

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE CENTRO DE TECNOLOGIA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA

ERICK GARCIA BULL

INFLUÊNCIA DA CARCINICULTURA EM UM ESTUÁRIO TROPICAL SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE DESPESCA

NATAL-RN 2019

ERICK GARCIA BULL

INFLUÊNCIA DA CARCINICULTURA EM UM ESTUÁRIO TROPICAL SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE DESPESCA

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária da Universidade Federal do Rio Grande do Norte como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Sanitária.

Orientadoras: Prof.^a Dr.^a Ada Cristina Scudelari Prof.^a Dr.^a Cynara de Lourdes da Nóbrega Cunha

Natal-RN 2019 Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN Sistema de Bibliotecas - SISBI Catalogação de Publicação na Fonte. UFRN - Biblioteca Central Zila Mamede

Bull, Erick Garcia. Influência da carcinicultura em um estuário tropical sob diferentes condições de despesca/ Erick Garcia Bull. - 2019. 139 f.: il.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária. Natal, RN, 2019. Orientadora: Profa. Dra. Ada Cristina Scudelari. Coorientadora: Profa. Dra. Cynara de Lourdes da Nóbrega Cunha.
1. Viveiros de camarão - Dissertação. 2. SisBaHiA[®] -Dissertação. 3. Qualidade da água - Dissertação. 4. Modelagem hidrodinâmica - Dissertação. I. Scudelari, Ada Cristina. II. Cunha, Cynara de Lourdes da Nóbrega. III. Título.

RN/UF/BCZM

CDU 639.512

Elaborado por Ana Cristina Cavalcanti Tinôco - CRB-15/262

Erick Garcia Bull

INFLUÊNCIA DA CARCINICULTURA EM UM ESTUÁRIO TROPICAL SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE DESPESCA

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária da Universidade Federal do Rio Grande do Norte como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Sanitária.

BANCA EXAMINADORA

Prof.^a Dr.^a Ada Cristina Scudelari – Orientadora – UFRN

Prof.^a Dr.^a Cynara de Lourdes da Nóbrega Cunha – Coorientadora UFPR

Prof. Dr. Paulo Cesar Colonna Rosman - Examinador Externo - UFRJ

Prof. Dr. Maurício Felga Gobbi – Examinador Externo – UFPR

Natal, 01 de abril de 2019

AGRADECIMENTOS

À minha família (Jorge, Ana Cláudia e João Victor) e à Ana Caroline, minha companheira. Por estarem sempre presentes e me apoiarem em todos os momentos.

À minha orientadora, prof.ª Ada Scudelari, por acreditar na minha capacidade, pelas orientações e pelo incentivo em enveredar pela área da modelagem computacional. Pelo conhecimento passado e pela paciência em esclarecer dúvidas ao longo da pesquisa, me colocando nos trilhos nos momentos de incertezas.

À minha coorientadora, prof.^a Cynara Cunha, pelo treinamento no SisBaHiA[®], pelas orientações, confiança e conhecimento passado. Pelo acolhimento e disponibilidade, em me receber na Universidade Federal do Paraná (UFPR) e me orientar em um período de licença.

À prof.^a Maria de Fatima Alves, pela companhia diária, pelo auxílio, atenção e sugestões desde a participação na minha qualificação.

Aos colegas do Laboratório de Geotecnologias Aplicadas, Modelagem Costeira e Oceânica, pela companhia e atenção.

Aos colegas do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da UFPR, pelo acolhimento e intercâmbio de ideias.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos durante o período do mestrado.

Ao Programa Nacional de Cooperação Acadêmica (PROCAD, projeto n. 88881.068511/2014-01, Edital 071/2013), pelo auxílio financeiro ao período de estágio na UFPR.

RESUMO

A carcinicultura, criação de camarões em viveiros, é frequentemente associada à degradação ambiental de corpos d'água costeiros por conta das elevadas cargas de matéria orgânica e nutrientes presentes nos efluentes dos viveiros. O ajuste da descarga desses efluentes em relação ao tempo de residência, ao regime de maré, ao tamanho e à capacidade de assimilação do corpo receptor são medidas mitigadoras dos efeitos adversos causados pela atividade. Nesta perspectiva, modelos hidrodinâmicos e de qualidade da água são ferramentas úteis no suporte a decisões estratégicas sobre planejamento e gestão costeira. Entretanto, uma das dificuldades de modelagens que incluam os lançamentos da carcinicultura, é a obtenção de séries temporais de despesca, dado a aleatoriedade dos ciclos de cultivo em cada fazenda. O objetivo deste trabalho é analisar a influência dos efluentes das fazendas de camarão em um estuário tropical, para diferentes cenários de lançamento dos efluentes, e avaliar a aplicabilidade de um modelo estocástico de geração de séries temporais de despesca. As simulações hidrodinâmicas e de qualidade da água foram realizadas usando o Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental (SisBaHiA®) e a área de estudo foi o estuário Potengi/Jundiaí-RN, pioneiro da atividade no Brasil. Vários cenários foram verificados: dois de referência, sem a atividade de carcinicultura; um cenário com despescas simuladas pelo gerador aleatório; e dois cenários com lançamentos concentrados nas marés de sizígia e de quadratura. Os resultados não indicaram diferenças representativas entre os cenários de despesca simulados, mostrando que as diferentes formas de manejo não interferem de forma significativa na qualidade da água do estuário.

Palavras-chave: Viveiros de camarão; Qualidade da água; Modelagem hidrodinâmica; SisBaHiA[®].

ABSTRACT

Title: Shrimp farms' influence in a tropical estuary before different harvest conditions

Shrimp farming is often associated with environmental degradation of water bodies because of nutrients and organic matter present on its ponds' effluent. The discharge adjustment of these effluents in relation to residence time, tidal regime, size and water body's assimilation capacity are mitigating measures of the adverse effects promoted by shrimp farming. In this context, hydrodynamic and water quality models are useful to support decisions makers about coastal management like discharge of shrimp effluents. However, one of the main difficult of modeling shrimp farm effluent is the data acquisition of the ponds discharge because of the randomness of the crop cycles in each farm. The objective of this work is to verify shrimp farming influence in a tropical estuary, with different harvest scenarios, besides to evaluate a harvest stochastic generation model. The hydrodynamic and water quality simulations were performed using the Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental (SisBaHiA[®]) and the studying area was the Potengi/Jundiaí estuary, the Brazilian pioneer on the shrimp farming production. A few scenarios were verified: two reference scenarios (without shrimp farm discharges), one scenario with shrimp farm discharge simulated by the random generator of harvest, and two scenarios with harvest concentrated in the neap and spring tides. Results didn't show representative differences between harvest scenarios. Different discharge management didn't significantly interfere in the estuary and all harvest scenarios have similar dispersion condition.

Keywords: Shrimp pond; Water quality; Hydrodynamical modeling; SisBaHiA®.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. ÁREA DE ESTUDO: ESTUÁRIO POTENGI/JUNDIAÍ	20
3. CARCINICULTURA: CRIAÇÃO DE CAMARÕES EM VIVEIRO	24
3.1. PANORAMA NO ESTUÁRIO POTENGI/JUNDIAÍ	24
3.2. OPERAÇÃO DAS FAZENDAS DE CAMARÕES	25
3.3. MODELO DE GERAÇÃO DE SÉRIES TEMPORAIS DE DESPESCA	29
4. MODELAGEM COMPUTACIONAL DE CORPOS D'ÁGUA	32
4.1. SISTEMAS DE MODELAGEM AMBIENTAL	32
4.2. Descrição do SisBaHiA [®]	36
4.2.1. Modelo hidrodinâmico	36
4.2.2. Modelo de qualidade de água e eutrofização	37
4.2.3. Modelo de transporte euleriano	39
5. MATERIAIS E MÉTODOS	41
5.1. MODELAGEM DIGITAL DO TERRENO	43
5.1.1. Malha de discretização	43
5.1.2. Batimetria	43
5.1.3. Parâmetros de fundo e rugosidade	44
5.2. DADOS OCEANOGRÁFICOS E METEOROLÓGICOS	45
5.2.1. Marés	45
5.2.2. Ventos	48
5.2.3. Precipitação, evaporação e temperatura do ar	51
5.3. CONDIÇÕES DE CONTORNO DO MODELO DE CIRCULAÇÃO HIDRODINÂMICA	52
5.3.1. Cenários de modelagem	52
5.3.2. Vazões dos rios	53
5.3.3. Vazões dos efluentes sanitários e industriais	54
5.3.4. Vazões dos viveiros de camarão	54
5.4. CONDIÇÕES DE CONTORNO DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA	58
5.4.1. Parâmetros de qualidade da água dos rios	58
5.4.2. Parâmetros de qualidade da água dos efluentes sanitários	е
industriais	59

5.4.3. Parâmetros de qualidade da água dos viveiros de camarão6	30
5.4.4. Parâmetros de qualidade da água da fronteira aberta6	32
5.5. DEMAIS PARÂMETROS UTILIZADOS NO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA6	34
5.5.1. Dados para o modelo de transporte de calor - Temperatura6	64
5.5.2. Coeficientes das reações do modelo de qualidade	34
5.6. Estações	36
6. RESULTADOS E DISCUSSÕES	39
6.1. CALIBRAÇÃO DAS ELEVAÇÕES DOS NÍVEIS DE ÁGUA6	39
6.2. RESULTADO DA MODELAGEM DA CIRCULAÇÃO HIDRODINÂMICA7	70
6.3. VERIFICAÇÃO DA MODELAGEM DE QUALIDADE DA ÁGUA7	79
6.4. DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE	36
6.5. Evolução temporal dos parâmetros de qualidade da água para	
DIFERENTES CENÁRIOS	90
6.6. MAPAS DE PERSISTÊNCIA DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO E FÓSFORO TOTAL10)8
6.7. RENOVAÇÃO DAS ÁGUAS NO ESTUÁRIO POTENGI/JUNDIAÍ11	12
7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES11	17
8. REFERÊNCIAS12	20
APÊNDICE A13	32
APÊNDICE B13	36

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Localização do estuário Potengi/Jundiaí20
Figura 2.2 - Normal climatológica de 1986-2017 para Natal/RN21
Figura 4.1 - Pontuação de modelos dentro de cada grupo
Figura 4.2 - Processos cinéticos considerados no ciclo do nitrogênio
Figura 4.3 - Processos cinéticos considerados no ciclo do fósforo
Figura 4.4 - Processos cinéticos considerados no ciclo OD-DBO
Figura 5.1 - Fluxograma metodológico41
Figura 5.2 - Domínio de modelagem com malha de elementos finitos43
Figura 5.3 - Batimetria do estuário Potengi/Jundiaí44
Figura 5.4 - Rugosidade equivalente de fundo no domínio45
Figura 5.5 - Constantes harmônicas da FEMAR, Natal (Porto) – RN46
Figura 5.6 - Elevação da superfície da água para o período de modelagem no ponto
da estação Natal (Porto) a partir das constantes harmônicas da
FEMAR
Figura 5.7 - Rosa dos ventos para estação de Natal no ano de 200949
Figura 5.8 - Padrão de ventos nos meses de maio e novembro de 200950
Figura 5.9 - Precipitação e temperatura mensal média no ano de 200951
Figura 5.10 - Vetorização dos viveiros de carcinicultura55
Figura 5.11 - Vazões de despesca obtidas pelo gerador estocástico de vazões e
concentradas nas marés de sizígia e quadratura
Figura 5.12 - Valores de temperatura da água obtidos pelo HYCOM para o ano de
2009 usados como condição de contorno na fronteira aberta63
Figura 5.13 - Distribuição das estações e identificação dos pontos de lançamento
dos efluentes sanitários, induastriais e das fazendas de camarão68
Figura 6.1 - Gráficos comparativos de séries temporais de níveis de maré previstos
e modelados para o Porto de Natal (RN)70
Figura 6.2 - Módulo das velocidades no instante de meia maré enchente de sizígia
no período chuvoso (1h00 do dia 23 de maio de 2009)71
Figura 6.3 - Módulo das velocidades no instante de meia maré vazante de sizígia
no período chuvoso (7h00 do dia 23 de maio de 2009)72

Figura 6.4 - Elevação da superfície livre (m) obtidas pelo SisBAHIA® nas estações	
01 a 06, para o mês de agosto (acima) e em detalhe entre 20/08/2009	
e 22/08/2009 (abaixo)7	3
Figura 6.5 - Campo de correntes residuais para dois ciclos de maré na sizígia do	
período chuvoso7	4
Figura 6.6 - Campo de correntes residuais para dois ciclos de maré na quadratura	
do período chuvoso7	5
Figura 6.7 - Campo de correntes residuais para dois ciclos de maré na sizígia do	
período seco7	5
Figura 6.8 - Campo de correntes residuais para dois ciclos de maré na quadratura	
do período seco7	6
Figura 6.9 - Detalhe do campo de correntes residuais no fundo do estuário7	7
Figura 6.10 - Detalhe do campo de correntes residuais na entrada do estuário7	7
Figura 6.11 - Mapa de isolinhas de ocorrência de velocidades de corrente inferiores	
a 0.10 m/s7	8
Figura 6.12 - Valores de temperatura obtidos pelo modelo no cenário 03 e os dados	
medidos nas estações E02, E04 e E068	2
Figura 6.13 - Valores de salinidade obtidos pelo modelo no cenário 03 e os dados	
medidos nas estações E02, E04 e E068	2
Figura 6.14 - Concentração de OD do modelo no cenário 03 e os dados medidos	
nas estações E02, E04 e E068	3
Figura 6.15 - Concentração de DBO do modelo no cenário 03 e os dados medidos	
nas estações E02, E04 e E068	3
Figura 6.16 - Concentração de nitrogênio total do modelo no cenário 03 e os dados	
medidos nas estações E02, E04 e E068	4
Figura 6.17 - Concentração de fósforo total do modelo no cenário 03 e os dados	
medidos nas estações E02, E04 e E068	4
Figura 6.18 - Clorofila_a do modelo no cenário 03 e os dados medidos nas estações	
E02, E04 e E068	5
Figura 6.19 - Distribuição espacial dos valores de temperatura obtidos pelo modelo	
no cenário 03 ao fim da despesca de algumas fazendas (0h00 do dia	
04 de novembro de 2009)8	6

- Figura 6.25 Distribuição espacial das concentrações de clorofila_a obtidos pelo modelo no cenário 03 ao fim da despesca de algumas fazendas (0h00 do dia 04 de novembro de 2009)......90

Figura 6.34 - Box plots das concentrações de nitrogênio total para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E0299

Figura 6.35 - Box plots das concentrações de nitrogênio total para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E0499

Figura 6.36 - Box plots das concentrações de nitrogênio total para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E0699

Figura 6.37 - Box das concentrações plots de fósforo total para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E02100

Figura 6.38 - Box plots das concentrações de fósforo total para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E04100

Figura 6.39 - Box plots das concentrações de fósforo total para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E06100

Figura 6.48 - Persistência de concentrações de OD < 5.0 mg/L, ao longo de um ano, para o cenário 01110

Figura 6.49 - Persistência de concentrações de Fósforo Total >0.124mg/L, ao longo de um ano, para o cenário 03......111

Figura 6.50 - Persistência de concentrações de Fósforo Total >0.124mg/L, ao longo de um ano, para o cenário 02......111

Figura 6.51 - Persistência de concentrações de Fósforo Total >0.124mg/L, ao longo
de um ano, para o cenário 01112
Figura 6.52 - Taxa de renovação da água no final do mês de maio113
Figura 6.53 - Taxa de renovação da água no final do mês de novembro113
Figura 6.54 - Idade da água após um ano de simulação114
Figura 6.55 - Séries temporais da taxa de renovação nas estações E02, E04 e E06
representativa do período chuvoso (maio)115
Figura 6.56 - Séries temporais da taxa de renovação nas estações E02, E04 e E06
representativa do período seco (novembro)116
Figura A.1 - Valores de temperatura obtidos pelo modelo no cenário 03 e os dados
medidos nas estações E01, E03 e E05132
Figura A.2 - Valores de salinidade obtidos pelo modelo no cenário 03 e os dados
medidos nas estações E01, E03 e E05133
Figura A.3 - Concentração de OD do modelo no cenário 03 e os dados medidos
nas estações E01, E03 e E05133
Figura A.4 - Concentração de DBO do modelo no cenário 03 e os dados medidos
nas estações E01, E03 e E05134
Figura A.5 - Concentração de nitrogênio total do modelo no cenário 03 e os dados
medidos nas estações E01, E03 e E05134
Figura A.6 - Concentração de fósforo total do modelo no cenário 03 e os dados
medidos nas estações E01, E03 e E05135
Figura A.7 - Clorofila_a do modelo no cenário 03 e os dados medidos nas estações
E01, E03 e E05135
Figura B.1 - Box plots das concentrações de OD para os cenários simulados
durante os meses de maio e novembro na estação E01136
Figura B.2 - Box plots das concentrações de OD para os cenários simulados
durante os meses de maio e novembro na estação E03136
Figura B.3 - Box plots das concentrações de OD para os cenários simulados
Figura B.3 - Box plots das concentrações de OD para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E05
 Figura B.3 - Box plots das concentrações de OD para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E05
 Figura B.3 - Box plots das concentrações de OD para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E05
 Figura B.3 - Box plots das concentrações de OD para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E05

- Figura B.7 Box plots das concentrações de nitrogênio total para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E01138
- Figura B.8 Box plots das concentrações de nitrogênio total para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E03138
- Figura B.9 Box plots das concentrações de nitrogênio total para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E05138
- Figura B.10 Box das concentrações plots de fósforo total para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E01139
- Figura B.11 Box das concentrações plots de fósforo total para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E03139
- Figura B.12 Box das concentrações plots de fósforo total para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E05139
- Figura B.13 Box plots das concentrações de clorofila_a para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E01140
- Figura B.14 Box plots das concentrações de clorofila_a para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E03140
- Figura B.15 Box plots das concentrações de clorofila_a para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E05140

LISTA DE TABELAS

Tabela 5.1 - Valores sugeridos para a rugosidade equivalente de fundo45
Tabela 5.2 - Tabela de constantes harmônicas e seus respectivos valores de
período, amplitude e fase, ordenadas por amplitude decrescente,
calibradas para a fronteira aberta do domínio de modelagem, a partir
das constantes para o Porto de Natal (RN)47
Tabela 5.3 – Vazões (m ³ /s) dos rios afluentes53
Tabela 5.4 - Vazões dos efluentes lançados no estuário
Tabela 5.5 - Área das fazendas de carcinicultura e coordenadas dos canais de
drenagem56
Tabela 5.6 - Caracterização do cultivo das fazendas do estuário57
Tabela 5.7 - Parâmetros de qualidade dos efluentes sanitários e industriais60
Tabela 5.8 - Concentração média de nutrientes do efluente da despesca61
Tabela 5.9 - Concentrações dos parâmetros de qualidade da água do efluente da
carcinicultura62
Tabela 5.10 - Condições de contorno da fronteira aberta63
Tabela 5.11 – Coeficientes utilizados no ajuste das reações do modelo de qualidade
da água65
Tabela 5.12 - Localização das estações: coordenadas e correspondências com os
relatórios66
Tabela 6.1 - Cargas anuais (t/ano) de DBO, fósforo total e nitrogênio total lançadas
no estuário ao fim da simulação106

1. INTRODUÇÃO

Estuário é um corpo d'água costeiro com livre ligação para o mar, que se estende a montante até onde se detecta o efeito da maré, e no qual ocorre a mistura mensurável entre a água salgada com a água doce proveniente da bacia de drenagem (DYER,1997). Os estuários são caracterizados como ecossistemas marinhos de alta produtividade e diversidade biológica devido à disponibilidade de nutrientes e luz (GARRISON, 2016).

Grande parte dos ecossistemas costeiros estão submetidos a impactos ambientais provocados pelo excesso de nutrientes oriundos de processos naturais e atividades antropogênicas que ocorrem em suas bacias hidrográficas contribuintes (LACERDA et al., 2006). Dentre essas atividades, destacam-se o crescimento das cidades e expansão da aquicultura, da agricultura, das indústrias e do turismo (FERREIRA; BONETTI; SEIFFERT, 2011).

Embora seja considerado menos prejudicial do que outras atividades antrópicas (PÁEZ-OSUNA, 2001), a carcinicultura¹ é vista como uma atividade que oferece alto risco à conservação ambiental (BONINI, 2006). Esse risco é amplificado ao considerar o fato de que a atividade é realizada principalmente em países em desenvolvimento e que apresentam lacunas de gestão e regulamentação (FAO, 2016).

Os distúrbios ambientais causados pelas fazendas de criação de camarões ocorrem tanto na implantação quanto na operação dos viveiros. A supressão da vegetação para a implantação de viveiros, em especial dos manguezais, altera o padrão de drenagem natural, aumenta a salinidade, suprime o habitat de diversas espécies aquáticas (RAMOS E SILVA et al., 2017) e contribui para a erosão costeira (HERBECK et al., 2013).

A principal preocupação, no entanto, é o impacto ambiental gerado pela descarga de efluentes das fazendas de camarão no corpo receptor (BARRAZA-GUARDADO et al., 2013; CARDOSO-MOHEDANO et al., 2016a) na despesca² e durante as trocas diárias de água. Os efluentes das fazendas de camarão possuem alta carga de nutrientes (BUI et al., 2013; HERBECK et al., 2013), matéria orgânica,

¹ Termo de origem grega que significa 'cultivo de caranguejos' e que assumiu inicialmente a conotação de 'criação de crustáceos'. Atualmente é associado ao cultivo de camarões, conotação aplicada neste trabalho.

² Retirada dos camarões cultivados dos viveiros, quando estes atingem o tamanho comercial desejado

sólidos suspensos e elevada salinidade (TROTT; ALONGI, 2000). Quando lançados no corpo d'água, usualmente sem tratamento (CARDOSO-MOHEDANO et al., 2016b), podem resultar na depleção de oxigênio dissolvido, aumento da turbidez da água (BARRAZA-GUARDADO et al., 2013) e a longo prazo, dependendo das características do corpo receptor, contribuir para sua eutrofização (JACKSON et al., 2003).

Os impactos ambientais da carcinicultura dependem da localização, da operação, do tamanho e da densidade de produção dos viveiros, que influenciam na quantidade e qualidade dos efluentes (CARDOSO-MOHEDANO et al., 2016b). O ajuste da descarga dos efluentes em relação ao tempo de residência, o regime de maré, o tamanho e a capacidade de assimilação do corpo receptor poderiam mitigar os efeitos adversos da operação dos viveiros de camarão (PÁEZ-OSUNA, 2001).

Nessa perspectiva, modelos hidrodinâmicos e de qualidade da água desenvolvidos para simular o transporte de longo prazo são úteis como suporte para decisões estratégicas sobre planejamento e gestão costeira (CUNHA; SCUDELARI; ROSMAN, 2015). Devido aos custos elevados para a coleta de amostras e o processamento dos dados de campo, os modelos surgem como uma ferramenta econômica para seleção de pontos de amostragem representativos. Os dados coletados nesses pontos, são inseridos nos modelos e permitem estudar a dispersão e a acumulação de poluentes, além de prever o impactos futuros de novas atividades, possibilitando um planejamento a longo prazo (CARDOSO-MOHEDANO et al., 2015).

Em relação ao lançamento de efluentes da carcinicultura, o conhecimento da circulação hidrodinâmica e do transporte de contaminantes no corpo d'água receptor permite analisar e prever os seus impactos ao longo da região de interesse (SANTANA; CUNHA, 2017) e a eficiência de medidas mitigadoras, como o lançamento dos efluentes restritos à maré de sizígia (CARDOSO-MOHEDANO et al., 2016a).

A aplicação de estratégias de gerenciamento, como a utilização de modelos, contribuiria para elucidar ou até mesmo evitar desastres ambientais de larga escala como o ocorrido no ano de 2007 no estuário Potengi/Jundiaí, localizado no estado do Rio Grande do Norte, e inicialmente atribuído à despesca de uma fazenda de camarão (NOBRE, 2011). Esse estuário recebeu as primeiras fazendas de cultivo comercial de camarões em viveiros no Brasil, e passou por mudanças profundas no seu entorno

promovidas pela implantação das fazendas. Em duas décadas, a área dos viveiros aumentou em 450% na região (MEDEIROS, 2009) e contribuiu, junto com a construção de lagoas de tratamento de efluentes sanitários, para a supressão de mais de 30% da vegetação de mangue na região (SOUZA; RAMOS E SILVA, 2011).

Santana (2017) investigou o comportamento do estuário Potengi/Jundiaí em relação aos efluentes da carcinicultura considerando despescas simultâneas de todos os viveiros da região. Embora contemple o pior cenário possível, esta condição não representa a realidade da dinâmica dos viveiros, na qual as fazendas possuem ciclos de cultivo diferentes, dependendo da forma de manejo, da sazonalidade do mercado, da ocorrência de epidemias, dentre outros fatores.

A definição de séries temporais de despesca, de fato, é um desafio na modelagem de sistemas com múltiplas fazendas, em virtude da dificuldade de aquisição de dados e na quantificação das descargas de todos os viveiros. De maneira geral, estudos acerca do impacto da carcinicultura em corpos de água estão restritos à caracterização dos efluentes dos viveiros (e.g. FERREIRA; BONETTI; SEIFFERT, 2011; GREEN; WARD, 2011; MA et al., 2013; RAMOS E SILVA et al., 2010) ou consideram apenas o efeito isolado do lançamento de uma única fazenda no corpo receptor (e.g. CARDOSO-MOHEDANO et al., 2015, 2016a, 2018). Pouco se sabe sobre o efeito sinérgico de múltiplos lançamentos de fazendas de camarão.

Diante deste panorama, o objetivo principal deste trabalho é analisar a influência dos efluentes das fazendas de criação de camarão sobre o estuário Potengi/Jundiaí, usando um modelo estocástico de geração de séries temporais de despesca, proposto por Roversi (2018), e comparar com outras formas de manejo de despesca.

Como objetivos secundários, busca-se: avaliar a aplicabilidade do modelo estocástico de geração de séries temporais de despesca utilizado; avaliar a efetividade de estratégia de lançamento restrito a períodos específicos de maré; identificar locais mais susceptíveis aos impactos da carcinicultura; avaliar o efeito das vazões fluviais e da maré na dispersão dos efluentes lançados no estuário; e identificar as principais cargas afluentes ao estuário.

As análises foram feitas com base em simulações da circulação hidrodinâmica e da qualidade da água para diferentes cenários, contemplando os lançamentos de cargas dos rios, de efluentes sanitários e industriais, além do efluente das fazendas de camarão. O estudo da renovação das águas no estuário foi realizado por meio de um modelo de transporte euleriano, visando complementar as análises sobre o transporte de escaleres na região e identificar locais mais susceptíveis aos impactos da carcinicultura. As simulações foram realizadas no Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental (SisBaHiA[®]).

Este trabalho está dividido em 8 capítulos, sendo esse o capítulo introdutório e o oitavo relativo às referências, os demais capítulos estão assim distribuídos:

- o capítulo 2 contempla a caracterização da área de estudo, com a descrição da localização, dos afluentes principais e de aspectos meteorológicos e oceanográficos da região;
- o capítulo 3 descreve sucintamente o panorama da carcinicultura no estuário Potengi/Jundiaí, as etapas do ciclo produtivo e apresenta o modelo de geração de séries temporais de despesca proposto por Roversi (2018);
- no capítulo 4 são relacionados alguns dos principais sistemas de modelagem conhecidos e descritos os modelos de circulação hidrodinâmica promediado na vertical, de qualidade de água e eutrofização e de transporte euleriano do Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental (SisBaHiA[®]), utilizados neste trabalho;
- o capítulo 5 contém a metodologia do trabalho, com apresentação dos cenários de modelagem, da modelagem digital do terreno, dos dados oceanográficos e meteorológicos, e das condições de contorno dos modelos;
- no capítulo 6 são apresentados e discutidos os resultados obtidos pelos modelos de circulação hidrodinâmica, qualidade da água e transporte euleriano;
- no capítulo 7 são apresentadas as conclusões e recomendações do trabalho.

2. ÁREA DE ESTUDO: ESTUÁRIO POTENGI/JUNDIAÍ

O estuário Potengi/Jundiaí (figura 2.1) está localizado no estado do Rio Grande do Norte, Brasil, entre as coordenadas geográficas de 5°43'S a 5°53'S e 35°09'W a 35°21' W e abrange os municípios de Natal, São Gonçalo do Amarante e Macaíba. O estuário tem como aporte marinho o Oceano Atlântico e como afluentes fluviais os rios Jundiaí, Potengi e Doce, além de outras pequenas contribuições, como o riacho do Baldo, responsável pelo lançamento do efluente tratado da estação de tratamento de esgoto do Baldo e da drenagem urbana das bacias em seu entorno (RIBEIRO, 2012).



Figura 2.1 - Localização do estuário Potengi/Jundiaí.

Baseado em imagens do satélite RapidEye (MMA, 2016), composição colorida R3G2B1.

Os três rios drenam em conjunto uma área de carca de 5,000 km² (BOSKI et al., 2015) e são caracterizados por contribuições intermitentes e vazões baixas, devido ao clima semiárido da região Nordeste do Brasil (CUNHA; SCUDELARI; ROSMAN, 2015). O rio Potengi, que drena uma bacia hidrográfica de 3180 km², tem 176 km de extensão e vazão aproximada de 5 m³/s no período chuvoso. O rio Jundiaí possui uma vazão intermediária, sendo fortemente influenciado pela variação das marés, cujos efeitos são observados até a cidade de Macaíba, a 30 km da entrada do estuário. O

rio Doce contribui com o menor aporte de água doce para o estuário e possui uma vazão aproximada de 2 m³/s durante a maior parte do tempo (RAMOS E SILVA; SILVA; OLIVEIRA, 2006).

O clima na região do estuário é tropical com verão seco, de acordo com o critério de Köppen (1936) (ALVARES et al., 2014). A precipitação anual varia entre 1300mm e 2000mm, com chuvas concentradas entre os meses de fevereiro a julho, e a temperatura média é de 26.8°C (KUMAR et al., 2018; BOSKI et al., 2015), apresentando baixas amplitudes térmicas mensais e diárias. A evaporação média anual na região fica em torno de 2000 mm, variando entre 1400 mm e 2700 mm, segundo dados do Inmet (2018). As médias mensais de temperatura do ar, precipitação acumulada e evaporação acumulada para o período entre 1986 e 2017 são observadas na normal climatológica de Natal mostrada na figura 2.2.



Devido às baixas vazões fluviais, o estuário Potengi/Jundiaí permite um grande aporte marinho, ocorrendo a intrusão das águas salinas por influência da maré até cerca de 30 km no interior (CUNHA, 2010; BARBOSA,1983). As marés que ocorrem no estuário são de natureza semi-diurna, regime de mesomaré e altura máxima de 2.8 m (KUMAR et al., 2018; BOSKI et al., 2015) De acordo com os padrões de estratificação vertical de salinidade, esse estuário é considerado como moderadamente ou parcialmente misturado (FRAZÃO, 2003), com salinidade oscilando entre 29.5 e 34.5 ups durante os períodos chuvoso e seco (MIRANDA; BÉRGAMO; CASTRO, 2005). O perfil de temperatura da água no estuário é típico de regiões de baixa latitude, bem misturado e homogêneo, com temperatura média de 28°C (FRAZÃO; VITAL, 2006).

As zonas sob forte influência marinha, próximas à foz, apresentam um vale amplo com taludes abruptos junto às margens, principalmente próximo às margens côncavas, onde ocorrem as maiores profundidades. Esses canais ficam mais estreitos e rasos na direção do interior do estuário, adquirindo maior estabilidade em virtude da sedimentação, denotando um padrão típico de maré (CUNHA, 1982).

A principal área do estuário estende-se cerca de 10 km, a partir da confluência dos rios Jundiaí e Potengi até a entrada do estuário, compreendendo cerca de 25 km² de manguezais, córregos e canais de maré, fortemente impactados pela aquicultura intensiva de camarão, desenvolvida nas últimas décadas (SOUZA; RAMOS E SILVA, 2011).

Apesar de sua importância socioeconômica e ecológica, o estuário Potengi/Jundiaí vem sendo exposto a diversas pressões antrópicas que incluem, além da aquicultura, a descarga de efluentes industriais e domésticos, e escoamento de áreas agrícolas. Em termos de degradação ambiental, a região intermediária do estuário é considerada a mais alterada, apresentado piores condições durante o período chuvoso, quando as cargas difusas urbanas e agrícolas são mais intensas e transportam diversos contaminantes para o estuário (CUNHA, 2010; RAMOS E SILVA et al., 2017b; SOUZA; RAMOS E SILVA, 2011; SOUZA et al., 2016).

Medeiros (2009) realizou um estudo multitemporal da dinâmica espacial no estuário Potengi/Jundiaí, analisando, através de sensoriamento remoto, as alterações ambientais ocorridas nos períodos de 1988, 1994 e 2006. A autora observou uma redução de 65.22% da cobertura vegetal, com aumento de: 452.07% na área da carcinicultura; 70.44% da área desmatada; e 52.65% na área urbana.

Costa (2008) realizou um diagnóstico ambiental das águas do estuário através de cálculos de índices indicadores de poluição como o Índice de Qualidade da Água (IQA) e do Índice de Toxidez (IT), a partir de amostras coletadas em doze pontos do

estuário, em maré alta e baixa, entre os meses de agosto e novembro de 2007. Os resultados indicaram que o IQA da maioria dos pontos de coleta foi de qualidade média. Em relação à presença de metais, a maioria deles estava abaixo dos limites de detecção, indicando que os mesmos tendem a ser carreados pela ação das marés ou precipitados e depositados nos sedimentos de fundo.

Frazão (2003) realizou o reconhecimento da morfologia de fundo do estuário, através da análise batimétrica e sonográfica, visando avaliar a influência de correntes superficiais e de fundo na modelagem do leito. Verificou-se que o canal do estuário é predominantemente preenchido por sedimentos holocênicos arenosos, variando de selecionados a bem selecionados, ocorrendo também a presença de sedimentos siltosos. O fundo do estuário apresenta as fácies texturais Lamosa e Arenosa, e a distribuição dessas fácies oscila em função da periodicidade das marés e intensidade das correntes.

Figueiredo (2007) simulou a circulação hidrodinâmica do estuário Potengi/Jundiaí em função da ação do vento e de alterações batimétricas entre os anos de 1981 e 2004. A autora verificou que os ventos não exercem influência significativa na circulação hidrodinâmica do estuário. Além disso, observou que em locais onde a profundidade aumentou ao longo dos anos, devido especialmente a obras de dragagem, as velocidades foram menores.

Na mesma linha, Ribeiro (2012) simulou a circulação hidrodinâmica do estuário e verificou que os ventos pouco interferem na mudança de direção do vetor velocidade das correntes do estuário. O campo de velocidades residuais é marcado por velocidades baixas e pela presença de vórtices próximos aos estreitamentos do estuário. O autor calculou, ainda, o tempo de residência do estuário, observando valores entre 38 a 343 dias.

3. CARCINICULTURA: CRIAÇÃO DE CAMARÕES EM VIVEIRO

O termo carcinicultura refere-se ao cultivo de camarões em água doce ou salgada, cujo a produção comercial teve início no Japão na década de 30. Ao longo dos anos diversas espécies foram utilizadas ao redor do mundo, porém duas apresentaram maior adaptação a diferentes climas e condições de cultivo: o Litopenaeus vannamei, também conhecido como camarão-de-patas-brancas ou camarão-branco-do-pacífico; e o Penaeus monodon, conhecido como camarão-tigre-gigante (ROVERSI, 2018).

Neste capítulo é traçado um breve panorama da atividade no estuário do Potengi/Jundiaí, explorando os aspectos que levaram a expansão das fazendas de camarão na região até o início do século e a estabilização no número de empreendimentos na última década. Posteriormente são descritas as fases do ciclo produtivo de uma fazenda de camarão, bem como as características de cada etapa. Por fim, a metodologia proposta por Roversi (2018) para geração de séries temporais de despesca é apresentada.

3.1. Panorama no estuário Potengi/Jundiaí

O estuário Potengi/Jundiaí foi o berço da carcinicultura no Brasil, cujo o início remonta à década de 70, quando foi implantado o Projeto Camarão. O objetivo desse projeto era fomentar pesquisas que comprovassem a viabilidade técnica e econômica do cultivo nos estuários do estado (MEDEIROS, 2009).

As condições naturais favoráveis, como clima e posição geográfica, permitiram a rápida expansão da carcinicultura no estado, que se tornou um dos maiores produtores do país (MEDEIROS, 2009). O desenvolvimento da atividade refletiu em mudanças na ocupação das margens do estuário. Embora a instalação das fazendas de camarão tenha se localizado inicialmente nos espaços ocupados pelas antigas salinas, a atividade contribuiu significativamente para a redução da cobertura vegetal na região.

Medeiros (2009) constatou, entre os anos de 1988 e 2006, uma redução de 65.22% na cobertura vegetal ciliar, concomitante a um aumento³ de 452.07% nas regiões ocupadas por fazendas de carcinicultura. De acordo com levantamento de

³ Aumentou a ocupação de 2,50% para 13,79% da área do estuário.

Cunha (2010), no ano de 2010, 47 fazendas de camarão estavam em operação, correspondendo a 725.93 ha de área em produção, distribuídas nos municípios de Macaíba (109.88ha), Natal (92.56ha) e São Gonçalo do Amarante (550.49ha).

Após a expansão observada até o início do século, a partir de 2004 a carcinicultura brasileira entrou em crise e a produção foi drasticamente reduzida. Segundo Roversi (2018), recorrentes surtos epidêmicos e circunstâncias econômicas desfavoráveis, como a lei antidumping⁴ aplicada nos Estados Unidos, além da desvalorização do real frente a outras moedas, foram os principais fatores que culminaram na crise do setor. Consequentemente, as exportações brasileiras caíram diante da perda de competitividade do produto brasileiro no mercado internacional, resultando no redirecionamento da produção para o mercado nacional.

3.2. Operação das fazendas de camarões

A operação de uma fazenda de camarão varia em função da localização, da tecnologia disponível e da viabilidade ambiental e econômica do empreendimento (ROVERSI, 2018). Dentre os sistemas utilizados no mundo estão os viveiros escavados em terra, os tanques de concreto, as gaiolas flutuantes e os cercados (RIBEIRO et al., 2014). Sistemas de adução e drenagem, bem como sistemas de tratamento de efluentes, também compõem as unidades de produção.

A densidade de cultivo reflete na aeração ou não dos viveiros, na forma de alimentação e nas taxas de renovação de água, que impactam diretamente na qualidade dos efluentes (RIBEIRO et al., 2014). O ciclo produtivo é regulado em função do mercado, durando, em média, de 70 a 120 dias, sendo finalizado quando o camarão atinge tamanho comercial e o preço é favorável (HERBECK et al., 2013; CARDOSO-MOHEDANO et al., 2016a; CARDOSO-MOHEDANO et al., 2018).

A cadeia produtiva da criação de camarões em cativeiro pode ser dividida em quatro etapas: larvicultura, berçário, engorda e despesca. A larvicultura corresponde à produção de larvas até o estágio pós-larval, quando são transferidas para os tanques berçários, onde é feita a aclimatação das pós-larvas às condições ambientais da fazenda (RIBEIRO et al., 2014). Após a etapa de pós-larvas e aclimatação, os

⁴ Mecanismo de defesa para os produtos mercado interno do país frente a produtos exportados.

camarões são transferidos para os tanques de cultivo, onde é feita a etapa da engorda até o momento da despesca.

Devido às particularidades de cada estágio, as etapas podem ser realizadas em um único tanque ou em locais diferentes. Em função do número de unidades que fazem parte da produção, a carcinicultura pode ser classificada em monofásica, bifásica ou trifásica.

Nos cultivos monofásicos, todas as etapas são realizadas em um único tanque, podendo as pós-larvas serem capturadas no ambiente. No cultivo bifásico, as póslarvas são compradas e as fazendas realizam apenas as etapas de berçário e engorda, além da despesca. Já no sistema trifásico, característicos de grandes empreendimentos, cada etapa é realizada em um tanque (RIBEIRO et al., 2014). No Brasil, há a predominância do sistema bifásico (RIBEIRO et al., 2014), embora alguns produtores desconsiderem a fase de aclimatação, transferindo as pós-larvas diretamente para os viveiros (CUNHA, 2005).

O manejo dos viveiros ao longo do ciclo produtivo contempla a preparação e tratamento do viveiro, o povoamento, a fertilização, a alimentação, o manejo hídrico e a despesca (ROVERSI, 2018). Os passos da preparação do viveiro são descritos a seguir.

Construção dos viveiros

As fazendas de camarão, em geral, estão localizadas próximo a corpos d'água que garantam o suprimento, em termos qualitativos e quantitativos, de água necessária à produção (ROVERSI, 2018). Em relação à geometria de viveiros escavados, o espelho d'água pode ter dimensões variadas, com profundidades mínimas de 80 centímetros e máximas de 2.0 metros, além de inclinação de fundo superior a 2% para facilitar a drenagem do viveiro (CUNHA, 2006).

De modo geral, os viveiros escavados possuem uma única comporta de concreto, com frisos internos para a instalação de tábuas de madeira, que permitem o controle do nível da água. A drenagem é realizada através dessas comportas, instaladas na extremidade mais baixa, favorecendo o esvaziamento por ação da gravidade (ROVERSI, 2018).

Secagem do solo, desinfecção e correção do pH

No solo do viveiro acumulam-se sobras de ração, metabólicos e cascas de camarão, além de organismos planctônicos descompostos durante o ciclo de cultivo (FIGUEIRÊDO et al., 2006). Sendo assim, após a despesca, é comum manter o viveiro seco por um período de 7 a 10 dias para eliminação de organismos patogênicos através da exposição do solo à radiação solar, e para que a matéria orgânica remanescente possa ser estabilizada por bactérias aeróbias decompositoras (BONINI, 2006). Por fim, o pH do solo é aferido e corrigido com a aplicação de calcário agrícola (CUNHA, 2010).

Captação da água

A captação da água é efetuada diretamente do corpo d'água adjacente à fazenda por canais de adução ou tubulações, através de bombeamento ou pelo aproveitamento da oscilação da maré local, controlando por intermédio da abertura e fechamento das comportas – estratégia utilizada em fazendas com menor recurso financeiro. Pode haver ainda a captação de água subterrânea por meio de poços artesianos (CARDOSO-MOHEDANO et al., 2016a; ROVERSI, 2018).

Segundo Roversi (2018) a restrição da captação da água do estuário aos períodos de preamar pode garantir um perfil de qualidade de água mais adequado ao cultivo, como salinidade mais elevada e menor concentração de sólidos suspensos. Essa condição se deve ao fluxo de maré enchente que reduz a influência de contribuições provenientes da bacia hidrográfica.

Engorda: Povoamento, alimentação, aeração e fertilização

Após a aclimatação, as pós-larvas são transferidas para os viveiros de engorda, quando é feito o povoamento do viveiro. O manejo do viveiro é definido em função da densidade de cultivo, e pode ser dividido em três métodos: com fertilização e aeração; com aeração e sem fertilização e; sem aeração e sem fertilização (BONINI, 2006). O uso de aeradores visa a aumentar ou manter constante o nível de oxigênio disponível na água, prevenindo assim a depleção dos níveis de oxigênio dissolvido nos viveiros, e costumam ser utilizados em fazendas de maior densidade de cultivo.

A distribuição da ração, ou arraçoamento, em um viveiro de engorda é feita através de lanços manuais ou por bandejas espalhadas pelo fundo. Além da ração, algumas fazendas fazem a fertilização dos viveiros, a fim de promover o crescimento

de alimento natural, aumentando a quantidade de fitoplâncton na água, dando início a cadeia alimentar até o camarão (BONINI, 2006; ROVERSI, 2018).

Trocas diárias

Os viveiros realizam diariamente trocas de água da ordem de 5% a 40% do volume total do tanque, a fim de manter a oxigenação da água do viveiro (ASCHENBROICH et al., 2015; THOMAS et al., 2010) e repor possíveis perdas por evaporação e infiltração. Segundo Braaten e Flaherty (2000), em tanques escavados de cultivo localizados em regiões tropicais, com predominância de solos argilosos, as taxas de infiltração e evaporação podem alcançar, respectivamente, 340 mm e 570 mm por ciclo de produção.

As taxas de renovação, bem como o início das trocas varia conforme o sistema de cultivo adotado e as condições ambientais na fazenda. Figueirêdo *et al.* (2006), por exemplo, observou taxas de revovação entre 2% e 7%, com trocas iniciadas no 30° dia de cultivo, em três fazendas localizadas no rio Jaguaribe-CE. Ma et al. (2013) observou trocas diária da ordem de 10% realizadas em um período de 4 horas após o 30° dia.

Em geral as trocas ocorrem com o descarte parcial da água dos viveiros no corpo receptor, e captação de água 'limpa' no mesmo corpo d'água. Algumas fazendas com sistemas mais modernos operam em regime fechado, promovendo o tratamento das águas descartadas, que reabastecerão o próprio viveiro, reduzindo os impactos do efluente da atividade no corpo receptor (ROVERSI, 2018).

Despesca

Ao final do período de engorda, após os camarões alcançarem o tamanho comercial, é realizada a despesca, em que todo o volume de água do viveiro é drenado. As tábuas de madeira na comporta do viveiro são removidas gradualmente e os camarões são capturados por redes instaladas junto ao canal de drenagem, sendo na sequência armazenados em caixas térmicas com gelo (ROVERSI, 2018).

Usualmente, a despesca tem início à noite (FIGUEIRÊDO, *et al.*, 2006) e ocorre quando o volume do viveiro atinge 30% da capacidade total, sendo a drenagem iniciada com 1 dia de antecedência (ARIAS, 2011). Em alguns lugares, todo o processo pode levar até 5 dias (CARDOSO-MOHEDANO et al., 2016b). Nicodemo

(2010) observou despescas com duração de 10 horas em 3 fazendas no estuário Potengi/Jundiaí.

De maneira geral, o lançamento do efluente no corpo receptor ocorre por gravidade através dos canais de drenagem (CARDOSO-MOHEDANO et al., 2016a), sem tratamento prévio (ROVERSI, 2018), acreditando-se na capacidade de assimilação dos mangues (CARDOSO-MOHEDANO et al., 2018). O tratamento dos efluentes antes do lançamento nos corpos d'água é recomendável e uma das alternativas mais empregadas são as bacias de sedimentação, para remoção de sólidos em suspensão (ROVERSI, 2018).

3.3. Modelo de geração de séries temporais de despesca

As séries temporais de despesca são um desafio na modelagem de sistemas com mais de uma fazenda, tendo em vista a dificuldade de aquisição de dados medidos de todos os viveiros. Modelos de previsão na carcinicultura, geralmente, têm como foco o crescimento dos camarões e o auxílio na tomada de decisão quanto ao tempo ideal de despesca, levando em conta critérios econômicos como tamanho, peso dos camarões e densidade de produção.

Yu e Leung (2010) avaliaram um modelo hierárquico bayesiano como uma maneira de incorporar a variabilidade na estimativa da função de crescimento do camarão para melhorar a precisão da previsão, usando dados de 16 tanques de crescimento de uma fazenda comercial de camarões no Havaí. Os autores observaram que o modelo hierárquico bayesiano é mais adequado que o modelo não linear simples que negligencia a variabilidade do crescimento.

Araneda et al. (2018) identificaram o tempo ótimo de despesca baseado em um modelo bioeconômico ajustado a seis estratégias de densidade populacional (90, 130, 180, 230, 280 e 330 camarões/m²). Os autores criaram dois modelos considerando ou não a heterogeneidade do tamanho dos camarões em um viveiro. Os resultados indicaram que a densidade de 90 camarões/m² foi a melhor estratégia pra otimizar os benefícios econômicos da produção.

Yu, Leung e Bienfang (2009) desenvolveram um modelo de despescas parciais baseado na abordagem de redes de fluxo, que pode ser implementado e resolvido no MS EXCEL, a fim de auxiliar produtores a determinar densidade de produção de camarão de diferentes tamanhos. Os autores demonstraram o uso do modelo com dados de uma fazenda de camarão comercial no Havaí e os resultados indicam que o mesmo foi capaz de identificar uma política de despesca eficiente, bem como avaliar a viabilidade de despescas parciais sob diferentes condições e objetivos gerenciais.

Esses modelos têm como foco auxiliar o produtor na tomada de decisão e não avaliar o impacto de diferentes formas de manejo no corpo receptor. Neste sentido, Roversi (2018) desenvolveu um modelo estocástico para geração de séries temporais de despesca baseado na geometria e na representação estatística do manejo dos viveiros de uma região. Para a geração das séries temporais nesse modelo, é necessária a representação dos ciclos de cultivo de cada viveiro - sendo o período de um ciclo (T) definido pelo período de cultivo (T_c) acrescido do período de preparo do viveiro (T_P).

O período de cultivo depende da taxa de crescimento e do tamanho final almejado para os camarões, entretanto, problemas operacionais, epidemias, variações no mercado e eventos climáticos podem afetar a produção e modificar o cronograma de despescas (ROVERSI, 2018).

A distribuição Beta de probabilidade (equação 3.1) foi escolhida pelo autor para representação dos períodos de cultivo dos viveiros de um domínio de estudo, definida por inferência estatística dos valores esperados dessa variável.

$$f(x;\alpha;\beta) = \frac{\Gamma(\alpha+\beta)}{\Gamma(\alpha)\Gamma(\beta)} x^{\alpha-1} (1-x)^{\beta-1}$$
(3.1)

Onde: x é uma variável aleatória; f é a função densidade de probabilidade da distribuição beta para $0 \le x \le 1$; $\alpha > 0$ e $\beta > 0$ são parâmetros de forma da distribuição; e Γ é a função gama, $\Gamma(n) = (n - 1)!$.

O ajuste da Função de Distribuição de Probabilidade Beta é realizado através dos parâmetros α e β , a partir de informações empíricas⁵ ou através de dados obtidos na literatura. Neste modelo estocástico, os valores de α e β são estimados (equações 3.2 e 3.3) a partir da média observada do período de cultivo (T_c^{med}) e do desvio padrão ($\sigma(T_c)$) do tempo de ciclo para uma determinada região⁶.

⁵ Consulta de especialistas e/ou aplicação de questionários.

⁶ A região adotada pode ser um conjunto de viveiros de uma ou mais fazendas, dependendo da modelagem.

$$\alpha = T_C^{med} \left\{ \frac{T_C^{med}(1 - T_C^{med})}{\left[\sigma(T_C^{med})^2\right]} - 1 \right\}$$
(3.2)

$$\beta = \left(1 - T_{C}^{med}\right) \left\{ \frac{T_{C}^{med}(1 - T_{C}^{med})}{\left[\sigma(T_{C}^{med})^{2}\right]} - 1 \right\}$$
(3.3)

Definida a Distribuição Beta para cada fonte, assume-se que em um determinado viveiro, o valor do período de cultivo a cada ciclo é definido aleatoriamente seguindo a distribuição de probabilidade prescrita. O instante inicial da despesca será recalculado a cada ciclo de cultivo através deste processo de escolha aleatória de valores de período de cultivo. Já o período de preparo dos viveiros é mantido constante em todos os ciclos.

Para gerar as vazões, a geometria dos viveiros é padronizada para cada região fonte, sendo a vazão de lançamento do efluente da despesca por viveiro (Q_V) aproximada por:

$$Q_V = \left(A_V^{med} \times h_V^{med}\right) / T_D \tag{3.4}$$

Onde: A_V^{med} é uma média individual de viveiros instalados na região; h_V^{med} é a profundidade média dos viveiros; e T_D é a duração da despesca.

Essas vazões são calculadas individualmente para cada viveiro de uma região fonte e somadas para representação da descarga total da região através do canal principal de drenagem.

Além dos parâmetros descritos anteriormente, como condição inicial é necessário a prescrição de um período inicial de *n* dias, em que a primeira operação de despesca de todas as fazendas ocorrerá, sendo o dia para cada viveiro selecionado aleatoriamente a partir de uma distribuição uniforme de probabilidades.

4. Modelagem computacional de corpos d'água

Os modelos computacionais são ferramentas que possibilitam uma visão integrada e dinâmica dos fenômenos que ocorrem em sistemas ambientais como rios, lagos, reservatórios, estuários e baías. Eles também são ferramentas essenciais na tomada de decisões e no planejamento, permitindo previsões confiáveis quando soluções sustentáveis e econômicas são fundamentais. Os modelos são ainda utilizados na simulação de cenários de problemas ambientais, avaliando seus possíveis impactos.

Neste capítulo são elencados alguns dos principais sistemas de modelagem de circulação hidrodinâmica e qualidade da água utilizados em simulações de corpos d'água em todo o mundo. Na sequência, são apresentados os critérios para a escolha do SisBaHiA[®] para as simulações realizadas neste trabalho e é realizada uma descrição sucinta dos seus modelos utilizados nesse trabalho.

4.1. Sistemas de modelagem ambiental

A escolha do modelo computacional depende do fenômeno de interesse, da análise espacial a ser observada, dos requisitos de dados, das dimensões de interesse, do custo do sistema (se for comercial), do grau de consolidação do sistema na comunidade científica, da interface do sistema, do idioma do material de suporte, da experiência do modelador, dentre outros fatores. Diversos sistemas de modelagem, gratuitos e comerciais, são utilizados em estudos de corpos d'água. A seguir são apresentados alguns desses sistemas.

DELFT 3D

O Delft3D é um sistema desenvolvido pela *Deltares Hydraulics* em conjunto com a *Delft University of Technology*, que contempla diversos módulos agrupados em uma interface mútua, capazes de simular circulação hidrodinâmica, transporte de sedimentos, ondas, qualidade da água, desenvolvimentos morfológicos e ecologia de sistemas fluviais, estuarinos e costeiros. Os módulos de fluxo (FLOW), morfologia (MOR) e ondas (WAVE) estão disponíveis em código aberto desde 2011. As condições hidrodinâmicas (velocidades, elevações de água, densidade, salinidade, viscosidade vertical e difusividade turbulenta vertical) calculadas no módulo Delft3D-FLOW são usadas como entrada para os outros módulos. O módulo hidrodinâmico é

baseado nas equações de águas rasas e o modelo numérico é baseado em diferenças finitas (DELTARES, 2019).

MIKE

Os modelos MIKE são desenvolvidos pelo *Danish Hydraulic Institute* (DHI), para simulação de cenários complexos em áreas como oceanos, costas, rios e reservatórios, além de infraestrutura urbana como sistemas de distribuição de água, drenagem e coleta de esgoto. Na modelagem de áreas costeiras, os modelos mais utilizados são o MIKE 21 e o MIKE 3, que simulam processos físicos, químicos ou biológicos em áreas costeiras e marinhas, de forma bidimensional e tridimensional, respectivamente. A discretização espacial das equações governantes é realizada usando um método de volume finito centrado na célula. O modelo utiliza uma grade não estruturada no plano horizontal, possibilitando um ótimo grau de flexibilidade na representação de geometrias complexas e representações suaves dos limites, enquanto no plano vertical é usada uma malha estruturada. No módulo de qualidade da água é possível descrever variáveis ligadas ao leito do mar, à superfície da água, ao sedimento ou distribuídas em toda a coluna de água (DHI, 2017a, 2017b).

MOHID

O MOHID é um sistema tridimensional de modelagem de corpos de água (circulação hidrodinâmica, qualidade da água e transporte de sedimentos), desenvolvido pelo MARETEC (*Marine and Environmental Technology Research Center*) do Instituto Superior Técnico (IST), que pertence à Universidade de Lisboa em Portugal. O sistema de modelagem MOHID utiliza o método de volumes finitos na discretização espacial e permite uma modelagem integrada de processos físicos e biogeoquímicos que ocorrem em um corpo d'água. O modelo possibilita, ainda, o acoplamento de modelos de diferentes escalas (com diferentes passos de tempo) e de diferentes sistemas (estuários e bacias hidrográficas). A integração de módulos do MOHID permite estudar o ciclo de água de a forma integrada e tem sido aplicado a diversos casos de estudo, como áreas costeiras, estuários e reservatórios (MOHID, 2019).

TELEMAC-MASCARET

O TELEMAC-MASCARET é um sistema de código aberto criado pelo Laboratoire National d'Hydraulique e atualmente desenvolvido pelo Open Telemac*Mascaret Consortium*. Esse sistema é composto de diversos módulos hidrodinâmicos e de transporte de sedimentos, utilizados na modelagem de campos de fluxo de superfície livre. Os modelos do TELEMAC-MASCARET utilizam o método de elementos finitos na discretização espacial, com malha estruturada de elementos triangulares, permitindo o refinamento em áreas de interesse especial. As simulações podem ser realizadas em 1, 2 ou 3 dimensões em aplicações de hidráulica fluvial e marítima (LANG; PHAM, 2016; LANG et al., 2014).

SisBaHiA[®]

O SisBaHiA[®] (Sistema Base Hidrodinâmica Ambiental) é um sistema de modelos computacionais registrado pela Fundação Coppetec, órgão gestor de convênios e contratos de pesquisa do Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação (COPPE) da Universidade Federal do Rio de Janeiro. O SisBaHiA[®] possibilita simulações para previsão da circulação hidrodinâmica, qualidade das águas e processos sedimentológicos, bem como transporte de grandezas escalares em corpos de água naturais. O sistema se baseia em elementos finitos e em diferenças finitas na discretização espacial e temporal, respectivamente, e permite simulações em duas (2DH) e três dimensões (3D). O modelo de qualidade da água usa a mesma malha de elementos finitos do modelo hidrodinâmico (ROSMAN, 2018).

CE-QUAL-W2

O CE-QUAL-W2, originalmente desenvolvido pelo Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos e atualizado pela *Portland State Univeristy*, é um modelo hidrodinâmico e de qualidade de água, bidimensional (longitudinal-vertical), de domínio público, amplamente utilizado no estudo de sistemas de água estratificados, incluindo rios, lagos, reservatórios e estuários. O CE-QUAL-W2 assume homogeneidade lateral e é mais adequado para corpos de água relativamente longos e estreitos exibindo gradientes de qualidade de água longitudinais e verticais. O modelo baseia-se em uma aproximação de diferenças finitas para as equações de movimento. A temperatura está incluída nos cálculos hidrodinâmicos devido ao seu efeito na densidade da água e não pode ser desligada (COLE; WELLS, 2018)

WASP

O Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) é um modelo de qualidade da água desenvolvido pela United States Environmental Protection Agency

(EPA). O WASP possibilita análises em 1, 2 ou 3 dimensões e com diversos tipos de poluentes. O WASP tem capacidade de se vincular a modelos hidrodinâmicos e hidrológicos, viabilizando a análise de condições meteorológicas e ambientais variáveis. O modelo se baseia no método de diferenças finitas para discretização temporal e espacial, e aborda processos que ocorrem não apenas na coluna de água, mas também nos sedimentos. Os módulos do WASP foram aplicados para resolver problemas de qualidade da água em inúmeros sistemas aquáticos, tais como lagoas, lagos, rios, reservatórios, estuários e águas costeiras (AMBROSE; WOOL, 2017).

O sistema de modelagem escolhido para este estudo foi o SisBaHiA® por conta de sua grande variedade de módulos (em especial de circulação hidrodinâmica e de qualidade da água), da sua interface de fácil manuseio, da qualidade do material de suporte, além de ser um sistema gratuito. Esse sistema de modelos computacionais vem sendo utilizado em diversos projetos, estudos e pesquisas acadêmicas (consultar as secões 'Aplicações-Projetos' е 'Pesquisas-Teses' em :http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br/) e científicas (e.g. DAVID et al., 2015; GABIOUX; VINZON; PAIVA, 2005; GOMES et al., 2014; LAMEGO SIMÕES FILHO et al., 2013; TRENTO; VINZÓN, 2015; VINZON et al., 2009), simulando com eficácia o comportamento de corpos de água costeiros.

O foco do trabalho está relacionado a qualidade da água, desta forma, também foi levado em consideração o amplo número de parâmetros de qualidade que podem ser aplicados na modelagem. Neste sentido, Mateus et al. (2018) desenvolveram uma metodologia para avaliação de modelos de qualidade de água de acordo com 18 critérios divididos em três grupos: **escopo**, que inclui, entre outros aspectos, o tipo de abordagem (conceitual, empírica, fisicamente baseada), a natureza do modelo (determinístico ou estocástico), sua análise espacial (distribuída, agregada) e dimensões (1D, 2D ou 3D); **registro**, relacionado principalmente ao número de publicações científicas que utilizaram o modelo; e **experiência**, que contempla, em especial, a interface do sistema, o material de apoio e o suporte técnico.

Os autores avaliaram 5 modelos (CE-QUAL-W2, MOHIDw, SisBaHIA, QUAL2KW e WASP7) de acordo com esses critérios e os resultados são mostrados na figura 4.1. Analisando exclusivamente o SisBaHiA[®], observa-se que seu modelo de qualidade da água é bem avaliado em relação ao escopo e experiência, sendo mal avaliado apenas em relação ao registro. Segundo os autores, o modelo carece de
publicações científicas internacionais e está restrito a estudos e trabalhos no Brasil. A avaliação de Mateus et al. (2018) permite constatar a relevância do modelo de qualidade de água do SisBaHiA[®] em relação ao número de parâmetros e processos simulados, além da facilidade de uso da interface e qualidade do material de suporte.



Fonte: Adaptado de Mateus et al. (2018)

4.2. Descrição do SisBaHiA®

Neste estudo, foram utilizados os modelos de circulação hidrodinâmica promediado na vertical, qualidade de água e eutrofização e de transporte euleriano SisBaHiA[®]. A seguir será apresentado uma descrição resumida⁷ dos modelos supracitados baseado em Rosman (2018).

4.2.1. Modelo hidrodinâmico

O SisBaHiA[®] possui um modelo hidrodinâmico da linhagem FIST⁸, um sistema de modelagem da turbulência baseado em técnicas de filtragem, otimizado para corpos de água naturais com superfície livre. O FIST resolve as equações de Navier-Stokes com aproximação de águas rasas, considerando a aproximação de pressão hidrostática. O FIST3D utiliza uma técnica numérica em dois módulos, calculando os valores da elevação da superfície livre e, em seguida, o campo de velocidades. Os resultados do campo de velocidades podem ser obtidos na forma tridimensional (3D), bidimensional (2DH) ou ambas, dependendo dos dados de entrada fornecidos.

A dimensão vertical pode ser suprimida do problema e as velocidades das correntes podem ser representadas por valores médios na vertical. Esta simplificação pode ser feita em sistemas sem efeito dominantes de estratificação vertical, e se a

⁷ Para maiores informações, consultar a Referência Técnica do SisBaHiA[®]: (ROSMAN, 2018).

⁸ Filtered In Space and Time.

escala horizontal for pelo menos dez vezes maior do que a escala vertical e a descarga de interesse for predominantemente horizontal.

No estuário Potengi/Jundiaí, a profundidade média é de 8.45 m enquanto a largura média é de 500m, sendo possível o emprego de modelos bidimensionais, razão pela qual foi usado o módulo 2DH neste trabalho. O módulo 2DH calcula correntes promediadas na vertical e a elevação da superfície livre, considerando o fluido incompressível, e a distribuição de pressão hidrostática. O esquema numérico do modelo utiliza elementos finitos na discretização espacial e diferenças finitas na discretização temporal.

O modelo hidrodinâmico requer a prescrição de condições de contorno e condições iniciais. A imposição da posição da superfície livre da água é a condição de contorno para a fronteira aberta, que é o limite com a região costeira adjacente, e as vazões ou velocidades de correntes normais à fronteira são as condições de contorno para a fronteira de terra, que são as margens e as seções do rio no domínio de modelagem. As condições iniciais necessárias para o modelo são os valores da posição da superfície livre da água (ζ) e as componentes $U \, e \, V$ da velocidade para todos os nós do domínio. Além disso, dados batimétricos e valores da amplitude da rugosidade no fundo devem ser fornecidos para o cálculo das tensões de atrito no fundo. Dados de direção e intensidade de vento, precipitação e evaporação também podem ser inseridos no modelo hidrodinâmico.

4.2.2. Modelo de qualidade de água e eutrofização

O modelo de qualidade de água e eutrofização do SisBaHiA[®] calcula até 11, parâmetros de qualidade da água: salinidade, temperatura, amônia, nitrato, fósforo inorgânico, zooplâncton, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio orgânico, fósforo orgânico e clorofila_a.

É um modelo euleriano de transporte advectivo-difusivo integrado na vertical e considera a mesma malha de elementos finitos do modelo hidrodinâmico. Desse modo, torna-se possível a utilização das componentes das velocidades, posição da superfície livre, direção e velocidade do vento, bem como outras características geométricas obtidas no modelo hidrodinâmico, sem a necessidade de interpolação espacial.

No modelo de qualidade de água e eutrofização, salinidade e temperatura podem ser consideradas ativas ou passivas. Neste estudo todas as variáveis modeladas serão consideradas como passivas, i.e., não modificam a massa específica da água. Por conseguinte, a modelagem da circulação hidrodinâmica e da qualidade da água tornam-se problemas desacoplados.

A partir do campo de velocidades e níveis obtidos pelo modelo de circulação hidrodinâmica, são aplicadas as equações de transporte advectivo-difusivo em conjunto com os processos de reações cinéticas. O modelo considera o ciclo do oxigênio, do nitrogênio e do fósforo, sendo os processos cinéticos em cada ciclo ilustrados nas figuras 4.2, 4.3 e 4.4.



Figura 4.2 - Processos cinéticos considerados no ciclo do nitrogênio Fonte: Rosman (2018)



Figura 4.3 - Processos cinéticos considerados no ciclo do fósforo Fonte: Rosman (2018)



Figura 4.4 - Processos cinéticos considerados no ciclo OD-DBO Fonte: Rosman (2018)

4.2.3. Modelo de transporte euleriano

O modelo de transporte euleriano é utilizado para simular o transporte advectivodifusivo com reações cinéticas de escalares dissolvidos ou partículas em suspensão na massa d'água, utilizando a mesma discretização espacial e temporal do modelo hidrodinâmico. Esse modelo foi utilizado neste trabalho para o cálculo da idade da água e da taxa de renovação do corpo d'água estudado, com o objetivo de complementar as análises dos resultados dos modelos de circulação hidrodinâmica e de qualidade da água.

A taxa de renovação pode ser considerada como a taxa de troca de água dentro de um determinado volume de controle, que informa o percentual volume de água foi renovado. Sendo assim, as taxas de renovação são calculadas simulando o transporte de um constituinte conservativo ao longo do domínio pelos processos de advecção e difusão. O complemento da taxa de renovação seria a porcentagem da água não-renovadas. A idade da água pode ser definida como o tempo decorrido desde que uma partícula de água entrou no sistema. Trata-se, de fato, do cálculo do tempo de decaimento de uma substância passiva marcadora de idade presente na água.

Concepção do modelo de taxa de renovação da água

No instante inicial, a condição inicial para a água de todo o domínio de interesse é de 0, i.e., índice de renovação zero. O índice é obtido pela concentração de uma substância de interesse neutra ou conservativa. As águas que entram no domínio de modelagem pelos afluentes principais devem ser impostas com concentração igual a 100, equivalente a um índice de renovação de 100%. Deste modo, a taxa de renovação do volume circundante do ponto de afluência é função da circulação hidrodinâmica e da vazão afluente ao ponto. Na medida em que as águas iniciais (concentração 0) se misturam no domínio com as águas novas (concentração 100), e a mistura deixa o domínio, as águas se renovam. A taxa de renovação é diferente em cada ponto do corpo d'água, pois depende dos transportes advectivos e difusivos locais.

Concepção do modelo de idade da água

A Idade da Água consiste em estimar o tempo de decaimento de uma substância passiva, marcadora de idade, presente na água. Para estimar o tempo de decaimento, a substância marcadora de idade deve ter reação cinética de decaimento de primeira ordem, sem efeitos adicionais de perdas ou ganhos de massa.

Para a modelagem de Idade da água no SisBaHiA[®], admite-se o corpo d'água como homogêneo no instante inicial, com concentração inicial $C_o = 1.0$ em todo o domínio, resultando em idade da água zero. As águas que entram no domínio pelos afluentes principais também têm idade da água zero e consequentemente concentração da substância marcadora igual a 1.0.

Na medida que as águas iniciais e as águas novas (água dos afluentes principais) vão se misturando e sendo transportadas, o valor da substância marcadora vai diminuindo e o valor da idade da água se altera no domínio, em virtude da diferença de magnitude das correntes e da turbulência local.

5. MATERIAIS E MÉTODOS

O delineamento metodológico deste estudo é resumido na figura 5.1 e os dados necessários para implementação dos modelos, as estações de análise dos resultados distribuídas ao longo do estuário e os coeficientes utilizados no ajuste do modelo de qualidade da água são apresentados neste capítulo.



Figura 5.1 - Fluxograma metodológico

Os dados necessários para a implementação dos modelos são dados meteorológicos, oceanográficos e hidrológicos, no modelo de circulação hidrodinâmica, e concentrações dos escalares simulados no modelo de qualidade da água. Séries temporais de vento, temperatura do ar, precipitação e evaporação, por exemplo, são obtidas - com boa disponibilidade temporal, apesar da ocorrência de falhas - de estações meteorológicas de alguns órgãos públicos. Embora seja difícil a obtenção de séries temporais medidas de dados oceanográficos, os mesmos podem ser extraídos de modelos globais e as marés astronômicas podem ser geradas através de constantes harmônicas. As vazões fluviais, quando não disponíveis dados de estações fluviométricas, podem ser estimadas a partir de equações empíricas e informações sobre a bacia hidrográfica e a precipitação incidente.

Em contrapartida, a aquisição de dados de qualidade da água é mais complexa em virtude dos custos envolvidos na coleta e processamento dos dados. Na região de estudo, os poucos dados disponíveis possuem grande espaçamento espacial entre os pontos de monitoramento e temporal entre as coletas. O ano de 2009 é, na última década, aquele com maior disponibilidade de medições dos parâmetros de qualidade da água para o estuário Potengi/Jundiaí.

Nesse ano, Nicodemo (2010) mediu as vazões e coletou amostras de qualidade da água de efluentes domésticos e industriais. Também em 2009, Cunha (2010) caracterizou as fazendas de camarão no estuário e, a partir de amostras coletadas em viveiros da região, obteve concentrações de nitrogênio e fósforo para 4 fazendas com sistemas de cultivo distintos.

A maior disponibilidade de dados primários sobre a região de interesse levou à definição do ano base de 2009 para as simulações dos modelos. Como o enfoque do trabalho é o efeito gerado pelo lançamento dos efluentes das fazendas de criação de camarão, destaca-se que a atividade se manteve estabilizada na última década na região, constatação corroborada no panorama da atividade no estuário apresentado na seção 3.1 e por comparações feitas a partir de imagens de satélite entre o ano de 2009 e ano de 2018, que mostram que não houve significativa expansão no número de viveiros na região. Sendo assim, a modelagem da circulação hidrodinâmica e da qualidade da água no ano de 2009, tende a representar a dinâmica atual do estuário, em relação aos lançamentos da carcinicultura.

5.1. Modelagem digital do terreno

A modelagem digital do terreno engloba a discretização do domínio e a caracterização do terreno com a rugosidade de fundo e dados de batimetria, descritos a seguir.

5.1.1. Malha de discretização

A malha (figura 5.2) de elementos finitos usada na discretização, vem sendo continuamente desenvolvida, sento utilizada por Santana (2017), Santana e Cunha (2017), Cunha, Scudelari e Rosman (2015), Ribeiro (2012) e Figueirêdo (2007). A malha possui 1,423 elementos finitos quadrangulares biquadráticos, e 6,774 nós, sendo 2,135 de contorno de terra, 43 de contorno aberto, 2 de contorno de terra/aberto e 4,598 nós internos.



5.1.2. Batimetria

Os dados batimétricos utilizados no estudo foram extraídos das cartas náuticas nº 802 e 810 da Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil e de

levantamentos batimétricos realizados pelo Departamento de Geologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte no ano de 2004 (FIGUEIRÊDO, 2007). A batimetria do domínio é apresentada na figura 5.3



5.1.3. Parâmetros de fundo e rugosidade

As tensões de atrito de fundo são uma das componentes que governam a circulação hidrodinâmica e dependem da prescrição no modelo da rugosidade equivalente de fundo ao longo de todo o domínio, que é determinada em função do tipo de sedimento de fundo. Neste estudo, as informações de composição e da distribuição de sedimentos no fundo foram obtidos em Frazão (2003). A rugosidade equivalente do fundo (figura 5.4) foi obtida a partir da correlação dos dados do levantamento de Frazão (2003) com os valores de rugosidade sugeridos na tabela 5.1, baseados em Abbot e Basco (1989).



Fonte: Parte da tabela extraída de Rosman (2018), adaptado de Abbott e Basco (1989)

5.2. Dados oceanográficos e meteorológicos

As forçantes principais da circulação hidrodinâmica de um sistema estuarino são: gradientes de pressão gerados por variações de níveis de maré, tensões cisalhantes devido à ação dos ventos na superfície livre e vazões fluviais.

5.2.1. Marés

Neste estudo não foram considerados efeitos de maré meteorológica, apenas da maré astronômica, pois devido à posição geográfica do estuário, a maré meteorológica não apresenta influência significativa sobre o estuário. A determinação

da maré astronômica no domínio pode ser realizada pelo SisBaHiA[®] a partir da inserção das constantes harmônicas, que foram obtidas do Catálogo de Estações Maregráficas Brasileiras da Fundação de Estudos do Mar (FEMAR⁹) para o Porto de Natal (figura 5.5).

Nome	da Estação :	NATAL	(PORT	O) - I	RN		
1	ocalização :	No Porto no antigo cais					
Organ, F	esponsável :	DHN					
- Burn	Latituda	059	46.31	9	Long	ituda : 35	• 12.31 W
Dertal	Latitude :	05	40,5	<u> </u>	Nº do	Componentes	12,5
Periodo	Analisado :	01/07/77	a 30/04/	79	Nº de	Componentes	: 00
Análise	Harmônica :	Método /	Almirante	Santos	Franco		
С	lassificação :	Maré Se	midiurna.				
Estabelecimen	to do Porto:	v	Н 26	min	Nível	Médio	133 cm
(HWF	&C)				(2	(0):	acima do NR.
Médias das Pr	eamares de		24	42 cm	Média das l	Preamares de	186 cm
Sizígia (M	HWS):	acima do	NR.		Quadratur	a (MHWN) :	acima do NR
Média das Bai	xa-mares de			24 cm	Média das	Baixa-mares	80 cm
Sizígia (M	LWS):	acima do	NR.		de Quadratu	ra (MLWN) :	acima do NR.
	CONSTA	NTES	HARM	ÔNIC	AS SELEC	TIONADAS	
	CONSTA		пакм		AS SELEC		1
Componentes	Semi-	Fa	se (g)	Co	mponentes	Semi-	Fase (g)
-	amplitude					amplitude	
	(H) cm	gra	aus (°)			(H) cm	graus (°)
Sa	-		-		MU ₂	2,4	119
Ssa	-		-		N ₂	16,6	114
Mm	-		-		NU ₂	2,9	116
Mf	1,6	(014		M ₂	80,9	124
MTM	-		-		L_2	2,4	120
Msf	-		-		T ₂	1,5	134
Q1	1,3		123		S ₂	27,9	142
O 1	5,2		163		K ₂	7,9	137
M ₁	0,6		275		MO ₃	0,2	319
P ₁	1,6		228		M3	0,5	140
K ₁	4,8		235		MK ₃	-	-
\mathbf{J}_1	0,2	1	295		MN ₄	0,8	344
001	0,4	(009		M4	2,2	342
MNS ₂	0,5		120		SN ₄	0,3	041
2N ₂	2,4		108		MS ₄	1,7	016
Referências de	Nível: RN-M RN (F	12 (Aerofo Portobrás)	to) chumb junto a ca	oada no sa de bo	capeamento do c mbas	ais perto da antiga	a casa do marégrafo.
Obs: Outros Periodos: 01/01/56 a 01/02/56; 01/01/59 a 24/12/59; 20/11/64 a 21/12/64; 01/07/77 a 30/04/; 16/01/79 a 16/02/79.							
O INPH tem observações realizadas no Forte dos Reis Magos de 1915 a 1917 e em 1956							
Consta das Tábuas das Marés							

Figura 5.5 - Constantes harmônicas da FEMAR, Natal (Porto) - RN

As constantes harmônicas para a estação maregráfica de Natal foram calibradas para as famílias de constantes mais energéticas (famílias 2, 1 e 4), a fim de fornecer as condições de maré astronômica para a fronteira aberta do domínio de modelagem. A tabela 5.2 mostra as constantes harmônicas calibradas que foram inseridas na fronteira aberta do domínio de modelagem

⁹ (fundacaofemar.org.br)

Tabela 5.2 - Tabela de constantes harmônicas e seus respectivos valores de período, amplitude e fase, ordenadas por amplitude decrescente, calibradas para a fronteira aberta do domínio de modelagem, a partir das constantes para o Porto de Natal (RN)

			Fase
Constante	Período (s)	Amplitude (m)	(grau)
M ₂	44714.1644	0.8252	123.9995
S ₂	43200.0000	0.2846	142.0019
N_2	45570.0537	0.1693	114.0014
K ₂	43082.0452	0.0806	136.9999
O ₁	92949.6300	0.0507	163.0008
K ₁	86164.0908	0.0468	234.9986
NU_2	45453.6159	0.0296	116.0010
$2N_2$	46459.3481	0.0245	108.0025
MU_2	46338.3275	0.0245	118.9976
L_2	43889.8327	0.0245	120.0003
M_4	22357.0822	0.0220	341.9985
MS_4	21972.0214	0.0170	16.0027
Mf	1180292.2881	0.0160	13.9974
P ₁	86637.2046	0.0156	228.0028
T ₂	43259.2171	0.0153	133.9976
Q ₁	96726.0840	0.0127	123.0026
MN ₄	22569.0261	0.0080	343.9981
M ₁	89399.6936	0.0059	275.0026
MNS ₂	47258.1627	0.0051	120.0003
M ₃	29809.4429	0.0050	140.0022
OO 1	80301.8671	0.0039	9.0012
SN4	22176.6940	0.0030	41.0009
J_1	83154.5164	0.0020	294.9988
MO ₃	30190.6907	0.0020	319.0000

Com as constantes harmônicas, o modelo hidrodinâmico computa a maré sintética a partir da equação (5.1):

$$\zeta(\phi,\lambda,t) = \zeta_0 + \sum_{j=1}^m A_j(\phi,\lambda) \cos\left(\frac{2\pi}{T_j}t - g_j(\phi,\lambda)\right)$$
(5.1)

Onde ζ é o nível da água no tempo t, ζ_0 é o nível médio do mar em relação ao nível de referência do modelo. A_j, T_j e g_j são a amplitude, o período e a fase, respectivamente, do j-ésimo constituinte.

A curva de maré para o período de modelagem, de 01/01/2009 a 31/12/2009, pode ser observada na figura 5.6. Analisando a curva de maré prevista, é possível observar um comportamento semelhante ao longo do ano, com os ciclos de sizígia e quadratura, com uma altura máxima de maré de cerca de 2.8m; desta forma o estuário Potengi/Jundiaí é forçado por mesomaré, segundo classificação de Davies (1964).



Figura 5.6 - Elevação da superfície da água para o período de modelagem no ponto da estação Natal (Porto) a partir das constantes harmônicas da FEMAR

5.2.2. Ventos

Para que o modelo hidrodinâmico calcule as tensões na superfície livre, é necessário a prescrição dos valores de direção e intensidade do vento na região. Os dados de vento, por minuto, inseridos no modelo foram obtidos da estação de Natal do Sistema de Organização Nacional de Dados Ambientais (SONDA). A rede SONDA originou-se de um projeto do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) para "implementação de infraestrutura física e de recursos humanos destinada a levantar e melhorar a base de dados dos recursos de energia solar e eólica no Brasil" (SONDA, 2018).

A figura 5.7 mostras a distribuição dos ventos para o ano de 2009, resultante dos dados obtidos do SONDA. Observa-se a predominância de ventos do quadrante leste-sudeste, com intensidade entre 3.0 e 8.0 m/s. Foi considerado o campo de vento uniforme no espaço, com intensidade e direção iguais para todos os nós da malha em um mesmo instante de tempo.



Figura 5.7 - Rosa dos ventos para estação de Natal no ano de 2009 Fonte: Elaborado a partir dos dados de SONDA (2018)

A figura 5.8 ilustra o padrão de ventos nos meses de maio e novembro de 2009, representativos dos períodos de estiagem e chuvas, respectivamente. Observa-se a predominância de ventos vindos do octante leste-sudeste em todos os horários no mês de novembro e principalmente durante o dia no mês de maio, com a ocorrência de brisas de baixa intensidade de norte e nordeste, no período noturno e matinal, entre 20h00 e 8h00. Em relação a intensidade, durante o mês de maio, os valores são baixos e, no mês de novembro, ocorre uma intensificação, com velocidades atingindo 7.0 m/s.

Embora seja um forçante importante, o vento possui pouca influência sobre a circulação hidrodinâmica do estuário Potengi/Jundiaí, interferindo pouco nas variações da direção do vetor velocidade, como mostrado por Ribeiro (2012). Em Figueirêdo (2007) é possível verificar que a variação da posição da superfície livre também é pouco influenciada pelo vento. Desta forma, não foram realizados refinamentos nos dados de vento, como a correção das velocidades obtidas em uma estação em terra para velocidades sobre a água (SCHWAB; MORTON, 1984).



Fonte: Elaborado a partir dos dados de SONDA (2018)

50

5.2.3. Precipitação, evaporação¹⁰ e temperatura do ar

A figura 5.9 ilustra as médias mensais de precipitação acumulada, evaporação acumulada e de temperatura do ar no ano de 2009. Observando os dados, é possível verificar que as precipitações estão concentradas entre os meses de maio e setembro. As temperaturas não apresentam grandes oscilações, variando entre 25°C e 27°C. A precipitação anual acumulada foi de 2340 mm, enquanto a evaporação anual acumulada foi de 1700 mm, sendo um ano atípico, em que a precipitação foi maior do que a evaporação acumulada. Entretanto, os efeitos da precipitação tendem a ser intensificados nos meses secos no final do ano, quando a evaporação acumulada mensal atinge os maiores valores.



Figura 5.9 – Precipitação, evaporação e temperatura mensal média no ano de 2009 Fonte: Elaborado a partir de dados horários do INMET (2018)

Comparando-se com a normal climatológica mostrada na figura 2.2, percebe-se que a temperatura em 2009 apresenta o mesmo comportamento, com inverno e verão bem marcados, com pequena amplitude térmica. Em contrapartida, quando comparadas às precipitações médias mensais acumuladas, observa-se diferenças significativas, sendo o ano de 2009 um ano mais chuvoso em relação à média de longo período, principalmente no primeiro semestre, com deslocamento do mês mais

¹⁰ Embora a precipitação e a evaporação não tenham sido prescritas na modelagem, a caracterização destas variáveis meteorológicas é realizada pois impactam indiretamente nos demais dados inseridos no modelo como vazões fluviais e concentrações dos parâmetros de qualidade da água.

chuvoso de junho para maio. Por outro lado, no ano de 2009 o período entre setembro e dezembro é mais seco do que a média de 30 anos.

5.3. Condições de contorno do modelo de circulação hidrodinâmica

A imposição de condições iniciais e de contorno é necessária para a solução das equações que compõe o modelo de circulação hidrodinâmica. Como condição de contorno para a fronteira de terra foram impostas velocidade normal nula nos nós ao longo da margem do corpo d'água, considerada impermeável, e vazões médias dos rios e demais afluentes ao estuário, sendo a vazão especificada como a vazão normal e a componente tangencial considerada nula. Os pontos onde foram prescritas vazões, com a identificação dos respectivos lançamentos, podem ser observados na figura 5.13. Os contornos abertos, ou fronteiras abertas, representam em geral um limite do modelo e não um limite físico do corpo d'água, sendo caracterizado pelo encontro de massas de água, onde são prescritas a posição da superfície livre obtidas a partir da curva de maré.

Como condição inicial, é necessário fornecer os valores da posição da superfície livre e as componentes da velocidade nas direções x e y, U e V, respectivamente, para todos os nós do domínio. Devido à ausência de resultados prévios que pudessem ser utilizados como condição inicial, foi realizada uma simulação prévia, iniciada no mês de dezembro de 2008, considerando nível horizontal e velocidades nulas, condição denominada 'partida a frio'. Os resultados dessa simulação prévia, que tendem a valores reais após alguns ciclos de maré, geraram condições iniciais para uma "partida aquecida".

5.3.1. Cenários de modelagem

Para a realização de comparações que permitam analisar o impacto dos eluentes da carcinicultura sob diferentes perspectivas de despesca e em situações sem a presença da atividade, 5 cenários foram definidos a partir das vazões efluentes:

Cenário 1: Considera somente as cargas (vazões e concentrações dos parâmetros de qualidade) proveniente dos rios Jundiaí, Doce e Potengi, além do canal do Baldo (sem a estação de tratamento).

Cenário 2: Considera os lançamentos do cenário 1 acrescido dos demais lançamentos da região (estações de tratamento de esgoto), com exceção da carcinicultura.

Cenário 3: Considera os lançamentos do cenário 2 acrescidos dos lançamentos das fazendas de carcinicultura a partir de séries temporais geradas pelo modelo estocástico descrito na seção 3.3.

Cenário 4: Considera os lançamentos do cenário 2 acrescidos dos lançamentos mensais de ¼ dos viveiros de carcinicultura realizados na maré de sizígia.

Cenário 5: Considera os lançamentos do cenário 2 acrescidos dos lançamentos mensais de ¼ dos viveiros de carcinicultura realizados na maré de quadratura

5.3.2. Vazões dos rios

O estuário do rio Potengi possui como principais afluentes os rios Jundiaí, Potengi e Doce além do riacho (canal) do Baldo. Embora os três primeiros façam parte das principais bacias hidrográficas do estado, nenhum deles possui estação fluviométrica ativa. Neste estudo foram adotadas vazões permanentes para o rio Doce e vazões médias mensais nos rios Jundiaí e Potengi, obtidas em Cunha (2004) e CAERN (2006), respectivamente.

Para o riacho do Baldo, apesar de ser basicamente um canal de drenagem urbana, é observado um escoamento permanente, mesmo em épocas de estiagem. Este escoamento pode ser atribuído a lançamentos irregulares de esgotos doméstico *in natura* ou a contribuições superficiais de nascentes no seu entorno. Posto isto, foi adotada uma pequena vazão permanente para o canal, que se soma a vazão da estação de tratamento antes de desaguar no estuário. As vazões adotadas para os afluentes do estuário são apresentadas na tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Vazões (m ³ /s) dos rios afluentes						
Mês	Rio Potengi¹	Rio ¹ Jundiaí ¹ Rio Do		Canal do Baldo		
Janeiro	0.69	0.69	2.00	0.10		
Fevereiro	3.35	3.86	2.00	0.10		
Março	0.75	0.92	2.00	0.10		
Abril	13.01	5.19	2.00	0.10		
Maio	14.13	8.57	2.00	0.10		
Junho	6.93	4.48	2.00	0.10		
Julho	8.80	5.16	2.00	0.10		
Agosto	1.76	2.02	2.00	0.10		
Setembro	0.52	0.69	2.00	0.10		
Outubro	0.09	0.01	2.00	0.10		
Novembro	0.11	0.05	2.00	0.10		
Dezembro	0.21	0.13	2.00	0.10		
Eante: 10 A EPN (2006)						

²CUNHA (2004)

5.3.3. Vazões dos efluentes sanitários e industriais

As vazões dos efluentes sanitários e industriais que são lançados no estuário, foram obtidas em Nicodemo (2010), que coletou amostras representativas desses locais entre abril e junho de 2009, cujos valores são apresentados na tabela 5.4.

Nicodemo (2010) também coletou amostras da estação de tratamento de esgotos do Baldo, porém não mediu a vazão. A vazão proveniente da estação foi estimada a partir da população das bacias de esgotamento sanitário que tinham seu esgoto tratado na estação no ano de 2007 (CAERN, 2007). Com base nessa estimativa, foi adotada uma vazão permanente de 0.40 m³/s para a ETE do Baldo.

Tabela 5.4 - Vazões dos efluentes				
lançados no est	uário			
Fonte Q(I/s)				
ETE Quintas	11.45			
ETE Jardim Lola I	7.80			
ETE Jardim Lola II	8.04			
ETE Amarante	16.98			
ETE Beira Rio	3.42			
ETE Lagoa Aerada	179.05			
Imun. Potiguar	0.90			
Lançamento CIA	10.08			
Fonto: Nicodomo (2010)				

Fonte: Nicodemo (2010)

5.3.4. Vazões dos viveiros de camarão

As vazões de lançamento da carcinicultura foram geradas a partir da geometria dos viveiros. Em função da padronização dos projetos, a profundidade dos viveiros foi considerada igual a 1.00m para todas as fazendas (CUNHA, 2010). Vale ressaltar que além da despesca, foi simulada as trocas diárias dos viveiros, iniciadas no 30º dia¹¹ de cultivo.

A obtenção das áreas das fazendas foi feita com técnicas de sistemas de informação geográfica (SIG) e sensoriamento remoto. Essas técnicas têm sido empregadas para gerenciar atividades de aquicultura e definição de áreas potenciais para instalação de novas fazendas (FREITAS et al., 2015; GUSMAWATI et al., 2016), para elaboração de planos de manejo e para identificação e monitoramento de mudanças espaciais em explorações em diferentes períodos a partir de imagens de satélite (NATH et al., 2000).

¹¹ Conforme caracterização do manejo apresentado na seção 3.2.

Na obtenção das áreas dos viveiros do estuário Potengi/Jundiaí foi utilizada uma imagem de um satélite da missão RapidEye, datada de 31/05/2014 (MMA, 2016), com resolução espacial de 6.5 m. Com o propósito de destacar os contornos do estuário e dos viveiros no seu entorno, foi realizada a composição colorida no sistema de cores Red-Green-Blue (RGB) R5G2B1. As bandas selecionadas correspondem ao infravermelho próximo (NIR), ao verde e ao azul.

A delimitação das áreas ocupadas por fazendas de camarão foi feita a partir da vetorização de feições, baseado na geometria e tonalidade do entorno. Realizada a vetorização (figura 5.10), as áreas demarcadas foram extraídas e quantificadas. Todo o processamento de imagem foi feito no software ArcMap 10.3.



Figura 5.10 - Vetorização dos viveiros de carcinicultura Baseado em imagens do satélite RapidEye (MMA, 2016)

Para fins de verificação de resultados e identificação das fazendas que estavam ativas no ano de estudo, os resultados da vetorização foram comparados com levantamentos feitos pelo Idema no ano de 2007 na região e por imagens do ano de 2009 no Google Earth.

Após quantificação dos viveiros e suas respectivas áreas, os mesmos foram agrupados nas suas respectivas fazendas, e as fazendas foram agrupadas em canais

de drenagem. O agrupamento dos viveiros tomou como base um mapa obtido no trabalho de Cunha (2010), que separa as fazendas do estuário de acordo com o proprietário. Esse agrupamento foi realizado a fim de simplificar a modelagem, em virtude da proximidade do ponto de lançamento dos canais. Na prática, observa-se que cada fazenda possui seu canal, sendo que as maiores podem possuir mais de um ponto de descarte.

Os pontos de lançamento dos canais utilizados na modelagem são identificados na figura 5.13 e as áreas das fazendas contribuintes de cada canal são indicadas na tabela 5.5.

Coordenadas dos canais de dienagem					
drenagem	Área (ha)	(utm)	(utm)		
C01	6.94	242427.42	9353075.80		
C02	11.34	242649.88	9353409.10		
C03	9.02	244002.05	9353775.10		
C04	19.93	243869.29	9354159.20		
C05	26.85	244146.77	9354441.35		
C06	0.23	246932.94	9354776.85		
C07	1.77	247442.58	9353855.75		
C08	13.43	247444.53	9356389.95		
C09	41.12	249362.08	9357488.75		
C10	30.61	247161.41	9358425.25		
C11	16.91	247713.75	9358495.00		
C12	76.29	248791.32	9358741.40		
C13	26.30	249568.15	9359799.95		
C14	24.51	250614.04	9360082.20		
C15	61.59	251786.30	9360631.50		
C16	51.78	253238.16	9360501.15		
C17	46.75	251667.51	9361458.90		
C18	7.67	251829.17	9361823.80		
C19	7.20	252498.64	9362174.45		
C20	57.82	254293.64	9362101.00		
C21	10.18	253942.90	9362578.15		
C22	10.97	254623.80	9363376.90		

Tabela 5.5 - Área das fazendas de carcinicultura e coordenadas dos canais de drenagem

Neste estudo, as informações relativas à duração do ciclo de cultivo e o intervalo entre ciclos, para o ajuste do modelo estocástico, além da taxa de renovação diária, foram obtidas da caracterização das fazendas do estuário do Potengi realizada por Cunha (2010) e que podem ser observadas na tabela 5.6.

A identificação do sistema de cultivo das fazendas foi feita de forma visual, comparando a tabela com o nome dos proprietários e a densidade de cultivo da fazenda com o mapa, citado anteriormente, com a demarcação das fazendas e os

nomes dos proprietários, ambos disponíveis no trabalho de Cunha (2010). Desta forma foi possível identificar o sistema de cultivo das fazendas e obter valores médios para os canais, ponderados pelas áreas das fazendas.

Tabela 5.6 - Caracterização do cultivo das fazendas do estuário					
Sistema de cultivo	Densidade de cultivo (cam. /m²)	Taxa de renovação de água (%)	Duração do ciclo (dias)	Intervalo entre ciclos (dias)	
Extensivo	≤ 5	5	90	10	
Semi-Extensivo	6 a 10	3	120	10	
Semi-Intensivo	11 a 20	3	120	12	
Intensivo	>20	2	120	20	

Fonte: Cunha (2010)

As séries temporais de descargas de efluentes no cenário 3 foram geradas a partir do modelo estocástico apresentado na seção 3.3, que além da geometria típica dos viveiros existentes nos empreendimentos, é baseado na representação estatística das formas de manejo adotadas pelos produtores da região.

Nos cenários 4 e 5, foram arbitrados que todas as fazendas de carcinicultura do estuário realizavam a despesca de 25% dos viveiros por mês, simultaneamente, na maré de sizígia (cenário 04) ou na maré de quadratura (cenário 05), considerando as mesmas particularidades descritas acima. As séries temporais de despesca de forma aleatória e considerando os períodos de sizígia e quadratura são ilustradas na figura 5.11.



Figura 5.11 - Vazões de despesca obtidas pelo gerador estocástico de vazões e concentradas nas marés de sizígia e quadratura

Apesar do gerador estocástico de vazões de despescas não possuir campos para a definição do momento da despesca (ROVERSI, 2018), como refinamento da modelagem foram adotadas algumas considerações a fim de tornar as séries mais realistas em todos os cenários. A primeira foi distribuir¹² a despesca em 3 dias, na proporção de 30% do volume no primeiro dia, 30% do volume no segundo dia e 40% do volume no terceiro dia.

Outra consideração foi o ajuste tanto da despesca, quanto das trocas diárias, para lançamento no período de menor nível da superfície da água no estuário, aproveitando o gradiente promovido pela maré. Sendo assim, a despesca e as trocas são realizadas em períodos de 4h correspondente ao menor nível de maré, i.e., com início 2 horas antes e término 2 horas depois da baixa-mar.

5.4. Condições de contorno do modelo de qualidade da água

No modelo de qualidade da água e eutrofização, para a simulação do transporte das variáveis do modelo de qualidade, como condições de contorno, foram inseridas concentrações provenientes dos afluentes ao corpo d'água, sendo elas: temperatura, salinidade, OD, DBO, clorofila 'a', fósforo orgânico, fósforo inorgânico, nitrato, nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico.

5.4.1. Parâmetros de qualidade da água dos rios

As informações sobre as concentrações dos parâmetros de qualidade da água do rio Jundiaí foi determinada a partir de dados da estação 04 (E04) de coletas nos meses de fevereiro, maio e novembro dos relatórios técnicos (IDEMA, 2009a, 2009b, 2010) do Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente (IDEMA) do Rio Grande do Norte.

Nesses relatórios, para o monitoramento da qualidade das águas dos trechos do estuário Potengi/Jundiaí sob influência das marés, foram realizadas coletas de amostras entre 2008 e 2011, em 8 pontos do estuário, denominados de estações. As coletas ocorriam em dois períodos do dia, uma na maré alta e outro na maré baixa, com análises de diversos parâmetros, incluindo temperatura da água, salinidade,

¹² Baseado na caracterização do manejo da seção 3.2.

oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, nitrato, nitrogênio amoniacal e fósforo total.

As condições de contorno referentes ao rio Potengi foram obtidas dos relatórios técnicos do programa Água Azul (PROGRAMA ÁGUA AZUL, 2010; PROGRAMA ÁGUA AZUL, 2009). O monitoramento foi realizado entre os anos de 2008 e 2016 em 14 pontos (não simultaneamente) ao longo do estuário Potengi/Jundiaí, bem como dos seus afluentes principais. Diferentemente do monitoramento do IDEMA, as coletas foram realizadas em apenas um período do dia. Entre os parâmetros disponíveis no relatório, e utilizados neste estudo, estão temperatura da água, salinidade, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e fósforo total. A fim de contemplar variações sazonais ao longo do ano, considerando o número reduzido de campanhas de medição em um ano, os dados obtidos dos relatórios foram interpolados temporalmente.

Paro o riacho do Baldo as informações foram obtidas de uma coleta realizada em 2006, cuja análise consta em CAERN (2006). No monitoramento estão presentes dados de temperatura, OD, DBO, nitrogênio total e fósforo total. Por fim, os parâmetros do rio Doce foram retirados de diferentes fontes. Para a temperatura da água e a OD foram utilizados valores médios de medições realizadas no ano de 2010 por Moura (2010). As concentrações de DBO e nitrogênio amoniacal foram obtidas a partir da estimativa realizada em CAERN (2006).

Para todas as medições, a partir da concentração de nitrogênio amoniacal, as concentrações de nitrato e nitrogênio orgânico foram estimadas considerando a proporção média observada nos relatórios citados anteriormente, de 28% de nitrato, 2% de nitrogênio amoniacal e 70% de nitrogênio orgânico. Para as concentrações de fósforo total e a clorofila_a foram utilizados os valores limítrofes previstos pela Resolução n° 357 do CONAMA para corpos de água salobra classe 1 e corpos de água doce classe 1, respectivamente. O particionamento do fósforo foi feito de forma semelhante à metodologia empregada no particionamento do nitrogênio, respeitando a proporção de 35% de fósforo orgânico e 65% de fósforo inorgânico.

5.4.2. Parâmetros de qualidade da água dos efluentes sanitários e industriais

A caracterização dos efluentes sanitários e industriais foi realizada a partir dos parâmetros listados na tabela 5.7, obtidos em Nicodemo (2010). O fósforo total foi

particionado em fósforo orgânico e fósforo inorgânico seguindo a proporção apresentada por von Sperling *et al.* (2009) para efluentes domésticos de 35% e 65%, respectivamente.

O nitrogênio amoniacal serviu como base para estimativa do nitrato e do nitrogênio orgânico, seguindo proporção apresentada por von Sperling et al. (2009), de cerca de 39% do nitrogênio total para o nitrogênio orgânico e 1% para o nitrato. As concentrações de oxigênio dissolvido e salinidade foram consideradas nulas e a clorofila_a foi adotada em 500 µg/L baseado em dados medidos para lagoas de estabilização obtidos por Mara et al. (1992)

Tabela 5.7 - Parâmetros de qualidade dos efluentes sanitários e industriais					
Local	Período	DBO (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Nitrogênio amoniacal (mg/L)	
ETE Quintas	Manhã	28.55	2.00	20.34	
ETE Quintas	Tarde	171.13	2.65	18.39	
ETE Jardim Lola I	Manhã	180.00	2.00	14.01	
ETE Jardim Lola I	Tarde	60.00	2.15	11.62	
ETE Jardim Lola II	Manhã	180.00	2.55	19.17	
ETE Jardim Lola II	Tarde	90.00	2.22	17.60	
ETE Amarante	Manhã	120.00	2.54	26.71	
ETE Amarante	Tarde	36.00	2.22	0.01	
ETE Beira Rio		13.80	1.86	24.33	
ETE Lagoa Aerada	Manhã	231.00	5.65	48.54	
ETE Lagoa Aerada	Tarde	110.40	5.67	50.70	
Imun. Potiguar		71.42	10.11	70.51	
ETE do Baldo	Manhã	180.00	3.63	35.72	
ETE do Baldo	Tarde	75.00	2.41	20.75	
Lançamento CIA		117.33	0.27	7.71	

Fonte: Adaptado Nicodemo (2010)

5.4.3. Parâmetros de qualidade da água dos viveiros de camarão

A faixa de temperatura média da água recomendada para os viveiros é entre 26°C e 32°C (FERREIRA; BONETTI; SEIFFERT, 2011; MA et al., 2013) e a temperatura média anual da água no estuário é em torno de 28°C (FRAZÃO; VITAL, 2006). Desta forma, como não há informações de temperatura medida nos viveiros da região, foi adotado a temperatura média da água de 28°C para todos os viveiros.

A salinidade do efluente dos viveiros foi adotada com base na salinidade simulada pelo modelo para o ponto de lançamento. Como a água que abastece os viveiros é retirada do próprio estuário, em geral, a salinidade do efluente é ligeiramente superior ao valor da captação. Sendo assim, a modelagem contempla de forma mais realista a dinâmica da salinidade em função das trocas d'água do que se adotasse valores médios para todas as fazendas da região.

As concentrações adotadas de oxigênio dissolvido baseiam-se nos dados mostrados em Ramos e Silva et al. (2010), que obteve concentrações médias de 6.32 mg/L em viveiro de cultivo orgânico, 11.45 mg/L em viveiro semi-intensivo e 8.63 mg/L em viveiro intensivo. A partir das informações em relação ao manejo desses viveiros, fornecidas Por Ramos e Silva et al. (2010), verificou-se que o cultivo orgânico se assemelha ao cultivo extensivo adotado neste trabalho, e o cultivo semi-intensivo se assemelha ao cultivo semi-extensivo adotado neste trabalho.

A concentração de clorofila_a adotada tem como referência a concentração de 10 µg/L recomendada por Ferreira, Bonetti e Seiffert (2011) e Ma et al. (2013) para viveiros de criação de camarão.

Por fim, as concentrações de nutrientes nos efluentes da carcinicultura foram obtidas em Cunha (2010), que determinou as concentrações médias de fósforo total e nitrogênio total a partir do monitoramento de quatro fazendas de camarão do estuário do Potengi, diferenciadas quanto à forma de manejo¹³. Os valores obtidos por Cunha (2010) podem ser vistos na tabela 5.8.

do efluente da despesca.					
Sistema de cultivo	Nitrogênio total (mg/L)	Fósforo total (mg/L)			
Extensivo	0.15	0.05			
Semi- extensivo	2.04	0.13			
Semi- intensivo	2.62	0.15			
Intensivo	2.74	0.33			
Fonte: Adaptado de Cunha (2010)					

Tabela 5.8 - Concentração média de nutrientes do efluente da despesca.

as concentrações dos nutrientes devem

Entretanto, como as concentrações dos nutrientes devem ser fornecidas ao modelo na forma particionada, conforme visto na seção 4.2, as concentrações de nitrogênio e o fósforo total obtidas por Cunha (2010) foram divididas em concentrações de nitrogênio orgânico, nitrato e nitrogênio amoniacal, e em fósforo orgânico e fósforo inorgânico, respectivamente.

Segundo Jackson et al. (2003), o nitrogênio dissolvido no efluente das fazendas de camarão é composto por dois componentes principais: o nitrogênio orgânico, que corresponde entre 37% e 43% do nitrogênio total, e o nitrogênio amoniacal, que

¹³ densidade de cultivo, uso de aeração mecânica, fornecimento de ração e aplicação de fertilizantes.

corresponde entre 12% e 21% do nitrogênio total. Analisando apenas o nitrogênio inorgânico, o nitrogênio amoniacal corresponde a cerca de 67%, o nitrato a 23% e o nitrito a 10% do nitrogênio inorgânico dissolvido em fazendas de camarão (HERBECK et al., 2013). Considerando essas distribuições, foi adotado neste trabalho o fracionamento de 70% do nitrogênio total para o nitrogênio orgânico, 21% para o nitrogênio amoniacal e 9% para o nitrato, ao qual foi acrescida a parcela do nitrito.

Para o fracionamento do fósforo total, foi usado como base a proporção encontrada em Ramos e Silva et al. (2017a) para efluentes da despesca de viveiros orgânico e intensivo, que apesar de diferenciarem nos valores, não possuem grandes diferenças na proporção. No viveiro de cultivo intensivo, 70% do fósforo compreendia a parcela inorgânica, enquanto no viveiro de cultivo orgânico, o fósforo inorgânico correspondia a 65% do fósforo total. Neste trabalho foi adotada a proporção de 70% de fósforo inorgânico e 30% de fósforo orgânico. A tabela 5.9 apresenta as concentrações dos parâmetros usadas neste trabalho, para diferentes sistemas de produção.

	Sistema de produção					
Parâmetro	Extensivo	Semi- extensivo	Semi- intensivo	Intensivo		
Temperatura (°C)	28.00	28.00	28.00	28.00		
DBO (mg/L)	8.00	10.00	10.00	10.00		
OD (mg/L)	6.00	11.00	11.00	9.00		
Fósforo orgânico (mg/L)	0.02	0.04	0.05	0.10		
Fósforo inorgânico (mg/L)	0.04	0.09	0.11	0.23		
Fósforo total (mg/L)	0.05	0.13	0.15	0.33		
Nitrogênio orgânico (mg/L)	0.11	1.43	1.83	1.92		
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	0.03	0.43	0.55	0.58		
Nitrato (mg/L)	0.01	0.18	0.24	0.25		
Nitrogênio total (mg/L)	0.15	2.04	2.62	2.74		
Clorofila-a (µg/L)	10.00	10.00	10.00	10.00		

Tabela 5.9 - Concentrações dos parâmetros de qualidade da água do efluente da carcinicultura

5.4.4. Parâmetros de qualidade da água da fronteira aberta

No caso de afluxo, é necessário especificar as concentrações na fronteira aberta. Os valores de temperatura (figura 5.12) e salinidade foram obtidos do modelo global oceânico *Hybrid Coordinate Ocean Model* (HYCOM¹⁴), que fornece dados oceânicos diários. Mesmo não havendo nenhum ponto do modelo HYCOM sobre o domínio, foram adotados os dados do ponto mais próximo (-5.76°S; -35.12°E). Os valores são

^{14 (}https://hycom.org)

iguais para todos os nós de fronteira e, como simplificação, foi considerada uma salinidade média permanente, tendo em vista que a salinidade estimada pelo modelo varia menos de 0.50 ups em relação à média.

Para a clorofila_a, foi usado como base os mapas disponíveis no sítio¹⁵ da *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) que mostram a distribuição mensal sobre a superfície oceânica em todo planeta. Estes mapas são desenvolvidos a partir dos dados do sensor MODIS (*MODerate Resolution Imaging Spectroradiometer*) a bordo da plataforma AQUA. As demais condições de contorno oceânicas foram obtidas da literatura e seus valores, bem como suas fontes, estão especificadas na tabela 5.10.



HYCOM para o ano de 2009 usados como condição de contorno na fronteira aberta

Tabela 5.10 - Condições de contorno da fr	ronteira aberta

Parâmetros	Valores	Fonte
Salinidade (ups)	36.50	HYCOM
Oxigênio dissolvido (mg/L)	6.50	Garcia et al. (2010)
Demanda bioquimica de oxigênio (mg/L)	5.00	Torres-Valdés et al. (2009)
Nitrogênio Orgânico (mg/L)	0.08	Torres-Valdés et al. (2009)
Nitrato (mg/L)	0.025	Torres-Valdés et al. (2009)
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	0.001	Rees, Woodward e Joint (2006)
Fósforo Orgãnico (mg/L)	0.005	Torres-Valdés et al. (2009)
Fósforo Inorgânico (mg/L)	0.015	Torres-Valdés et al. (2009)
Clorofila_a (µg/L)	1.00	MODIS/AQUA

¹⁵ (https://neo.sci.gsfc.nasa.gov)

5.5. Demais parâmetros utilizados no modelo de qualidade da água

Além das concentrações e valores dos parâmetros de qualidade da água inseridos nas condições de contorno, os coeficientes das reações cinéticas de produção e consumo desses parâmetros devem ser ajustados no modelo. Para o transporte de calor, deve-se fornecer informações de temperatura do ar, radiação e umidade.

5.5.1. Dados para o modelo de transporte de calor - Temperatura

No modelo de transporte de calor do SisBaHiA[®], o fluxo de calor total pode ser calculado de duas maneiras. O modelo pode determinar este fluxo internamente, a partir de algumas variáveis fornecidas, com o dia do ano, a latitude, a longitude, a altitude do local, a cobertura de nuvens e os valores médios de temperatura do ar e umidade. Outra opção é fornecer a variação temporal dos dados relativos à radiação solar incidente, da temperatura do ar e da umidade.

Inicialmente foram inseridos dados horários de radiação solar incidente, temperatura do ar e umidade medidos na estação de Natal do INPE (SONDA, 2018) para o ano de 2009. Porém, quando o fluxo de calor total calculado a partir dos valores medidos foi comparado com os valores gerados pelo modelo, foram verificadas algumas discrepâncias. Em virtude disso, novas simulações foram realizadas com a inserção de valores gerados pelo modelo de fluxo de calor total; os resultados obtidos para a temperatura da água se mostraram mais adequados quando comprados com valores medidos.

Para o cálculo da variação do fluxo de calor total, foram fornecidas ao modelo as temperaturas máxima e mínima do ar, a umidade do ar média e o percentual de nebulosidade, para o período modelado. Baseado nos dados do INMET (2018) para o ano de 2009, a temperatura do ar máxima descrita foi de 31.1°C, a mínima de 21.0°C e a umidade do ar média foi de 76.15%. A nebulosidade foi adotada em 20%.

5.5.2. Coeficientes das reações do modelo de qualidade

Os processos modelados usam reações com coeficientes obtidos experimentalmente em laboratórios ou em campo, assumindo valores dentro de largas faixas. Portanto, a calibração do modelo de qualidade da água é dependente da

correta definição dos coeficientes das reações de produção e consumo dos constituintes considerados, além da correta definição das cargas afluentes. Se as cargas ou os coeficientes não estiverem corretamente definidos, não haverá boa concordância entre os valores obtidos pelo modelo e os valores medidos.

Para a verificação a acurácia entre os resultados modelados e os dados medidos para o ano de 2009, foi utilizado o cenário 3, que engloba todas as atividades presentes no estuário e acredita-se representar de forma mais verossímil as descargas da carcinicultura. A verificação foi feita através de um longo processo de ajuste dos parâmetros, em grupo ou individualmente, baseando-se no estudo de Franz (2010), que realizou uma análise de sensibilidade do SisBaHiA[®], indicando correlações entre os coeficientes e as variações dos constituintes do modelo de qualidade da água. Os coeficientes que resultaram na melhor concordância entre os resultados modelados e os dados medidos são apresentados na tabela 5.11. A aplicação de cada coeficiente nas equações do modelo pode ser verificada em Rosman (2018). A dispersão turbulenta foi adotada em função da hidrodinâmica e de valores constantes, sendo adotado os seguintes valores para os coeficientes: 1 m²/s na direção x, 0.5 m²/s na direção y e 0.05 m²/s na direção transversal. O número de Peclet máximo adotado foi de 10.

Parâmetro	Símbolo	Valores utilizados	Unidades
Eficiência de predação do zooplâncton sobre a clorofila	Ez	0.5	
Fração de DBO dissolvido na coluna de água	f_{D5}	0.5	
Fração de nitrogênio orgânico dissolvido na coluna de água	f _{D7}	0.65	
Fração de fósforo orgânico dissolvido na coluna de água.	f _{D8}	0.5	
Fração de morte e respiração do fitoplâncton reciclada para nitrogênio orgânico	f _{on}	0.5	
Fração de morte e respiração da fitoplâncton reciclada para fósforo orgânico	f _{op}	0.5	
Nível ótimo de luz	ls	145	w/m²
Taxa de nitrificação em 20°C	k ₁₂₍₂₀₎	0.4	d ⁻¹
Taxa de mineralização do nitrogênio orgânico em 20°C	k 71 <i>(</i> 20)	0.08	d-1
Taxa de mineralização do fósforo orgânico em 20°C	k 83(20)	0.5	d ⁻¹
Coeficiente de reaeração em 20°C	k_{a20}	Calculado	d ⁻¹
Taxa de predação do fitoplâncton pelo zooplâncton a 20ºC	kgz20	1	m ³ gC ⁻¹ d ⁻¹
Perdas de fitoplâncton por respiração e excreção a 20°C	k ra20	0.4	d-1

Tabela 5.11 – Coeficientes utilizados no ajuste das reações do modelo de qualidade da água

Continua

		Continuação		
Parâmetro	Símbolo	Valores utilizados	Unidades	
Perdas do zooplâncton por respiração e excreção a 20°C	<i>k</i> _{rz20}	0.03	d ⁻¹	
Constante de meia saturação para predação de zooplâncton sobre a clorofila	k _{sa}	10	(µgChla/ℓ)	
Constante de meia saturação de nitrogênio	k _{sN}	25	µgN/ℓ	
Constante de meia saturação de fósforo	<i>k</i> _{sP}	20	µgP/ℓ	
Constante de meia saturação de para o consumo de fósforo	k _{uN}	0.05	mgN/ł	
Constante de meia saturação para o consumo de fósforo inorgânico	k _{uP}	0.05	mgP/ł	
Razão carbono/clorofila na biomassa de fitoplâncton	r _{ca}	10	g(C)/g(Chla)	
Razão nitrogênio/clorofila máxima na biomassa de fitoplâncton	rna _{max}	12	mg(N)/mg (Chla)	
Razão nitrogênio/clorofila mínima na biomassa de fitoplâncton	rna _{min}	3	mg(N)/mg (Chla)	
Razão fósforo/clorofila máxima na biomassa de fitoplâncton	rpa _{max}	5	mg(P)/mg (Chla)	
Razão fósforo/clorofila mínima na biomassa de fitoplâncton	rpa _{min}	0.5	mg(P)/mg (Chla)	
Demanda de oxigênio no sedimento em 20°C	SOD20	0.2	gO ₂ m ⁻² d ⁻¹	
Velocidade de precipitação do fósforo inorgânico	V _{fr}	0.4	m d ₋₁	
Velocidade de deposição de substância orgânica	Vs ₃	0.015	m d ₋₁	
Velocidade de sedimentação da biomassa	Vs4	0.7	m d -1	

5.6. Estações

As análises pontuais dos resultados são feitas em estações localizadas no canal principal do estuário (localização na Figura 5.13). Essas estações foram definidas para permitir comparações entre os dados medidos, em campanhas realizadas no ano de 2009, e os resultados pelo modelo. A localização das estações coincide com a localização de 04 pontos de monitoramento de qualidade de água do IDEMA (estações E01 a E04) e 02 pontos do Programa Água azul (estações E05 e E06). As coordenadas das estações e a descrição do local são apresentadas na tabela 5.12.

Tabela 5.12 - Localização das estações: coordenadas e correspondências com os relatórios

Estação	Local	Coordx (utm)	Coordy (utm)
E01	Jusante do ponto de lançamento do CIA	241497	9352619
E02	Montante da Imunizadora Riograndense	246001	9354524
E03	Jusante da lagoa aerada da CAERN em Quintas	250768	9358678
E04	50 m à montante da Ponte de Igapó	251116	9360395
E05	Dique da Base Naval	253767	9359873
E06	Vão central da ponte Newton Navarro	256125	9363325

A distribuição das estações possibilita identificar o comportamento das diferentes regiões do estuário:

- A estação E01 corresponde a região mais interna do estuário, que apresenta baixa velocidade e relativa influência do rio Jundiaí e com 5 pontos de lançamento da efluentes da carcinicultura e logo após o lançamento dos efluentes do Centro Industrial Avançado (CIA).
- A estação E02 corresponde a região intermediária entre os rios Jundiaí e Potengi, próxima a 6 pontos de lançamento da carcinicultura e a estação de tratamento da Imunizadora Potiguar.
- A estação E03 possui relativa influência do rio Potengi e está situada próximo ao lançamento do efluente da ETE Lagoa Aerada e de 4 pontos de lançamento da carcinicultura.
- A estação E04 está localizada 50m a montante da ponte de Igapó. A região no entorno da estação contempla lançamentos de efluentes das estações de tratamento de esgoto do Amarante, Beira Rio, Jardim Lola I e Jardim Lola II. Há ainda a presença de dois pontos de lançamento de efluentes da carcinicultura.
- A estação E05 está localizada próxima ao dique da base naval de Natal, na região intermediária entre as pontes Igapó e Newton Navarro, na proximidade do riacho do baldo. A região contempla o ponto de lançamento da ETE Quintas e um ponto de lançamento da carcinicultura, além do lançamento do efluente da ETE do Baldo, que chega na região diluído no riacho do Baldo.
- A estação E06 está localizada sob o vão central da ponte Newton Navarro, próximo à entrada do estuário e é a estação com maior influência da maré. Não ocorrem lançamentos próximos à região, os efluentes da carcinicultura chegam ao estuário diluídos nas gamboas Jaguaribe e Manimbu, que recebe ainda o aporte do Rio Doce.



Figura 5.13 - Distribuição das estações e identificação dos pontos de lançamento dos efluentes sanitários, induastriais e das fazendas de camarão

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados obtidos nas simulações com o modelo de circulação hidrodinâmico, o modelo de transporte euleriano e o modelo de qualidade da água do SisBaHiA[®] são apresentados e discutidos nesta seção, para os diferentes cenários simulados. Primeiramente são apresentados a calibração das elevações dos níveis de água e os resultados do modelo de circulação hidrodinâmica para dois períodos do ano, o mês de maio, representando o período chuvoso, e o mês de novembro, representando o período seco. Em seguida são apresentados os resultados obtidos com o modelo de qualidade da água e eutrofização e, por fim, são apresentados os resultados da ferences e a idade da água obtidas para o cenário 01.

As simulações foram realizadas para o ano de 2009 (0h00 do dia 01/01/2009 e fim às 23h59 do dia 31/12/2009, totalizando 365 dias) e, apesar de contar com dados obtidos na literatura e em banco de dados, devem ser consideradas apenas no aspecto qualitativo. Desta forma, optou-se por desenvolver análises baseadas em médias temporais e espaciais dos resultados obtidos.

6.1. Calibração das elevações dos níveis de água

O processo de calibração do modelo de circulação hidrodinâmica é fundamental para a obtenção de resultados confiáveis, pois uma adequada calibração dos modelos de transportes de escalares depende da calibração do modelo hidrodinâmico. Neste trabalho foram realizados a calibração geométrica, com a aferição da modelagem digital do terreno, e a calibração das elevações dos níveis de água, a partir do ajuste das constantes harmônicas.

O processo de calibração das elevações dos níveis de água foi realizado através da técnica de problema inverso, definindo condições de contorno de modo buscandose obter a resposta esperada para o ponto de interesse. Desta forma, as constantes harmônicas obtidas para o Porto de Natal, foram ajustadas para inserção na fronteira aberta e os resultados obtidos pelo modelo são comparados com a previsão obtida através das constantes harmônicas originais para o ponto onde está localizada a estação maregráfica.

No processo de calibração, selecionou-se as componentes de maior amplitude das famílias de constantes harmônicas mais enérgicas do Porto de Natal. Cada

constante selecionada foi aplicada isoladamente como forçante harmônico simples na fronteira aberta do domínio e foi realizada uma simulação até que o modelo atingisse o estado de equilíbrio dinâmico. Ao fim de cada simulação, foram comparados a previsão de elevação gerada pela constante harmônica original com a elevação obtida na modelagem no ponto do Porto de Natal. As diferenças de fases e diferenças entre as amplitudes definiram o fator de ajuste que foi aplicado as constantes calibradas. O resultado da calibração é mostrado na figura 6.1, no qual pode se observar um bom ajuste das constantes harmônicas aplicadas na fronteira aberta.



Figura 6.1 - Gráficos comparativos de séries temporais de níveis de maré previstos e modelados para o Porto de Natal (RN)

6.2. Resultado da modelagem da circulação hidrodinâmica

As simulações da circulação hidrodinâmica foram realizadas para os cinco cenários descritos no capítulo anterior. O passo de tempo adotado foi de 20 segundos e o número de Courant médio ao fim da modelagem foi de 3.1. Os diferentes cenários apresentam os mesmos forçantes hidrodinâmicos (vento, maré e vazões fluviais), com variações das vazões dos efluentes da carcinicultura e das demais fontes; no entanto, a descarga das fazendas de camarão pouco modifica a circulação do estuário, causando alterações apenas nas regiões muito próximas ao lançamento. Como o objetivo não é estudar, em detalhe, essas regiões (a malha usada não permite este tipo de análise), mas sim, o efeito desses lançamentos sobre o estuário, não são mostrados os resultados da circulação hidrodinâmica para os 05 cenários, apenas os

resultados para o cenário 3, uma vez que a circulação hidrodinâmica dos demais cenários guardam bastante semelhança com esse cenário.

As figuras 6.2 e 6.3 apresentam isolinhas de intensidade das correntes em instantes de meia maré de enchente e de meia maré de vazante, respectivamente, para maré sizígia no período chuvoso, quando ocorrem as maiores velocidades.

O estuário apresenta velocidades ligeiramente maiores na vazante, em virtude do acréscimo das vazões dos rios, sendo que as velocidades são mais intensas, em torno de 0.7 m/s, na região compreendida entre a entrada do estuário e o estrangulamento próximo ao limite do município de Macaíba. Nesse estrangulamento, as velocidades são superiores a 1.0 m/s. As demais áreas do estuário apresentam velocidades, em geral, menores que 0.15 m/s.



Figura 6.2 - Módulo das velocidades no instante de meia maré enchente de sizígia no período chuvoso (1h00 do dia 23 de maio de 2009)

As reentrâncias ao longo do estuário e a região entre a foz do rio Jundiaí e o estrangulamento, em virtude das baixas velocidades, estão mais susceptíveis ao aprisionamento de nutrientes e sedimentos e consequentemente a uma possível poluição orgânica do corpo d'água.


Figura 6.3 - Módulo das velocidades no instante de meia maré vazante de sizígia no período chuvoso (7h00 do dia 23 de maio de 2009)

A figura 6.4 apresenta os resultados das elevações para as 6 estações, durante o mês de agosto e um detalhe para 2 ciclos (25 h) de maré de sizígia. Nesse período é possível observar a propagação da maré no interior do estuário, com o aumento da elevação na medida em que a maré se propaga para o interior do estuário. No detalhe, verifica-se que ocorre uma diferença de fase, com o atraso de propagação entre as estações E06 e E01 em cerca de 1h30 no período de sizígia, e 1h no período de quadratura, similar aos atrasos relatados por Santana (2017). Neste período, a máxima diferença da elevação entre os níveis máximo (preamar) e mínimo (baixamar) foi de 2.84 m na estação E06, próximo ao valor de 2.53 m observado por Ribeiro (2012).

Um dos resultados possíveis de se extrair na modelagem da circulação hidrodinâmica é o escoamento residual. As ondas de maré são propagadas de diferentes formas ao longo de um estuário, em função das características topográficas locais e dos efeitos gerados pelo atrito com as margens e o fundo (DYER, 1997). Esses efeitos em conjunto com a ação do vento e do afluxo dos rios, modificam as constituintes de maré e provocam interações não-lineares, gerando corrente aperiódicas denominadas de correntes residuais. Do ponto de vista da renovação das

águas de um corpo de água, o escoamento residual permite a observação de possíveis áreas de estagnação, demarcadas pela presença de vórtices (DALAZEN, 2017).



Figura 6.4 - Elevação da superfície livre (m) obtidas pelo SisBAHIA® nas estações 01 a 06, para o mês de agosto (acima) e em detalhe entre 20/08/2009 e 22/08/2009 (abaixo)

As figuras 6.5 a 6.8 mostram o módulo do campo de correntes residuais nas marés de sizígia e quadratura, para os meses de maio e novembro, considerando um

período de 2 ciclos de maré (25 h). As velocidades residuais são consideravelmente superiores no período de sizígia, contudo, não são observadas diferenças significativas entre os períodos chuvoso e seco.

Pode-se inferir que as correntes no estuário são majoritariamente regidas pela maré, independentemente da vazão dos rios. No geral, em todas as seções do domínio, as velocidades residuais são baixas, menores que 0.1 m/s, e em áreas de maiores velocidades, como nas curvas, estrangulamentos e na boca do estuário, podem alcançar 0.25 m/s.



Figura 6.5 - Campo de correntes residuais para dois ciclos de maré na sizígia do período chuvoso



Figura 6.6 - Campo de correntes residuais para dois ciclos de maré na quadratura do período chuvoso



Figura 6.7 - Campo de correntes residuais para dois ciclos de maré na sizígia do período seco



Figura 6.8 - Campo de correntes residuais para dois ciclos de maré na quadratura do período seco

Nas figuras 6.9 e 6.10 são mostrados, em detalhe, os vetores¹⁶ do campo de velocidades residuais para dois trechos do estuário, considerando 2 ciclos de maré na sizígia, no perído chuvoso¹⁷. Para todos os períodos foi verificado uma tendência de vazante. Na região do fundo do estuário, entre a foz do rio Potengi e a foz do rio Jundiaí, é possível observar a existência de alguns vórtices, em especial antes do estrangulamento do canal próximo ao limite do município de Macaíba. Na região da entrada do estuário (figura 6.10), mais larga e sob maior efeito da maré, não são verificadas a existência de vórtices. Os efluentes das fazendas de camarão e das ETE's não geram circulação local especifica, ou seja, pouco alteram o padrão de circulação residual.

A observação dos vetores dos campos de corrente residuais é importante para a definição dos locais de lançamento da carcinicultura. Efluentes lançados em regiões de recirculação favorecem o aprisionamento de nutrientes e sedimentos. Dessa forma, lançamentos em regiões de correntes residuais com tendência de vazante são mais indicados a fim de evitar esse aprisionamento.

¹⁶ Adimensionais - representam a direção do campo, sendo a magnitude indicada pela escala de cores.

¹⁷ Os demais períodos não foram retratados pois apresentam padrões semelhantes.



Figura 6.10 - Detalhe do campo de correntes residuais na entrada do estuário

Na figura 6.11 é apresentado um mapa de isolinhas de ocorrência de velocidades de corrente inferiores a 0.10 m/s no domínio de estudo, para todo o

período simulado. As áreas acima da estação E02, dentro dos limites do município de Macaíba, a área próxima à foz do rio Potengi e a Gamboa Jaguaribe são aquelas onde há o predomínio de velocidades baixas (<0.10 m/s). Consequentemente, essas áreas, em termos de circulação hidrodinâmica, são aquelas menos adequadas aos lançamentos das fazendas de carcinicultura, pois as baixas velocidades favorecem o aprisionamento de nutrientes e podem, a longo prazo, resultar na eutrofização do corpo d'água (SANTANA; CUNHA, 2017).



Figura 6.11 - Mapa de isolinhas de ocorrência de velocidades de corrente inferiores a 0.10 m/s

O canal principal do estuário apresenta velocidades maiores, principalmente próximo às estações E02, E03 e E04; dessa forma, lançamentos de efluentes que ocorrem no canal principal terão menor tendência de acumulação. Entretanto, o que se percebe é que os efluentes da carcinicultura e das ETE's são lançados próximos as margens, onde as velocidades sempre são muito baixas. Neste sentido, a construção de pequenos emissários que transportassem os efluentes para o canal principal pode representar uma melhoria importante nas consequências que estes lançamentos representam para o estuário.

6.3. Verificação da modelagem de qualidade da água

As simulações realizadas no modelo de qualidade da água foram feitas utilizando todos os parâmetros do modelo de qualidade da água do SisBaHiA[®]. O passo de tempo utilizado no modelo de qualidade foi de 150 segundos e os resultados foram armazenados em intervalos de 01 hora ao longo de 01 ano de simulação. Os dados medidos nos estuários não são suficientes para calibração e validação do modelo, porém, os resultados obtidos foram comparados com os dados medidos dos relatórios do IDEMA (IDEMA, 2009b, 2009a, 2010) e do Programa Água Azul (PROGRAMA ÁGUA AZUL 2009, 2010), a fim de ajustar os coeficientes e parâmetros utilizados no modelo e verificar se os resultados representam a magnitude dos parâmetros simulados. Embora não seja adequado comparar a série anual gerada pelo modelo com apenas 2 ou 3 medições, essa comparação é apresentada com o propósito de demonstrar que o modelo simulou, de maneira geral, as variações indicadas pelos dados medidos.

Não foram feitas análises estatísticas em razão da quantidade limitada de dados medidos. Para a verificação, foi utilizado como referência o cenário 3, que engloba todos os lançamentos no estuário e acredita-se representar de forma mais verossímil as despescas da carcinicultura. Em virtude das parcelas do nitrogênio e do fósforo total terem sido obtidas, de maneira geral, com base em estimativas de proporção presentes na literatura, e considerando a ausência ou a incerteza quanto aos dados medidos, nas análises que se sucedem ambos serão analisados na sua forma total, minimizando erros se as análises fossem realizadas na forma fracionada.

Nas figuras 6.12 a 6.18 são apresentadas comparações, para as estações E02, E04 e E06, entre os resultados obtidos pelo modelo e os valores medidos para temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, DBO, nitrogênio total, fósforo total e clorofila_a, respectivamente. Os resultados para as demais estações podem ser verificados no Apêndice A.

Conforme observa-se na figura 6.12, o modelo foi capaz de reproduzir, de maneira geral, os valores medidos de temperatura da água. Houve apenas uma pequena discrepância em relação a primeira medição do IDEMA, principalmente na região da estação E02. Essa estação está localizada em uma região mais rasa (figura 5.3) e que apresenta velocidades menores (figuras 6.2 e 6.3), logo, está mais suscetível as influências das condições de contorno do que as outras estações.

Em relação a salinidade (figura 6.12), novamente o modelo foi capaz de reproduzir satisfatoriamente o comportamento, com exceção à região próxima ao rio Jundiaí, representada pela estação E02. Essas diferenças podem ter como origem as condições de contorno referentes ao rio Jundiaí, tendo em vista que esse rio exerce influência sobre a circulação hidrodinâmica nesta estação.

As concentrações de oxigênio dissolvido (figura 6.14) e de DBO (figura 6.15) obtidas pelo modelo apresentaram as maiores diferenças em relação aos valores medidos. Considerando apenas o resultado obtido pelo modelo, há uma concordância entre as concentrações de OD e DBO; intervalos em que ocorre depleção de OD são precedidos de um aumento de DBO.

Entretanto, quando comparado aos dados medidos, verifica-se que o modelo não reproduz o comportamento apresentado pelas medições. Na estação 02, os dados do IDEMA indicam queda no oxigênio dissolvido e aumento da matéria orgânica carbonácea, identificado pelo aumento da DBO. Os resultados simulados indicam, no entanto, um aumento no oxigênio dissolvido e uma manutenção da DBO.

Na estação E04, os resultados de OD apontam concentrações inferiores às medições, e o modelo não reproduz o aumento do OD na segunda medição do IDEMA. Já em relação a DBO, os resultados indicam uma estabilidade ao longo do ano, enquanto as medições mostram uma queda nos períodos secos.

Por fim, na estação E06 o modelo apresentou comportamento constante ao longo do ano tanto para o oxigênio dissolvido quanto para a DBO, ao passo de que as medições do Programa Água Azul indicam um aumento recíproco no mês de agosto. Os resultados sugerem um valor limite para as concentrações de oxigênio dissolvido, causado provavelmente pela condição de contorno da fronteira aberta, considerada constante e que influencia significativamente as concentrações de OD na estação E06.

Os ajustes realizados nos coeficientes do modelo não resultaram em modificações significativas dos resultados. As divergências certamente são originadas nas condições de contorno, em especial, na determinação das cargas orgânicas provenientes dos efluentes domésticos e industriais e dos valores impostos de concentração de oxigênio dissolvido da fronteira aberta, que foram considerados constantes e não contemplam variações sazonais.

Os valores de concentração de nitrogênio total (figura 6.16) medidos indicam uma queda durante o ano, que não foi reproduzido pelos valores obtidos pelo modelo nas estações E02 e E04, mantendo um padrão quase constante. As concentrações de fósforo total (figura 6.17) também apresentam o mesmo comportamento, reproduzido pelo modelo na estação E02, mas discrepante na E04.

As concentrações medidas de clorofila_a (figura 6.18) apresentam tendência de queda até o mês de maio e depois aumento, nas estações E02 e E04. Entretanto, nas duas estações, os dados modelados possuem comportamento constante, porém próximos da ordem de grandeza dos valores medidos na estação E04. Próximo à entrada do estuário, estação E06, o modelo reproduziu satisfatoriamente a ordem de grandeza dos valores medidos total, fósforo total e clorofila_a.

Em termos gerais, o modelo reproduziu a ordem de grandeza dos valores medidos para os três parâmetros, porém não o seu comportamento. Ratifica-se que a correta imposição das condições de contorno é fundamental para que o modelo seja capaz de prever com certa acurácia os dados medidos. No entanto, é correto afirmar que o modelo possui um comportamento adequado, se mostrando estável ao longo de um ano de simulação. Ressalta-se, ainda, que o número restrito de medições, com um grande espaçamento temporal, também dificulta o processo de ajuste do modelo.









6.4. Distribuição espacial dos parâmetros de qualidade

As figuras 6.19 a 6.25 ilustram a distribuição espacial dos valores de temperatura da água e salinidade, e de concentrações de OD, DBO, nitrogênio total, fósforo total e clorofila_a ao fim da despesca de algumas fazendas no cenário 03, com despescas aleatórias, às 0h00 do dia 04/11/2009.

A temperatura da água (figura 6.19) aumenta no sentido rio Jundiaí – Oceano Atlântico, porém a diferença entre as temperaturas máxima e mínima é pequena, menor do que 2.0°C. A salinidade (figura 6.20) é relativamente uniforme e maior do que 20 ups ao longo do canal principal, com uma elevação abrupta entre a boca do estuário e o oceano.



241000 243000 245000 247000 249000 251000 253000 255000 255000 257000 259000 261000 Figura 6.19 - Distribuição espacial dos valores de temperatura obtidos pelo modelo no cenário 03 ao fim da despesca de algumas fazendas (0h00 do dia 04 de novembro de 2009)



Figura 6.20 - Distribuição espacial dos valores de salinidade obtidos pelo modelo no cenário 03 ao fim da despesca de algumas fazendas (0h00 do dia 04 de novembro de 2009)

Não são observados pontos de acumulação específicos devido ao efluente das fazendas de camarão e, em geral, as regiões próximas aos pontos de lançamento apresentam concentrações semelhantes ao entorno. As gamboas e as reentrâncias apresentam concentrações de nutrientes (figuras 6.23 e 6.24), clorofila_a (figura 6.25) e DBO (figura 6.22) maiores do que o canal principal, indicando uma tendência de retenção nestes pontos.

Dentre as cargas lançadas no estuário, aquela que aparenta ter o maior efeito nocivo é o efluente da Lagoa Aerada, cujo ponto de lançamento é destacado na figura 6.19. A reentrância próxima a este ponto apresenta concentrações muito mais elevadas do que o entorno e nas figuras 6.23, 6.24 e 6.25 é possível observar o efeito local do efluente com a gradação de concentrações no seu entorno.



Figura 6.21 - Distribuição espacial das concentrações de OD obtidos pelo modelo no cenário 03 ao fim da despesca de algumas fazendas (0h00 do dia 04 de novembro de 2009)



Figura 6.22 - Distribuição espacial das concentrações de DBO obtidos pelo modelo no cenário 03 ao fim da despesca de algumas fazendas (0h00 do dia 04 de novembro de 2009)



Figura 6.23 - Distribuição espacial das concentrações de nitrogênio total obtidos pelo modelo no cenário 03 ao fim da despesca de algumas fazendas (0h00 do dia 04 de novembro de 2009)



Figura 6.24 - Distribuição espacial das concentrações de fósforo total obtidos pelo modelo no cenário 03 ao fim da despesca de algumas fazendas (0h00 do dia 04 de novembro de 2009)



Figura 6.25 - Distribuição espacial das concentrações de clorofila_a obtidos pelo modelo no cenário 03 ao fim da despesca de algumas fazendas (0h00 do dia 04 de novembro de 2009)

6.5. Evolução temporal dos parâmetros de qualidade da água para diferentes cenários

Nesta seção são apresentados os resultados do modelo de qualidade da água para os 05 cenários simulados. Em decorrência das simplificações, considerações e estimativas feitas no trabalho, os resultados são analisados com base em médias temporais e espaciais nas estações pré-definidas. Desta forma, as concentrações dos parâmetros de qualidade da água simulados são apresentadas em gráficos tipo diagrama de caixa ou *box plot*, para os meses de maio e novembro, que correspondem ao mês mais chuvoso e seco, respectivamente, para as estações E02, E04 e E06, e em perfis longitudinais para todas as estações, para os cenários 01, 02 e 03. Os resultados para as demais estações se encontram no Apêndice B.

A matéria orgânica presente nos efluentes de carcinicultura e das ETE's causa o aumento do número de microrganismos e, consequentemente, o consumo excessivo do oxigênio dissolvido nos processos metabólicos de estabilização da matéria orgânica. Sendo assim, o oxigênio, indispensável para a manutenção dos organismos aeróbios e para o equilíbrio ambiental, passa a ser um dos principais parâmetros de caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos e consequentemente é um dos principais indicadores da qualidade da água. Dessa forma, é as concentrações de OD são um indicativo para verificação do efeito dos efluentes das fazendas de camarão sobre o estuário.

As figuras 6.26, 6.27 e 6.28 mostram as concentrações de OD, nos cinco cenários simulados, para as estações E02, E04 e E06. Observa-se que para as três estações, no cenário 01, em que não há qualquer lançamento de efluentes, as concentrações de OD são mais elevadas. As maiores diferenças ocorrem nas estações E02 e E04, que apresentam maior influência dos efluentes, principalmente no mês seco, quando as concentrações de OD nos demais cenários são menores.

Comparando os cenários 03, com lançamento aleatório da carcinicultura, com o cenário 02, com lançamento dos rios e das ETE'S, os resultados da estação 02 (figura 6.26) indicam depleção de OD, mesmo que pequena, na presença do efluente da carcinicultura; no mês seco, essa depleção é maior. Nas estações E04 (figura 6.27) e E06 (figura 6.28) não é possível observar diferenças significativas entre estes dois cenários.

Em relação ao tipo de lançamento da carcinicultura, que corresponde aos cenários 03 (lançamento aleatório), cenário 04 (lançamento na sizígia) e cenário 05 (lançamento na quadratura), não é possível observar diferenças significativas entre os resultados para a concentração de OD, considerando as três estações e para os meses de maio (chuvoso) e novembro (seco).

Observando o perfil longitudinal das concentrações de OD (Figura 6.29) constata-se depleção do OD na região central do estuário (E03 e E04), devido principalmente aos efluentes sanitários e industriais (C02), e a recuperação dos níveis de OD próximo à entrada do estuário (E05 e E06). Na estação seca (novembro), a depleção é acentuada. No cenário 01, no qual as cargas antrópicas não estão presentes, não ocorre a depleção de OD na região central do estuário.











de maio e novembro na estação E06



maio e novembro nas 6 estações

O perfil longitudinal sugere, ainda, que a região mais interna do estuário (E01 e E02) é a mais impactada pelo efluente das fazendas de camarão (cenário 03) em comparação com o cenário sem carcinicultura (C02), em especial durante o período seco (novembro).

Outra forma de investigação da influência do efluente da carcinicultura no estuário é através das concentrações de DBO, que é uma medida da quantidade de oxigênio dissolvido utilizada por microrganismos aeróbios na oxidação da matéria orgânica. Portanto, a DBO é uma medida indireta da matéria orgânica presente no corpo d'água. A ocorrência de valores elevados deste parâmetro deve indicar uma depleção dos níveis de oxigênio dissolvido na água, que pode resultar na mortandade de peixes e eliminação de outros organismos aquáticos.

As figuras 6.30, 6.31 e 6.32 mostram as concentrações de DBO para os cenários simulados nas estações E02, E04 e E06, respectivamente. Observa-se que as concentrações de DBO, quando presente as cargas das fazendas de carcinicultura (C03, C04 e C05), são superiores às concentrações nos demais cenários (C01 e C02).

Comparando as concentrações de DBO entre os cenários 02 e 03, é possível verificar um pequeno aumento no cenário que considera o efluente da carcinicultura (C03). No entanto, esse discreto aumento da carga orgânica não é suficiente para gerar depleção significativa nas concentrações de OD, como mostrado anteriormente. Assim como para as concentrações de OD, as maiores diferenças ocorrem nas estações E02 (figura 6.30) e E04 (figura 6.31).

Não são observadas, no entanto, variações consideráveis em relação aos valores médios, entre o período seco (novembro) e o período chuvoso (maio); há apenas um aumento na amplitude dos valores obtidos. Desta forma, pode-se inferir que as mudanças observadas no OD são causadas pela variação das descargas fluviais e da temperatura, em detrimento de uma maior carga de matéria orgânica.

Na comparação entre os perfis de despescas, cenários 03 a 05, o comportamento foi semelhante ao do OD, sem variações significativas. Em geral, os lançamentos na sizígia (C04) e na quadratura (C05), apresentaram concentrações médias e máximas minimamente menores do que no lançamento com despescas distribuídas (C03).



Figura 6.30 - Box plots das concentrações de DBO para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E02



Figura 6.31 - Box plots das concentrações de DBO para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E04



Figura 6.32 - Box plots das concentrações de DBO para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E06

Ratifica-se a partir do perfil longitudinal (figura 6.33) que a região no entorno da estação E02 é a mais impactada pelo efluente da carcinicultura na comparação com as demais estações, apresentando as maiores diferenças na comparação entre os cenários 02 e 03. Ao passo que a região central do estuário (E03 e E04) é a mais degrada pelos efluentes da carcinicultura e lançamento das ETE's juntos, apresentando as maiores na comparação entre os cenários 01 e 03.

Em termos gerais, embora pequeno, o efeito da matéria orgânica provenientes dos lançamentos dos viveiros de camarão foi verificado em todo o estuário. O perfil longitudinal também permite observar um aumento nas concentrações de DBO na estação E03, que provocou uma depleção significativa nas concentrações de OD nessa estação (Figura 6.33).

Observando o cenário 01, sem lançamento de efluentes de qualquer natureza, verifica-se que as concentrações de DBO são semelhantes para os dois períodos, chuvoso e seco, em boa parte do estuário. No entanto, a região próxima à foz do rio Jundiaí, representada pela estação E01, apresenta concentrações de DBO quase 8 vezes maiores no mês de maio, período chuvoso, do que no mês de novembro, período seco, indicando, assim, uma grande variação sazonal nas cargas de DBO oriundas do rio Jundiaí.

As concentrações de nutrientes no corpo d'água também permitem analisar a influência de lançamentos antrópicos. O nitrogênio junto com o fósforo são os principais nutrientes nos processos biológicos que ocorrem em um corpo d'água. Porém, quando em quantidades elevadas, podem provocar o crescimento excessivo de algas, processo conhecido como eutrofização. Essa proliferação de algas leva à redução dos níveis de oxigênio dissolvido devido ao bloqueio da luz solar necessária para as plantas e organismos aquáticos. O fósforo é normalmente considerado como o "nutriente limitante" em ecossistemas aquáticos, i.e., a quantidade disponível desse nutriente controla a velocidade de produção das algas e das plantas aquáticas.

A fim de classificar os níveis tróficos de um corpo de água, a clorofila_a é o principal parâmetro a ser observado. A concentração de clorofila_a é utilizada como um indicador da biomassa de fitoplâncton presente no corpo d'água. Altas concentrações de nutrientes podem causar a proliferação excessiva de algas e consequentemente resultar em altas concentrações de clorofila_a.



As figuras 6.34, 6.35 e 6.36 mostram as concentrações de nitrogênio total para as estações E02, E04 e E06, para os cinco cenários simulados. Observa-se que a estação E04 (figura 6.35) na região intermediária do estuário é a mais impactada pelos lançamentos dos efluentes sanitários, industriais e da carcinicultura, na comparação com o cenário 01, no qual não há qualquer lançamento de efluentes.

Em relação aos dois períodos, chuvoso e seco, em boa parte do estuário, as concentrações de nitrogênio total são semelhantes. Como acontece com a concentração de DBO, a região próxima à foz do rio Jundiaí, representada pela estação E02, apresenta concentrações de nitrogênio total maiores no mês de maio, período chuvoso, do que no mês de novembro, período seco, indicando, assim, uma grande variação sazonal nas cargas de nitrogênio total provenientes do rio Jundiaí.

Este comportamento é semelhante nas concentrações de fósforo total (figuras 6.37 a 6.39) e clorofila_a (figuras 6.40 a 6.41). Assim como para as concentrações de OD e DBO, as concentrações de nitrogênio total, fósforo total e clorofila_a são mais elevadas no período seco (novembro). Entretanto, nas regiões próximas ao rio Jundiaí (E01 e E02), devido a carga maior no período chuvoso, as concentrações são maiores neste período.

Comparando o cenário 03, com lançamento aleatório da carcinicultura, com o cenário 02, com lançamento dos rios e das ETE'S, é possível observar que na estação 02 ocorrem concentrações de nitrogênio total (figura 6.34), fósforo total (figura 6.37) e clorofila_a (figura 6.40) minimamente superiores no cenário com carcinicultura, indicando que a atividade impacta, mesmo que de forma pequena, na acumulação de nutrientes nesta região do estuário.

Nas demais estações não são observadas mudanças significativas entre os cenários em função da presença dos lançamentos de efluentes das fazendas de camarão. Em relação aos perfis de despescas, cenários 03 a 05, não são observadas diferenças significativas nas concentrações médias e máximas de nitrogênio, fósforo e clorofila_a para as três estações, tanto no período chuvoso quanto no seco.

Observando os perfis longitudinais das concentrações de nitrogênio total (figura 6.43), fósforo total (figura 6.44) e clorofila_a (figura 6.45) para os cenários 01, 02 e 03, é possível verificar que o efluente da carcinicultura pouco altera as concentrações dos parâmetros ao longo de todo o estuário nos dois períodos, sendo as diferenças mais significativas observadas na região mais interna do estuário (E01 e E02).













meses de maio e novembro na estação E06











Figura 6.42 - Box plots das concentrações de clorofila_a para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E06



Figura 6.43 - Box plots das concentrações de nitrogênio total para os cenário 01, 02 e 03 para os meses de maio e novembro nas 6 estações



Figura 6.44 - Box plots das concentrações de fósforo total para os cenário 01, 02 e 03 para os meses de maio e novembro nas 6 estações



Figura 6.45 - Box plots das concentrações de clorofila_a para os cenário 01, 02 e 03 para os meses de maio e novembro nas 6 estações

Por fim, as concentrações de nitrogênio total (figura 6.43) e fósforo total (figura 6.44) na estação E01 no mês de maio indicam que essa estação é influenciada especialmente pela carga afluente pelo rio Jundiaí no período chuvoso, em detrimento das demais cargas. No período seco (novembro) é possível verificar a influências das demais cargas.

Em geral, não foram verificadas variações significativas nas concentrações de nutrientes, DBO e OD no corpo receptor ocasionados pelos lançamentos dos efluentes dos viveiros de carcinicultura. Os lançamentos dos efluentes sanitários e industriais provocaram mudanças muito mais representativas nas concentrações destes parâmetros em boa parte do estuário.

A comparação entre os cenários 02 e 03 indicam que a região mais ao fundo do estuário, representada pelas estações 01 e 02, é a mais influenciada pelos lançamentos das fazendas de camarão. A concentração de DBO apresentou um ligeiro aumento em todas as estações, comparado ao cenário sem carcinicultura, indicando um acúmulo de matéria orgânica carbonácea proveniente da atividade.

De fato, a nocividade dos efluentes da carcinicultura é dúbia. Alguns estudos relatam aumento nos valores de parâmetros relacionados à qualidade da água durante curto prazo nas águas receptoras, em especial nos locais mais próximos às fazendas (BARRAZA-GUARDADO et al., 2013; CARDOSO-MOHEDANO et al., 2015; THOMAS et al., 2010). Entretanto, outros estudos (e.g. TROTT; ALONGI, 2000) indicam que não provocam diferenças significativas em relação aos níveis naturais do corpo receptor.

Lacerda et al. (2006) investigaram, a partir de fatores de emissão, a relevância da carcinicultura quanto à emissão de nitrogênio total e fósforo total em 6 estuários no estado do Rio Grande do Norte, comparado à outras fontes antropogênicas (agricultura, pecuária, águas residuária e escoamento superficial). A carcinicultura foi a principal fonte de nitrogênio total em apenas um estuário, onde foi observada a maior densidade de fazendas; nos outros estuários, a contribuição variou de 2% a 22%. Em relação ao fósforo total, a contribuição da carcinicultura foi pequena nos outros estuários, variando de 2% a 14%.

Os resultados verificados por Lacerda et al. (2006) indicam que o nível de urbanização e de densidade de fazendas de camarão, refletem a relevância da contribuição das águas residuárias e da carcinicultura, respetivamente, para as concentrações de nutriente no corpo d'água. Neste sentido, como o estuário Potengi/Jundiaí possui uma bacia de contribuição bastante urbanizada e a densidade de fazendas de camarão no entorno não é tão alta comparada a outros estuários, a tendência é que as cargas dos efluentes sanitários e industriais sejam mais relevantes do que as cargas provenientes da carcinicultura.

Dessa forma, as cargas anuais de fósforo total, nitrogênio total e DBO lançadas pelas fazendas de camarão nos cenários 03, 04 e 05 e pelos lançamentos de efluentes domésticos e industriais, ao fim para o ano de simulação, foram calculadas e são mostradas na tabela 6.1.

As cargas lançadas conjuntamente pelas fazendas de camarão representam a terceira maior fonte de matéria orgânica, fósforo total e nitrogênio total no estuário. Entretanto, como esses lançamentos estão espacialmente e temporalmente distribuídos, não são verificados efeitos de acumulação em pontos específicos do estuário, como ocorre com o lançamento da Lagoa Aerada, cujo os efeitos de acumulação são observados na região próxima ao lançamento.

Fonte	DBO	Fósforo Total	Nitrogênio Total
Fazendas de camarão no cenário 03	719.63	11.96	158.24
Fazendas de camarão no cenário 04	578.45	9.63	127.23
Fazendas de camarão no cenário 05	578.45	9.63	127.23
ETE Quintas	39.36	0.85	11.58
ETE Jardim Lola I	30.01	0.51	5.27
ETE Jardim Lola II	34.19	0.60	7.76
ETE Amarante	53.01	1.32	17.88
ETE Beira Rio	1.49	0.20	4.37
ETE Lagoa Aerada	925.45	31.97	468.07
Imun. Potiguar	2.03	0.29	3.34
ETE do Baldo	1608.34	38.08	593.62
Lançamento CIA	37.30	0.08	4.09

Tabela 6.1 - Cargas anuais (t/ano) de DBO, fósforo total e nitrogênio total lançadas no estuário ao fim da simulação

As cargas anuais lançadas no estuário Potengi/Jundiaí mostram, ainda, que as descargas das fazendas de camarão no cenário 03 resultaram em uma maior carga de matéria orgânica, fósforo total e nitrogênio total no estuário, em comparação com os cenários 04 e 05, que possuem cargas totais anuais semelhantes. As concentrações dos parâmetros de qualidade impostas ao modelo foram iguais nos três cenários, sendo assim, a diferença se dá por conta dos perfis de despesca. Como o tempo de ciclo é variável no cenário 03, ocorrem mais despescas, ao contrário dos cenários 04 e 05 que possuem tempos de ciclo fixos para todas as fazendas, o

lançamento distribuído no cenário 03 resultou em um volume de efluentes lançado no estuário cerca de 20% maior do que nos demais cenários.

Ainda em relação ao tipo de lançamento, as diferenças no estuário entre as concentrações médias de nitrogênio total, fósforo total, OD, DBO e clorofila_a são inferiores a 2% quando se compara os três cenários, despescas restritas as marés de quadratura (cenário 05) e sizígia (cenário 04) e despesca aleatória (cenário 03), enquanto as concentrações máximas são praticamente iguais para os três cenários e em todas as seções do estuário. Em geral, as concentrações médias são menores nos cenários 05 e 04 do que na despesca aleatória (cenário 03). Como as diferenças são muito pequenas, não é possível afirmar que os lançamentos conjuntos na sizígia e quadratura reduzem os impactos da carcinicultura pelo estuário.

Analisando apenas os cenários 04 e 05, com descargas das fazendas somente na sizígia e na quadratura, os resultados do modelo mostram que as concentrações de nitrogênio total, fósforo total, OD, DBO e clorofila_a apresentam comportamentos similares em todo o domínio. As diferenças entre as concentrações médias anuais para todas as estações foram menores do que 1%, com a maré de sizígia apresentando melhores condições de dispersão.

Estes resultados contrastam com os resultados obtidos por Cardoso-Mohedano et al. (2016b), que relataram que as concentrações máximas de nutrientes dissolvidos em lançamentos na sizígia até 10% maiores do que na quadratura. Entretanto, o modelo utilizado por Cardoso-Mohedano et al. (2016b) contempla a variação das concentrações dos parâmetros ao longo da despesca e indica que as máximas concentrações ocorrem ao fim da despesca de 5 dias, quando as condições de maré praticamente se revertem. Sendo assim, uma despesca iniciada na sizígia termina quando a máxima dispersão ocorre (maré de sizígia), fazendo que as concentrações de nutrientes sejam menores do que no cenário inverso.

Em termos sazonais, os resultados indicam variação entre o período seco e o período chuvoso, com concentrações maiores de fósforo total, nitrogênio total, clorofila_a e DBO e menor concentração de OD no período chuvoso (maio). Este efeito se atenua ao longo do estuário e próximo à boca não são observadas variações importantes, apresentando comportamentos semelhantes nos dois períodos. Os perfis longitudinais indicam que as menores concentrações de nutrientes e matéria orgânica
se dão na região mais interna do estuário, havendo um aumento significativo a partir da confluência com o rio Potengi, com decréscimo até a boca do estuário.

6.6. Mapas de persistência de oxigênio dissolvido e fósforo total

Outro resultado possível é determinar, para cada ponto do domínio, o percentual de tempo em que determinado parâmetro fica acima/abaixo dos limites estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005. Os valores usados para determinar a permanência das concentrações são os estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, para águas salobras classe 1. As figuras 6.46 a 6.51 mostram a probabilidade de ocorrência de concentrações de OD menor que 5.0mg/L e concentrações de fósforo total maior que 0.124mg/L, para os cenários 01, 02 e 03, durante o ano simulado

O primeiro ponto a se notar é que as concentrações no estuário são pouco sensíveis às cargas das fazendas de carcinicultura e as suas variações. Isto é razoável, na medida em que as vazões dos viveiros são irrisórias em comparação com o prisma de maré presente no estuário. Desta forma, a qualidade da água do estuário é função da capacidade de troca entre o estuário e o oceano e terá pouca influência da qualidade de água dos viveiros que lançam os seus efluentes diretamente no estuário. Pode haver uma piora na qualidade da água nas imediações das saídas dos viveiros, porém tal piora será diluída e desprezível à medida que estas águas entram no canal principal do estuário.

Observa-se na figura 6.46 que a região próxima à entrada do estuário é a que apresenta menor probabilidade de ocorrência de depleção de OD abaixo dos valores limites indicados pela legislação, enquanto nas demais zonas a probabilidade de ocorrência é quase de 100%. Comparando com os mapas das figuras 6.47 e 6.48 percebe-se que o panorama só é diferente no cenário 01, quando somente as cargas dos rios são consideradas. Quando as outras cargas são aplicadas, o estuário deixa de ter capacidade de troca, comprometendo assim a sua qualidade.



241000 243000 245000 247000 249000 251000 253000 255000 257000 259000 261000 Figura 6.46 - Persistência de concentrações de OD < 5.0 mg/L, ao longo de um ano, para o cenário 03



Figura 6.47 - Persistência de concentrações de OD < 5.0 mg/L, ao longo de um ano, para o cenário 02



Os resultados para o fósforo total (figuras 6.49 a 6.51) mostram que a região entre o rio Jundiaí e o limite do município de Macaíba apresentam baixa ocorrência de concentrações de fósforo total maiores que 0.124mg/L, ao longo de um ano; nos cenários 02 e 03 os valores variam entre 30% e 50%.

Nas demais regiões do estuário, os valores são próximos de 100%, indicando que durante todo o ano, as concentrações de fosforo total são maiores que 0.124mg/L, com queda da ocorrência na região próxima à entrada do estuário. No mais, não foi observado diferenças significativas entre os cenários 02 e 03. No cenário 01, como acontece com a concentração de OD, a persistência para as concentrações de fósforo total serem maiores que 0.124mg/L cai significativamente.



Figura 6.49 - Persistência de concentrações de Fósforo Total >0.124mg/L, ao longo de um ano, para o cenário 03



Figura 6.50 - Persistência de concentrações de Fósforo Total >0.124mg/L, ao longo de um ano, para o cenário 02



6.7. Renovação das águas no estuário Potengi/Jundiaí

Os resultados de taxa de renovação e idade da água são apresentados na forma de mapas de isolinhas e gráficos com o objetivo de verificar a capacidade de renovação do estuário. As simulações consideraram que somente os rios e a fronteira aberta possuem capacidade de renovação (índice de renovação de 100% e idade da água zero) e trocam água com o estuário. Os mapas de taxa de renovação mostram os resultados para os períodos chuvoso (mês de maio) e seco (mês de novembro), enquanto o mapa de idade da água, que é um complemento para as análises de taxa de renovação, mostra o resultado ao final da simulação para o ao de 2009.

Os resultados obtidos para a taxa de renovação indicam diferenças entre os meses de maio e novembro, em função dos diferentes padrões meteorológicos e hidrológicos da região. No mês de maio (figura 6.52), período chuvoso e de ventos mais amenos, a taxa de renovação é mais alta ao longo de todo estuário, do que no mês de novembro (figura 6.53), caracterizado pela estiagem e por ventos mais intensos.



Figura 6.52 - Taxa de renovação da água no final do mês de maio



Figura 6.53 - Taxa de renovação da água no final do mês de novembro

Este padrão demonstra a relevância do aporte fluvial na renovação das águas do estuário em detrimento da ação dos ventos. Este não se mostrou relevante nos processos de troca e renovação das águas do estuário, padrão semelhante ao relatado por Figueirêdo (2007), que observou que o vento possui pouca influência na circulação hidrodinâmica do estuário Potengi/Jundiaí. Pode-se inferir que os efluentes lançados no período de chuvas exercem menor impacto sobre a qualidade da água do estuário.

O resultado da simulação da idade da água (figura 6.54) indicam idades mais elevadas nas seções intermediárias, entre as estações 02 e 04, condizente com as taxas de renovação, que são mais altas próximos a entrada dos rios e na boca do estuário. As baixas taxas de renovação e maior idade da água, associadas às baixas velocidades, promovem a retenção do efluente na região intermediária do estuário e nas regiões 'estranguladas'. Isso indica que as cargas provenientes dos viveiros de carcinicultura e das demais fontes são 'consumidas' nesta parcela do estuário, exacerbando uma maior importância dos termos relativos as reações cinéticas na acurácia das previsões das concentrações dos nutrientes, OD e DBO.



Figura 6.54 - Idade da água após um ano de simulação

As figuras 6.55 e 6.56 mostram as séries temporais da taxa de renovação de maio e novembro de 2009 para as estações E02, E04 e E06, representativas do fundo, meio e entrada do estuário. Na estação E02, o cenário de maio apresentou maior taxa de renovação devido à maior descarga fluvial do rio Jundiaí. A estação E04, embora tenha apresentado taxas de renovação máximas similares nos dois períodos, difere em relação às taxas de renovação mínimas, mais altas em maio, influenciadas pelas descargas fluviais, em especial do rio Potengi. A estação E06 apresentou comportamento similar nos dois períodos, influenciada principalmente pela renovação promovida pela ação da maré, com pouca influência das vazões fluviais.

Em resumo, observa-se a estabilização mais rápida das taxas de renovação no período seco e a ocorrência de grandes oscilações entre a preamar e a baixa-mar, com variações maiores no período seco. Na estação E04 a taxa de renovação chega a variar entre 25% e 75% no período seco, entre a baixa-mar e a preamar, respectivamente.



Figura 6.55 - Séries temporais da taxa de renovação nas estações E02, E04 e E06 representativa do período chuvoso (maio)



7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Neste trabalho foram apresentadas simulações da circulação hidrodinâmica e da qualidade da água no estuário Potengi/Jundiaí com o objetivo de analisar os efeitos dos efluentes da criação de camarão sob um corpo d'água costeiro, bem como as alterações provocadas por diferentes perfis de despesca.

Ressalta-se que os resultados aqui apresentados não devem ser considerados em termos quantitativos, tendo em vista as inúmeras aproximações feitas neste trabalho, que incluem utilização de dados médios e estimados a partir de parâmetros obtidos na literatura.

Entretanto, os cenários de modelagem, ao longo de um ano de duração, possibilitaram análises sob diferentes combinações de situações meteorológicas, oceanográficas e de qualidade da água, além de englobar lançamentos de efluentes da carcinicultura ao longo de todo o domínio de modelagem. Dessa forma, acreditase que a análise qualitativa comparativa entre os cenários e estações é perfeitamente plausível.

A estratégia de lançamento aleatório, distribuído ao longo do ano não resultou em diferença representativa em comparação com os lançamentos concentrados na sizígia e quadratura. Todavia, este resultado não inviabiliza o modelo de geração de despescas, tendo em vista que o modelo gera apenas as vazões e não a carga do efluente das fazendas de carcinicultura, que depende ainda das concentrações dos parâmetros analisados.

Embora o perfil de despescas aleatórias assemelhe-se ao perfil encontrado na literatura, isso não é suficiente para confirmar a eficiência da estratégia de geração de séries temporais de vazão de efluentes das fazendas de carcinicultura através da modelagem estocástica. A fim de se validar o modelo, novas modelagens devem ser executadas, em especial em locais com maior densidade de fazendas e com maior disponibilidade de dados de qualidade dos efluentes medidos. Dessa forma será possível efetuar a calibração do modelo de despesca em relação as medições do corpo d'água.

No que concerne aos lançamentos na baixa-mar no período de sizígia e na baixa-mar de quadratura, não foram verificados benefícios que justifiquem a restrição

dos lançamentos a algum destes períodos, estratégia apontada como benéfica por outros autores.

No aspecto local, embora a carcinicultura tenha efeito mais pronunciado na região de menor taxa de renovação, de maior idade da água e de menores velocidades, na região intermediária entre os rios Jundiaí e Potengi, os efeitos da atividade se mostraram pouco significativos nas demais regiões do estuário, que apresentaram menores níveis de oxigênio dissolvido e maiores concentrações de nutrientes. Neste sentido, é possível afirmar que as principais fontes de poluição do estuário são os lançamentos das estações de tratamento de efluentes domésticos e industriais.

Em termos gerais, os efeitos locais da carcinicultura tendem a ser mais nocivos no período seco, quando a temperatura da água é maior e a concentração de oxigênio dissolvido é menor, podendo causar eventos de hipóxia, principalmente nas regiões de menor circulação hidrodinâmica.

Em futuros trabalhos recomenda-se a revisão da batimetria e dos contornos do domínio frente a possíveis modificações no entorno do estuário ao longo da última década. Neste estudo as áreas que sofrem alagamento e secamento foram consideradas apenas como alagadas. Recomenda-se a inclusão dos efeitos de alagamento e secamento das áreas inclusas no domínio e em áreas laterais, não incluídas na malha, através da técnica de fronteiras permeáveis.

Os gráficos de evaporação e precipitação mostraram a relevância da evaporação na área de estudo, com valores médios acumulados anualmente superiores a precipitação. Desta forma, recomenda-se a inclusão de informações relativas à precipitação e evaporação na modelagem da circulação hidrodinâmica e verificar a relevância da evaporação no estuário Potengi/Jundiaí. Outra possibilidade de estudo é a propagação da maré ao longo do estuário.

As informações utilizadas na implementação dos modelos, em especial nas condições de contorno do modelo de qualidade, foram complementadas por dados estimados ou recomendados na literatura técnico-científica. Mesmo os dados obtidos em medições no ano simulado, foram 'interpolados' de maneira limitada, em virtude da restrição de dados, ou foram utilizados como constantes ao longo da simulação.

Para futuras aplicações, recomenda-se obter dados medidos ou de modelos globais, que contemplem as variações sazonais nas vazões e concentrações dos parâmetros simulados, visando o aprimoramento da modelagem e uma possível calibração e validação dos modelos.

As características do manejo dos viveiros utilizadas na modelagem das séries de despesca podem ser atualizadas, tendo em vista possíveis modificações na operação das fazendas na última década, embora o número de empreendimentos não tenha sofrido grandes modificações. Levantamentos de campo e entrevistas, podem ser feitos para caracterização dos perfis dos empreendimentos em cada região da área de estudo.

8. REFERÊNCIAS

ABBOT, M. B.; BASCO, D. R.. Computational Fluid Dynamics: An Introduction for Engineers. Longman Group, UK Limited, 1989.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. DE M.; SPAROVEK, G.. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p.711-728, 1 dez. 2013. Schweizerbart. http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507.

AMBROSE, Robert B., J.; WOOL, T. A.. **WASP8 Stream Transport - Model Theory and User's Guide:** Supplement to Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) User Documentation. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development, 2017.

ARANEDA, M.; HERNÁNDEZ, J.; DOMÍNGUEZ-MAY, R.; VELA, M. A.; GASCA-LEYVA, E.. Harvest time optimization considering the stocking density and heterogeneity of sizes in the culture of white shrimp in freshwater. **Aquaculture Economics & Management**, v. 22, n. 4, p.431-457, 23 abr. 2018. Informa UK Limited. http://dx.doi.org/10.1080/13657305.2018.1431331.

ARIAS, R. DE A.. **Carcinicultura**. Curitiba: e-Tec Brasil, Escola Técnica do Brasil, 2011.

ASCHENBROICH, A.; MARCHAND, C.; NATHALIEMOLNAR; DEBORDE, J.; HUBAS, C.; RYBARCZYK, H.; MEZIANE, T.. Spatio-temporal variations in the composition of organic matter in surface sediments of a mangrove receiving shrimp farm effluents (New Caledonia). **Science of The Total Environment**, v. 512-513, p.296-307, abr. 2015. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.082.

BARBOSA, S. M. de S.. Análise histórica e morfológica do estuário do rio Potengi
e litoral adjacente da região de Natal – RN. Dissertação (PhD), Universidade
Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 1983.

BARRAZA-GUARDADO, R. H.; ARREOLA-LIZÁRRAGA, J. A.; LÓPEZ-TORRE, M. A.; CASILLAS-HERNÁNDEZ, R.; MIRANDA-BAEZA, A.; MAGALLÓN-BARRAJAS, F.; IBARRA-GÁMEZ, C.. Effluents of Shrimp Farms and Its Influence on the Coastal Ecosystems of Bahía de Kino, Mexico. **The Scientific World Journal**, v. 2013, p.1-8, 2013. Hindawi Limited. http://dx.doi.org/10.1155/2013/306370.

BONINI, R. S.. Carcinicultura - problemas de saneamento que podem desestabilizar a atividade: estudo de caso no Rio Grande do Norte. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

BOSKI, T.; BEZERRA, F. H. R.; FÁTIMA, L. DE; SOUZA, A. M.; MAIA, R. P.; LIMA-FILHO, F. P.. Sea-level rise since 8.2ka recorded in the sediments of the Potengi– Jundiai Estuary, NE Brasil. **Marine Geology**, v. 365, p.1-13, jul. 2015. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.margeo.2015.04.003.

BRAATEN, R. O.; FLAHERTY, M. Hydrology of inland brackishwater shrimp ponds in Chachoengsao, Thailand. **Aquacultural Engineering**, v. 23, n. 4, p.295-313, out. 2000. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/s0144-8609(00)00059-5.

BRASIL, Resolução CONAMA n°357, de 17 de março de 2005. Classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como condições e padrões de lançamento de efluentes. Publicada no DOU nº 053, de 18/03/2005, pág. 58-63.

BUI, T. D.; LUONG-VAN, J.; MAIER, S. W.; AUSTIN, C. M. Assessment and monitoring of nutrient loading in the sediments of tidal creeks receiving shrimp farm effluent in Quang Ninh, Vietnam. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 10, p.8715-8731, 26 abr. 2013. Springer Nature. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-013-3207-2.

CAERN - Companhia de águas e esgoto do estado do Rio Grande do Norte. Elaboração do estudo preliminar de avaliação da capacidade de suporte do estuário do rio Potengi - Relatório Final. Natal:2006.

CAERN - Companhia de águas e esgoto do estado do Rio Grande do Norte. Complementação do estudo ambiental para a implantação da estação de tratamento de esgotos para as bacias E, F, K (Natal) na área da fazenda carnaubinha situada em São Gonçalo do Amarante/RN - Relatório Final. Natal: 2007.

CARDOSO-MOHEDANO, J. G.; BERNARDELLO, R.; SANCHEZ-CABEZA, J. A.; MOLINO-MINERO-RE, E.; RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C.; CRUZADO, A.. Accumulation of conservative substances in a sub-tropical coastal lagoon. **Estuarine, Coastal and** **Shelf Science**, v. 164, p.1-9, out. 2015. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2015.06.022.

CARDOSO-MOHEDANO, J. G.; BERNARDELLO, R.; SANCHEZ-CABEZA, J. A.; PÁEZ-OSUNA, F.; RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C.; MOLINO-MINERO-RE, E.; CRUZADO, A.. Reducing nutrient impacts from shrimp effluents in a subtropical coastal lagoon. **Science of The Total Environment**, v. 571, p.388-397, nov. 2016a. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.140.

CARDOSO-MOHEDANO, J. G.; PÁEZ-OSUNA, F.; AMEZCUA-MARTÍNEZ, F.; RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C.; RAMÍREZ-RESÉNDIZ, G.; SANCHEZ-CABEZA, J. A.. Combined environmental stress from shrimp farm and dredging releases in a subtropical coastal lagoon (SE Gulf of California). **Marine Pollution Bulletin**, v. 104, n. 1-2, p.83-91, mar. 2016b. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.008.

CARDOSO-MOHEDANO, J. G.; LIMA-REGO, J.; SANCHEZ-CABEZA, J. A.; RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C.; CANALES-DELGADILLO, J.; SÁNCHEZ-FLORES, E. I.; PÁEZ-OSUNA, F.. Sub-tropical coastal lagoon salinization associated to shrimp ponds effluents. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 203, p.72-79, abr. 2018. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2018.01.022.

COLE, T.,; WELLS, S. A. (Org.). **CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional, Later- ally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 4.1:** User Manual. Portland State University, 2018.

COSTA, E. C. T. de A. Diagnóstico ambiental das águas do estuário Jundiaí-Potengi pela determinação dos índices de qualidade da água e toxidez. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2008.

CUNHA, C. DE L. DA N.; SCUDELARI, A. C.; ROSMAN, P. C. C.. Using modelling techniques to assess sewage pollution in the Potengi River Estuary, Brazil. **Water and Society III**, v. 200, p. 237–248, 2015. http://dx.doi.org/10.2495/ws150201.

CUNHA, E. M. S. Caracterização e Planejamento Ambiental do Estuário Potengi. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Geociências, Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1982. CUNHA, E.M.S. Evolución Actual del Litoral de Natal/RN (Brasil) y sus Aplicaciones a la Gestión Integrada. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado em Ciências del Mar, Universitat de Barcelona, Barcelona, 2004.

CUNHA, M. C. DOS S.. **Contribuições da Engenharia Costeira para a Carcinicultura**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Oceânica, Departamento de Engenharia Naval e Oceânica, Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE), Rio de Janeiro, 2006

CUNHA, P. E. V. Caracterização dos meios de cultivo de viveiros de carcinicultura e da lagoa de disposição dos efluentes no Rio Grande do Norte: subsídios para proteção dos ecossistemas deste estudo. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

CUNHA, P. E. V. Aplicação Da Metodologia Para Estimativa Do Fator De Emissão – Nutrientes E Metais Pesados – Para Avaliar a Contribuição Dos Efluentes De Carcinicultura No Estuário Do Rio Potengi, Natal (RN). Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

DALAZEN, J. P. Modelagem numérica da renovação das águas no complexo estuarino de Paranaguá. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2017.

DAVIES, J.H.. **A Morphogenic Approach of World Shorelines**. Z. Geomorphology, 8:127-142. 1964

DAVID, G. S.; CARVALHO, E. D.; LEMOS, D.; SILVEIRA, A. N.; DALL'AGLIO-SOBRINHO, M.. Ecological carrying capacity for intensive tilapia (Oreochromis niloticus) cage aquaculture in a large hydroelectrical reservoir in Southeastern Brazil. **Aquacultural Engineering**, v. 66, p.30-40, maio 2015. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaeng.2015.02.003. DELTARES. Delft3D-FLOW: Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments. User Manual. Hydro-Morphodynamics. V. 3.15. 2019.

DHI, Danish Hydraulic Institute. **MIKE 21 & MIKE 3 Flow Model FM: MIKE ECO Lab Module.** Short Description. 2017b.

DHI, Danish Hydraulic Institute. **MIKE 21 & MIKE 3 Flow Model FM: Hydrodynamic Module.** Short Description. 2017a.

DYER, K. R. Estuaries: A Physical Introduction. 2. ed. Chichester: John Wiley & Sons, 1997.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA). FAO Fisheries and Aquaculture Department, Rome, 2016.

FERREIRA, N. C.; BONETTI, C.; SEIFFERT, W. Q.. Hydrological and Water Quality Indices as management tools in marine shrimp culture. **Aquaculture**, v. 318, n. 3-4, p.425-433, ago. 2011. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.05.045.

FIGUEIRÊDO, L. R. R. DE. Estudo da circulação hidrodinâmica do estuário do rio Potengi, Natal-RN. 2007. 0 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007.

FIGUEIRÊDO, M. C. B. DE; ARÁUJO, L. DE F. P.; ROSA, M. DE F.; MORAIS, L. DE F. S. DE; PAULINO, W. D.; GOMES, R. B. Impactos ambientais da carcinicultura de águas interiores. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 3, p.231-240, set. 2006. FapUNIFESP (SCIELO). http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522006000300006.

FRANZ, G. A. S.. **Desenvolvimento, aplicação e análise do modelo de qualidade da água e eutrofização do SisBaHiA.** Dissertação (Mestrado) - Curso de Pósgraduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

FRAZÃO, E. P.. Caracterização hidrodinâmica e morfo-sedimentar do estuário Potengi e áreas adjacentes: subsídios para o controle e recuperação ambiental no caso de derrames de hidrocarbonetos. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pósgraduação em Geodinâmica e Geofísica, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2003

FRAZÃO, E. P.; VITAL, H.. Hydrodynamic and Morpho-Sedimentary Characterization of the Potengi Estuary and Adjacent Areas (NE Brazil): Subsidies Towards Oil Spilling Environmental Control. **Journal of Coastal Research**, v. 2004, n. 39, p. 1446–1449, 2006.

FREITAS, D. M. DE; TAGLIANI, P. R. A.; BEACH, P.; BEACH, P.. Spatial Planning of Shrimp Farming in the Patos Lagoon Estuary (Southern Brazil): An Integrated Coastal Management Approach Spatial Planning of Shrimp Farming in the Patos Lagoon Estuary Approach. **Marine Pollution Bulletin**, n. 47, p. 136–140, 2015.

GABIOUX, M.; VINZON, S. B.; PAIVA, A. M.. Tidal propagation over fluid mud layers on the Amazon shelf. **Continental Shelf Research**, v. 25, n. 1, p.113-125, jan. 2005. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2004.09.001.

GARCIA, H. E.; LOCARNINI, R. A.; BOYER, T. P.; ANTONOV, J. I.; BARANOVA, O. K.; ZWENG, M. M.; JOHNSON, D. R.. World Ocean Atlas 2009 Volume 3: Dissolved Oxygen, Apparent Oxygen Utilization, and Oxygen Saturation. Washington, D.C: 2009.

GARRISON, T.. Essentials of Oceanography. In: 2a Edição ed. São Paulo: Cengage Learning, 2016. p. 480.

GOMES, F. DE C.; GODOY, J. M.; CARVALHO, Z. L. DE; SOUZA, E. M. DE; SILVA, J. I. R.; LOPES, R.. Tritium (3H) as a tracer for monitoring the dispersion of conservative radionuclides discharged by the Angra dos Reis nuclear power plants in the Piraquara de Fora Bay, Brazil. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 136, p.169-173, out. 2014. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.05.022.

GREEN, B.; WARD, G. H.. Ultimate biochemical oxygen demand in semi-intensively managed shrimp pond waters. **Aquaculture**, v. 319, n. 1-2, p.253-261, set. 2011. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.06.031.

GUSMAWATI, N. F.; ZHI, C.; SOULARD, B.; LEMONNIER, H.; SELMAOUI-FOLCHER, N.. Aquaculture Pond Precise Mapping in Perancak Estuary, Bali, Indonesia. **Journal of Coastal Research**, v. 75, n. 1, p.637-641, 3 mars. 2016. Coastal Education and Research Foundation. http://dx.doi.org/10.2112/si75-128.1. HERBECK, L. S.; UNGER, D.; WU, Y.; JENNERJAHN, T. C.. Effluent, nutrient and organic matter export from shrimp and fish ponds causing eutrophication in coastal and back-reef waters of NE Hainan, tropical China. **Continental Shelf Research**, v. 57, p.92-104, abr. 2013. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2012.05.006.

IDEMA - Instituto De Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente Do Rio Grande Do Norte. **4° Relatório Técnico - Monitoramento da qualidade das águas dos rios Jundiaí e Potengi-RN.** Natal: 2009a.

IDEMA - Instituto De Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente Do Rio Grande Do Norte. **5° Relatório Técnico - Monitoramento da qualidade das águas dos rios Jundiaí e Potengi-RN.** Natal: 2009b.

IDEMA - Instituto De Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente Do Rio Grande Do Norte. 6° Relatório Técnico - Monitoramento da qualidade das águas dos rios Jundiaí e Potengi-RN. Natal: 2010.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. Estações Convencionais. Estação Natal-RN. Disponível em: br/>http://www.inmet.gov.br//http://www.inmet.gov.br//http://www.inmet.gov.br//http://www.inmet.gov.br//http://www.inmet.gov.br//http://www.inmet.gov.br//http://www.inmet.gov.br//http://www.inmet.gov.br//http://www.inmet.gov.br//http://www.inmet.gov.br//http://www.inmet.gov.br//http://www.inmet.gov.br//http://www.br//http://www.br/

JACKSON, C.; PRESTON, N.; THOMPSON, P. J.; BURFORD, M. Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. **Aquaculture**, v. 218, n. 1-4, p.397-411, mar. 2003. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/s0044-8486(03)00014-0.

KÖPPEN, W. Das geographische system der klimate. In: KÖPPEN, W.; GEIGER, R. (Ed.). **Handbuch der klimatologie.** Berlin: Gebruder Borntraeger, 1936. v. 1, p. 1-44, part C.

KUMAR, M.; BOSKI, T.; LIMA-FILHO, F. P.; BEZERRA, F. H. R.; GONZALEZ-VILA, F. J.; GONZÁLEZ-PÉREZ, J. A.. Environmental changes recorded in the Holocene sedimentary infill of a tropical estuary. **Quaternary International**, v. 476, p.34-45, maio 2018. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.quaint.2018.03.006.

LACERDA, L. D. DE; VAISMAN, A. G.; MAIA, L. P.; RAMOS E SILVA, C. A.; SOARES CUNHA, E. M.. Relative importance of nitrogen and phosphorus emissions from shrimp farming and other anthropogenic sources for six estuaries along the NE Brazilian coast. **Aquaculture**, v. 253, n. 1-4, p.433-446, mar. 2006. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.09.005.

LAMEGO SIMÕES FILHO, F. F.; SOARES, A. D.; AGUIAR, A. DA S.; LAPA, C. M. F.; GUIMARÃES, A. C. F.. Advanced nuclear reactors and tritium impacts. Modeling the aquatic pathway. **Progress in Nuclear Energy**, v. 69, p.9-22, nov. 2013. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.pnucene.2013.02.002.

LANG, P.; PHAM, C.. **Systeme de Modelisation Telemac:** Hydrodynamique tridimensionnelle Logiciel. TELEMAC-3D. Version 7.1. Manuel de L'utilisateur. 2016.

LANG, P.; Desombre; J.; ATA, R.; Goeury, C.; Hervouet, J. M. Telemac Modelling System: TELEMAC-2D Software. Release 7.0. User Manual. 2014.

MA, Z.; SONG, X.; WAN, R.; GAO, L.. A modified water quality index for intensive shrimp ponds of Litopenaeus vannamei. **Ecological Indicators**, v. 24, p.287-293, jan. 2013. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.06.024.

MARA, B. D. D.; FELLOW, F.; MILLS, S. W.; ALABASTER, G. P.. Waste Stabilization Ponds: A Viable Alternative for Small Community Treatment Systems. **Water and Environment Journal**, v. 6, n. 3, p. 72–78, 1992.

MATEUS, M.; VIEIRA, R. DA S.; ALMEIDA, C.; SILVA, M.; REIS, F. ScoRE—A Simple Approach to Select a Water Quality Model. **Water**, v. 10, n. 12, p.1-24, 9 dez. 2018. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/w10121811.

MEDEIROS, M. L. DE. Estudo Multitemporal da Dinâmica Espacial do estuário
Potengi / RN, utilizando como base os dados de Sensoriamento
Remoto. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Geografia,
Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2009.

MIRANDA, L. B. DE; BÉRGAMO, A. L.; CASTRO, B. M. DE. Interactions of river discharge and tidal modulation in a tropical estuary, NE Brazil. **Ocean Dynamics**, v. 55, n. 5-6, p.430-440, 19 nov. 2005. Springer Nature. http://dx.doi.org/10.1007/s10236-005-0028-z.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. Geo Catálogo. Disponível em: http://geocatalogo.ibama.gov.br/. Acesso em: 15 de dezembro 2016.

MOHID - Water Modelling System. What is MOHID? Disponível em: ">http://www.mohid.com/>. Acesso em: 15 mar. 2019.

MOURA, W. K. DE A. Horticultura no baixo rio Doce, zona norte de Natal/RN: Avaliação da qualidade da água por meio de ensaios ecotoxicológicos. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2010.

NATH, S. S.; BOLTE, J. P.; ROSS, L. G.; AGUILAR-MANJARREZ, J.. Applications of geographical information systems (GIS) for spatial decision support in aquaculture. **Aquacultural Engineering**, v. 23, n. 1-3, p.233-278, set. 2000. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/s0144-8609(00)00051-0.

NICODEMO, S. C. T. E S. N.. **Diagnóstico ecotoxicológico dos efluentes lançados no complexo estuarino do Jundiaí/Potengi, Natal-RN.** Dissertação (Mestrado) -Curso de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2010.

NOBRE, L. F. D. O.. Mídia impressa e meio ambiente: um estudo da cobertura da mortandade de peixes no estuário do rio Potengi, Natal-RN. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2011.

PÁEZ-OSUNA, F.. The Environmental Impact of Shrimp Aquaculture: Causes, Effects, and Mitigating Alternatives. **Environmental Management**, v. 28, n. 1, p.131-140, 31 jan. 2001. Springer Nature. http://dx.doi.org/10.1007/s002670010212.

PROGRAMA ÁGUA AZUL. 2° relatório: Tomo I - Monitoramento da qualidade da água e do sedimento em estuários do RN no período de 05 a 27 de fevereiro de 2009. Natal: 2010.

PROGRAMA ÁGUA AZUL. 3° relatório: Tomo I - Monitoramento da qualidade das águas superficiais no período de abril a julho de 2009. Natal: 2009.

RAMOS E SILVA, C.A.; SILVA, A.P. DA; OLIVEIRA, S.R. DE. Concentration, stock and transport rate of heavy metals in a tropical red mangrove, Natal, Brazil. **Marine Chemistry**, v. 99, n. 1-4, p.2-11, mar. 2006. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.marchem.2005.09.010.

RAMOS E SILVA, C. A.; DÁVALOS, P. B.; SILVEIRA LOBO STERNBERG, L. DA; SOARES DE SOUZA, F. E.; CONSTANTINO SPYRIDES, M. H.; LUCIO, P. S.. The influence of shrimp farms organic waste management on chemical water quality. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 90, n. 1, p.55-60, nov. 2010. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2010.08.014. RAMOS E SILVA, C. A.; STERNBERG, L. DA S. L.; DÁVALOS, P. B.; SOUZA, F. E. S. DE. The impact of organic and intensive farming on the tropical estuary. **Ocean & Coastal Management**, v. 141, p.55-64, jun. 2017a. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.03.010.

RAMOS E SILVA, C. A.; FONSECA, E. M. DA; GROTTO, B. W.; SOUZA, F. E. S. DE; NETO, J. A. B.. Potentially mobile of heavy metals on the surface sediments in tropical hyper-saline and positive estuaries. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 89, n. 4, p.2597-2607, dez. 2017b. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201720170110.

REES, A. P.; WOODWARD, E. M. S.; JOINT, I.. Concentrations and uptake of nitrate and ammonium in the Atlantic Ocean between and. **Deep Sea Research Part Ii**: Topical Studies in Oceanography, v. 53, n. 14-16, p.1649-1665, jul. 2006. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2006.05.008.

RIBEIRO, A. A. Simulações da ação do vento e da dispersão de contaminantes no estuário do Rio Potengi/Brasil. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pósgraduação em Engenharia Sanitária, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2012.

RIBEIRO, L. F.; SOUZA, M. C. M. B. N. DE; BARROS, F.; HATJE, V. Desafios da impactos ambientais carcinicultura: aspectos legais, е alternativas mitigadoras. Revista de Gestão Costeira Integrada, v. 14, n. 3, p.365-383, set. 2014. Associacao Hidricos Portuguesa dos Recursos (APRH). http://dx.doi.org/10.5894/rgci453.

ROVERSI, F.. Análise da influência da atividade de carcinicultura sobre aspectos hidro-morfodinâmicos e de qualidade da água de corpos d'água costeiros: um estudo de caso no sistema lagunar de Guaraíras, RN. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Oceânica, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

SANTANA, A. M. F. DA C.. Modelagem numérica da dispersão de efluentes de carcinicultura no estuário do Rio Potengi - RN. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2017. SANTANA, A. M. F. DA C.; CUNHA, C. DE L. DA N.. Dispersão de efluentes de carcinicultura no estuário do rio Potengi-RN. **XX Simpósio Brasileiro De Recursos Hídricos**, 2017, Florianópolis. Florianópolis: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2017.

SCHWAB, D. J.; MORTON, J. A.. Estimation of Overlake Wind Speed from Overland Wind Speed: A Comparison of Three Methods. **Journal Of Great Lakes Research**, v. 10, n. 1, p.68-72, jan. 1984. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/s0380-1330(84)71808-9.

SONDA - Sistema de Organização Nacional de Dados Ambientais. Dados ambientais - Estação Natal. Disponível em: <sonda.ccst.inpe.br>. Acesso em: 2 abr. 2018.

SOUZA, F. E. S.; RAMOS E SILVA, C. A.. Ecological and economic valuation of the Potengi estuary mangrove wetlands (NE, Brazil) using ancillary spatial data. **Journal of Coastal Conservation**, v. 15, n. 1, p.195-206, 2011. Springer Nature. http://dx.doi.org/10.1007/s11852-010-0133-0.

SOUZA, I. S.; ARAUJO, G. S.; CRUZ, A. C. F.; FONSECA, T. G.; CAMARGO, J. B. D. A.; MEDEIROS, G. F.; ABESSA, D. M. S.. Using an integrated approach to assess the sediment quality of an estuary from the semi-arid coast of Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 104, n. 1-2, p.70-82, mar. 2016. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.009.

SPERLING, M. VON; NETO, C. O. DE A.; JÚNIOR, I. V.; FLORÊNCIO, L.. Impacto dos nutrientes do esgoto lançado em corpos de água. In: BASTOS, F. S.; SPERLING, M. VON (Eds.). Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. 1° edição. Rio de Janeiro: ABES, 2009. v. 2p. 26–51.

THOMAS, Y.; COURTIES, C.; HELWE, Y. EL; HERBLAND, A.; LEMONNIER, H.. Spatial and temporal extension of eutrophication associated with shrimp farm wastewater discharges in the New Caledonia lagoon. **Marine Pollution Bulletin**, v. 61, n. 7-12, p.387-398, 2010. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.005.

TORRES-VALDÉS, S.; ROUSSENOV, V. M.; SANDERS, R.; REYNOLDS, S.; PAN, X.; MATHER, R.; LANDOLFI, A.; WOLFF, G. A.; ACHTERBERG, E. P.; WILLIAMS, R. G.. Distribution of dissolved organic nutrients and their effect on export production over

the Atlantic Ocean. Global **Biogeochemical Cycles**, v. 23, n. 4, p. 1–16, 3 nov. 2009. American Geophysical Union (AGU). http://dx.doi.org/10.1029/2008gb003389.

TRENTO, A.; VINZÓN, S.. Experimental modelling of flocculation processes-the case of Paraiba do Sul Estuary. **International Journal Of Sediment Research**, v. 29, n. 3, p.378-390, set. 2014. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/s1001-6279(14)60052-4.

TROTT, L.; ALONGI, D.. The Impact of Shrimp Pond Effluent on Water Quality and Phytoplankton Biomass in a Tropical Mangrove Estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, n. 11, p.947-951, nov. 2000. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/s0025-326x(00)00035-7.

VINZON, S. B.; WINTERWERP, J. C.; NOGUEIRA, R.; BOER, G. J. DE. Mud deposit formation on the open coast of the larger Patos Lagoon–Cassino Beach system. **Continental Shelf Research**, v. 29, n. 3, p.572-588, mar. 2009. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2008.09.021.

YU, R.; LEUNG, P.. A Bayesian hierarchical model for modeling white shrimp (Litopenaeus vannamei) growth in a commercial shrimp farm. **Aquaculture**, v. 306, n. 1-4, p.205-210, ago. 2010. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2010.04.028.

YU, R.; LEUNG, P.; BIENFANG, P.. Modeling partial harvesting in intensive shrimp culture: A network-flow approach. **European Journal of Operational Research**, v. 193, n. 1, p.262-271, fev. 2009. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejor.2007.10.031.







Figura A.2 - Valores de salinidade obtidos pelo modelo no cenário 03 e os dados medidos nas estações E01, E03 e E05



Figura A.4 - Concentração de DBO do modelo no cenário 03 e os dados medidos nas estações E01, E03 e E05



Figura A.6 - Concentração de fósforo total do modelo no cenário 03 e os dados medidos nas estações E01, E03 e E05



Apêndice B - Evolução temporal dos parâmetros de qualidade da água para diferentes cenários nas estações E01, E03 e E05







Figura B.5 - Box plots das concentrações de DBO para os cenários simulados durante os meses de maio e novembro na estação E03



































8.15 - Box plots das concentrações de clorofila_a para os cenarios simulados durant meses de maio e novembro na estação E05