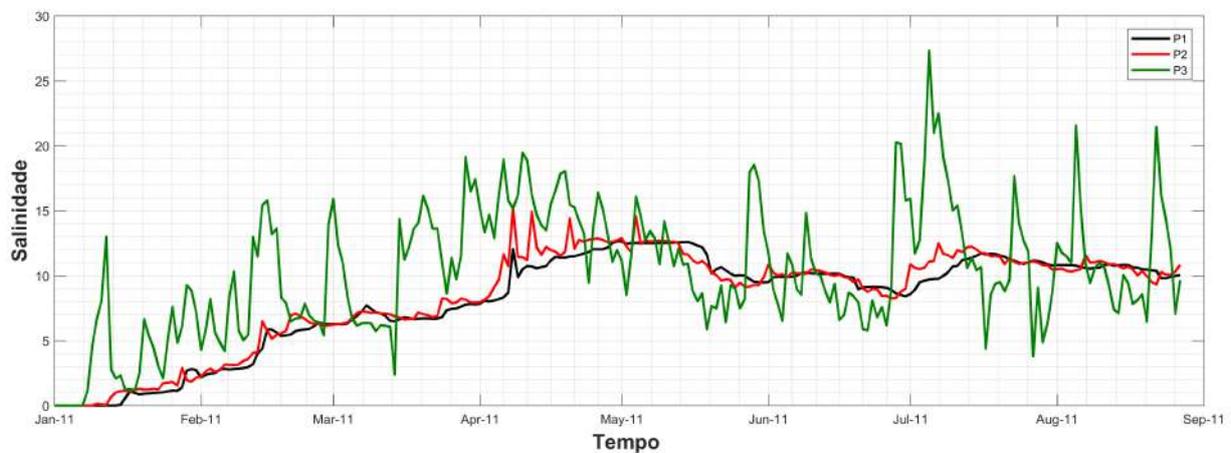


Figura 4.8 – Variação temporal da salinidade para três pontos dentro do Saco da Mangueira.

Para uma melhor avaliação da região estuarina, foram analisados seis pontos distintos, conforme Figura 4.9. O ponto 1 localiza-se centralizado dentro da enseada do Saco da Mangueira, região essa de lançamento de poluentes por 43 fontes localizadas em suas margens. Ao passo que o ponto 2 está localizado no estreito que conecta o Saco da Mangueira ao baixo estuário da Lagoa dos Patos, região da Ponte dos Franceses, local de extrema importância, haja vista a ocorrência de troca de fluxos entre os dois sistemas dinâmicos supracitados.

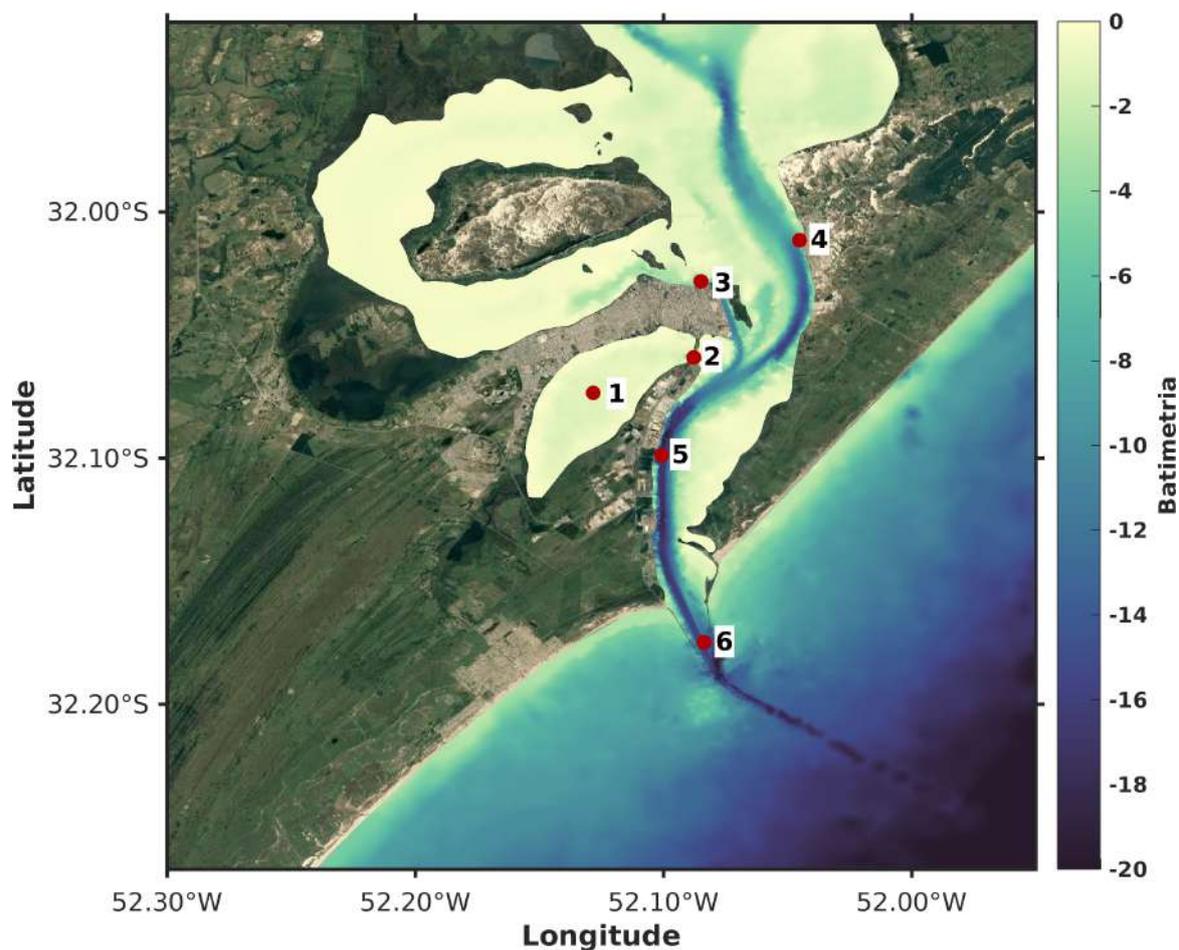


Figura 4.9 – Posição dos seis pontos de interesse na região do estuário da Lagoa dos Patos.

Mais acima, os pontos 3 e 4 contemplam as regiões do Porto Velho e da cidade de São José do Norte, respectivamente. Os dois foram escolhidos para servirem de marcadores de distância dos poluentes, visto que em situações de enchente da Lagoa esses locais podem ser afetados.

O ponto 5 fica localizado na região do Super Porto, no canal de acesso do estuário, região essa que possui maior hidrodinâmica e fluxos mais fortes, provocando um maior direcionamento dos poluentes. Por fim, o ponto 6 está localizado na saída dos Molhes da Barra e foi utilizado para identificar eventos de vazante e enchente, e assim foi possível observar momentos em que os poluentes são extravasados do estuário.

O padrão de circulação na região de estudo foi analisado através de séries temporais de elevação do nível do mar nos seis pontos discutidos anteriormente (Figura 4.9) para o período estudado, entretanto, a variação do nível do mar foi mínima entre os pontos 2, 3, 4 e 5, sendo assim, somente os pontos 1, 2 e 6 apresentaram características distintas e serão descritos.

É possível analisar na Figura 4.10, que quando a elevação nos pontos 1 (interior do Saco da Mangueira) e 2 (Ponte dos Franceses) é superior a elevação no ponto 6 (Molhes da Barra), a região se encontra em condições de vazante, com o fluxo de água saindo da Lagoa dos Patos em direção ao Oceano Atlântico. O inverso ocorre quando a elevação do ponto 6 é superior a elevação nos pontos 1 e 2, ocorrendo, portanto, períodos de enchente.

As séries temporais demonstram uma forte relação entre a elevação na enseada e a elevação no estuário (Monteiro et al., 2005, 2006). Möller et al. (1996), Möller et al. (2001), e Fernandes et al. (2002) afirmam que devido a hidrodinâmica do baixo estuário ser controlada pelo vento não-local, esse tem efeito direto sobre a hidrodinâmica do Saco da Mangueira.

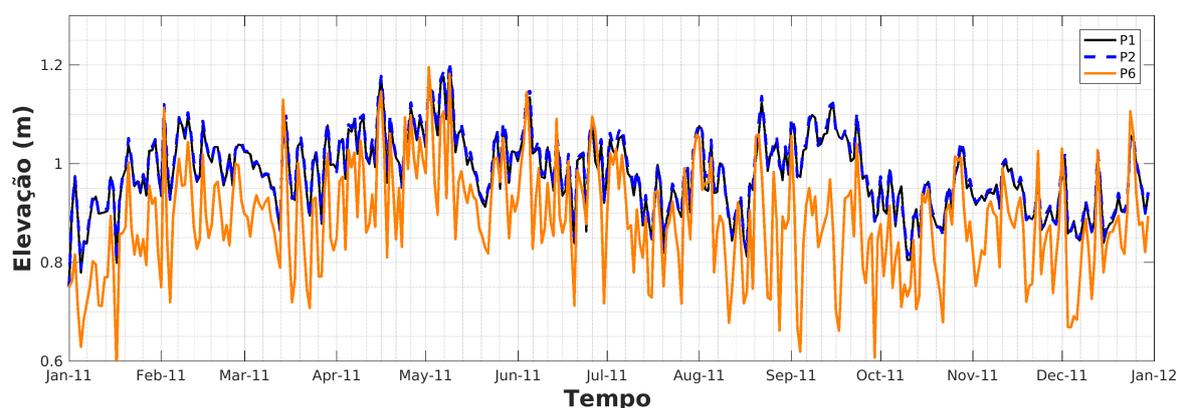


Figura 4.10 – Séries temporais de elevação da superfície para os pontos 1, 2 e 6.

Para a análise dos padrões de correntes da simulação hidrodinâmica foram utilizados histogramas (Figura 4.11), para os seis pontos descritos, onde os dados foram separados em faixas de frequência e intensidade durante o intervalo de tempo analisado.

Para o ponto 1 (interior do Saco da Mangueira) a intensidade de corrente (Figura 4.11 A) é considerada baixa, com predominância nos quadrantes nordeste e sudoeste, variando de 0.025 a 0.050 m/s. Já para o ponto 2 (Ponte dos Franceses, Figura 4.11 B) a intensidade variou de 0.025 a 0.125 m/s entre os quadrantes sudoeste e nordeste, essa maior variação de velocidade de corrente deve-se às maiores profundidades na região e interações com o canal de acesso à Lagoa.

Nos pontos 3 e 4 (Figura 4.11 C e D) as intensidades variaram de 0.15 a 0.3 m/s, diferenciando suas direções nos quadrantes nordeste e sudoeste para o ponto 3 e nos quadrantes norte e sul para o ponto 4.

As intensidades mais altas ocorreram nos pontos 5 e 6 (Figura 4.11 E e F), 0.15 a 0.6 m/s e 0.15 a 0.75 m/s, respectivamente, devido a maior hidrodinâmica da região onde se encontram. Esse maior potencial hidrodinâmico é condicionado principalmente pelo decréscimo exponencial da área da seção transversal na direção do oceano (Möller et al., 1996), e a direção predominante do fluxo está associada com a forma do estuário.

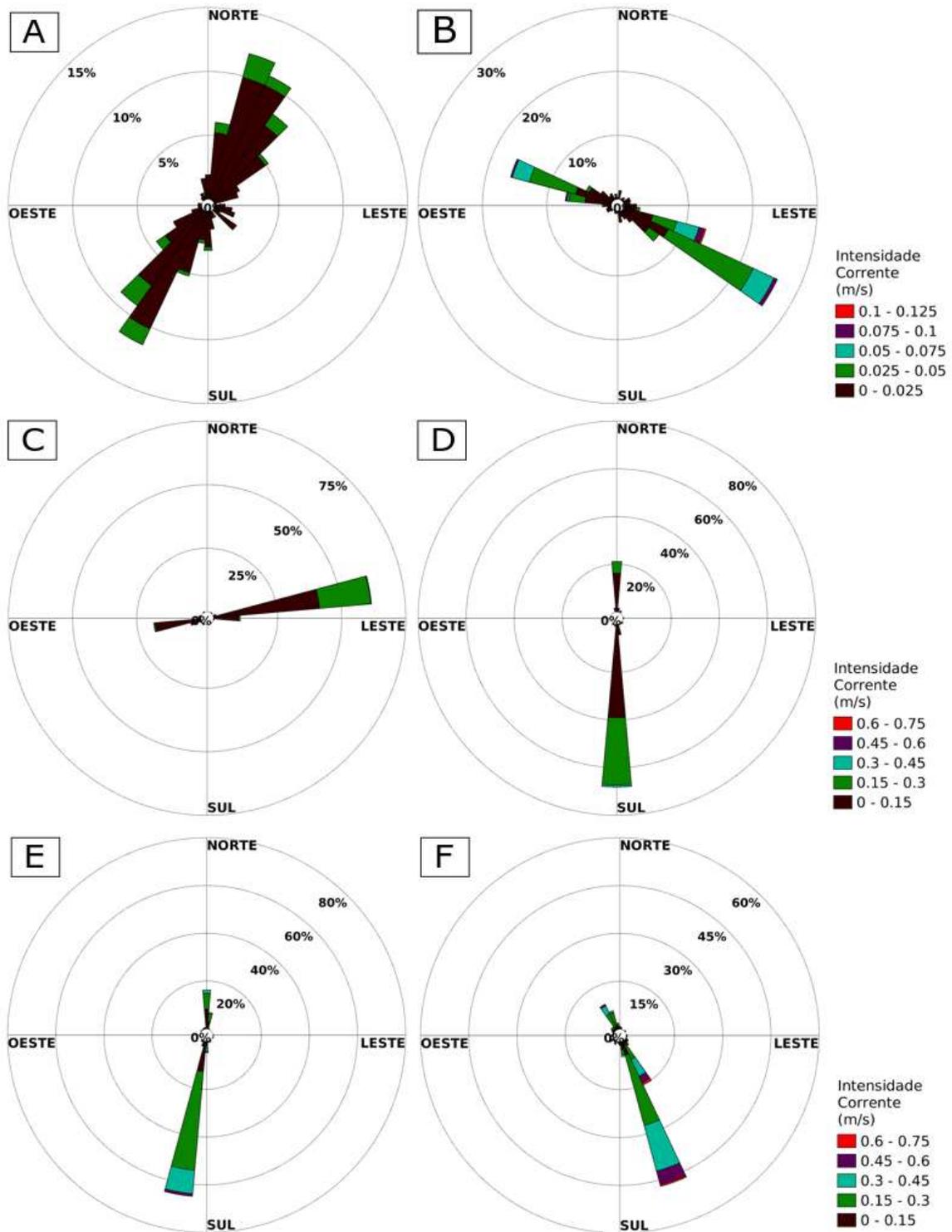


Figura 4.11 – Histograma de intensidade de corrente para os pontos: 1 (A), 2 (B), 3 (C), 4 (D), 5 (E) e 6 (F).

## 4.2. Modelo de Poluentes

Nesta seção serão apresentados os resultados dos três cenários propostos, por um período de 230 dias de simulação, para o ano de 2011. Serão abordadas as variações de coliformes, DBO, amônia e fósforo, eventos extremos e parâmetros de análise de qualidade de água.

### 4.2.1. Avaliação do Modelo de Poluentes

Primeiramente, é de grande valia salientar que, todos os resultados apresentaram valores subestimados quando comparados com a literatura de trabalhos similares na mesma região. Isso deve-se a dificuldade de quantificar a carga total de poluentes que é despejada diariamente na enseada do Saco da Mangueira, visto a existência de muitos lançamentos clandestinos. Outro ponto contribuinte foi a ausência da carga de efluentes industriais, que de acordo com Niencheski e Baumgarten (2007) e Baumgarten e Paixão (2013) tem grande contribuição na poluição desta enseada, e por fim todos os cenários serão apresentados através de campos médios, removendo efeitos de máximos de contaminação.

Em geral, os resultados mostraram que há uma variação da magnitude das concentrações das variáveis analisadas entre os cenários simulados, no qual estas foram maiores principalmente nas áreas mais próximas aos lançamentos na enseada. Ao longo do corpo lagunar há uma baixa diferença de concentração entre os cenários simulados se comparado as diferenças para a região citada.

A Figura 4.12 apresenta os mapas do campo médio de distribuição da concentração de coliformes para os três cenários simulados. Como já era esperado, o cenário 1 apresentou as menores concentrações, tendo como máxima concentração em torno de  $1.3 \cdot 10^3$  NMP/100ml, e um decréscimo conforme os contaminantes se dispersam desta região. Por outro lado, o cenário 3 apresentou as maiores concentrações, chegando a  $1 \cdot 10^4$  NMP/100ml.

Este resultado apresenta valores médios, sendo possível visualizar nos três cenários a presença da maior concentração próximo às bordas do Saco da Mangueira, local esse de emissão definido no modelo. O padrão de dispersão médio se mantém nos três cenários, apresentando menores concentrações nas regiões centro-oeste e a dispersão mais extensa é perceptível no cenário 3, atingindo o molhe oeste com valores em torno de 625 NMP/100ml (Figura 4.12 E.).

Ao observar os três cenários fica evidente as maiores concentrações na água dessa área da enseada quando comparada ao canal, onde há menor acúmulo de contaminantes, devido a sua significativa hidrodinâmica, fato também observado por Baumgarten (2010). Segundo Niencheski e Baumgarten (2007) os níveis totais de contaminação por coliformes na enseada ilustram claramente o problema da descarga de efluentes não tratados pelas plantas de processamento de alimentos (processamento de peixes e grãos) e efluentes domésticos, pois esse grupo de bactérias inclui muitas espécies além das bactérias fecais encontradas em efluentes orgânicos não tratados.

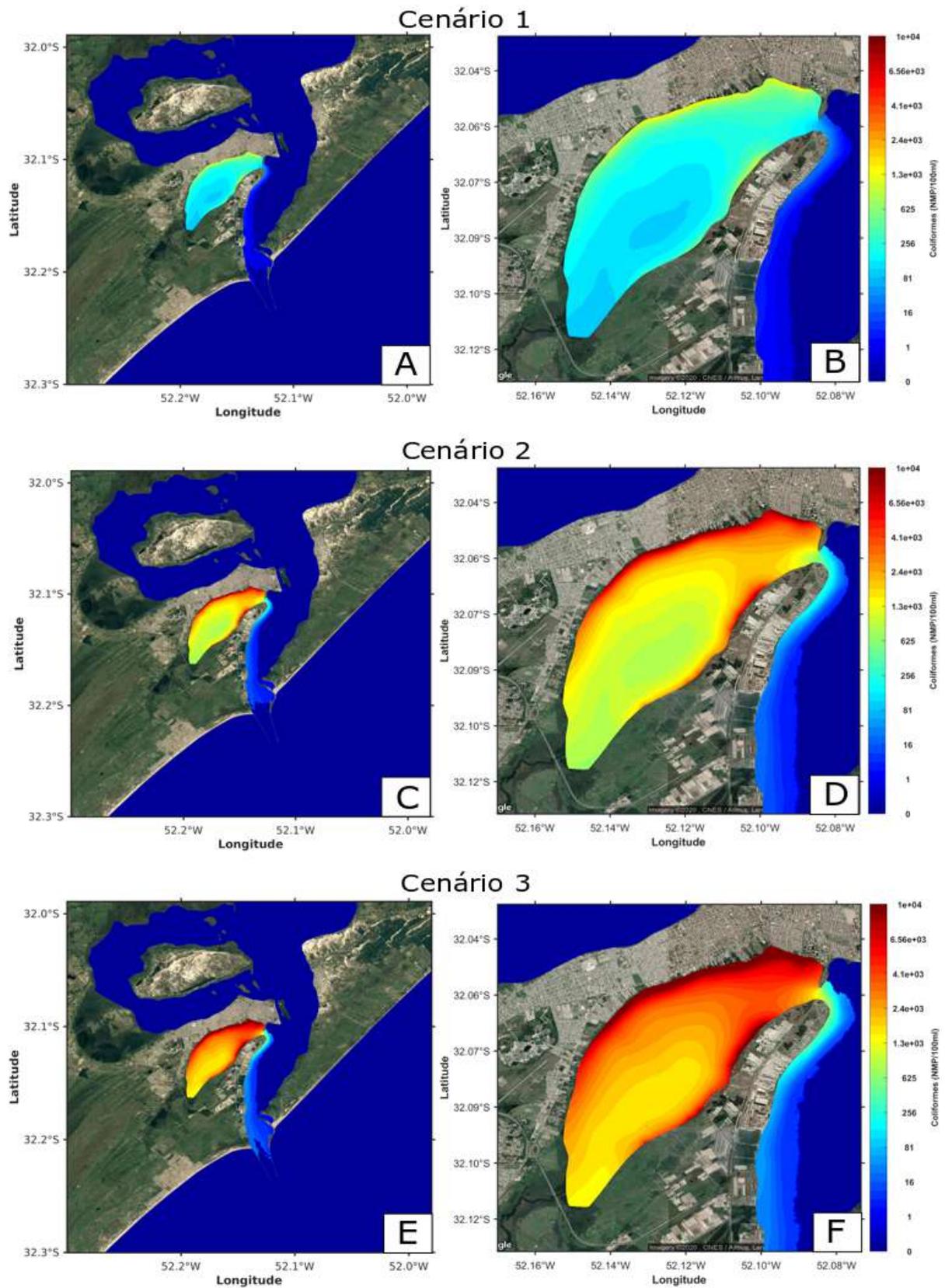


Figura 4.12 – Mapas do campo médio da concentração de coliformes para 230 dias de simulação na camada superficial do modelo para os três cenários.

Nas regiões próximas ao lançamento de efluentes (ponto 1 e 2) o impacto na magnitude das variáveis torna-se expressivamente diferente, podendo-se observar na Figura 4.13 que nos cenários mais impactantes ao sistema (cenário 2 e 3), as concentrações encontradas ultrapassaram os padrões legais apresentados na Resolução CONAMA 357/2005 e Norma Técnica da FEPAM N° 003/95. Em contrapartida as outras variáveis analisadas, para os três cenários, se mantiveram dentro dos padrões legais.

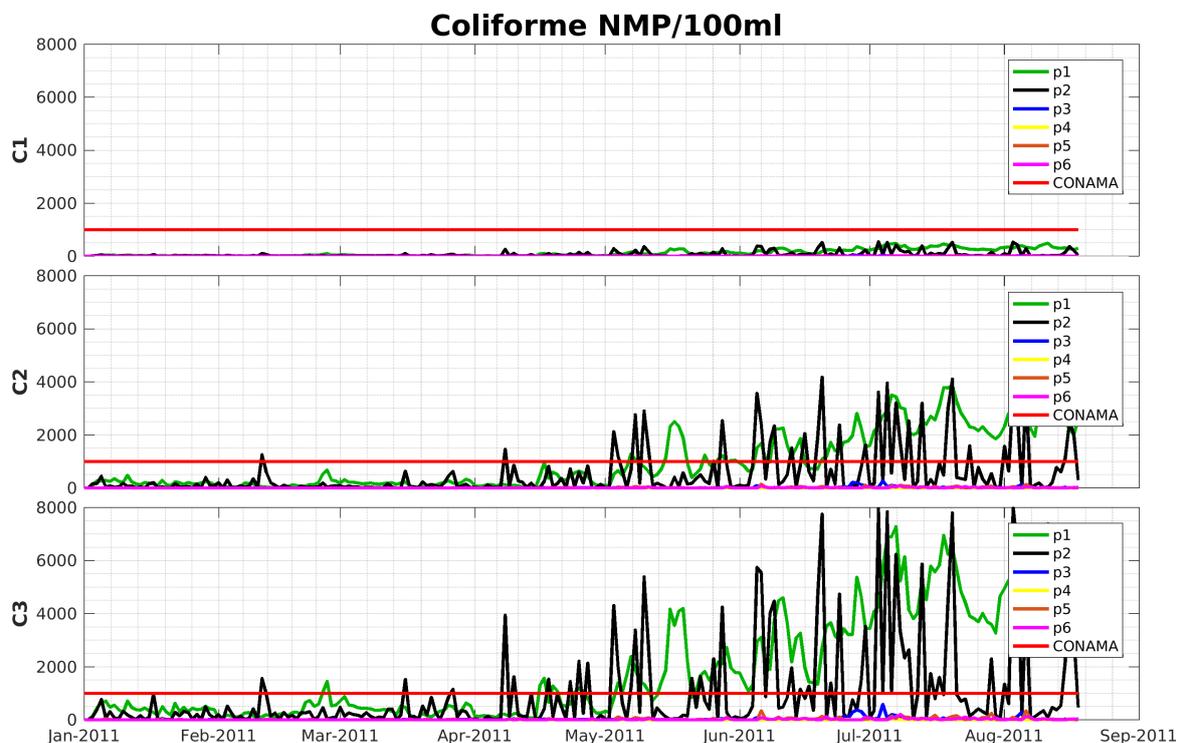


Figura 4.13 – Série temporal da concentração de coliformes para 230 dias de simulação nos seis pontos abordados, para os três cenários.

Na Figura 4.14 pode-se observar a concentração da amônia nos três cenários simulados, ficando novamente evidente a maior concentração no cenário 3, onde o máximo valor encontrado foi de 0.062 mg/L nas margens da cidade. Seiler (2014) encontrou na área interior, central e desembocadura do Saco da Mangueira, concentrações médias de amônia similares, corroborando o impacto ambiental que os despejos clandestinos causam nesta região.

Niencheski e Baumgarten (2007) também encontraram valores mais altos perto da cidade de Rio Grande, embora com picos de concentração mais baixos do que os encontrados em estações de monitoramento próximo ao distrito industrial. Os autores justificaram que a contaminação nessas áreas é causada pela descarga de efluentes orgânicos domésticos e industriais, sem tratamento ou com tratamento insuficiente, pois uma grande quantidade de matéria orgânica é liberada na forma de nutrientes. Além disso, os efluentes são descarregados com altos níveis de compostos amoniacais e fosfáticos dissolvidos.

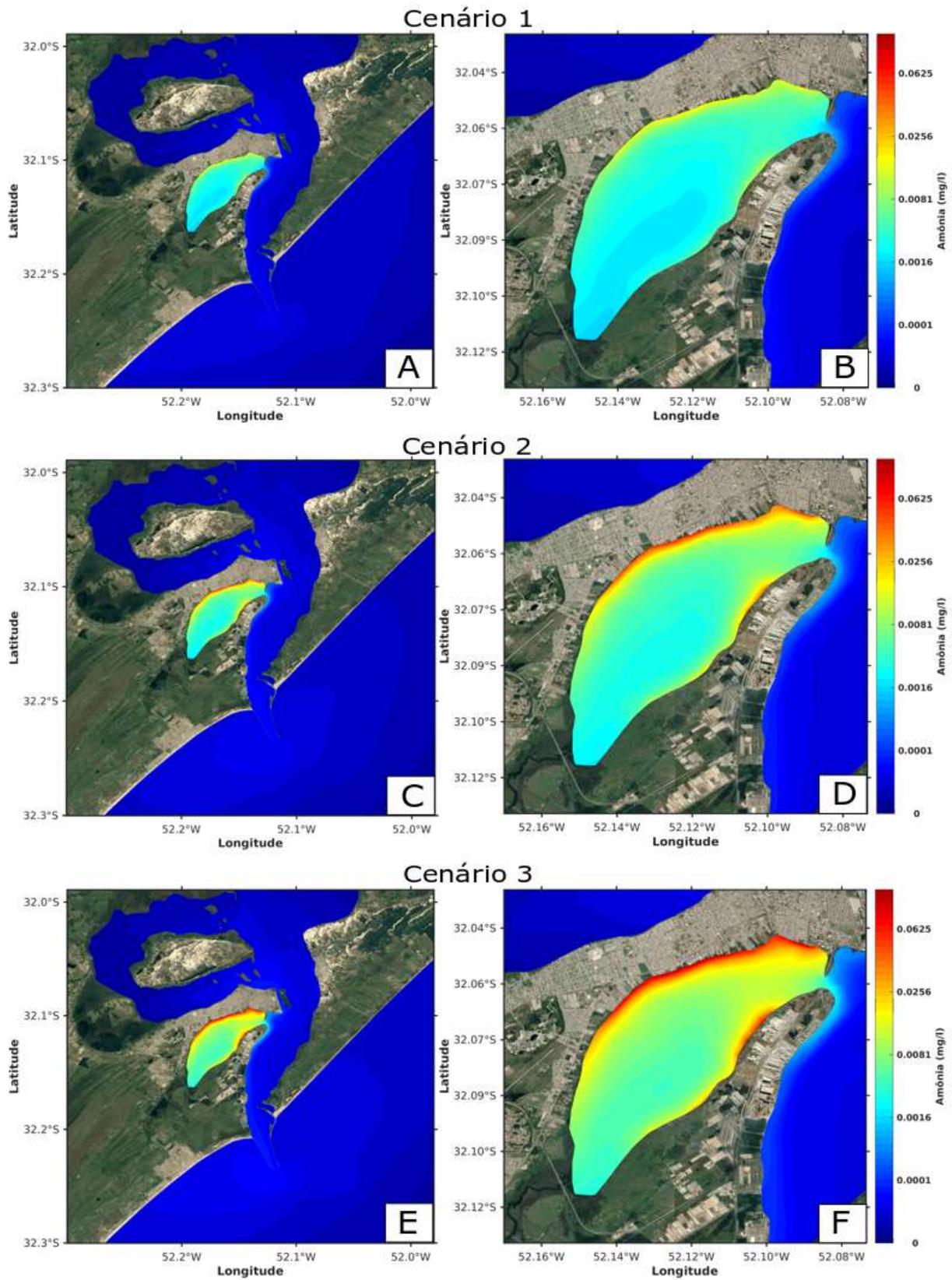


Figura 4.14 – Mapas do campo médio da concentração de amônia para 230 dias de simulação na camada superficial do modelo para os três cenários.

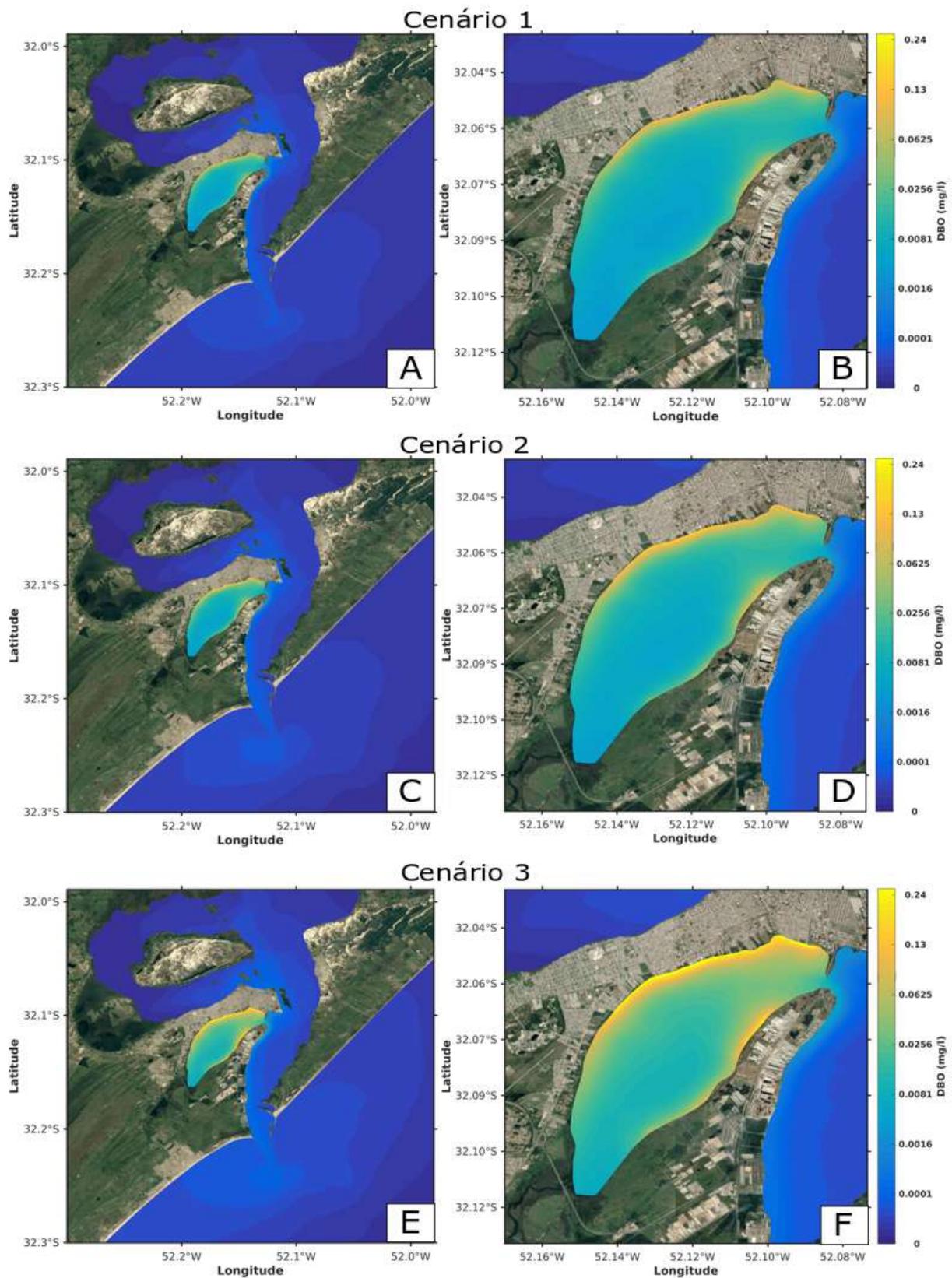


Figura 4.15 – Mapas do campo médio da concentração de DBO para 230 dias de simulação na camada superficial do modelo para os três cenários.

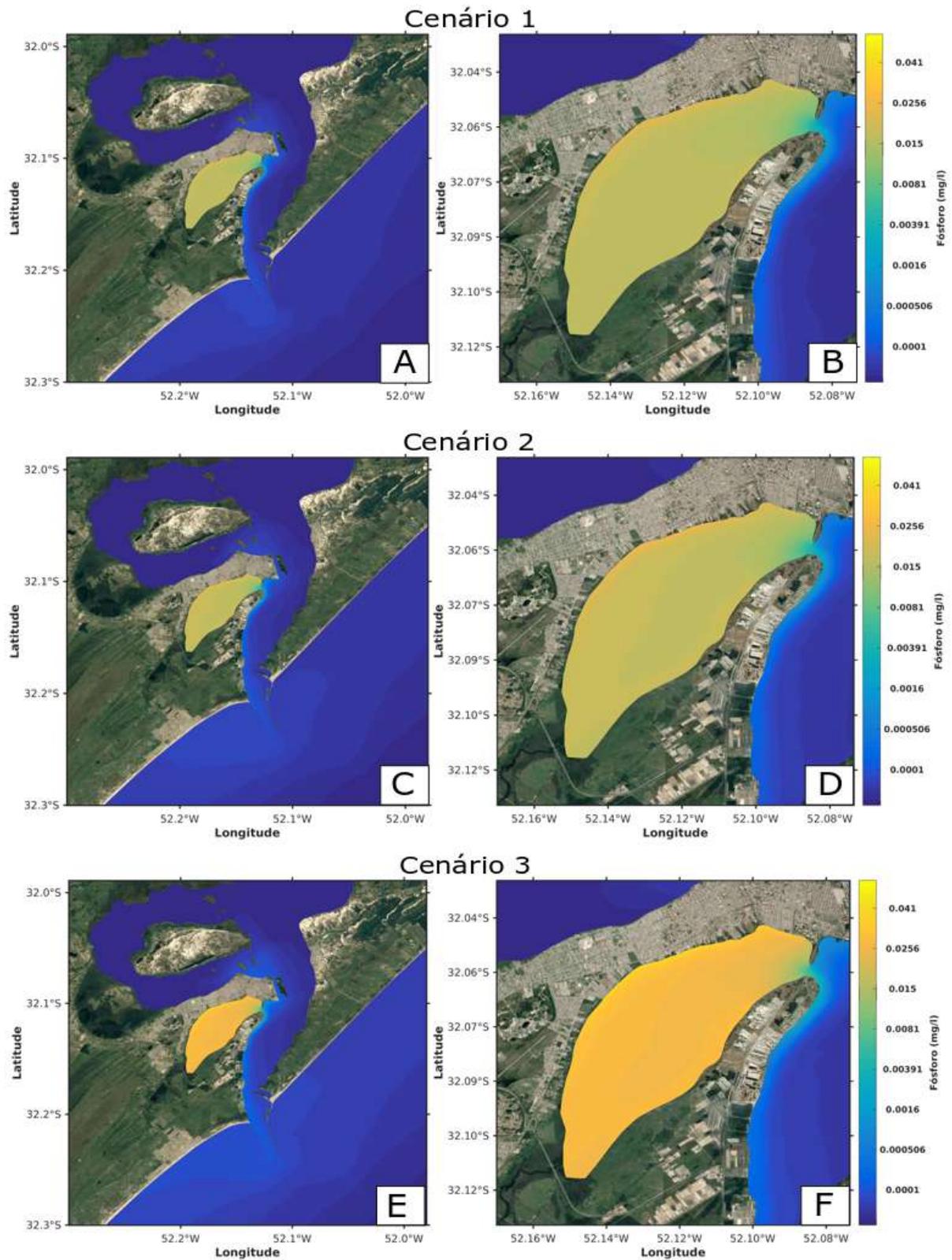


Figura 4.16 – Mapas do campo médio da concentração de fósforo para 230 dias de simulação na camada superficial do modelo para os três cenários.

Analogamente, a influencia da carga poluidora no estuário em relação a DBO aumenta no cenário 3 (Figura 4.15), apresentando ainda elevado padrão de dispersão na região costeira adjacente aos molhes da barra de Rio Grande. Demonstrando que apesar das fontes poluidoras estarem influenciando diretamente o Saco da Mangueira, seu impacto indireto se projeta para além da área estuarina.

Para a concentração de fósforo, nos três cenários (Figura 4.16), os valores foram próximos, provavelmente devido aos valores de entrada impostos no modelo terem pouca amplitude de diferença entre os cenários (Tabela 3.1). O máximo encontrado foi de 0.041 mg/L no cenário 3, valor bem abaixo do encontrado por Baumgarten (2010), devido desconsideração de efluentes das indústrias de fertilizantes, que segundo a autora predominam sobre o aporte de fósforo na região.

A avaliação espacial média destes parâmetros permitiu concluir o alcance geográfico médio da dispersão de cada traçador, demonstrando ainda a permanência de altas concentrações próximas as fontes emissoras e uma taxa de mistura e difusão continua no sentido da desembocadura do estuário. Aliado a essas características, o canal de navegação também possui importância no transporte dos contaminantes, por possuir velocidade de correntes mais elevadas e por contribuir para a transferência de fluxo entre vazante e enchente, promovendo mistura.

#### **4.2.2. Avaliação de Eventos Extremos de Enchente e Vazante**

Para avaliar os eventos extremos, o terceiro cenário foi escolhido, visto que este apresenta as concentrações mais elevadas de poluentes. Os dias para representação dos eventos foram escolhidos de acordo com a direção do vento, pois de acordo com Möller et al. (2001) o padrão de circulação da Lagoa dos Patos é fortemente controlado pela intensidade e direção dos ventos em situações em que a intensidade da descarga fluvial é média ou baixa.

Também foram escolhidas duas áreas (transectos) para visualização vertical da dispersão de coliformes, onde o primeiro transecto (T1) está localizado na desembocadura da enseada e o segundo (T2), encontra-se paralelamente a saída da enseada, iniciando no canal de navegação do Porto Novo se estendendo até o bairro Mangueira (Figura 4.17).

Os períodos de enchentes são caracterizados pela entrada de água salgada do oceano em direção ao interior do estuário da Lagoa dos Patos, favorecida pela ação dos ventos de quadrante sul, portanto esse evento foi escolhido no dia 217, tendo predominância da direção do vento de sudoeste (Figura 4.18 A).

É possível visualizar na Figura 4.18 B, que a concentração de coliformes é menor na porção mais interna do Saco da Mangueira do que na região de entrada (Ponte dos Franceses). Isso, de acordo com Baumgarten (2010) deve-se a entrada de água estuarina na enseada, ocasionando uma diluição dos contaminantes na mesma e também ocorrendo uma exportação desses para a parte mais interna da Lagoa dos Patos, chegando até o ponto 3 (Ilha da Pólvora). Além disso, o padrão hidrodinâmico do evento de enchente promove o acúmulo de contaminantes na desembocadura da enseada e também a dispersão da pluma de coliformes para norte, atingindo o alto estuário.

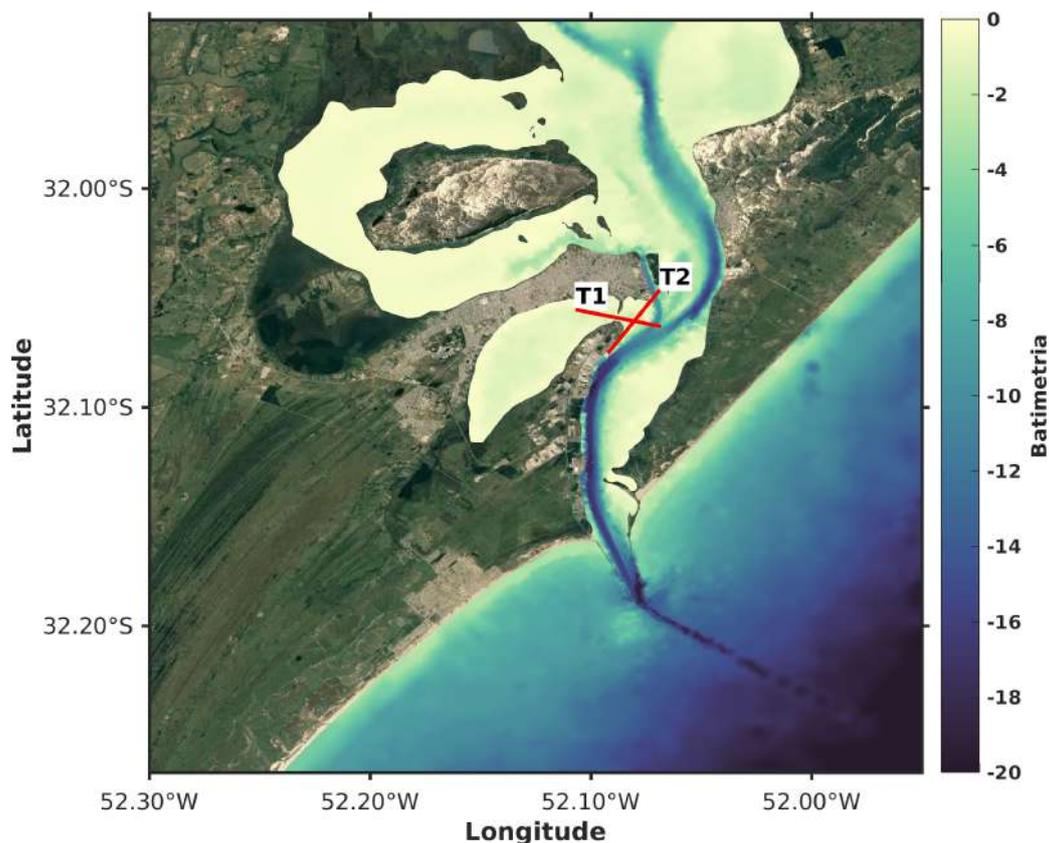


Figura 4.17 – Localização da posição dos dois transectos utilizados.

O transecto 1 (Figura 4.18 C), localizado dentro da desembocadura do Saco da Mangueira, englobando parte do canal de acesso, demonstra as direções de corrente divergindo, em uma parte entrando na extremidade superior da enseada e outra parte seguindo pelo canal principal, em direção ao interior do estuário. Este processo ocorre devido a alta profundidade do canal abaixo da Ponte dos Franceses (14m) em relação às profundidades rasas do Saco da Mangueira e adjacências.

Neste canal (Figura 4.18 C), dois processos ocorrem: (I) Com o aumento da profundidade, as correntes dissipam momento reduzindo a intensidade da velocidade ao se espalhar pela área extra disponível no canal; (II) por consequência, esta variação batimétrica gera um salto hidráulico tanto a montante quanto a jusante do canal impulsionando a intensidade da corrente nos dois sentidos. Neste caso, também houve o direcionamento da pluma de coliformes em direção ao canal de navegação do Porto Novo (Figura 4.18 B).

Adicionalmente, o transecto 2 (Figura 4.18 D), paralelo ao Saco da Mangueira, mostra com clareza as maiores concentrações na sua parte superior, ou seja, o poluente conseguindo se deslocar em direção a Ilha da Pólvora mesmo com a entrada de água salgada dentro do estuário.

Os eventos de vazantes representam as condições dominantes da região estuarina da Lagoa dos Patos, segundo Marques et al. (2014) e Seiler (2014). Estes eventos ocorrem associados a ocorrência de ventos de quadrante norte, que acaba intensificando a descarga lagunar e o deslocamento da pluma estuarina em direção ao oceano. Com isso, foi escolhido o dia 206, apresentando direção predominante do vento de nordeste (Figura 4.19 A).

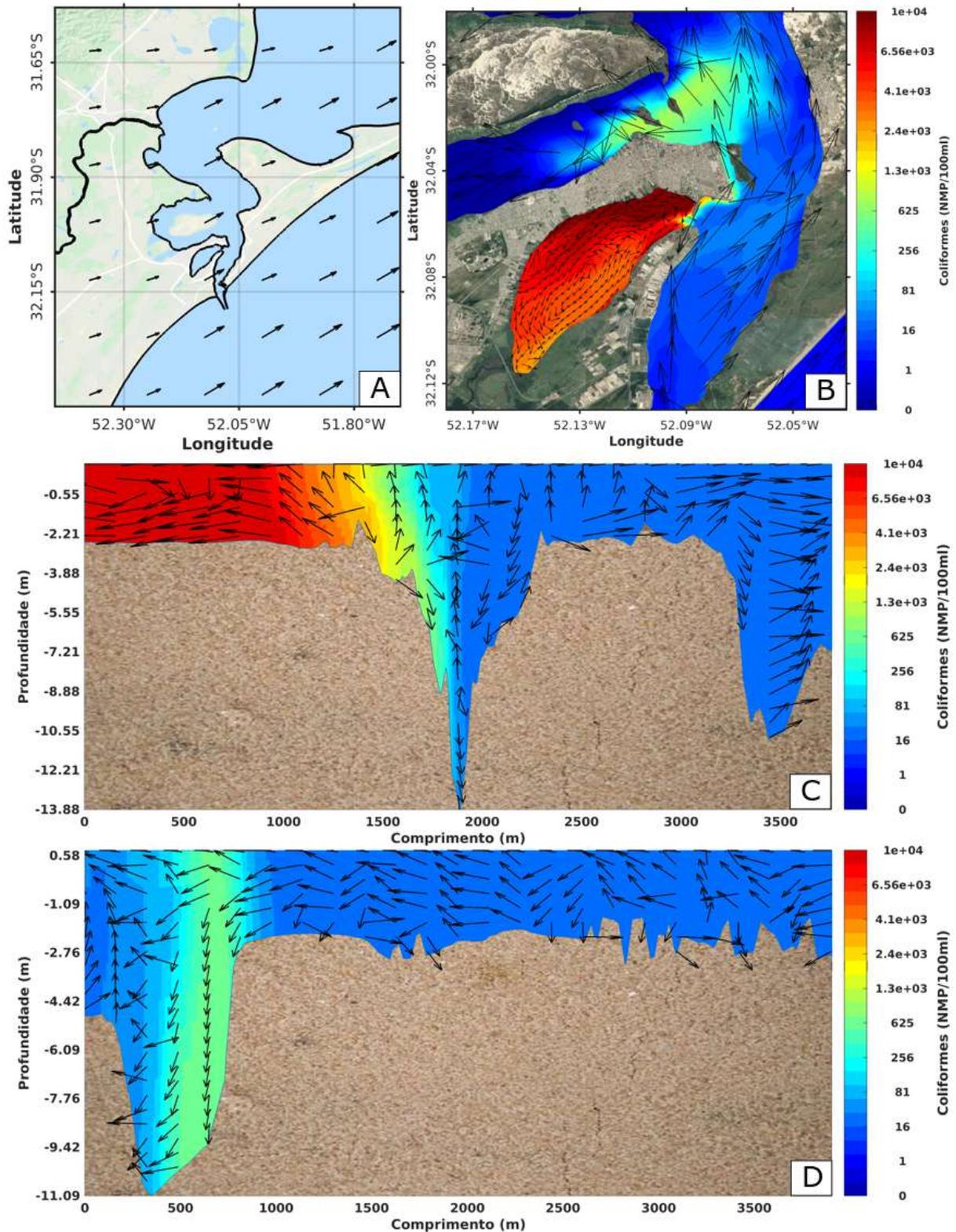


Figura 4.18 – Campo do vento (A) e variação espacial da concentração da pluma de coliformes (B) para o dia 217 na camada superficial do modelo considerando o cenário 3. Transecto 1 (C) e transecto 2 (D) da concentração de coliformes. Para as figuras B, C e D, a escala de cores representa a concentração de coliformes termotolerantes em NMP/100 ml e os vetores representam a direção da velocidade de corrente.

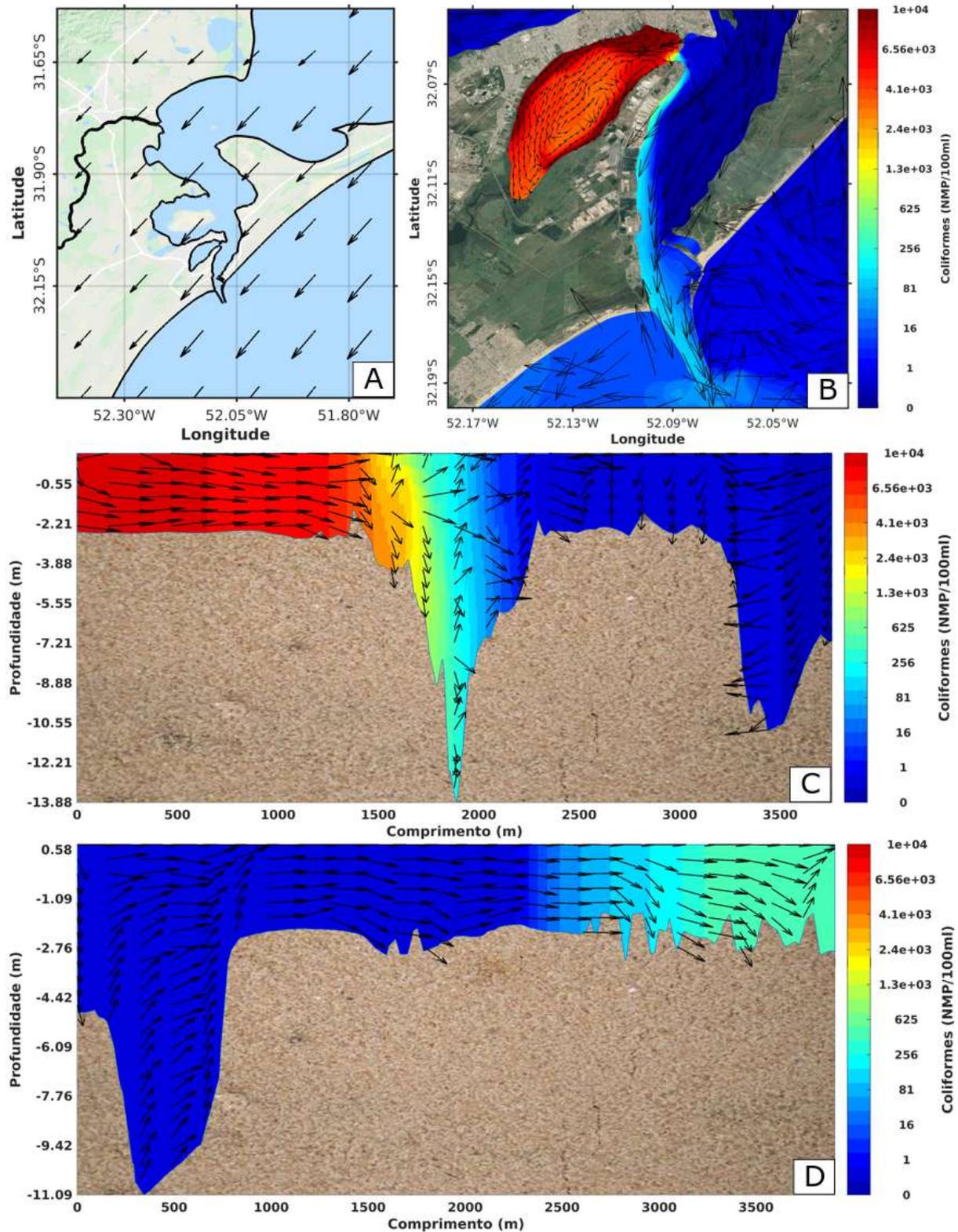


Figura 4.19 – Campo do vento (A) e variação espacial da concentração da pluma de coliformes para o dia 206 na camada superficial do modelo considerando o cenário 3 (B). Transecto 1 (C) e transecto 2 (D) da concentração de coliformes (D). Para as figuras B, C e D, a escala de cores representa a concentração de coliformes termotolerantes em NMP/100 ml e os vetores representam a direção da velocidade de corrente.

Na Figura 4.19 B, é possível observar que as maiores concentrações ficaram represadas no interior do Saco da Mangueira e em suas bordas, porém uma parte foi exportada e forçada a se deslocar ao longo do canal de acesso ao estuário, atingindo os pontos 5 e 6 (Super Porto e saída dos Molhes da Barra, respectivamente). Essa exportação de compostos químicos acumulados na enseada também é vista por Baumgarten (2010) em condições de vazante (Figura 4.19 C) e (Figura 4.19 D).

Monteiro et al. (2005) corrobora os resultados encontrados, ao concluir que a componente longitudinal do vento em sua ação local sobre a superfície da água do Saco da Mangueira causa um desnível entre as extremidades desta enseada. Ventos de nordeste empilham água em direção à extremidade inferior do Saco da Mangueira e, isso explica o fato de mesmo estando em uma condição de vazante, as maiores concentrações terem ficado represadas no interior da enseada, e como consequência da hidrodinâmica deste corpo fechado, o fluxo resultante tende a divergir principalmente pelas suas margens.

O transecto 2 (Figura 4.19 D) mostra que, em concentrações menores, uma parte de coliformes conseguiu ser exportada para a região de canal de navegação, próximo a desembocadura da enseada, em direção ao oceano.

Adicionalmente, ambos os eventos demonstraram o padrão esperado do predomínio da forçante dos ventos sobre o corpo estuarino. Ou seja, ventos geram correntes geostólicas que favorecem o transporte direcionado para a esquerda do vento incidente. Esta resultante do transporte direciona os poluentes para dentro do canal de navegação, no sentido norte, durante ventos de sudeste, enquanto que ventos de nordeste promovem a saída dos contaminantes do estuário pela borda oeste (região do Super Porto).

#### **4.2.3. Indicadores do grau de contaminação**

Como indicador do grau de contaminação foi escolhido o parâmetro IQA, apresentado na seção 3.5.1. Esse visa englobar diversos parâmetros para avaliar a qualidade de água no ambiente através de indicativos de péssima a ótima qualidade. No primeiro cenário (Figura 4.20 A e B) é possível observar os locais mais contaminados dentro do Saco da Mangueira, com diferentes porções classificadas de péssima a razoável, enquanto que o resto do estuário e zona costeira apresentam boa qualidade.

Baumgarten (2010) descreve que nas áreas central, da entrada e do fundo da enseada a poluição é menos pronunciada, pois nas duas primeiras, a maior profundidade, a maior hidrodinâmica e a maior influência da presença da água marinha conferem maior potencial de autodepuração dos contaminantes presentes. O fundo da enseada é a área mais distante do estuário, sendo, conseqüentemente, a mais distante das fontes antrópicas, no entanto, as bordas do Saco da Mangueira é mais impactada com a poluição devido aos lançamentos de efluentes domésticos e industriais.

Por outro lado, o cenário 2 (Figura 4.20 C e D), já apresenta um resultado de redução da qualidade de água em relação ao primeiro cenário, apesar de também apresentar porções classificadas de péssima a razoável, demonstrou ter sua maior porção classificada como ruim. Por fim, o cenário 3 (Figura 4.20 E e F) demonstrou o pior resultado referente ao Índice de Qualidade de Água, com predomínio em toda a área da enseada apresentando qualidade de água péssima.

Utilizando o cenário 3 e os resultados obtidos com o IQA, foi possível quantificar o tempo (relativo a todo o período de simulação) no qual as regiões se encontram com qualidade de água classificada como péssima (Figura 4.21). O resultado mostra que as margens da enseada, onde estão localizadas as fontes, são os locais que permaneceram com qualidade péssima durante todo o período simulado. Enquanto que as áreas interior e central ficaram aproximadamente 80% do tempo simulado nesta mesma condição de qualidade. A área que menos tempo ficou sob esta condição foi a próxima a desembocadura da enseada (Ponte dos Franceses) devido a constante troca exercida entre o estuário e o Saco da Mangueira. Esta análise de frequência de ocorrência de baixa qualidade de água torna-se relevante frente a grande quantidade de variáveis a serem analisadas como resultado do modelo utilizado.

O segundo indicador utilizado para quantificar o grau de contaminação foi o Índice de Estado Trófico (seção 3.5.2). Na Figura 4.22 é apresentada a média espacial desse índice para os três cenários, onde pode-se observar que no interior do Saco da Mangueira a média variou de 80 a 90, classificando a área como hipereutrófica para todos os cenários. Por outro lado, na região do canal, logo após a desembocadura da enseada, os valores de IET variaram de 50 a 65, caracterizando a área entre eutrófica e supereutrófica. O canal de navegação também apresentou valores elevados de IET no cenário 3, em relação aos outros cenários, demonstrando inferior qualidade trófica.

Baumgarten e Paixão (2013), evidenciaram a eutrofização das águas rasas da enseada do Saco da Mangueira nos locais próximos a lançamentos de efluentes (IET de 67 a 85). Os autores também encontraram resultados no canal onde caracterizaram estas águas como predominantemente mesotróficas (IET < 59), porém ocorreram acréscimos da trofia no outono (IET de 60 a 64), quando a água marinha avança no estuário represando a água contaminada com aportes antrópicos lançados nas margens.

De acordo com Baumgarten (2010) a eutrofização é intensa nas margens da enseada, tanto junto ao Distrito Industrial, onde há elevado acréscimo de compostos fosfatados e nitrogenados, a partir de emissões de indústrias de fertilizantes e de processamento de grãos vegetais, quanto na margem oposta, junto a Rio Grande, devido a emissões clandestinas de efluentes domésticos e de indústrias de processamento de pescados.

Marreto et al. (2017) também classificou as águas da enseada como hipereutrólicas, como consequência da liberação de efluentes que foram pouco tratados e do baixo fluxo de água na entrada. Por outro lado, os autores consideraram a contaminação como branda nas margens do canal, onde as águas foram classificadas como eutrólicas e mesotrólicas. O equilíbrio trófico foi encontrado no centro do canal, como consequência do forte fluxo de água e da diluição de contaminantes provenientes das margens.

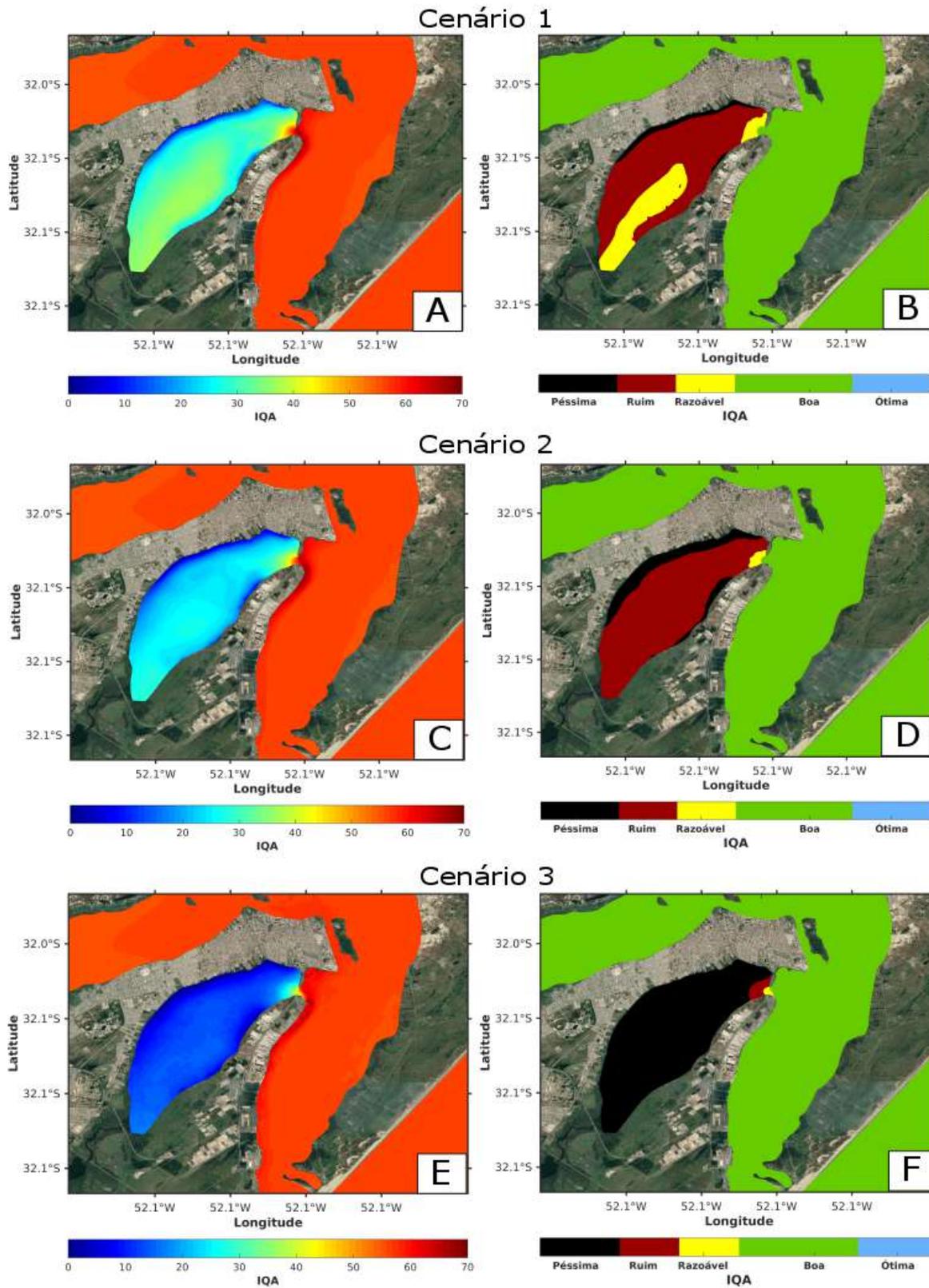


Figura 4.20 – Variação superficial do IQA para os três cenários.

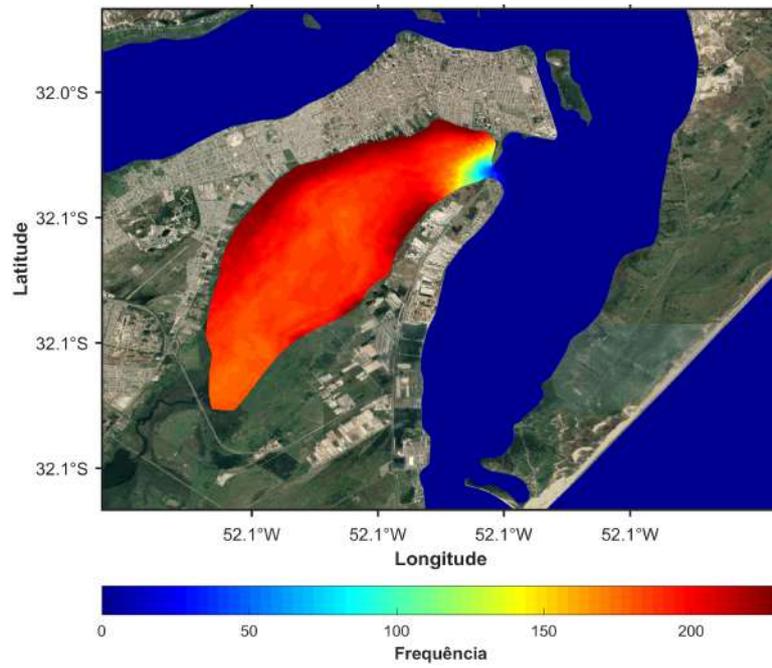


Figura 4.21 – Variação espacial da frequência (dias) em que a região se encontra com IQA péssimo.

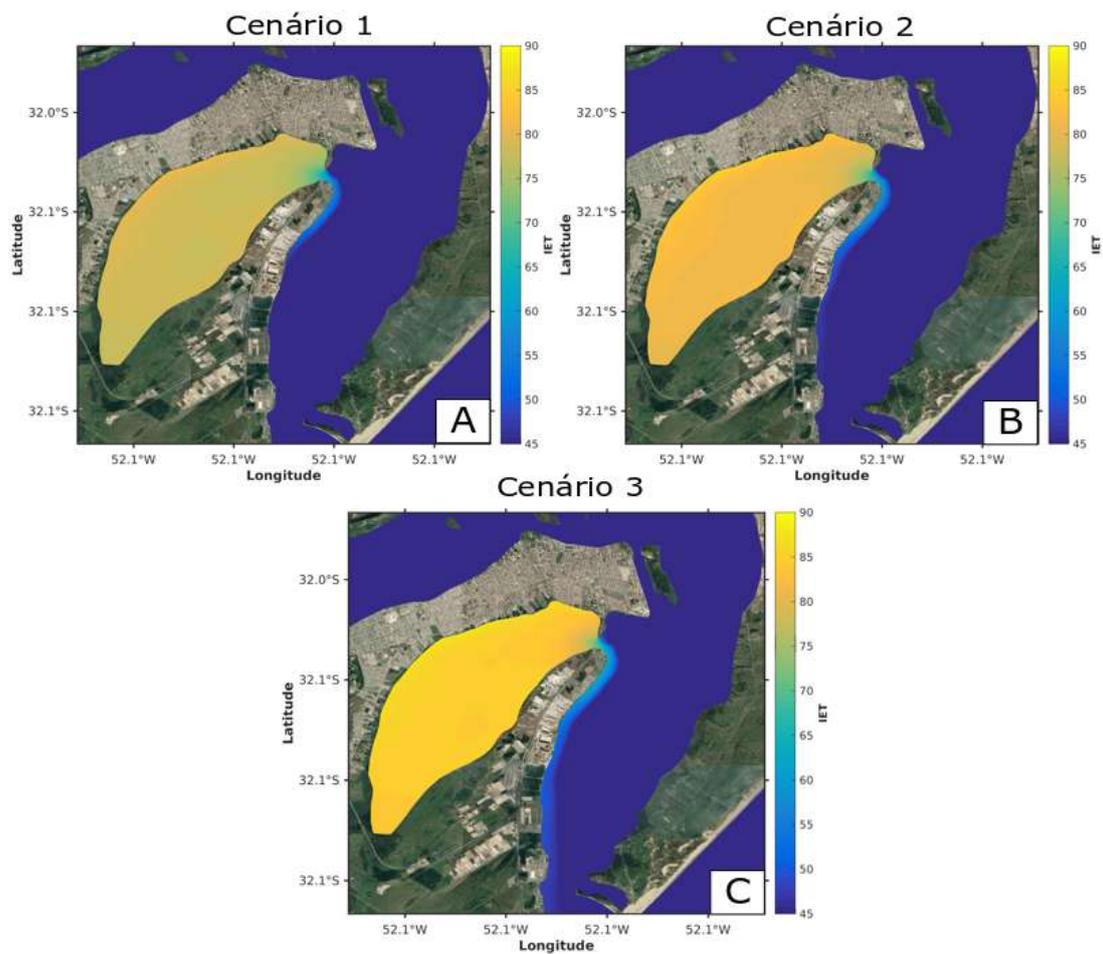


Figura 4.22 – Variação superficial do Índice de Estado Tráfico para os três cenários.

A Figura 4.23 mostra os valores de IET ao longo de todo o tempo simulado para os três cenários no ponto 1 (interior do Saco da Mangueira). Nessa imagem, vale ressaltar que os primeiros 30 dias de simulação, aproximadamente, servem para a estabilização do modelo, portanto não deve-se levar em consideração estes resultados. De fevereiro até setembro, é possível observar que os três cenários ficaram acima do limite máximo para supereutrófico, caracterizando o ponto analisado como hipereutrófico.

O cenário 3 apresentou valores superiores de IET, resultando em qualidade inferior da água e um processo de eutrofização intenso. Este resultado se deve ao fato do cenário 3 representar o despejo da maior carga poluidora na região de estudo, associado ao fato do IQA ter apresentado resultado péssimo, pode-se considerar esse cenário o mais nocivo em termos ambientais. Apesar desse resultado, vale ressaltar que os contaminantes industriais (ricos em compostos nitrogenados e matéria orgânica) não foram adicionados na simulação, o que contribuiria para deteriorar ainda mais a qualidade de água na região.

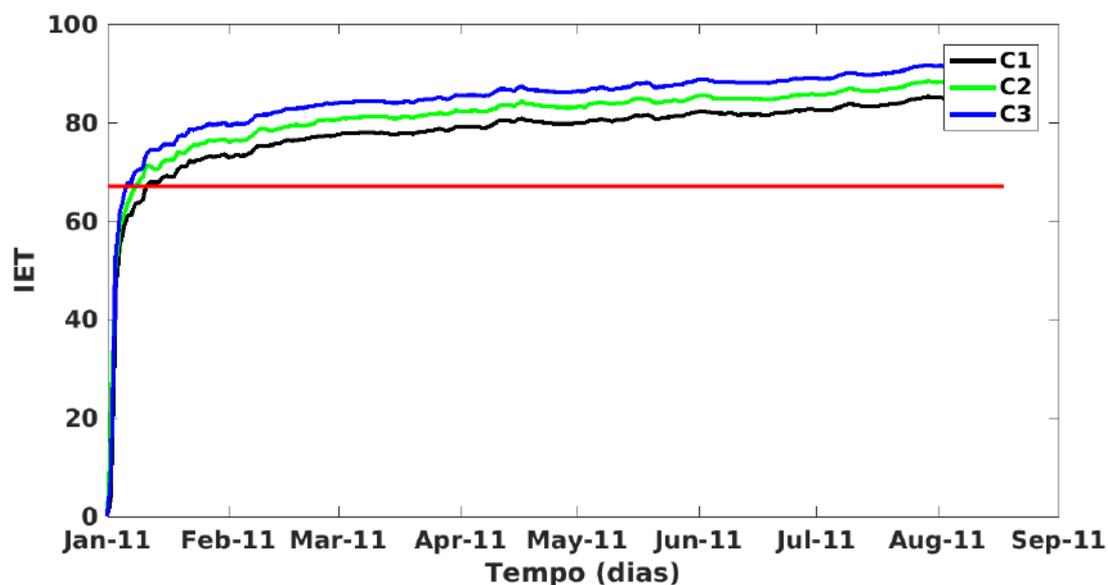


Figura 4.23 – Séries temporais do Índice de Estado Trófico para os três cenários.

## 5. CONCLUSÕES

O presente trabalho apresentou um estudo, no qual a modelagem numérica foi aplicada para a avaliação da circulação do sistema e de seu efeito na dinâmica das variáveis indicadoras de qualidade de água, para a região estuarina da Lagoa dos Patos. Dessa forma, as principais conclusões desse trabalho são:

- O modelo hidrodinâmico Telemac-3D mostrou-se capaz de simular corretamente as direções e intensidades do movimento de corrente e vento, e também da salinidade no interior da enseada do Saco da Mangueira, bem como no canal de acesso ao baixo estuário da Lagoa dos Patos. Conseqüentemente, o padrão dinâmico observado para a dispersão de contaminantes na região de estudo foi corretamente abordado;
- O acoplamento do módulo hidrodinâmico junto ao módulo de poluentes permitiu avaliar a dinâmica das variáveis ao longo do tempo por todo o corpo lagunar. De forma que, se fosse realizada do ponto de vista da coleta *in situ*, seria uma avaliação limitada, visto as dificuldades que esta representa. Deste modo, pode-se dizer que a aplicação de modelos numéricos pode auxiliar na gestão e na identificação das áreas mais degradadas pela poluição, o que posteriormente auxilia na disposição de pontos de monitoramento mais efetivos para avaliação da qualidade da água;
- A circulação da lagoa é condicionada principalmente pela ação dos ventos, que, em conjunto com a vazão fluvial, atuam no direcionamento e magnitude das correntes e nas trocas de fluxo entre a lagoa e a região costeira adjacente, influenciando diretamente no comportamento das variáveis estudadas, principalmente na região estuarina;
- A enseada do Saco da Mangueira responde predominantemente a forçante do vento que promove as trocas e transporte dos traçadores entre o estuário. Desta maneira, frente à ventos dominantes na região de estudo o transporte de contaminantes é direcionado para os canais profundos de navegação, ou se mantêm estagnado dentro da enseada aumentando a concentração de seus compostos químicos;
- A partir dos indicadores do grau de contaminação, foi possível observar que mesmo no cenário de menor poluição, tanto o IQA quanto o IET, apresentaram índices bastante elevados para a enseada, mostrando portanto a alta degradação ambiental que ocorre neste local. Com isso, é de extrema importância que os órgãos responsáveis tomem medidas a fim de minimizar ao máximo o descarte de efluentes na região.
- Neste trabalho foi possível demonstrar a eficiência e aplicabilidade da modelagem numérica no entendimento da influência da hidrodinâmica de um sistema no comportamento das variáveis indicadoras de qualidade da água ao longo do espaço e do tempo, mesmo com algumas limitações.

## 6. LIMITAÇÕES DO ESTUDO E PROPOSTAS PARA TRABALHOS FUTUROS

### 6.1. Limitações do Estudo

Esta seção apresenta alguns tópicos que limitaram o estudo de ser o mais realístico possível, como:

- Ausência de condição inicial de poluentes correta, pela falta de medições *in situ* diretamente no esgoto bruto, antes de seu despejo no Saco da Mangueira. Esta implementação poderia auxiliar na indicação de áreas mais afetadas pela contaminação, ou seja, certas regiões poderiam ultrapassar a carga permitida pelo CONAMA e FEPAM se for adicionados com o contaminante pré-existente nas águas;
- Dificuldade de mensurar o volume da carga despejada diariamente, que, juntamente com as aproximações e limitações da aplicação da modelagem numérica fez com que a reprodução dos dados simulados em relação aos dados reais fosse prejudicada;
- A não consideração de efluentes industriais também colaborou para a subestimação dos dados simulados em relação aos reais, encontrados na literatura.

### 6.2. Propostas para Trabalhos Futuros

A conclusão deste estudo possibilitou identificar algumas questões que podem auxiliar na elaboração de trabalhos futuros, como:

- Obtenção de dados *in situ*, em uma ampla área da lagoa, preferencialmente na região do Saco da Mangueira, para a calibração e validação do modelo de poluentes;
- Simulação de um período maior de tempo, favorecendo a obtenção de resultados mais significativos em termos de cobertura temporal e análise de eventos extremos, além de identificar processos de longo período atuantes na dinâmica da dispersão dos poluentes;
- Considerar não somente efluentes domésticos, mas também industriais, visto o grande número de indústrias às margens da enseada.

## 7. REFERÊNCIAS

- ABREU, P. C., ODEBRECHT, C., E NIENCHESKI, L. F. **Nutrientes Dissolvidos**. In **O Estuário da Lagoa dos Patos, Um Século de Transformações**, capítulo 4, 2010.
- AGUIAR, V. F., 2015. **Identificação e caracterização dos locais de lançamento de efluentes líquidos na enseada estuarina Saco da Mangueira ( Rio Grande – RS )**. Tese.
- ANA, A. N. D. Á. Atlas esgotos : despoluição de bacias hidrográficas. Technical report, 2017.
- ANA, A. N. D. Á. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2018: informe anual. Technical report, 2018.
- BATISTA, S. S. E HARARI, J. Modelagem da dispersão de coliformes termotolerantes e enterococos em duas enseadas na região costeira de Ubatuba (SP), Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 403–413, 2017.
- BAUMGARTEN, M. D. G. Z. revisão de literatura A eutrofização das águas de uma enseada do estuário da Lagoa dos Patos (RS) protegida pela legislação ambiental. v. 3, p. 34–42, 2010.
- BAUMGARTEN, M. D. G. Z., NIENCHESKI, L. F. H., E KUROSHIMA, K. Qualidade das águas estuarinas que margeiam o município de Rio Grande (RS – Brasil): nutrientes e detergente dissolvidos. **Atlântica**, 1995.
- BAUMGARTEN, M. D. G. Z., NIENCHESKI, L. F. H., E VEECK, L. Nutrientes Na Coluna Da Água E Na Água Intersticial De Sedimentos De Uma Enseada Rasa Estuarina Com Aportes De Origem Antrópica ( Rs – Brasil ). **Atlântica**, v. 23, n. December, p. 101–116, 2001.
- BAUMGARTEN, M. D. G. Z. E PAIXÃO, B. E. G. Uso do índice do estado trófico para avaliar a qualidade das águas do estuário da Lagoa dos Patos (RS). **Atlântica**, v. 35, p. 5–22, 2013.
- BENN, F. R. E AULIFFE, C. **Química e poluição**. Universidade de São Paulo, Rio de Janeiro, 1981.
- BERNER, E. E BERNER, R. A. **Global environment: Water, Air, and geochemical cycles**. Princeton University Press, New Jersey, 1996.
- BLUMBERG, A. F. E MELLOR, G. L. Coastal and Estuarine Sciences Three-Dimensional Coastal Ocean Models Copyright 1987 by the American Geophysical Union Coastal and Estuarine Sciences Three-Dimensional Coastal Ocean Models processe s a s w e l l a s h o r i z o n t a l a d v e c t i v e p r o c e s s e s . v. 4, 1987.
- BRAGA, B. **Introdução à engenharia ambiental**. Prentice Hall, São Paulo, 2002.

- BRANDELERO, S. M., DE SIQUEIRA, E. Q., E SANTIAGO, M. F. A cinética do nitrogênio em água superficial de ambiente lótico. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 5, n. 3, 2010.
- BROWN, L. C. E BARNWELL, T. O. The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Model. Technical report, 1987.
- BULLERI, F. E CHAPMAN, M. G. The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, n. 1, p. 26–35, 2010.
- CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. Edgard Blucher, 1994.
- CASTELAO, R. M. E MÖLLER, O. O. A modeling study of Patos lagoon (Brazil) flow response to idealized wind and river discharge: dynamical analysis. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 54, n. 1, p. 1–17, 2006.
- CETESB. Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo: 2006. Technical report, 2007.
- CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling**. Número January 1997. Waveland Press, Inc., New York., 1997.
- CONAMA. Resolução nº357, de 17 de março de 2005, 2005.
- CUNHA, C. D. L. D. N. E FERREIRA, A. P. Modelagem matemática para avaliação dos efeitos de despejos orgânicos nas condições sanitárias de águas ambientais Mathematical modeling to assess the effects of organic waste dumping on sanitary conditions of environmental waters. v. 22, n. 8, p. 1715–1725, 2006.
- CURBANI, F. E., 2016. **Modelagem Da Qualidade Da Água Da Baía De Vitória, Es**. Dissertação de mestrado.
- DE MIRANDA, L. B. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários Vol. 42**. Edusp, 2002.
- DE PAULA, L. M., 2011. **Avaliação da Qualidade da Água e Autodepuração do Rio Jordão, Araguari (MG)**. Dissertação de mestrado.
- DE SOUSA, S. A. G. T., 2008. **Modelo Matemático de Mortalidade de Bactérias Coliformes em Águas Costeiras**. Dissertação de mestrado.
- DECKER, A., PACHECO, M., QUADRO, M., E SOARES, H. Análise ambiental e qualidade da água da lagoa dos patos nas proximidades de uma tradicional comunidade de pescadores. **Revista gestão & sustentabilidade ambiental**, v. 7, p. 105–123, 2018.
- DELLAGIUSTINA, A., 2000. **Determinação das Concentrações de Nitrogênio e Fósforo Dissolvidos em Diferentes Locais do Rio Itajaí-Açu**. Tese.

- DELTAWARES. Delft3D, Functional Specifications. pp. 323, 2019.
- DERECZYNSKI, C. P. E MENEZES, W. F. **Meteorologia Da Bacia De Campos**. Elsevier Editora Ltda., 2015.
- DHI. MIKE 21 & MIKE 3 FLOW MODEL FM, Hydrodynamic and Transport Module Scientific Documentation. pp. 46, 2017.
- ERA-INTERIM. ERA–interim dataset, 2019.
- ESTEVEZ, F. D. A. **Fundamentos de Limnologia**. Interciência, Rio de Janeiro, 2<sup>aa</sup> edição, 1998.
- FEPAM. Portaria SSMA nº 7. Norma Técnica 003/95. Enquadramento dos recursos aquáticos da parte sul do estuário da Lagoa dos Patos. DOU, 24 de maio., 1995.
- FERNANDES, E., DYER, K. R., MÖLLER, O. O., E NIENCHESKI, L. F. H. The Patos Lagoon hydrodynamics during an El Niño event (1998). **Continental Shelf Research**, v. 22, n. 11-13, p. 1699–1713, 2002.
- FERNANDES, E. H. Modelling the Hydrodynamics of the Patos Lagoon, Brazil. , n. October, p. 219, 2001.
- FERNANDES, E. H., MARIÑO-TAPIA, I., DYER, K. R., E MÖLLER, O. O. The attenuation of tidal and subtidal oscillations in the Patos Lagoon estuary. **Ocean Dynamics**, v. 54, n. 3-4, p. 348–359, 2004.
- FERNANDES, E. H. L., MONTEIRO, I. O., E MÖLLER, O. O. On the Dynamics of Manguieira Bay—Patos Lagoon (Brazil). **Journal of Coastal Research**, v. 10047, n. 10047, p. 97–107, 2007.
- FOX, D. G. Judging Air Quality Model Performance Workshop Chairman. , n. September 1980, p. 8–11, 1980.
- FRANZ, G. A. S., CUNHA, C. L. N., E GOBBI, M. F. Eutrofização em um Reservatório Destinado ao Abastecimento Público : o caso do reservatório do Iraí-PR. **XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, pp. 1–20, 2007.
- GUEDES, H. A. S., 2009. **Modelagem da Qualidade da Água e da Capacidade de Autodepuração do Rio Pomba**. Dissertação de mestrado.
- GUJER, W., HENZE, M., MINO, T., MATSUO, T., WENTZELT, M. C., E MARAIS, G. V. R. The Activated Sludge Model No.2: Biological Phosphorus Removal. **Water Science and Technology**, v. 31, n. 2, 1995.
- HARARI, J. Simulações Numéricas da Dispersão de Substâncias no Porto e Baía de Santos , sob a Ação de Marés e Ventos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, p. 115–131, 2001.

- HARARI, J., FERREIRA, F. R., DEGASPARI, F. A., E SARTOR, S. M. Modelagem numérica da hidrodinâmica e da dispersão de esgoto na baía de Santos , SP. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, p. 205–214, 2013.
- HAUPT, J. P. D. O., 2009. **Metodologia para avaliação do potencial de produção de poluição difusa : estudo de caso da bacia do rio Jundiáí**. Tese.
- HERVOUET, J. M. **Hydrodynamics of free surface flows: modelling with the finite element method**, 2007.
- HUTZINGER, O. **The Handbook of Environmental Chemistry – The Natural Environmental and the Biogeo-chemical Cycles**. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, New York, vol. 1ª edição, 1982.
- JIRKA, G. H., DONEKER, R. L., E HINTON, S. W. User’s manual for CORMIX: A hydrodynamic mixing zone model and decision support system for pollutant discharges into surface waters. **US Environmental Protection Agency, Tech. Rep., Environmental Research Lab, Athens, Georgia, USA**, , n. September, 1996.
- KACHIASHVILI, K., GORDEZIANI, D., LAZAROV, R., E MELIKDZHANIAN, D. Modeling and simulation of pollutants transport in rivers. **Applied Mathematical Modelling**, v. 31, n. 7, p. 1371–1396, 2007.
- KASHEFIPOUR, S. M., LIN, B., E FALCONER, R. A. Modelling the fate of faecal indicators in a coastal basin. **Water Research**, v. 40, n. 7, p. 1413–1425, 2006.
- KENOV, I. A., CAMPUZANO, F., FRANZ, G., FERNANDES, R., VIEGAS, C., SOBRINHO, J., DE PABLO, H., AMARAL, A., PINTO, L., MATEUS, M., NEVES, R., E ABSTRACT. **Advances in Modeling of Water Quality in Estuaries**. In **Remote Sensing and Modeling: Advances in Coastal and Marine Resources**, capítulo 10, pp. 237–276. Springer International Publishing Switzerland, 2014.
- KIRINUS, E. D. P. E MARQUES, W. C. Viabilidade do uso de turbinas hidrocínéticas na Plataforma Continental Sul-Sudeste Brasileira. **Scientia Plena**, v. 11, n. 8, p. 1–10, 2015.
- KIRINUS, E. D. P., MARQUES, W. C., DA COSTA, J. C., E FERNANDES, E. H. The Contribution of Waves in Mixing Processes of the Patos Lagoon Plume. **International Journal of Geosciences**, v. 03, n. 05, p. 1019–1026, 2012.
- KIRINUS, E. D. P., OLEINIK, P. H., COSTI, J., E CORREA, W. Long-Term Simulations for Ocean Energy off the Brazilian Coast Eduardo. **Energy**, 2018.
- KJERFVE, B. Comparative Oceanography of Coastal Lagoons. **Estuarine Variability**, , n. December 1986, p. 63–81, 1986.

- LAMPARELLI, M. C., 2004. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** Tese.
- LEAL, T. F., FORSTER, A., LOPES, B. V., MONTEIRO, C. B., DA SILVA, M. C., JUNIOR, O. O. M., OLEINIK, P. H., TROMBETTA, T. B., E MARQUES, W. C. Numerical study of oil spill in the Franceses Bridge region , Patos Lagoon estuary. **RIPE**, pp. 167–176, 2019.
- LEITE, A. E. D. B., 2004. **Simulação do lançamento de esgotos domésticos em rios usando um modelo de qualidade d'água, SisBAHIA®.** Dissertação de mestrado.
- MACHADO, A. A., CALLIARI, L. J., MELO, E., E KLEIN, A. H. F. Historical assessment of extreme coastal sea state conditions in southern Brazil and their relation to erosion episodes. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, p. 105–114, 2010.
- MANAHAN, S. **Environmental Science and Technology.** Lewis Publishers, New York, 1997.
- MARQUES, W. C., FERNANDES, E. H., MONTEIRO, I. O., E MÖLLER, O. O. Numerical modeling of the Patos Lagoon coastal plume, Brazil. **Continental Shelf Research**, v. 29, n. 3, p. 556–571, 2009.
- MARQUES, W. C., FERNANDES, E. H., MORAES, B. C., MÖLLER, O. O., E MALCHEREK, A. 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**, v. 115, n. 10, p. 1–22, 2010.
- MARQUES, W. C., FERNANDES, E. H., E ROCHA, L. A. O. Straining and advection contributions to the mixing process in the Patos Lagoon estuary, Brazil. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 116, n. 3, p. 1–11, 2011.
- MARQUES, W. C., STRINGARI, C. E., E EIDT, R. T. The Exchange Processes of the Patos Lagoon Estuary – Brazil: A Typical El Niño Year versus a Normal Meteorological Conditions Year. **Advances in Water Resource and Protection**, v. 2, p. 11–20, 2014.
- MARQUES, W. C., STRINGARI, C. E., KIRINUS, E. P., MÖLLER, O. O., TOLDO, E. E., E ANDRADE, M. M. Numerical modeling of the Tramandaí beach oil spill, Brazil—Case study for January 2012 event. **Applied Ocean Research**, v. 65, p. 178–191, 2017.
- MARRETO, R. N., BAUMGARTEN, M. D. G. Z., E WALLNER-KERSANACH, M. Trophic quality of waters in the Patos Lagoon estuary: a comparison between its margins and the port channel located in Rio Grande, RS, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 29, n. 0, 2017.
- MAYS, L. W. **Water Resources Handbook.** McGraw-Hill Professional; 1 edition, 1996.
- MCCORQUODALE, J. A., GEORGIU, I., CARNELOS, S., E ENGLANDE, A. J. Modeling coliforms in storm water plumes. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 3, n. 5, p. 419–431, 2004.

- MÖLLER, O. O. E CASTAING, P. Hydrographical Characteristics of the Estuarine Area of Patos Lagoon (30°S, Brazil). **Estuaries of South America**, pp. 83–100, 1999.
- MÖLLER, O. O., CASTAING, P., SALOMON, J.-C., E LAZURE, P. The Influence of Local and Non-Local Forcing Effects on the Subtidal Circulation of Patos Lagoon. **Estuaries**, v. 24, n. 2, p. 297, 2001.
- MÖLLER, O. O., CASTELLO, J. P., E VAZ, A. C. The effect of river discharge and winds on the interannual variability of the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* production in Patos Lagoon. **Estuaries and Coasts**, v. 32, n. 4, p. 787–796, 2009.
- MÖLLER, O. O., LORENZZENTTI, J. A., STECH, J. L., E MATA, M. M. The Patos Lagoon summertime circulation and dynamics. **Continental Shelf Research**, v. 16, n. 3, p. 335–351, 1996.
- MONTEIRO, I. O., HELENA, E., FERNANDES, L., OLINTO, O., E JR, M. on the Dynamics of Saco Da Mangueira Embayment – Patos Lagoon ( Brazil ). pp. 803–808, 2006.
- MONTEIRO, I. O., PEARSON, M. L., MÖLLER, O. O., E FERNANDES, E. H. Hidrodinamica Do Saco Da Mangueira : Mecanismos Que Controlam As Trocas Com O Estuário Da Lagoa Dos Patos. **Atlântica**, v. 27, n. 2, p. 87–101, 2005.
- NASCIMENTO, A. P., 2010. **Análise dos impactos das atividades antrópicas em lagoas costeiras – estudo de caso da Lagoa Grande em Paracuru - CE**. Dissertação de mestrado.
- NIENCHESKI, L. F. E BAUMGARTEN, M. D. G. Z. Water Quality in Mangueira Bay: Anthropic and Natural Contamination. **Journal of Coastal Research**, v. 47, p. 56–62, 2007.
- NIENCHESKI, L. F. E WINDOM, H. L. Nutrient flux and budget in Patos Lagoon estuary. **Science of the Total Environment**, v. 149, n. 1-2, p. 53–60, 1994.
- NIENCHESKI, L. F. H., BAUMGARTEN, M. D. G. Z., CABRERA, L., E JULIANO, S. K. Patos Lagoon : Indicators of Organic Pollution. **Journal of Coastal Research**, v. 2004, n. 39, p. 2004–2007, 2006.
- NIENCHESKI, L. F. H. E JAHNKE, R. A. Benthic respiration and inorganic nutrient fluxes in the Estuarine Region of Patos Lagoon (Brazil). **Aquatic Geochemistry**, v. 8, n. 3, p. 135–152, 2002.
- NOGUEIRA, V. P. Q. **Qualidade da água em lagos e reservatórios**. Hidrologia Ambiental, 1991.
- NOVOTNY, V. E OLEM, H. **1994, English, Book, Illustrated edition: Water quality : prevention, identification, and management of diffuse pollution**. New York : Van Nostrand Reinhold, 1994.
- OLEINIK, P. H., MARQUES, W. C., E KIRINUS, E. D. P. Estimate of the Wave Climate on the Most Energetic Locations of the South-Southeastern Brazilian Shelf. **Defect and Diffusion Forum**, v. 370, n. March, p. 130–140, 2017.

- OLIVEIRA, H. A. Estudo do Comportamento Hidrodinâmico da Lagoa Mirim e dos Processos de Troca com a Lagoa dos Patos Via Canal de São Gonçalo. pp. 81, 2012.
- PALIWAL, R., SHARMA, P., E KANSAL, A. Water quality modelling of the river Yamuna (India) using QUAL2E-UNCAS. **Journal of Environmental Management**, v. 83, n. 2, p. 131–144, 2007.
- PARISE, C. K., CALLIARI, L. J., E KRUSCHE, N. Extreme storm surges in the south of Brazil: Atmospheric conditions and shore erosion. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 57, n. 3, p. 175–188, 2009.
- PASSOS, G. J. S., 2013. **Aplicação do modelo Cormix em séries temporais para vários cenários de efluentes e descargas**. Tese.
- PEREIRA, R. D. S., 2003. **Processos que regem a qualidade da água da Lagoa dos Patos, segundo o modelo DELFT3D**. Tese.
- REBOITA, M. S., GAN, M. A., ROCHA, R. P., E AMBRIZZI, T. Precipitation regimes in South America: a bibliography review. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 25, n. 2, p. 185–204, 2010.
- REBOITA, M. S. E KRUSCHE, N. Normais Climatológicas Provisórias de 1991 a 2010 para Rio Grande , RS Provisional Climatological Normals from 1991 to 2010 for Rio Grande RS. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 33, p. 165–179, 2018.
- REIS, A. R. D., 2015. **Análise Sensitiva do Atraso Troposférico em Interferometria SAR: Aplicação ao Estudo da Deformação do Glaciar Rochoso de Hurd, Antártida**. Tese.
- ROTH, F., LESSA, G. C., WILD, C., KIKUCHI, R. K. P., E NAUMANN, M. S. Impacts of a high-discharge submarine sewage outfall on water quality in the coastal zone of Salvador (Bahia, Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 106, n. 1-2, p. 43–48, 2016.
- SAITA, T., NATTI, P., CIRILO, E., ROMEIRO, N., CANDEZANO, M., ACUÑA, R., E MORENO, L. Simulação Numérica da Dinâmica de Coliformes Fecais no Lago Luruaco, Colômbia. **Tendências em Matemática Aplicada e Computacional**, v. 3, p. 435–447, 2017.
- SALAS, H. J. E MARTINO, P. A Simplified Phosphorus Trophic State Model For Warm-Water Tropical Lakes. **Water Research**, v. 25, n. 3, p. 341–350, 1991.
- SAWYER, C. N. E CARTY, P. L. M. **Chemistry for environmental engineering**. Mc Graw-Hill, New York, 1978.
- SCHIPPMANN, B., SCHERNEWSKI, G., GRÄWE, U., BURCHARD, H., E WALCZYKIEWICZ, T. A model tool for bathing water quality management: A case study on Salmonella occurrence at the southern Baltic coast. **Ocean and Coastal Management**, v. 82, p. 71–84, 2013.

- SCHLESINGER, W. H. **Biogeochemistry: An analysis of global change.** Academic Press, 2ª edição, 1997.
- SEELIGER, E., ODEBRECHT, C., E CASTELLO, J. P. **Os ecossistemas costeiro e Marinho do extremo sul do Brasil.**, 1998.
- SEILER, L. M., FERNANDES, E. H. L., MARTINS, F., E ABREU, P. C. Evaluation of hydrologic influence on water quality variation in a coastal lagoon through numerical modeling. **Ecological Modelling**, v. 314, p. 44–61, 2015.
- SEILER, L. M. N., 2014. **Modelagem numérica da Lagoa dos Patos: variação espacial e temporal da qualidade da água.** Tese.
- SHELTON, T. B. **Interpreting Drinking Water Quality Analysis : What do the numbers mean ?** Rutgers Cooperative Extension, 1999.
- SPERLING, M. V., 1983. **Autodepuração dos Cursos d'Água.** Tese, Universidade Federal de Minas Gerais.
- SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Vol.1ª edição, 1996.
- SPERLING, M. V. **Estudo e modelagem da qualidade da água de rios.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG (DESA), Belo Horizonte, 2007.
- SUBTIL, E. L., 2012. **TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS UTILIZANDO EMISSÁRIOS SUBMARINOS: AVALIAÇÃO DO NÍVEL DE TRATAMENTO PARA UMA DISPOSIÇÃO OCEÂNICA AMBIENTALMENTE SEGURA.** Tese.
- SUTHERLAND, J., PEET, A. H., E SOULSBY, R. L. Evaluating the performance of morphological models. **Coastal Engineering**, v. 51, n. 8-9, p. 917–939, 2004.
- THOMANN, R. V. E MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control.** USA: Harper Collins Publishers, 1987.
- TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 97–112, 2008.
- TUNDISI, J. G. Limnologia no Século XXI: Perspectivas e desafios. Technical report, Conferência de abertura do VII Congresso Brasileiro de Limnologia, Sao Carlos, 1999.
- TUNDISI, J. G. **Água no século XXI : enfrentando a escassez.** Editora Rima, 2ª edição, 2003.
- TYRRELL, D. E GEORGE, K. Finite element modelling of the hydrodynamics and water quality of the Patos Lagoon system, Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 2004, n. 39, p. 1594–1599, 2006.

- VAN DER STEEN, P., BRENNER, A., SHABTAI, Y., E ORON, G. The effect of environmental conditions on faecal coliform decay in post-treatment of UASB reactor effluent. **Water Science and Technology**, v. 42, n. 10-11, p. 111–118, 2000.
- VASCONCELOS, L. R. C. Modelagem Numérica Do Campo Próximo De Um Possível Emissário Submarino Na Praia Dos Ingleses, Ilha De Santa Catarina (Sc). pp. 167, 2011.
- VERA, C., BAEZ, J., DOUGLAS, M., EMMANUEL, C. B., MARENGO, J., MEITIN, J., NICOLINI, M., NOGUES-PAEGLE, J., PAEGLE, J., PENALBA, O., SALIO, P., SAULO, C., SILVA DIAS, M. A., SILVA DIAS, P., E ZIPSER, E. The South American low-level jet experiment. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 87, n. 1, p. 63–77, 2006.
- WANG, Y. E XIN, L. Analysis of pollutants of sewage of oceanic outfall on the water quality. **Energy Procedia**, v. 16, n. PART B, p. 1009–1013, 2013.
- WILLMOTT, C. J. Some comments on the evaluation of economic forecasts. **Bulletin Americanm Meteorological Society**, v. 63, p. 35–47, 1982.

## **Apêndice A**

**Informações da localização dos efluentes  
identificados na região do Saco da Mangueira**

Tabela 1 – Localização dos efluentes identificados na região do Saco da Mangueira de acordo com Aguiar (2015).

Local	Latitude	Longitude
1	32° 02.966'	52° 05.465'
2	32° 02.907'	52° 05.529'
3	32° 02.940'	52° 05.571'
4	32° 02.918'	52° 05.611'
5	32° 02.854'	52° 05.681'
6	32° 02.886'	52° 05.780'
7	32° 02.787'	52° 05.907'
8	32° 02.943'	52° 06.287'
9	32° 03.035'	52° 06.413'
10	32° 03.051'	52° 06.456'
11	32° 03.061'	52° 06.608'
12	32° 03.104'	52° 06.817'
13	32° 03.118'	52° 06.945'
14	32° 03.148'	52° 07.054'
15	32° 03.137'	52° 07.124'
16	32° 03.191'	52° 07.211'
17	32° 03.198'	52° 07.256'
18	32° 03.215'	52° 07.318'
19	32° 03.236'	52° 07.374'
20	32° 03.271'	52° 07.423'
21	32° 03.313'	52° 07.625'
22	32° 03.366'	52° 07.701'
23	32° 03.378'	52° 07.787'
24	32° 03.398'	52° 07.895'
25	32° 03.436'	52° 07.971'
26	32° 03.558'	52° 08.199'
27	32° 03.672'	52° 08.362'
28	32° 03.764'	52° 08.449'
29	32° 03.785'	52° 08.513'
30	32° 03.928'	52° 08.593'
31	32° 03.942'	52° 08.605'
32	32° 03.996'	52° 08.651'
33	32° 05.929'	52° 08.044'
34	32° 05.571'	52° 07.384'
35	32° 05.427'	52° 07.146'
36	32° 04.705'	52° 06.643'

37	32° 04.523'	52° 06.543'
38	32° 04.481'	52° 06.511'
39	32° 04.288'	52° 06.342'
40	32° 04.194'	52° 06.267'
41	32° 04.147'	52° 06.223'
42	32° 04.095'	52° 06.196'
43	32° 04.019'	52° 06.102'

---