



ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DA ATIVIDADE DE CARCINICULTURA SOBRE
ASPECTOS HIDRO-MORFOLÓGICOS E DE QUALIDADE DA ÁGUA DE CORPOS
D'ÁGUA COSTEIROS: UM ESTUDO DE CASO NO SISTEMA LAGUNAR DE
GUARAÍRAS, RN

Fernando Roversi

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Oceânica, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Engenharia Oceânica.

Orientadores: Paulo Cesar Colonna Rosman
Ada Cristina Scudelari

Rio de Janeiro
Setembro de 2018

ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DA ATIVIDADE DE CARCINICULTURA SOBRE
ASPECTOS HIDRO-MORFOLÓGICOS E DE QUALIDADE DA ÁGUA DE CORPOS
D'ÁGUA COSTEIROS: UM ESTUDO DE CASO NO SISTEMA LAGUNAR DE
GUARAÍRAS, RN

Fernando Roversi

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ COIMBRA
DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE) DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS
NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM CIÊNCIAS EM
ENGENHARIA OCEÂNICA.

Examinada por:

Prof. Paulo Cesar Colonna Rosman, Ph.D.

Profa. Ada Cristina Scudelari, D.Sc.

Prof. Nelson Violante-Carvalho, Ph.D.

Prof. Isaac Volschan Junior, D.Sc.

Profa. Cynara de Lourdes da Nóbrega Cunha, D.Sc.

Prof. Otto Corrêa Rotunno Filho, Ph.D.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

SETEMBRO DE 2018

Roversi, Fernando

Análise da Influência da Atividade de Carcinicultura sobre Aspectos Hidro-Morfológicos e de Qualidade da Água de Corpos D'Água Costeiros: Um Estudo de Caso no Sistema Lagunar de Guaraíras, RN/ Fernando Roversi. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2018.

XVII, 127 p.: il.; 29,7 cm.

Orientadores: Paulo Cesar Colonna Rosman

Ada Cristina Scudelari

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Oceânica, 2018.

Referências Bibliográficas: p. 108-121.

1. Modelagem hidrodinâmica ambiental. 2. Sistema Lagunar de Guaraíras. 3. Carcinicultura marinha. I. Rosman, Paulo Cesar Colonna *et al.*. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Oceânica. III. Título.

*Dedico este trabalho à minha família,
especialmente aos meus pais,
Ariovaldo Roversi e Lucia Helena Momente Roversi.*

AGRADECIMENTOS

O desenvolvimento deste estudo contou com a contribuição e com o incentivo de inúmeros amigos, familiares, colegas de profissão e professores, aos quais sou eternamente grato pela confiança, e pelo apoio ao meu trabalho. Destaco aqui meus sinceros agradecimentos aos meus orientadores, Prof. Paulo C. C. Rosman (COPPE/UFRJ) e Profa. Ada C. Scudelari (PEC/UFRN); ao conselheiro, Prof. Claudio F. Neves (COPPE/UFRJ); aos membros da equipe do Laboratório de Geoprocessamento - GEOPRO/UFRN, Prof. Venerando Eustáquio Amaro e Profa. Maria de Fátima Alves de Matos; ao Prof. Barend van Maanen (Utrecht University); à Marise Cardoso dos Santos, Secretária da Área de Engenharia Costeira; e a todos os amigos da Costeira (Sala C-209) e da COPPE que tive contato ao longo destes últimos 4 anos. Inspirado em todos vocês, espero poder também colaborar com futuros projetos, e com o desenvolvimento de pessoas, assim como o fizeram ao longo deste meu percurso. Muito obrigado pelo apoio de cada um!

Agradeço também à CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, Fundação do Ministério da Educação (MEC) do Brasil, pela concessão da bolsa de Doutorado.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.)

ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DA ATIVIDADE DE CARCINICULTURA SOBRE ASPECTOS HIDRO-MORFOLÓGICOS E DE QUALIDADE DA ÁGUA DE CORPOS D'ÁGUA COSTEIROS: UM ESTUDO DE CASO NO SISTEMA LAGUNAR DE GUARAÍRAS, RN

Fernando Roversi

Setembro/2018

Orientadores: Paulo Cesar Colonna Rosman

Ada Cristina Scudelari

Programa: Engenharia Oceânica

Em regiões costeiras ocupadas por amplos agrupamentos de fazendas de aquicultura em viveiros escavados, a combinação de estratégias de manejo hídrico efetuadas isoladamente em cada unidade de cultivo pode provocar efeitos cumulativos sobre corpos d'água estuarinos, de difícil análise e prognóstico. Neste trabalho foi utilizado o modelo *Delft3D* para avaliar alterações em processos hidro-morfodinâmicos numa lagoa costeira hipotética. Posteriormente, foram desenvolvidos cenários de modelagem para a investigação de impactos no caso do Sistema Lagunar de Guaraíras - RN, incluindo também a modelagem de qualidade de água. A partir de um modelo OD-DBO, foi implementado um gerador estocástico de vazões de efluentes da carcinicultura, capaz de prover uma representação da dinâmica regional de cargas poluentes geradas durante a despesca do camarão. Dentre os resultados alcançados, destacam-se os seguintes pontos: i) estratégias de padronização do tamanho dos viveiros em diferentes proporções não implicam em alterações significativas no risco de depleção de Oxigênio Dissolvido no sistema; ii) reduções na periodicidade dos ciclos produtivos degradam os padrões de qualidade de água das lagoas; iii) a longo prazo, a captação de água das lagoas pela atividade de carcinicultura implica no aumento da importação de sedimentos para o sistema, porém sua influência sobre processos sedimentológicos é reduzida conforme a morfologia lagunar se aproxima de um estado de equilíbrio; iv) a operação de renovação da água das fazendas, se efetuada de forma sincronizada com a oscilação da maré, mostra-se capaz de alterar o estado natural de equilíbrio morfológico esperado do sistema.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D.Sc.)

ANALYSIS OF THE SHRIMP FARMING ACTIVITY INFLUENCE ON
HYDRO-MORPHOLOGICAL AND WATER QUALITY ASPECTS OF COASTAL
WATER BODIES: A CASE STUDY IN THE GUARAÍRAS LAGOON SYSTEM, RN

Fernando Roversi

September/2018

Advisors: Paulo Cesar Colonna Rosman

Ada Cristina Scudelari

Department: Ocean Engineering

In coastal regions occupied by large clusters of aquaculture farms operating with excavated ponds, the combination of water management strategies individually performed in each cultivation unit may generate cumulative effects on estuarine water bodies, which analysis and prediction become of difficult interpretation. In this study, *Delft3D* model was used to evaluate hydro-morphodynamic processes alterations in a hypothetical coastal lagoon. Further, modeling scenarios were implemented to investigate impacts in the Guaraíras Lagoon System case (RN, Brazil), including water quality modeling analysis. A stochastic generator of shrimp farming effluent discharges was developed, and coupled to a DO-BOD model, in order to represent the regional dynamics of pollutant loads produced during the shrimp harvesting in each pond. Among the results achieved in this work the following finds are highlighted: i) strategies to standardize pond size at different proportions do not expressively change the risk of Dissolved Oxygen depletion in the system; ii) reductions in the periodicity of culture cycles degrade lagoons water quality; iii) in the long term, estuarine water intake operations performed by shrimp farming activity increase sediment importation to the system, but the impact on sedimentological processes is reduced as the lagoon's morphology approaches an equilibrium state; iv) water exchange operations performed by aquaculture farms may change the expected natural morphological equilibrium state of an estuarine system, especially if carried out synchronously to the local tidal oscillation.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Considerações iniciais.....	1
1.2. Definição do problema	3
1.3. Objetivos	5
1.4. Estrutura geral do trabalho	7
CAPÍTULO 2 - A CARCINICULTURA.....	8
2.1. Visão geral da atividade	8
2.2. Panorama da carcinicultura no Brasil	9
2.3. Aspectos ambientais	11
2.4. Aspectos normativos	13
2.5. Construção e infraestrutura de fazendas de carcinicultura	14
2.6. Manejo e operação de viveiros.....	18
2.6.1. Gerenciamento hídrico nas fazendas de carcinicultura.....	20
CAPÍTULO 3 - O SISTEMA LAGUNAR DE GUARAÍRAS.....	22
3.1. Localização e caracterização ambiental do sistema	22
3.2. Evolução morfológica do sistema e o desenvolvimento da carcinicultura local. 29	
3.2.1. Histórico por sensoriamento remoto	33
3.3. Estabilidade hidrossedimentológica da embocadura da Laguna de Guaraíras. 36	
CAPÍTULO 4 - METODOLOGIA	40
4.1. Modelo numérico.....	42
4.2. Modelagem hidro-morfodinâmica de uma lagoa costeira hipotética	44
4.2.1. Cenário de referência	45
4.2.2. Cenários de operação da atividade de carcinicultura.....	46
4.3. Modelagem numérica do Sistema Lagunar de Guaraíras.....	49
4.3.1. Modelagem hidrodinâmica.....	49
4.3.2. Verificação do modelo hidrodinâmico	54
4.3.3. Modelagem morfodinâmica.....	57
4.3.4. Modelagem de qualidade de água.....	60

4.3.5. Modelagem de séries temporais de vazão de despesca.....	64
CAPÍTULO 5 - RESULTADOS E DISCUSSÕES	69
5.1. Modelagem hidro-morfodinâmica	69
5.1.1. Lagoa costeira hipotética	69
5.1.2. Sistema Lagunar de Guaraíras	80
5.2. Modelagem da qualidade da água do Sistema Lagunar de Guaraíras	92
5.2.1. Análise da depleção de Oxigênio Dissolvido.....	95
5.2.2. Idade da água do sistema.....	101
CAPÍTULO 6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	103
6.1. Conclusões	103
6.2. Recomendações	106
REFERÊNCIAS	108
APÊNDICE A.....	122

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Histórico da produção mundial dos setores de pesca extrativa e de aquicultura, de 1950 a 2016 (FAO, 2018). 1
- Figura 2 – Imagens aéreas de agrupamentos de fazendas de aquicultura em tanques escavados. a) Fazendas de carcinicultura na Ilha de Phú Thành, Vietnam – Foto: Luc Forsyth e Gareth Bright, via drone (www.thediplomat.com); b) Fazendas de ostreicultura (criação de ostras) no Estuário do Rio Seudre, França – Foto: Corbis (www.mashable.com). 2
- Figura 3 – Extensas regiões costeiras ocupadas por fazendas de aquicultura - alguns exemplos ao redor do mundo. Imagens adquiridas pelo satélite Landsat 8 OLI no ano de 2016. Composições coloridas: R7G4B1..... 3
- Figura 4 – Uso e ocupação do solo no entorno do Sistema Lagunar de Guaraíras. Mapa desenvolvido a partir de imagem do satélite Rapideye, adquirida no ano de 2011. Resolução espacial: 6,5 m. Recorte da APA Bonfim-Guaráira, adaptado de: IDEMA (2014). 5
- Figura 5 – Imagem do Sistema Lagunar de Guaraíras obtida pelo satélite Sentinel-1, European Space Agency (www.esa.int). Dados SAR (Radar de Abertura Sintética) Banda-C, polarização VH. Resolução espacial: 10 m. Média temporal com cenas de 2016 a 2017 (40 cenas). Processamento através da plataforma Google Earth Engine (www.earthengine.google.com). 6
- Figura 6 – Algumas das principais espécies de camarão cultivadas em cativeiro no mundo: a) kuruma shrimp (*Marsupenaeus japonicus*), b) camarão-branco-do-pacífico (*Litopenaeus vannamei*) e c) camarão-tigre-gigante (*Penaeus monodon*). Fontes: a) Shrimp News International (www.shrimpnews.com); b) e c) Grupo Integrado de Aquicultura e Estudos Ambientais (www.gia.org.br)..... 9
- Figura 7 – Diferentes estruturas para cultivo do camarão: a) Gaiolas flutuantes (LOMBARDI, 2008); b) Tanques berçários em galpão fechado (NUNES, 2002a); c) Viveiro escavado (foto do próprio autor). 15
- Figura 8 – a) Layout típico de uma fazenda de aquicultura marinha semi-intensiva, com uma tomada d'água, um canal central para abastecimento e dois canais de drenagem para descarte dos efluentes de doze viveiros. Exemplo adaptado de: FAST e LESTER (1992). b) Vista aérea de uma fazenda em Nicarágua, onde a tomada d'água é executada através de uma bomba hidráulica flutuante operando dentro do estuário adjacente ao empreendimento. Fonte: ETEC S.A. Consultancy Services (www.etecsa.com). 16
- Figura 9 – Exemplo de bomba hidráulica utilizada numa fazenda de aquicultura marinha em Choluteca, Honduras. O empreendimento tem capacidade total de bombeamento superior a 263 m³/s. Fonte: ETEC S.A. Consultancy Services (www.etecsa.com). 17
- Figura 10 – a) Comporta utilizada para esvaziamento de um viveiro de engorda e b) canal de drenagem para descarte de efluentes (fotos do próprio autor)..... 17

Figura 11 – Tanque tipo raceway, coberto com estufa e impermeabilizado com geomembrana. Unidade utilizada como etapa prévia à engorda. Viveiro escavado utilizado para engorda do camarão pode ser visto ao fundo na foto esquerda (fotos do próprio autor).....	18
Figura 12 – a) Aerador mecânico de pás operando num viveiro coberto com estufa. Na parte inferior observa-se um caiaque utilizado para arraçamento do viveiro. b) “Submarino”: tanque utilizado para transporte de pós-larvas, dos berçários até os viveiros de engorda. (fotos do próprio autor).....	20
Figura 13 – Localização do Sistema Lagunar de Guaraíras, entre os municípios de Tibau do Sul, Arês, Goianinha, Senador Georgino Avelino e Nísia Floresta (RN). A linha tracejada representa o curso do Rio Camurupim, por onde as águas do sistema escoavam em direção ao mar, anteriormente à abertura do canal junto ao Município de Tibau do Sul em 1924. Imagem Landsat 5 TM, adquirida em 06 de setembro de 2010 num instante de baixa-mar. Composição colorida R3G2B1 (cor natural).	23
Figura 14 – (a) Bacias hidrográficas afluentes ao Sistema Lagunar de Guaraíras. (b) Normais climatológicas mensais de precipitação e de evaporação para a Estação Meteorológica de Natal (INMET, 1992). Nota-se que, em média, a evaporação supera a precipitação, de agosto até fevereiro, com um déficit anual médio de 703,1 mm. Período: 1961-1990.	24
Figura 15 – (a) Histograma direcional de ventos para o ano de 2017 - convenção náutica. (b) Série vetorial de ventos representativos dos meses de janeiro (esquerda) e de julho (direita) de 2017 – convenção Cartesiana. A direção das setas indica a direção do vento, o tamanho das setas e padrão de cores do fundo são proporcionais ao módulo da velocidade. Fonte dos dados: ERA-Interim, ECMWF - European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (www.ecmwf.int).	25
Figura 16 – Bancos de areia, deltas, planícies e canais de maré observados na Laguna de Guaraíras durante a baixa-mar. Ortofotos, resolução espacial: 2,0 m (SETUR/SIN, 2006).	26
Figura 17 – Série temporal de maré gerada a partir de constantes harmônicas da FEMAR - Fundação de Estudos do Mar (fundacaofemar.org.br), para o mês de janeiro de 2018. Estação Tibau do Sul, localizada junto ao quebra-mar da Laguna de Guaraíras (Figura 34). Tabela de constantes harmônicas apresentada na Figura 35.	27
Figura 18 – Vista aérea e em detalhe da margem sul da embocadura. Na foto (a) pode-se observar o quebra-mar, formado por um cordão de arenito rochoso paralelo à linha de costa, também denominado “beach rock”; e na foto (b) as falésias, com traços pronunciados de um processo erosivo. Fontes: (a) Portal de Pipa - Fotos Aéreas (portaldepipa.com); (b) Foto tirada pelo próprio autor em 16/06/2016.....	27
Figura 19 – Mapa histórico do século XVII ilustrando a fisiografia do Sistema Lagunar de Guaraíras no passado. O contorno tracejado em vermelho indica a região da atual embocadura do sistema. Adaptado de: BIBLIOTECA NACIONAL (1650?).....	29

Figura 20 – Fazendas de criação de camarão instaladas ao redor da Lagoa de Nísia Floresta, nas proximidades da foz do Rio Trairi. Nessa região, a ocupação pela carcinicultura ampliou-se rapidamente no início dos anos 2000 (ver Figura 23). Fonte: IDEMA - Banco de imagens da APA Bonfim-Guaráira (idema.rn.gov.br).	32
Figura 21 – Fazendas de criação de camarão instaladas na margem sul da Laguna de Guaráiras, nas proximidades da foz do Rio Jacu. O entorno da foz do Rio Jacu é amplamente ocupado pela carcinicultura desde a década de 70 (WAINBERG, 1999). Fonte: IDEMA - Banco de imagens da APA Bonfim-Guaráira (idema.rn.gov.br).	32
Figura 22 – Evolução da morfologia da embocadura da Laguna de Guaráiras entre os anos de 1985 e 2016. Utilização de uma direção fixa como referência (linha tracejada) para análise temporal da alteração mais significativa na largura do canal.	34
Figura 23 – Evolução da ocupação pela atividade de carcinicultura no entorno do sistema Lagunar de Guaráiras entre os anos de 1985 e 2016.	35
Figura 24 – Áreas e perfis das seções transversais na embocadura da Laguna de Guaráiras. Dados extraídos do levantamento efetuado em 2004 (IDEMA, 2004). Perfis das Seções 6 e 7 não estão bem representados devido a insuficiente quantidade de pontos de levantados.	37
Figura 25 – Velocidade média máxima (V_{max}) em função da área da menor seção transversal (A_c). Nota-se que a área atual da menor seção transversal é inferior à área de equilíbrio, para ambos os valores de prisma de maré considerados, indicando uma tendência de erosão e aumento da seção atual.	38
Figura 26 – Diagrama de Escoffier - Comparação entre as curvas calculadas para o prisma de maré atual, com uma variação de amplitude de maré entre 0,5 e 1,0 m. Gráfico gerado pelo modelo analítico CEA - Channel Equilibrium Area, disponibilizado pelo US Army Corps of Engineers (cirp.usace.army.mil/products/).	39
Figura 27 – Fluxo metodológico.	41
Figura 28 – Domínio de modelagem para uma lagoa costeira idealizada. Grade computacional regular com 232x253 células de cálculo com resolução de 50 m. Pontos pretos indicam a posição de vazões de descarga e de captação prescritas no modelo.	46
Figura 29 – Séries temporais de vazão total geradas por diferentes alternativas de gerenciamento hídrico executado pelas fazendas de carcinicultura (linhas coloridas). Valores positivos de vazão indicam captação de água e valores negativos indicam descarte na lagoa (eixo-y do lado dir.). A linha cinza representa a curva de maré prescrita no modelo (valores de nível d'água apresentados no eixo-y do lado esq.).	48
Figura 30 – Imagem do Sistema Lagunar de Guaráiras obtida pelo satélite Sentinel-2, European Space Agency (www.esa.int), no dia 23/05/2017 às 09:43:21 (GMT-3). Resolução espacial: 10 m. Composição colorida: R12G8B2. Processamento através da plataforma Google Earth Engine (www.earthengine.google.com). Nível d'água estimado a partir de constantes harmônicas de maré: -0,7 m abaixo do nível médio do mar.	50

Figura 31 – Imagem do Sistema Lagunar de Guaraíras obtida pelo satélite Landsat 5 TM, USGS (<https://landsat.usgs.gov/>), no dia 06/09/2010 às 09:18:54 (GMT-3). Resolução espacial: 30 m. Composição colorida: R7G4B1. Processamento através da plataforma Google Earth Engine (www.earthengine.google.com). Nível d'água estimado a partir de constantes harmônicas de maré: -0,98 m abaixo do nível médio do mar. ... 51

Figura 32 – Grades numéricas aninhadas utilizadas na modelagem hidrodinâmica. Grade externa (preto) e sua fronteira aberta (verde) - prescrição de maré do modelo global. Grade interna (azul) e sua fronteira aberta (vermelho) - prescrição de nível d'água calculado pela grade externa. b) Detalhe da resolução das grades na proximidade da embocadura. Em a), ao fundo, apresenta-se também a Carta Náutica utilizada para geração da batimetria da grade externa. Modelo desenvolvido no Sistema de Coordenadas WGS84 UTM - Zona 25S..... 52

Figura 33 – Batimetria interpolada na grade interna do modelo. Setas na cor azul indicam a posição onde foram prescritas as vazões fluviais. 53

Figura 34 – Batimetria interpolada na grade externa do modelo a partir da Carta Náutica nº22.100 da DHN. Localização dos dados de vento utilizados como forçante hidrodinâmica, e dos dados de maré e correntes, utilizados para verificação dos resultados do modelo..... 53

Figura 35 – Constantes harmônicas da FEMAR, Estação Tibau do Sul - RN. 55

Figura 36 – Nível d'água calculado pelo modelo comparado com o nível d'água gerado a partir de constantes harmônicas da FEMAR. Série temporal referente ao mês de jan/2017 - horário GMT, extraída da grade interna do modelo no mesmo ponto da estação maregráfica (Figura 34). Raiz do erro quadrático médio (REQM) verificado em 1 mês de simulação: 9 cm, equivalente a 6% da altura média da maré local. 56

Figura 37 – Histogramas direcionais de correntes extraídas do modelo global HYCOM, a 8 m de profundidade, e de correntes médias na coluna d'água calculadas pelo modelo numérico, referente aos meses de janeiro e julho de 2017. Convenção vetorial. Série do modelo extraída da grade externa, na posição indicada no mapa da Figura 34..... 57

Figura 38 – Morfologias iniciais do Sistema Lagunar de Guaraíras definidas para os cenários de modelagem morfodinâmica M0 e M1 (a), e M2 (b). No mapa a) é apresentada a posição dos pontos de captação de água prescritos no modelo numérico para o Cenário M1. As vazões totais para cada região, apresentadas na Figura 36, foram distribuídas nos pontos de captação seguindo a mesma classificação de cores..... 59

Figura 39 – Vazões de captação proporcionais à ocupação pela atividade de carcinicultura considerada no modelo morfodinâmico. Série baseada no histórico da ocupação no entorno dos principais corpos d'água que constituem o Sistema Lagunar de Guaraíras, desde 1970 até 2016. A partir de 2016, as áreas foram mantidas com valores constantes. De 1924 (ano ruptura da barra da lagoa) até os primeiros registros para cada localidade, os dados foram interpolados linearmente. 59

Figura 40 – Posição dos pontos de lançamento de efluentes da carcinicultura prescritos no modelo numérico. Como exemplo, acima do mapa de localização apresenta-se uma visualização em detalhe de alguns dos canais de descarga de efluentes da região (imagens extraídas do Google Earth). A ocupação pela carcinicultura, classificada em laranja, refere-se ao mosaico “2013-2016”, apresentado na Figura 23.	62
Figura 41 – Áreas ocupadas por viveiros atribuídas a cada fonte de lançamento de efluentes. Somatório das áreas igual a 1.528,1 ha.	63
Figura 42 – Alguns exemplos da Distribuição Beta de probabilidades para diferentes valores dos parâmetros de forma α e β . Intervalo aplicado: $TC_{min} \leq x \leq TC_{max}$, onde: $TC_{min} = 0$ e $TC_{max} = 180$ dias.	65
Figura 43 – Distribuições Beta de probabilidades utilizadas. Curvas ajustadas em função do período médio de cultivo (TC_{med}) e do desvio padrão, $\sigma(TC)$	66
Figura 44 – a) Morfologia final do modelo e b) curva hipsométrica da lagoa costeira, obtidas a partir do Cenário de Referência.	70
Figura 45 – Evolução das relações entre os parâmetros morfológicos extraídos da lagoa costeira hipotética, ao longo da simulação do Cenário de Referência. A linha diagonal tracejada representa a relação de equilíbrio teórico, adaptada de Dronkers (1998). A escala de cores indica a evolução temporal da simulação.	71
Figura 46 – Morfologias finais obtidas a partir dos nove cenários de avaliação, considerando a combinação de diferentes estratégias de gerenciamento hídrico, com diferentes níveis de ocupação do sistema pela atividade de carcinicultura.	72
Figura 47 – Alterações no volume total de sedimentos armazenados a) na região costeira e b) no interior da lagoa, para cada cenário simulado. Valores indicados no eixo-y correspondem à diferença volumétrica em relação à batimetria inicial. No eixo-y ao lado direito do gráfico b) é indicada a alteração resultante na altura média do fundo da lagoa.	73
Figura 48 – Alterações nas a) áreas e nos b) volumes do estirâncio (linhas sólidas) e de canais de maré (linhas tracejadas), em relação à batimetria inicial.	75
Figura 49 – a) Curvas hipsométricas referentes às morfologias finais de cada cenário - linha tracejada representa a hipsometria da condição inicial (batimetria plana). b) Alterações efetivas na curva hipsométrica de cada cenário de avaliação em relação à hipsometria final do Cenário de Referência.	76
Figura 50 – Relações entre os parâmetros morfológicos extraídos ao final da simulação de cada cenário. A linha diagonal tracejada representa a relação de equilíbrio teórico, adaptada de Dronkers (1998). O ponto cinza no canto inferior direito indica a condição inicial, de onde todos os cenários partiram.	77
Figura 51 – Velocidades médias do escoamento através da seção transversal do canal de maré obtidas a partir da simulação do Cenário de Referência. Valores extraídos no início da simulação (esquerda), considerando a batimetria inicial prescrita (Figura 28), e no final da simulação (direita), após 100 anos de evolução morfológica (Figura 44a). 78	

Figura 52 – Mapas da diferença da tensão residual de cisalhamento no fundo, entre os cenários de avaliação - A100 (a), B100 (b) e C100 (c) - e o Cenário de Referência. Os valores residuais (N/m ²) foram calculados ao longo de um ciclo de maré para cada célula da grade do domínio computacional (vetores coloridos). As setas vazadas ilustram a variação global da intensidade e do sentido dominante da tensão residual, resultante de cada modo de gerenciamento hídrico investigado.	80
Figura 53 – Morfologia final da Laguna de Guaraíras, obtida a partir do Cenário M0, cenário de referência.	81
Figura 54 – Morfologia final da Laguna de Guaraíras obtida a partir do Cenário M1, considerando o histórico de ocupação pela atividade de carcinicultura.....	82
Figura 55 – Alteração na morfologia da Laguna de Guaraíras ao final do Cenário M1, considerando o histórico de ocupação pela atividade de carcinicultura. Valores de elevação (m) representam a diferença de altimetria do fundo do canal verificada entre os Cenários M1 e M0.....	83
Figura 56 – Morfologia final da Laguna de Guaraíras obtida a partir do Cenário M2, considerando a expansão hipotética da atividade e ocupação do interior do sistema, conforme ilustrado na Figura 38b.....	84
Figura 57 – Detalhe da alteração na morfologia da embocadura verificada ao final do Cenário M2, considerando a ocupação de 30% do espelho d'água do Sistema Lagunar de Guaraíras. Valores de elevação (m) representam a diferença de altimetria do fundo do canal verificada entre os Cenários M2 e M0.	85
Figura 58 – a) Curvas hipsométricas referentes às morfologias finais dos Cenários M0, M1 e M2 - linha tracejada representa a hipsometria da condição inicial (batimetria plana). b) Alterações efetivas nas curvas hipsométricas dos Cenários M1 e M2 em relação à hipsometria final do Cenário M0.	86
Figura 59 – Alteração no volume total de sedimentos armazenados no interior da lagoa, para os Cenários M0, M1 e M2. Valores indicados no eixo-y do lado esquerdo correspondem à diferença volumétrica (linha cheia) em relação à batimetria inicial. No eixo-y do lado direito é indicada a alteração resultante na altura média do fundo da lagoa (linha tracejada). Para os Cenários M0 e M1, as linhas cheias e tracejadas estão sobrepostas.	86
Figura 60 – Mapa da diferença da tensão residual de cisalhamento no fundo, entre o Cenário M1 e o Cenário M0, durante a condição morfológica inicial (batimetria plana).	88
Figura 61 – Mapa da diferença da tensão residual de cisalhamento no fundo, entre o Cenário M1 e o Cenário M0, durante a condição morfológica final, obtida a partir da simulação do cenário de referência (Figura 53).	89
Figura 62 – Mapa da diferença do transporte residual de sedimentos, entre o Cenário M1 e o Cenário M0, durante a condição morfológica inicial (batimetria plana).	90

Figura 63 – Mapa da diferença do transporte residual de sedimentos, entre o Cenário M1 e o Cenário M0, durante a condição morfológica final, obtida a partir da simulação do cenário de referência (Figura 52).....	91
Figura 64 – Comparação entre séries temporais de vazão de efluente da despesca, produzidos pela Fonte 6, utilizando diferentes valores de desvio padrão $\sigma(TC)$. A linha tracejada representa a vazão média produzida pela fonte - representação hipotética de lançamentos a partir de um valor constante. Condição inicial utilizada em todas as séries (linha vermelha): despesca simultânea de 97 viveiros com 2 ha e 1,2 m de profundidade cada. Outros parâmetros: período médio de cultivo (TC_{med}) igual a 60 dias; período de preparo dos viveiros (TP) igual a 10 dias; duração da despesca (TD) igual a 4 horas.	93
Figura 65 – Série temporal de vazão de efluente da despesca, gerada para a Fonte 1 ao longo de 10 ciclos de cultivo (cinza). Série anual inserida no modelo numérico (preto), extraída a partir do período da condição inicial (vermelho) somado ao período médio de cultivo (TC_{med}), de 60 dias no caso.	94
Figura 66 – Mapas de concentração de DBO em diferentes instantes da simulação. Resultados do Cenário E3T0A0.....	94
Figura 67 – Probabilidades de ocorrência de concentrações de OD < 5 mg/L no Sistema Lagunar de Guaraíras, para efluentes com diferentes características.....	98
Figura 68 – Probabilidades de ocorrência de concentrações de OD < 5 mg/L no Sistema Lagunar de Guaraíras, para diferentes dimensões dos viveiros.....	99
Figura 69 – Probabilidades de ocorrência de concentrações de OD < 5 mg/L no Sistema Lagunar de Guaraíras, para diferentes períodos médios de cultivo na região.....	100
Figura 70 – Mapas de idade da água do Sistema Lagunar de Guaraíras, para os meses de janeiro e julho de 2017. Valores representam a média temporal de resultados ao longo dos últimos 7 dias de simulação de cada mês.....	101

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Padrões de qualidade de água para efluentes gerados por fazendas de aquicultura em tanques escavados definidos pela Global Aquaculture Alliance (GAA, 2017).	14
Tabela 2 – Caracterização dos efluentes da carcinicultura utilizados na modelagem de qualidade de água.	63
Tabela 3 – Resumo das simulações computacionais de lançamento de efluentes da carcinicultura, em função de diferentes características de cultivo. Valores destacados em negrito diferenciam cada cenário. Concentrações de OD e DBO dos Efluentes 1, 2 e 3 são apresentadas na Tabela 2.....	68
Tabela 4 – Velocidades de pico durante a enchente e a vazante. Valores correspondem as velocidades médias através da seção transversal do canal de maré, durante as condições morfológicas inicial e final de cada simulação. A razão entre as velocidades de pico (enchente/vazante) fornece um indicativo da intensidade da dominância de enchente (> 1) ou de vazante (<1).....	79

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

1.1. Considerações iniciais

A aquicultura, ou criação de organismos aquáticos, representa uma importante atividade econômica na maioria das regiões costeiras ao redor do mundo, contribuindo de forma significativa para a produção de alimentos, para a geração de empregos e para o desenvolvimento da economia familiar, principalmente em comunidades rurais (BALUYUT, 1989). Atualmente, o cultivo em cativeiro de peixes, crustáceos e mariscos representa o setor de produção de alimento de origem animal com maior taxa de crescimento (FAO, 2012), e ainda estima-se que nas próximas décadas o setor deverá duplicar de tamanho para conseguir atender à demanda nutricional da crescente população global (BOSMA e VERDEGEM, 2011). Em 2013, a produção total da atividade de aquicultura, considerando o cultivo de microalgas e algas, superou a produção mundial da pesca extrativa. Em contrapartida, desde o final da década de 80, a atividade pesqueira encontra-se estabilizada (Figura 1) devido principalmente à sobrepesca nos oceanos, *i.e.*, à exploração excessiva dos recursos pesqueiros, em níveis superiores à capacidade de reposição dos estoques.

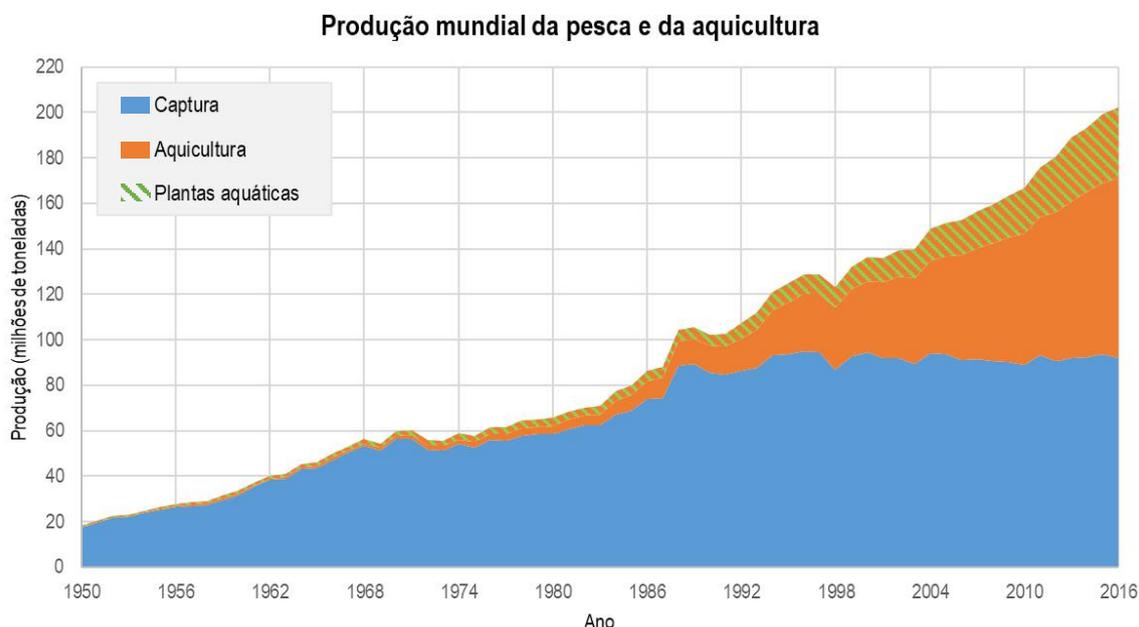


Figura 1 – Histórico da produção mundial dos setores de pesca extrativa e de aquicultura, de 1950 a 2016 (FAO, 2018).

Atrelada à ascensão da aquicultura, algumas áreas costeiras ao redor de estuários, baías e lagunas têm sido amplamente ocupadas por fazendas de cultivo em viveiros escavados (Figura 2 e Figura 3), utilizados principalmente na *carcinicultura*, *i.e.*,

na criação do camarão em cativeiro. Tais sistemas de produção geram grande pressão nos corpos d'água adjacentes aos empreendimentos, em função da grande demanda de água para abastecimento das fazendas e da geração de efluentes provenientes do meio de cultivo, geralmente com excesso de nutrientes e de matéria orgânica.



Figura 2 – Imagens aéreas de agrupamentos de fazendas de aquicultura em tanques escavados. a) Fazendas de carcinicultura na Ilha de Phú Thành, Vietnam – Foto: Luc Forsyth e Gareth Bright, via drone (www.thediplomat.com); b) Fazendas de ostreicultura (criação de ostras) no Estuário do Rio Seudre, França – Foto: Corbis (www.mashable.com).

Os impactos ambientais causados pela operação isolada de um único viveiro de cultivo podem ser considerados de baixa magnitude, se analisados na escala regional dos ecossistemas aquáticos em que estão instalados, entretanto os efeitos cumulativos gerados por grandes agrupamentos de fazendas aquícolas podem ser muito mais significativos. Na Figura 3, são apresentados alguns exemplos de áreas costeiras amplamente ocupadas pela atividade de aquicultura. Deve-se atentar à proporção das áreas ocupadas pelas fazendas em relação ao espelho d'água dos estuários adjacentes. Por exemplo, no caso a) *Rio das Pérolas, China*, a área total ocupada por viveiros é cerca de 7 vezes maior que a área superficial dos canais estuarinos.

Segundo WHITE *et al.* (2013), em diversas localidades, é comum a rápida expansão do setor seguida por uma severa crise, ou pelo seu completo declínio (*boom-and-bust*), devido ao foco excessivo no lucro, e aos baixos níveis de conhecimento e de investimentos pelos produtores, implicando em impactos socioeconômicos e ambientais na região. Em muitos casos, as estratégias de manejo utilizadas nos empreendimentos e o elevado índice de ocupação provocam problemas de poluição nos ecossistemas aquáticos adjacentes, e que podem impactar o próprio meio de cultivo (CHIEN, 1992; BIAO *et al.*, 2004; CUNHA, 2010; THOMAS *et al.*, 2010; TANCREDO *et al.*, 2011). Nessas situações, o desenvolvimento e a implementação de estratégias de mitigação de impactos gerados pelo setor são grandes desafios para o gerenciamento costeiro, devido ao elevado número de unidades em operação, à grande variabilidade de

estratégias de manejo do cultivo possíveis de serem empregadas, e à baixa capacidade dos produtores investirem em novas infraestruturas e adequações das fazendas.

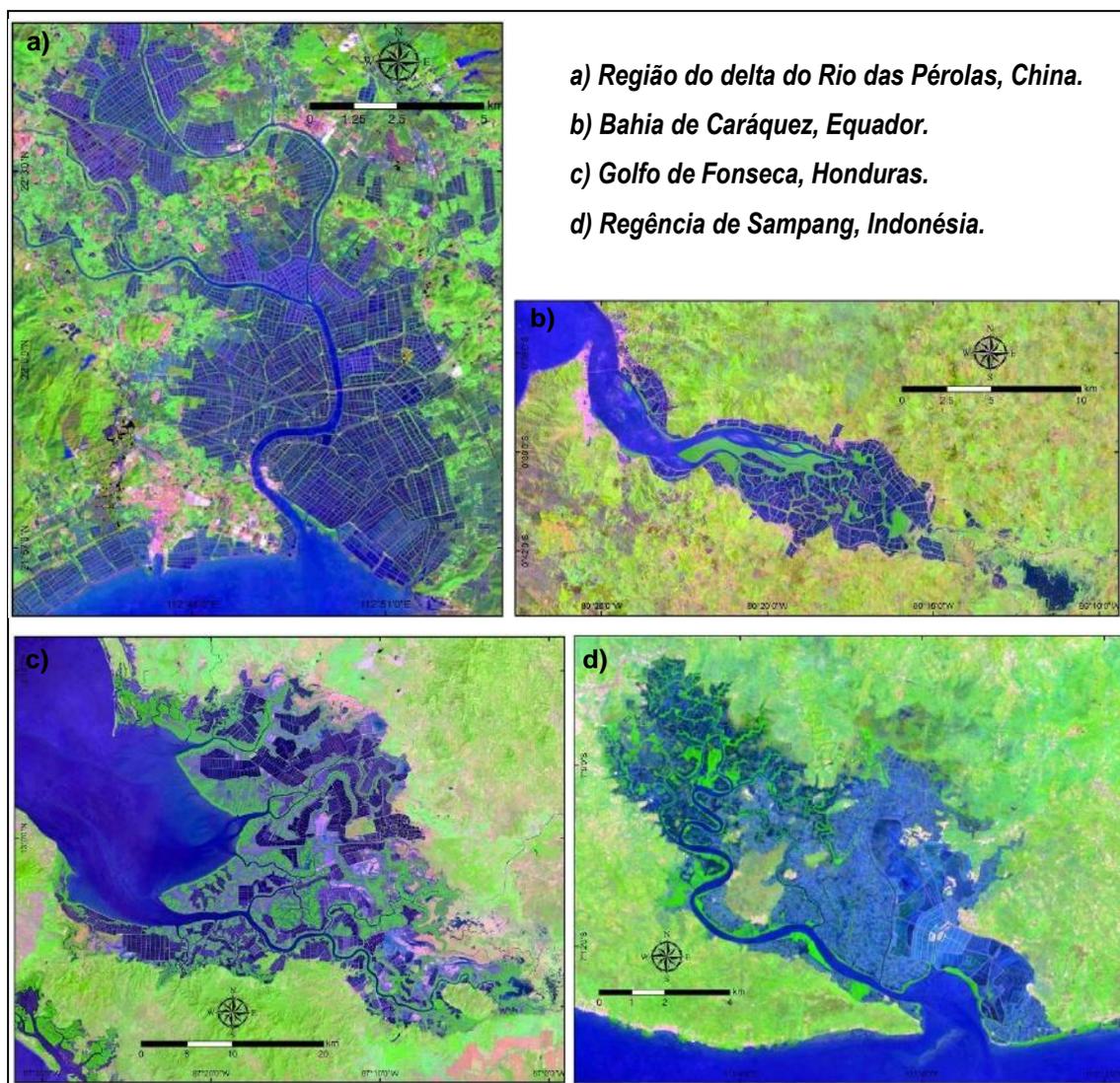


Figura 3 – Extensas regiões costeiras ocupadas por fazendas de aquicultura - alguns exemplos ao redor do mundo. Imagens adquiridas pelo satélite Landsat 8 OLI no ano de 2016. Composições coloridas: R7G4B1.

1.2. Definição do problema

Apesar de reconhecidos os potenciais efeitos adversos ao meio ambiente provocados pela atividade de carcinicultura - detalhes na Seção 2.3 - e das exigências e precauções previstas na legislação brasileira, especificamente na Resolução CONAMA nº312/2002, apenas uma pequena parcela do setor atende a requisitos básicos de controle ambiental. Segundo o levantamento realizado no ano de 2011 pela ABCC (2013), apenas 29% dos produtores brasileiros possuíam Licença Ambiental.

Além desta alarmante situação de caráter regulatório, verifica-se um baixo desenvolvimento técnico e científico para o subsídio de medidas de controle da poluição

nos ambientes costeiros. Estudos ambientais quantitativos, acerca do impacto gerado pela atividade de carcinicultura, geralmente consideram apenas a análise de empreendimentos isolados, sendo o efeito sinérgico gerado por grandes adensamentos de empreendimentos aquícolas um assunto ainda pouco difundido na literatura científica como um todo – detalhes no CAPÍTULO 4.

Em suma, é notável a necessidade de aprimoramento de técnicas para avaliação regional do impacto efetivo dessa atividade, visando prover subsídios mais adequados para os planos de gerenciamento costeiro e para o planejamento de novas ocupações por fazendas de aquicultura, buscando ainda, minimizar conflitos de uso da água e contribuir para o desenvolvimento sustentável da carcinicultura em ambientes estuarinos.

Dado esse panorama geral do problema, o Sistema Lagunar de Guaraíras (RN) foi selecionado como área de estudo para o desenvolvimento desta pesquisa, devido aos seguintes aspectos: i) sua localização e representatividade econômica perante a atividade de aquicultura nacional (localização na Figura 13); e ii) seu histórico de alterações morfológicas e ecológicas, concomitante ao expressivo desenvolvimento da carcinicultura local (ver Seção 3.2).

De acordo com o Mapa de Uso e Ocupação do Solo elaborado pelo IDEMA (2014), apresentado na Figura 4, atualmente a área total de viveiros de camarão instalados ao redor do Sistema Lagunar de Guaraíras é de 1.477,86 ha. Esse valor é equivalente a 85% do espelho d'água do sistema (que contabiliza 1.738,5 ha, considerando as lagoas e canais principais que as conectam), e a 98% da área ocupada por manguezais. Estima-se ainda que o volume total de água armazenado pelas fazendas seja equivalente a 70% do prisma de maré local (ver Seção 3.2.1).

Na Figura 5, apresenta-se uma visão alternativa da ocupação existente no entorno do Sistema Lagunar de Guaraíras a partir de imagens de radar de abertura sintética, realçando em preto a área superficial e o formato dos viveiros, assim como o espelho d'água do sistema, em contraste aos demais terrenos ao redor que se apresentam em tons mais claros (exceto pelas dunas junto à costa, que apresentaram sinal semelhante ao dos corpos d'água). As imagens de radar (Figura 5) destacam ainda algumas áreas ocupadas por viveiros no entorno do sistema que não são abrangidas pelo recorte da Área de Proteção Ambiental Bonfim-Guaraíra (Figura 4), e.g., nas proximidades do Município de Senador Georgino Avelino.

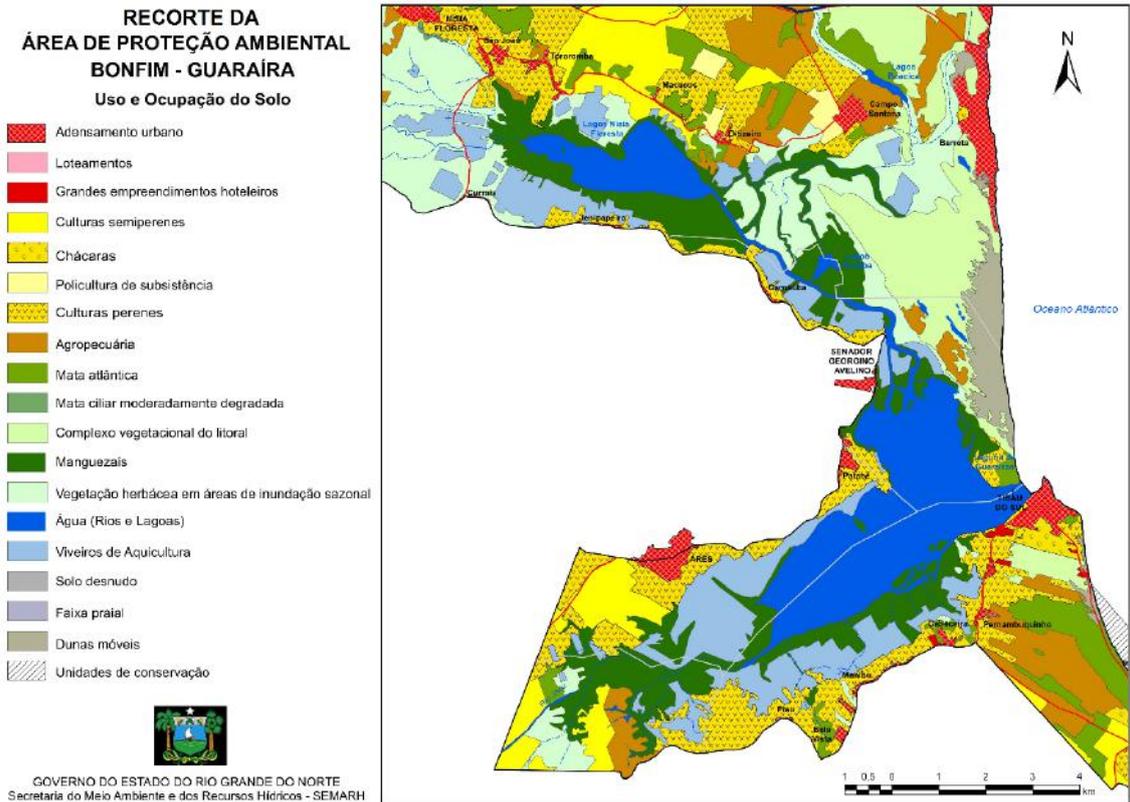


Figura 4 – Uso e ocupação do solo no entorno do Sistema Lagunar de Guaráiras. Mapa desenvolvido a partir de imagem do satélite Rapideye, adquirida no ano de 2011. Resolução espacial: 6,5 m. Recorte da APA Bonfim-Guaráira, adaptado de: IDEMA (2014).

Logo, considerando o volume significativo de água armazenado pela atividade instalada na região, e as diferentes possibilidades de manejo de viveiros e de gerenciamento hídrico utilizados no cultivo do camarão (ver Seção 2.6), acredita-se que a carcinicultura exerça influência sobre a dinâmica do Sistema Lagunar de Guaráiras em relação aos seguintes aspectos: i) modificação do prisma de maré e do comportamento hidrodinâmico das lagoas; ii) alterações em processos sedimentológicos e morfodinâmicos; e iii) mudanças em padrões de qualidade de água.

1.3. Objetivos

Este trabalho tem como objetivo principal: apresentar uma metodologia para avaliação de impactos em corpos d'água costeiros ocupados pela atividade de carcinicultura em viveiros escavados, que seja capaz de subsidiar o gerenciamento ambiental em zonas costeiras e auxiliar o desenvolvimento sustentável do setor aquícola.

Dado esse escopo geral do trabalho, os seguintes objetivos específicos são então propostos:

- investigar e qualificar alterações em processos físicos, hidro-morfodinâmicos e de qualidade de água, em ambientes estuarinos ocupados pela atividade de carcinicultura, utilizando técnicas de modelagem computacional;
- avaliar diferentes alternativas de gerenciamento hídrico e de manejo do cultivo, empregadas em empreendimentos aquícolas;
- desenvolver um estudo de caso no Sistema Lagunar de Guaraíras (RN), ilustrando a capacidade de aplicação da metodologia apresentada.



Figura 5 – Imagem do Sistema Lagunar de Guaraíras obtida pelo satélite Sentinel-1, European Space Agency (www.esa.int). Dados SAR (Radar de Abertura Sintética) Banda-C, polarização VH. Resolução espacial: 10 m. Média temporal com cenas de 2016 a 2017 (40 cenas). Processamento através da plataforma Google Earth Engine (www.earthengine.google.com).

1.4. Estrutura geral do trabalho

A seguir, são apresentadas as principais etapas implementadas para o alcance dos objetivos propostos:

- Etapa I. Levantamento de informações sobre a atividade de carcinicultura (CAPÍTULO 2)
- Etapa II. Caracterização do Sistema Lagunar de Guaraíras (CAPÍTULO 3)
- Etapa III. Modelagem hidro-morfodinâmica de um caso hipotético e testes preliminares de sensibilidade do modelo (Seções 4.2 e 5.1.1)
- Etapa IV. Desenvolvimento de um gerador estocástico de séries temporais de vazões de efluentes da carcinicultura (Seção 4.3.5 e Apêndice A)
- Etapa V. Estudo de caso: modelagem hidro-morfodinâmica e de qualidade de água do Sistema Lagunar de Guaraíras (Seções 4.3, 5.1.2 e 5.2)

CAPÍTULO 2

A CARCINICULTURA

Este capítulo apresenta uma síntese sobre a atividade de carcinicultura, sob a ótica da área de Engenharia Costeira e Ambiental, enfatizando as interações hidrodinâmicas entre as fazendas de cultivo em viveiros escavados e os corpos d'água estuarinos adjacentes. Inicialmente, apresenta-se um panorama global e nacional do setor, os aspectos ambientais inerentes à operação de fazendas aquícolas, e as principais regulamentações aplicáveis à atividade. Em seguida, descreve-se, em maior detalhe, a operação e a infraestrutura hidráulica das fazendas, as etapas de manejo do cultivo e as formas de gerenciamento hídrico dos viveiros.

2.1. Visão geral da atividade

A carcinicultura consiste na atividade econômica de reprodução e cultivo de camarões em cativeiro, tanto em águas salinas e salobras quanto em águas doces, visando o crescimento das espécies de interesse até determinado tamanho requerido para comercialização e consumo humano. Segundo TIDWELL (2012), os pioneiros no ramo foram os japoneses, desenvolvendo já no início da década de 30 as primeiras pesquisas sobre o cultivo da espécie *Penaeus japonicus* (atualmente conhecido como *Marsupenaeus japonicus* ou *kuruma shrimp* - Figura 6a) em grande escala. Após mais de 30 anos de pesquisas conduzidas pelo Dr. Motosaku Fujinaga, em meados da década de 60 diversas fazendas foram então construídas ao longo do Mar Interior de Seto no Japão, e começaram a operar em escala industrial aplicando os procedimentos desenvolvidos pelo pesquisador.

Nas Américas, a carcinicultura surgiu inicialmente no Equador e posteriormente nos Estados Unidos, ainda na década de 60. Na Ásia, após o Japão, Taiwan também se destacou como importante produtor, já no final dos anos 70. Em meados da década de 80, a modernização do setor havia se espalhado por diversos outros países, como: China, Indonésia, Filipinas, Malásia, Singapura e Tailândia (TIDWELL, 2012). O aperfeiçoamento das técnicas de cultivo, principalmente o desenvolvimento de laboratórios de produção de pós-larvas para abastecimento das fazendas, proporcionou um rápido avanço da carcinicultura até início dos anos 90, quando então surgiram severos problemas relacionados a doenças epidêmicas e à qualidade de água, reduzindo o crescimento do setor por alguns anos até uma posterior retomada, embasada em novos avanços no controle de doenças e em técnicas de recirculação e reuso da água (STICKNEY, 2000). De 2000 até 2016, a produção mundial de camarão

em cativeiro cresceu 456%, alcançando um total de 5,2 mil toneladas ao ano. Atualmente, 86% deste total é produzido por países asiáticos, e.g. China, Indonésia, Vietnã, Índia e Tailândia (em ordem de relevância), sendo 39% produzido somente pela China, maior produtor mundial (FAO, 2018).

Apesar de várias espécies terem sido utilizadas na carcinicultura, destacam-se duas principais espécies de camarão produzidas no mundo: o *Litopenaeus vannamei*, conhecido como camarão-de-patas-brancas ou camarão-branco-do-pacífico (Figura 6b), e o *Penaeus monodon*, conhecido como camarão-tigre-gigante (Figura 6c). Em 2016, essas espécies representaram 94% da produção mundial de camarão cultivado em cativeiro, sendo 80% deste mercado composto pelo *L. vannamei* (FAO, 2018). Segundo CUZON *et al.* (2004) e LU *et al.* (2017), o camarão-branco-do-pacífico é hoje a espécie dominante na carcinicultura devido a sua tolerância a uma ampla faixa de salinidade (0,5 a 40,0‰) e às altas taxa de crescimento e de sobrevivência, verificadas mesmo em cultivos com elevada densidade de estocagem.



Figura 6 – Algumas das principais espécies de camarão cultivadas em cativeiro no mundo: a) kuruma shrimp (*Marsupenaeus japonicus*), b) camarão-branco-do-pacífico (*Litopenaeus vannamei*) e c) camarão-tigre-gigante (*Penaeus monodon*). Fontes: a) Shrimp News International (www.shrimpnews.com); b) e c) Grupo Integrado de Aquicultura e Estudos Ambientais (www.gia.org.br).

2.2. Panorama da carcinicultura no Brasil

No Brasil, a produção de camarão em cativeiro está concentrada no litoral da Região Nordeste do país, em função da adaptabilidade das espécies cultivadas às condições climáticas e morfológicas existentes nessa região. No ano de 2011, a produção total da Região Nordeste representou 99,3% da produção nacional (ABCC, 2013), sendo o Rio Grande do Norte (RN) e o Ceará (CE) os principais Estados produtores de camarão. No ano de 2015, juntos produziram 65.000 t, equivalente a 86% da produção nacional naquele ano (ABCC, 2016a). Contudo, a carcinicultura brasileira está num patamar muito inferior ao dos grandes produtores. No ano de 2015, o Brasil produziu apenas 17% do total produzido pelo Equador, atualmente maior produtor das Américas, e 4% do total produzido pela China, maior produtor mundial (FAO, 2018).

A seguir é apresentado um breve *histórico do desenvolvimento da atividade de carcinicultura no Brasil* até os dias de hoje, baseado em informações apresentadas por ABCC (2017), NATORI *et al.* (2011), CUNHA (2006) e IBAMA (2005):

Década de 70: Criação do *Projeto Camarão*, no Estado do Rio Grande do Norte, visando estudar a viabilidade do cultivo do *Penaeus japonicus* em salinas desativadas da região Nordeste. Na mesma época, em Santa Catarina, são desenvolvidas pesquisas experimentais de reprodução, larvicultura e engorda de camarão, produzindo as primeiras pós-larvas em laboratório da América Latina.

Década de 80: A domesticação da espécie *Penaeus japonicus* fracassa, devido a alguns fatores, tais como: falta de plano abrangente de pesquisa, validações tecnológicas, ocorrência de chuvas intensas, dificuldade de adaptação da espécie às condições climáticas locais e instabilidade econômica no país. Alguns produtores optam então por espécies nativas, entretanto, a baixa produtividade e a pouca lucratividade dessas espécies provocam a desativação de diversas fazendas na região Nordeste e a reconversão às salinas.

Década de 90 até 2003: Novos projetos são criados para o desenvolvimento de tecnologias de cultivo para o desenvolvimento de espécies alternativas. O *Litopenaeus vannamei* destaca-se com maior adaptabilidade às condições climáticas brasileiras e com melhores resultados de produtividade. Os laboratórios nacionais passam a dominar as tecnologias relacionadas à reprodução e à produção de pós-larvas de *L. vannamei*. As fazendas de cultivo modernizaram-se, utilizando: equipamentos como aeradores e máquinas de despesca, rações de melhor qualidade, novas técnicas de manejo na alimentação e de manejo dos viveiros. Sistemas de beneficiamento desenvolvem-se, incluindo o processamento e o controle de qualidade. O setor cresce vigorosamente até 2003, quando a carcinicultura brasileira alcança seu índice histórico de produção: 90.190 t/ano - sendo cerca de 80% destinado ao mercado internacional - e 6º maior produtor mundial.

A partir de 2004: Inicia-se uma crise na carcinicultura brasileira e a produção nacional passa a diminuir drasticamente. Os principais fatores que implicaram na queda do setor estão relacionados a recorrentes surtos epidêmicos de enfermidades, como a Mionecrose Infecciosa (IMNV - *Infectious Myonecrosis Virus*) e o Vírus da Mancha Branca (WSSV - *White Spot Syndrome Virus*), e a circunstâncias econômicas desfavoráveis, como a aplicação da lei *antidumping* pelos Estados Unidos e a contínua desvalorização do real frente ao dólar americano. A perda da competitividade diante do mercado internacional implicou na redução quase que completa das exportações. De

2003 até 2015, a produção nacional caiu mais de 22%, sendo quase toda direcionada ao mercado interno. Para a convivência com as enfermidades agressivas, capazes de dizimar a produção toda numa região, o setor ainda aposta em alternativas tecnológicas, através de melhoramentos genéticos, construção de estufas, aprimoramento na utilização de berçários, desenvolvimento de dietas e melhorias no controle de parâmetros hidrobiológicos. Contudo, a carcinicultura brasileira ainda carece de investimentos, estudos, gestão e políticas adequadas para seu pleno desenvolvimento.

2.3. Aspectos ambientais

De um modo geral, a atividade de carcinicultura é vista por parte da sociedade e por grupos ambientalistas como uma atividade que oferece alto risco à conservação ambiental (BONINI, 2006). O camarão-de-patas-brancas e o camarão-tigre-gigante, espécies mais vendidas em supermercados mundo afora, estão na *Lista Vermelha* de animais marinhos, reportada pelo Greenpeace (www.greenpeace.org). Essa lista inclui espécies cujo cultivo está relacionado a práticas de produção não sustentáveis (GREENPEACE, 2008). Segundo a ONG internacional, os consumidores devem evitar o consumo dessas espécies de camarão, em função da degradação de ambientes costeiros e de conflitos sociais comumente associados à sua produção.

Conflitos de uso da água entre fazendas de carcinicultura, indústrias e a sociedade são recorrentes, e casos controversos envolvendo acusações e processos criminais contra produtores são encontrados na literatura, e.g., GUIMARÃES (2012). A seguir, é apresentada uma listagem de todos potenciais impactos adversos ao meio ambiente relacionados à atividade de carcinicultura, segundo o Banco Mundial (WORLD BANK, 1998):

- degradação da fauna e da flora local devido à supressão de vegetação;
- redução de funções ecossistêmicas pela ocupação indevida de áreas de manguezal, de apicuns, de planícies de inundação e de canais de maré;
- desequilíbrio ecológico por invasão de espécies exóticas;
- modificação socioeconômica de atividades locais;
- disseminação de doenças e parasitas;
- alterações na hidrodinâmica dos corpos hídricos no entorno, devido à captação e ao lançamento de água;
- redução da disponibilidade hídrica local devido ao uso da água;

- salinização de aquíferos e de terras férteis, devido à infiltração de água salina ou salobra após o enchimento de viveiros;
- degradação do solo e da água pela disposição inadequada de resíduos sólidos gerados, e.g., lodo gerado quando feito o tratamento do fundo do viveiro ou do efluente lançado;
- degradação da qualidade da água devido à carga de efluentes provenientes dos viveiros.

Uma das principais preocupações ambientais relaciona-se ao potencial impacto negativo na qualidade das águas costeiras provocado pelo lançamento de efluentes dos viveiros, principalmente no momento da despesca, *i.e.*, durante a retirada dos camarões cultivados do viveiro, quando estes alcançam o tamanho comercial almejado. De acordo com BOSMA e VERDEGEM (2011) e CUNHA (2004), o lançamento de efluentes da carcinicultura pode ocasionar: (i) a eutrofização do meio hídrico receptor, devido à presença de compostos de Nitrogênio e Fósforo no meio de cultivo; (ii) a depleção das concentrações de Oxigênio Dissolvido no corpo d'água, em função da decomposição da carga orgânica lançada (Carbono, principalmente); (iii) a contaminação química do sistema, devido à inclusão de pesticidas e antibióticos na água; e (iv) a disseminação de doenças, devido ao risco de ocorrência de agentes infecciosos.

Conforme descrito por CUNHA (2006) e CUNHA (2004), um viveiro de produção de camarão funciona como um ecossistema, e reproduz os mesmos processos físico-químicos ocorridos na natureza, porém em menor escala. Assim como qualquer outro ecossistema aquático, um viveiro pode apresentar desequilíbrio e alterações em parâmetros de qualidade de água, caso seja excedida sua capacidade de assimilação, decomposição e estabilização de matéria orgânica e nutrientes. Logo, as características do efluente gerado pela fazenda são fortemente influenciadas pelos insumos e técnicas de alimentação empregados, assim como, pelo tipo de sistema e intensidade do cultivo adotados. Segundo NUNES (2002b), no meio de cultivo comumente verifica-se a presença de *dejetos orgânicos* - constituídos por fezes dos animais, ração não consumida e fertilizantes; *matéria orgânica dissolvida* - gerada como subproduto da excreção dos animais; e *nutrientes* - derivados da ração não consumida, de fertilizantes empregados para estimular o crescimento de fitoplâncton e de metabólitos produzidos pelo camarão. Como boa prática de produção, é recomendável o tratamento do efluente antes do lançamento em corpos d'água naturais, entretanto,

na maioria dos casos os produtores não conseguem arcar com os custos necessários para instalação de sistemas de tratamento (EDWARDS, 2015).

2.4. Aspectos normativos

A Resolução CONAMA nº312/2002 exige a apresentação de Estudo de Impacto Ambiental (EIA) para o licenciamento ambiental de empreendimentos de carcinicultura em áreas costeiras no Brasil, de acordo com os seguintes critérios: (i) empreendimentos com área inundada maior que 50 ha (classificados como “grande porte”); (ii) empreendimentos com área inundada entre 10 ha e 50 ha (classificados como “médio porte”) quando potencialmente causadores de significativa degradação do meio ambiente; e (iii) empreendimentos localizados em áreas onde se verifique o efeito de adensamento, pela existência de empreendimentos cujos impactos afetem áreas comuns. Define-se ainda que empreendimentos com área menor ou igual a 10 ha (classificados como “pequeno porte”) poderão ser licenciados por meio de procedimento de licenciamento ambiental simplificado. De acordo com a ABCC (2013), até o ano de 2011, 71% dos produtores brasileiros não possuíam Licença Ambiental.

Entre outras exigências, o processo de licenciamento definido na Resolução CONAMA nº312/2002 estabelece que o empreendedor deve também apresentar: (i) um Plano de Controle Ambiental (PCA), incluindo a identificação e a avaliação de impactos que poderão ser causados pela atividade e suas respectivas medidas de controle e mitigação, *e.g.*, a adoção de bacias de sedimentação como etapa intermediária entre a circulação ou o deságue das águas servidas; e (ii) um Plano de Monitoramento Ambiental (PMA), detalhando um programa de controle de parâmetros de qualidade de água nas áreas de influência direta e indireta do empreendimento.

Define-se que as amostras de água devem ser coletadas com frequência mínima trimestral em estações situadas dentro dos viveiros, no local de bombeamento, no canal de drenagem, 100 m a montante e 100 m a jusante do ponto de lançamento de efluentes, e os seguintes parâmetros devem ser analisados: Material em Suspensão, Transparência, Temperatura, Salinidade, Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio, pH, Amônia, Nitrito, Nitrato, Fosfato, Silicato, Clorofila-a e Coliformes Totais, além da caracterização quali-quantitativa da comunidade planctônica. Os padrões de lançamento de efluentes das fazendas devem atender ao enquadramento do corpo d'água receptor, de acordo com a Resolução CONAMA nº357/2005. Segundo Cunha (2004), uma pesquisa de campo conduzida em 2003 revelou que 80% das fazendas de cultivo de camarão localizadas no Estado do Rio Grande do Norte não realizavam o monitoramento da qualidade de seus efluentes gerados.

Outras leis, decretos, medidas provisórias, portarias, instruções normativas e resoluções que de certa forma regulam, direta ou indiretamente, a atividade de carcinicultura dentro do território brasileiro são apresentadas de forma mais detalhada por CUNHA (2006).

A GAA (*Global Aquaculture Alliance*), uma organização internacional sem fins lucrativos dedicada ao desenvolvido sustentável da atividade de aquicultura, estabelece através do seu Programa de Certificação mundialmente reconhecido pelo setor, *BAP - Best Aquaculture Practices*, padrões mínimos de qualidade de água para os efluentes gerados por fazendas de aquicultura em tanques escavados (GAA, 2017). Os critérios definidos pela GAA diferenciam-se entre empreendimentos em fase inicial e empreendimentos com mais de cinco anos de certificação, conforme valores apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Padrões de qualidade de água para efluentes gerados por fazendas de aquicultura em tanques escavados definidos pela Global Aquaculture Alliance (GAA, 2017).

Parâmetro	Valor inicial	Meta após 5 anos
pH	6,0 - 9,5	6,0 - 9,0
Sólidos Totais em Suspensão (mg/L)	≤ 50,0	≤ 25,0
Fósforo Solúvel (mg/L)	≤ 0,5	≤ 0,3
Nitrogênio Amoniacal Total (mg/L)	≤ 5,0	≤ 3,0
DBO 5 dias (mg/L)	≤ 50,0	≤ 30,0
OD (mg/L)	≥ 4,0	≥ 5,0

2.5. Construção e infraestrutura de fazendas de carcinicultura

A infraestrutura relacionada à produção de camarão é constituída basicamente por *berçários* - unidades para o desenvolvimento inicial dos camarões até as fases pós-larval ou juvenil - e unidades de *engorda* - unidades para o desenvolvimento dos camarões até a fase adulta (NUNES, 2001). Diferentes características construtivas e funcionais podem ser empregadas pelos empreendimentos, não existindo um padrão único para o setor. Existem sistemas que usam tanques-rede, cercados ou gaiolas flutuantes (Figura 7a), instaladas diretamente em corpos d'água naturais, como estuários, baías, rios e canais de maré; e sistemas que usam tanques circulares de plástico, alvenaria, chapas metálicas galvanizadas ou fibra de vidro (NUNES, 2002a), instalados acima do nível do terreno, em áreas abertas ou dentro de galpões fechados (Figura 7b). Esses tanques geralmente são empregados em sistemas de alta densidade

de produção e também em berçários. No entanto, na maioria das fazendas de carcinicultura são adotados sistemas de cultivo com viveiros escavados diretamente no terreno, conforme Figura 7c.



Figura 7 – Diferentes estruturas para cultivo do camarão: a) Gaiolas flutuantes (LOMBARDI, 2008); b) Tanques berçários em galpão fechado (NUNES, 2002a); c) Viveiro escavado (foto do próprio autor).

Conforme apresentado por CUNHA (2006), recomenda-se que os viveiros escavados sejam construídos em terrenos que apresentem lençol freático profundo, cujo solo tenha textura argilosa, a fim de se evitar instabilidades e perdas por infiltração, e tenha pH próximo de 7,0, evitando assim maiores trabalhos de tratamento e correção de sua acidez antes da implantação da atividade. O fundo do viveiro deve ser construído com inclinação ligeiramente superior a 2%, para facilitar a drenagem durante seu esvaziamento, e com profundidades mínimas de 0,8 m e máxima de 2,0 m, visando minimizar efeitos de estratificação térmica, podendo ainda ser compactado e também impermeabilizado por meio da utilização de geomembranas.

O espelho d'água do viveiro pode apresentar dimensões variadas. Segundo NUNES (2001), no início do desenvolvimento da carcinicultura, alguns viveiros eram construídos com área superior a 15 ha. Todavia, os novos projetos passaram a considerar sistemas mais modernos, com maior intensidade de produção e maior facilidade de manejo, adotando áreas menores que 2 ha.

As fazendas de carcinicultura geralmente são instaladas próximas a um corpo d'água que garanta a quantidade e a qualidade da água requeridas para abastecimento das suas unidades, minimizando a necessidade de pré-tratamentos. Associadas às unidades de produção, são construídas instalações hidráulicas, como estações de bombeamento, sistemas de adução e de drenagem de água e sistemas de tratamento de efluentes. A Figura 8 apresenta uma visão geral da disposição de sistemas hidráulicos em fazendas instaladas junto a um estuário.

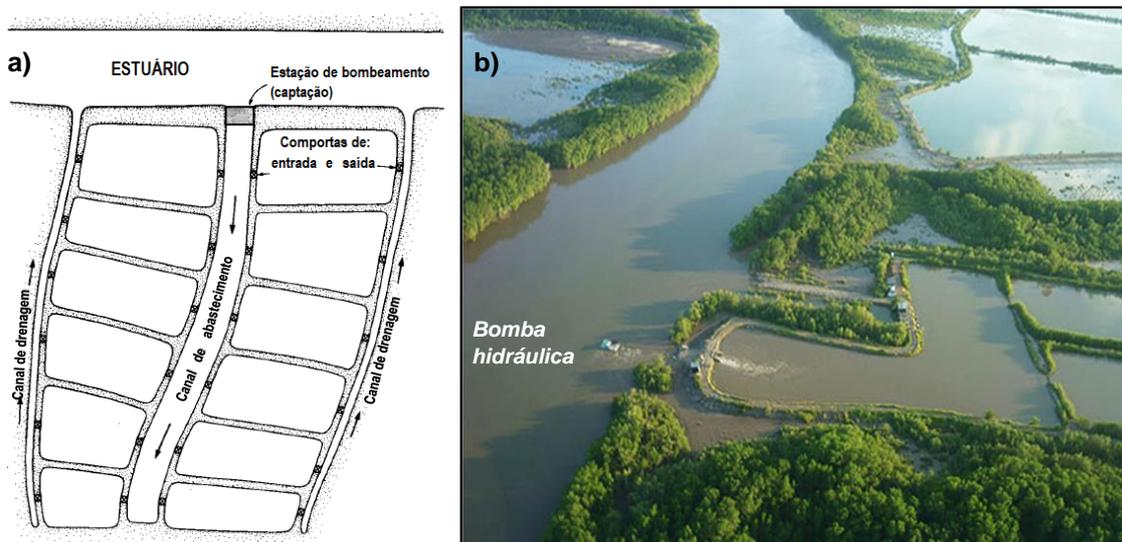


Figura 8 – a) Layout típico de uma fazenda de aquicultura marinha semi-intensiva, com uma tomada d'água, um canal central para abastecimento e dois canais de drenagem para descarte dos efluentes de doze viveiros. Exemplo adaptado de: FAST e LESTER (1992). b) Vista aérea de uma fazenda em Nicarágua, onde a tomada d'água é executada através de uma bomba hidráulica flutuante operando dentro do estuário adjacente ao empreendimento. Fonte: ETEC S.A. Consultancy Services (www.etecsa.com).

A captação da água geralmente é efetuada diretamente no corpo d'água adjacente ao empreendimento, através de bombas hidráulicas, canais e tubulações de adução (Figura 9). Alguns empreendimentos aproveitam a oscilação da maré local para captação de água, construindo canais de adução que possibilitem o escoamento da água do estuário até as unidades de produção, apenas pela ação da gravidade, e controlando o enchimento dos viveiros por meio da abertura e fechamento de comportas. Fazendas que dispõem de pouco investimento costumam utilizar apenas essa estratégia. Em alguns casos, adota-se ainda a captação de água subterrânea através de poços artesianos.



Figura 9 – Exemplo de bomba hidráulica utilizada numa fazenda de aquicultura marinha em Choluteca, Honduras. O empreendimento tem capacidade total de bombeamento superior a 263 m³/s. Fonte: ETEC S.A. Consultancy Services (www.etcса.com).

A drenagem da água dos viveiros é efetuada através de comportas instaladas em sua extremidade mais baixa, de modo a favorecer o esvaziamento por ação da gravidade. Geralmente os viveiros possuem uma única comporta, construída de concreto com frisos internos para acomodação de tábuas de madeira, utilizadas para controle do nível d'água (Figura 10a). A remoção gradual das tábuas possibilita o controle do esvaziamento, gerando um escoamento que é então direcionado à sua destinação final através de canais de drenagem (Figura 10b). Em alguns casos o efluente gerado passa por bacias de sedimentação para remoção de sólidos em suspensão e retorna para abastecimento das unidades, num sistema fechado. Muitas vezes esse efluente gerado é lançado diretamente nos corpos d'água próximos ao empreendimento, sem qualquer tratamento prévio.

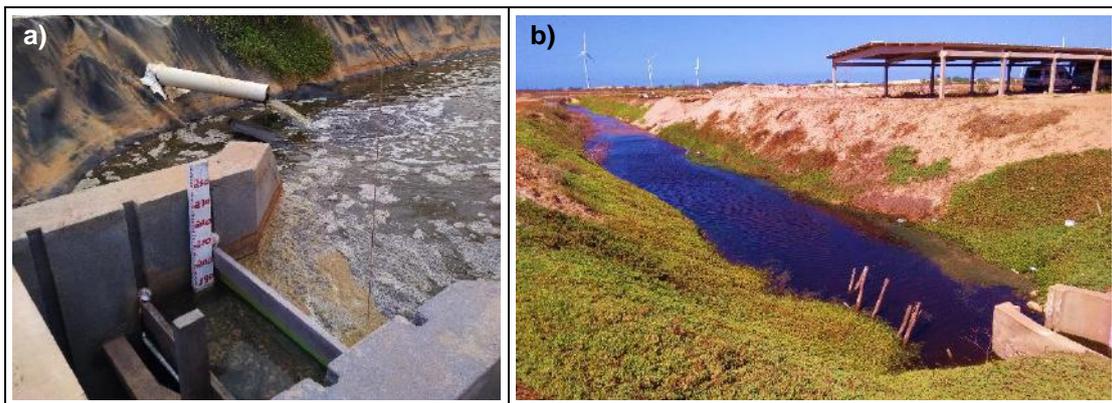


Figura 10 – a) Comporta utilizada para esvaziamento de um viveiro de engorda e b) canal de drenagem para descarte de efluentes (fotos do próprio autor).

Além de berçários em tanques circulares (Figura 7b), alguns empreendimentos utilizam ainda tanques alongados, denominados *raceways* (Figura 11), para o desenvolvimento inicial do camarão até sua transferência para um viveiro de engorda.

Nessas unidades, o abastecimento de água é feito numa extremidade do tanque e a drenagem é efetuada na outra ponta, proporcionando um fluxo constante em sentido longitudinal (fluxo pistonado) e permitindo maiores taxas de renovação da água. A oxigenação do sistema geralmente é mantida através da operação constante de sopradores de ar, instalados no fundo do tanque.



Figura 11 – Tanque tipo raceway, coberto com estufa e impermeabilizado com geomembrana. Unidade utilizada como etapa prévia à engorda. Viveiro escavado utilizado para engorda do camarão pode ser visto ao fundo na foto esquerda (fotos do próprio autor).

As instalações de uma fazenda de carcinicultura incluem também áreas destinadas ao armazenamento de insumos e equipamentos, laboratórios de análises biométricas e de qualidade da água, escritório administrativo, banheiros, vestiários e refeitório.

2.6. Manejo e operação de viveiros

O modo de operação de uma fazenda de criação de camarão é selecionado em função da sua localização, da disponibilidade tecnológica e da viabilidade econômica e ambiental do empreendimento. Sua escolha influencia diretamente no volume de água utilizado pela fazenda, nas propriedades qualitativas e quantitativas do seu efluente gerado, no risco de disseminação de doenças, no potencial desequilíbrio ecológico e nos demais aspectos ambientais inerentes à atividade (TANCREDO *et al.*, 2011). Basicamente, o manejo de uma unidade produtiva envolve as seguintes atividades ao longo de um ciclo de cultivo: *preparação e tratamento do viveiro; povoamento; alimentação e fertilização; manejo da água (ou gerenciamento hídrico); manutenção do viveiro; e despesca* (BALUYUT, 1989).

Antes do início de um ciclo de cultivo, é feita a desinfecção e a correção do pH do solo do viveiro, podendo ser aplicado óxido de cálcio ou hidróxido de cálcio (ABCC,

2012). Inicialmente, as pós-larvas são mantidas por cerca de 10 a 20 dias em tanques berçários, com densidade de estocagem variando de 15 a 30 mil pós-larvas/m³. Nessa fase, os camarões devem atingir um peso corporal de até 0,5 g, para então serem transferidos para os viveiros de engorda (NUNES, 2001). A transferência é feita por meio de sistemas de drenagem para tanques menores, com sistema de aeração constante (Figura 12b). Esses tanques são então transportados até os viveiros de engorda para o seu povoamento, de acordo com a densidade de cultivo planejada. Após o povoamento, os camarões usualmente alcançam um peso médio de 12 g dentro de um período de cultivo de 120 dias (NUNES, 2001). O período total de crescimento do camarão pode durar até aproximadamente 6 meses, dependendo do peso desejado, da taxa de crescimento da espécie e das estratégias operacionais e comerciais adotadas pelo empreendimento (STICKNEY, 2000).

Segundo RIBEIRO *et al.* (2014), os sistemas de produção empregados na carcinicultura podem variar de *extensivos* a *hiper-intensivos*, diferenciando-se principalmente a densidade do cultivo e a forma de alimentação. *Sistemas extensivos* apresentam densidade populacional de até 4 camarões/m² e utilizam alimentação natural, *i.e.*, proporcionada pela cadeia alimentar desenvolvida no próprio ecossistema do viveiro. *Sistemas hiper-intensivos* apresentam densidade populacional maior que 100 camarões/m² e são alimentados artificialmente com ração balanceada.

A distribuição de ração (arraçoamento) num viveiro de engorda geralmente é feita por meio de lanços manuais e pela instalação de bandejas, periodicamente posicionadas em diversos pontos no fundo do viveiro. Além de ração, alguns empreendimentos utilizam ainda *fertilizantes* para um melhor estabelecimento da comunidade fito-planctônica (produção primária) e aumento da oferta de alimento natural, e *antibióticos* para prevenção de doenças e garantia da saúde dos camarões. O deslocamento de trabalhadores pela unidade produtiva é facilitado por meio de caiaques (Figura 12a), permitindo que distribuam a alimentação por toda área do viveiro.

Após os camarões terem alcançado um tamanho ideal durante a fase de engorda, é realizada então a despesca. No momento da despesca, as tábuas de madeira instaladas na comporta do viveiro (Figura 10a) são removidas, e o viveiro é completamente esvaziado. Os camarões são capturados por redes colocadas na saída da comporta junto ao canal de drenagem (Figura 10b) e passam então pela desinfecção (geralmente numa solução com cloro) e pelo abate (choque térmico em gelo). Em seguida, são armazenados em caixas térmicas com gelo e transportados em caminhões baú para as unidades de beneficiamento e comercialização.

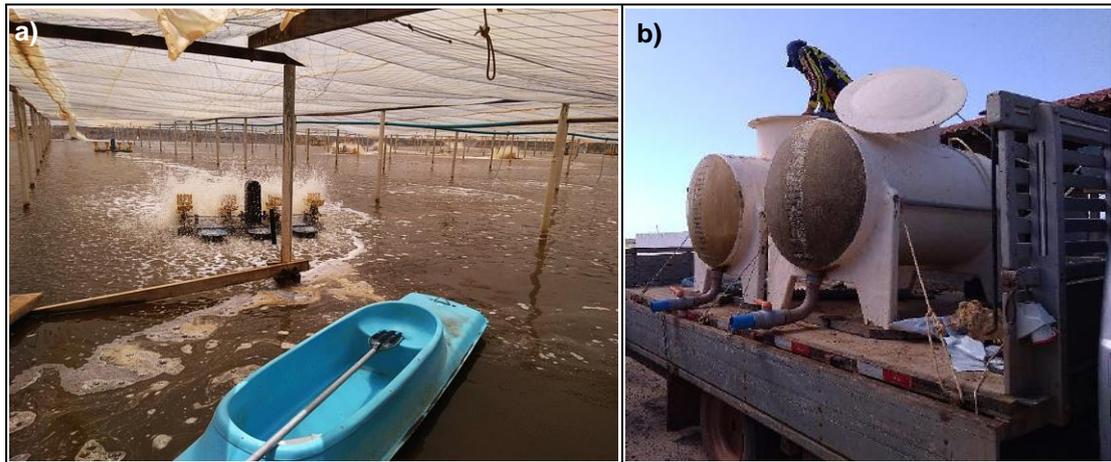


Figura 12 – a) Aerador mecânico de pás operando num viveiro coberto com estufa. Na parte inferior observa-se um caiaque utilizado para arraçamento do viveiro. b) “Submarino”: tanque utilizado para transporte de pós-larvas, dos berçários até os viveiros de engorda. (fotos do próprio autor).

2.6.1. Gerenciamento hídrico nas fazendas de carcinicultura

O manejo da água de um viveiro é realizado ao longo de todo o ciclo de cultivo, implicando em constantes interações hidrodinâmicas e de qualidade de água entre as fazendas e os corpos d’água naturais adjacentes aos empreendimentos. A maioria das fazendas demandam constantemente a captação de água para compensar perdas por evaporação e infiltração, e controlar o nível d’água das unidades (TIDWELL, 2012; STICKNEY, 2000). A tomada d’água pode ser efetuada continuamente através de bombas hidráulicas ou intermitentemente por meio do fluxo da maré local.

Em áreas com altura de maré significativa, a operação das estações de bombeamento pode ser restringida a intervalos em que a maré apresente uma coluna d’água mínima no ponto de captação, fazendo com que a fazenda efetue a adução de água de forma intermitente em função da oscilação da maré local (FAST e LESTER, 1992). A captação da água do estuário restrita aos períodos de preamar pode também ser efetuada com intuito de garantir aspectos de qualidade de água mais adequados ao cultivo, como salinidade mais elevada e menores concentrações de sólidos suspensos, que usualmente ocorrem devido à redução da influência de contribuições provenientes da bacia hidrográfica pelo fluxo de maré enchente. Geralmente, a taxa total de perdas de água nos viveiros encontra-se em torno de 5%/dia (CHIEN, 1992; VERDEGEM e BOSMA, 2009). Alguns casos em áreas tropicais onde o solo é muito permeável ou os viveiros não são bem construídos, as perdas podem ser maiores que 7%/dia (FAST e LESTER, 1992).

Durante o cultivo, parâmetros de qualidade de água críticos para sobrevivência dos camarões, e.g., Oxigênio Dissolvido, Salinidade e Temperatura, podem flutuar

drasticamente em função de alterações meteorológicas. Além disso, a excreção produzida pelos organismos e os restos de ração não consumidos, que se acumulam continuamente no interior do viveiro, favorecem ainda mais a degradação do meio de cultivo, principalmente em sistemas intensivos (BALUYUT,1989). Visando a prevenção da depleção dos níveis de Oxigênio Dissolvido, é comum a utilização de aeradores mecânicos (Figura 12a) operando ininterruptamente dentro dos viveiros. Alguns empreendimentos efetuam também operações de renovação da água do meio de cultivo, buscando promover a remoção de excessos de metabólitos e de matéria orgânica que possam estar deteriorando a qualidade da água, recuperando assim condições adequadas para o crescimento do camarão.

Dessa forma, alguns empreendimentos realizam trocas contínuas ou intermitentes de água dos viveiros, permitindo a entrada de água do estuário, ou de outro corpo d'água próximo, e descartando parte da água do meio de cultivo. Alguns sistemas mais modernos operam em regime fechado, tratando e recirculando a água dos viveiros, diminuindo assim a interação das fazendas com o ambiente externo. Em média, as taxas de renovação da água variam entre 5%/dia e 50%/dia (FAST e LESTER, 1992), dependendo principalmente do sistema de cultivo adotado e das condições ambientais locais (TIDWELL, 2012; SANTHANAM *et al.*, 2015). Atualmente, em função das epidemias virais e do alto risco de disseminação dessas doenças entre os empreendimentos, os produtores brasileiros têm evitado a renovação das águas, utilizando taxas de renovação de até 3%/dia no máximo (NUNES, 2002b), e efetuando trocas maiores apenas em episódios críticos. Porém essa prática não é uma regra geral, e as fazendas de camarão operam com distintas taxas de renovação. Segundo FIGUEIREDO (2006), por exemplo, em casos em que se deseja facilitar a troca da carapaça do camarão, a taxa de renovação aplicada pode ultrapassar 70%/dia.

CAPÍTULO 3

O SISTEMA LAGUNAR DE GUARAÍRAS

Neste capítulo, é apresentado um diagnóstico ambiental do Sistema Lagunar de Guaraíras (RN), abrangendo aspectos fisiográficos, hidrossedimentológicos, meteoceanográficos e socioeconômicos da área de estudo. Destaca-se aqui a reconstrução do histórico de alterações na morfologia do sistema, e do desenvolvimento da carcinicultura local, a partir de estudos anteriores, relatos, mapas e documentos governamentais históricos, e também por meio de técnicas modernas de sensoriamento remoto e de processamento digital de imagens.

3.1. Localização e caracterização ambiental do sistema

O Sistema Lagunar de Guaraíras localiza-se na região sul da costa do Estado do Rio Grande do Norte (RN), a aproximadamente 50 km da cidade de Natal, e está inserido na Área de Proteção Ambiental (APA) Bonfim-Guaráira (Decreto Estadual nº14.369/1999). O sistema é constituído por um conjunto de três corpos d'água interligados: a Laguna de Guaraíras, ao sul, e as Lagoas de Nísia Floresta e Papeba, ao norte (Figura 13). Atualmente, trata-se de um ecossistema tipicamente estuarino, cuja ligação com o mar se dá através de uma embocadura situada na Laguna de Guaraíras, junto ao Município de Tibau do Sul.

Dois principais rios desaguam no sistema: (i) o Rio Trairi, com uma bacia hidrográfica de 2.867 km² e uma vazão média de 3 m³/s, conecta-se à Lagoa de Nísia Floresta em sua fronteira oeste; e (ii) o Rio Jacu, com uma bacia hidrográfica de 1.806 km² e uma vazão média de 1,5 m³/s, conecta-se à Laguna de Guaraíras na sua extremidade sudoeste (IGARN, 1998). A soma das áreas das duas bacias corresponde a 9% da área do Estado do RN. Apesar das baixas vazões fluviais afluentes ao sistema, descritas por médias de longo período, a região apresenta uma estação chuvosa bastante marcada, entre março e agosto, seguida por uma estação severa de estiagem (INMET, 1992). A estação chuvosa concentra mais de 80% do nível anual de chuvas (1.465 mm em Natal), apresentando recorrentes eventos de cheias.

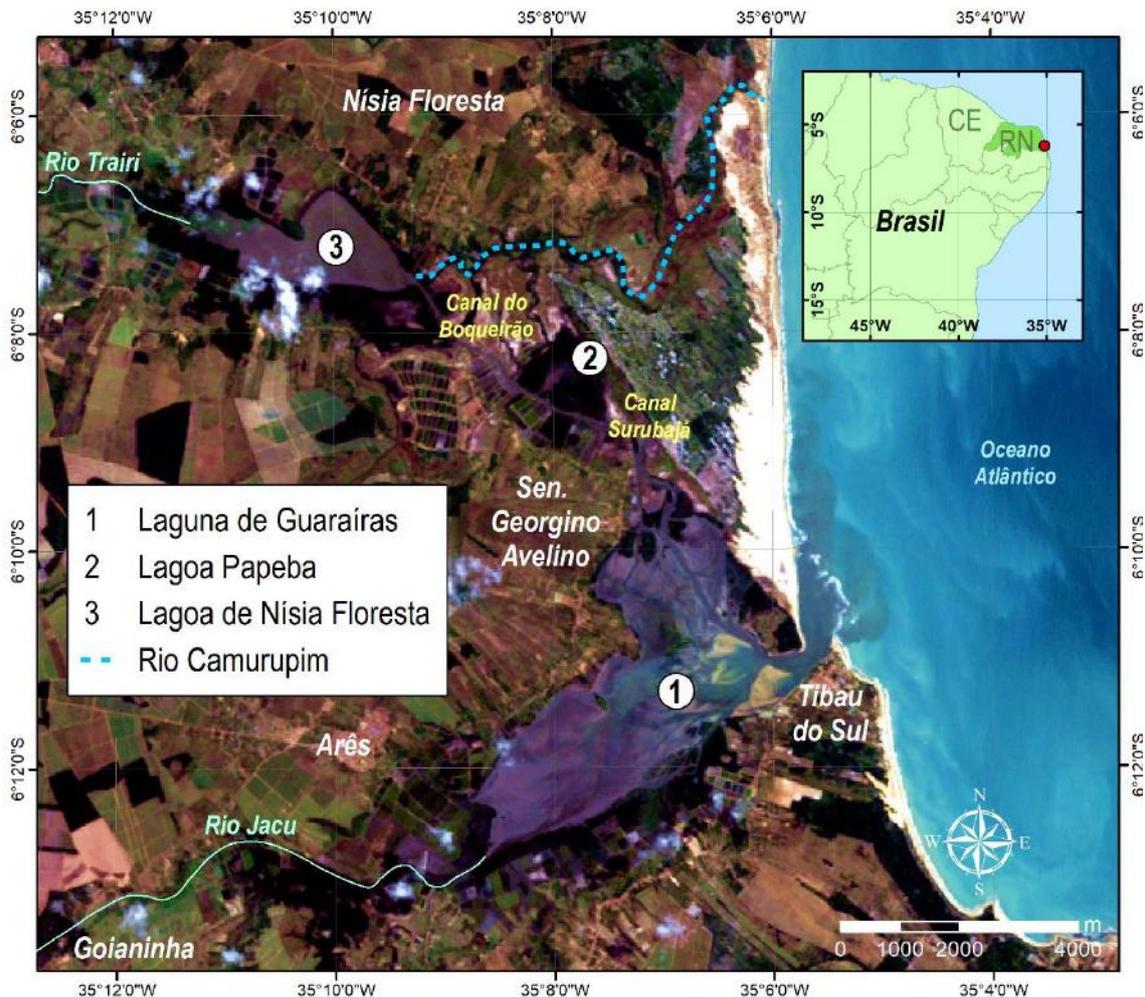


Figura 13 – Localização do Sistema Lagunar de Guaraiás, entre os municípios de Tibau do Sul, Arês, Goianinha, Senador Georgino Avelino e Nisia Floresta (RN). A linha tracejada representa o curso do Rio Camurupim, por onde as águas do sistema escoavam em direção ao mar, anteriormente à abertura do canal junto ao Município de Tibau do Sul em 1924. Imagem Landsat 5 TM, adquirida em 06 de setembro de 2010 num instante de baixa-mar. Composição colorida R3G2B1 (cor natural).

A temperatura média anual é de 26,0°C, com a umidade relativa do ar oscilando entre 75,0% e 80,0%. Os ventos predominantes são do quadrante SE com velocidade média de 4,41 m/s (INMET, 1992). Dados de reanálise do modelo global atmosférico ERA-Interim (DEE *et al.*, 2011) extraídos nas coordenadas 6,125°S e 35,0°O (localização apresentada na Figura 34, em coordenadas UTM) para o ano de 2017, evidenciam esse padrão direcional, indicando a predominância de velocidades entre 4,5 e 6,0 m/s (Figura 15a). Durante o período de inverno, ocorrem ventos com maior intensidade e com direção predominante de S-SE, já durante o período de verão os ventos são menos intensos e com direção predominante de E-SE (Figura 15b). Essa alteração nos padrões de ventos está relacionada principalmente à oscilação anual da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT).

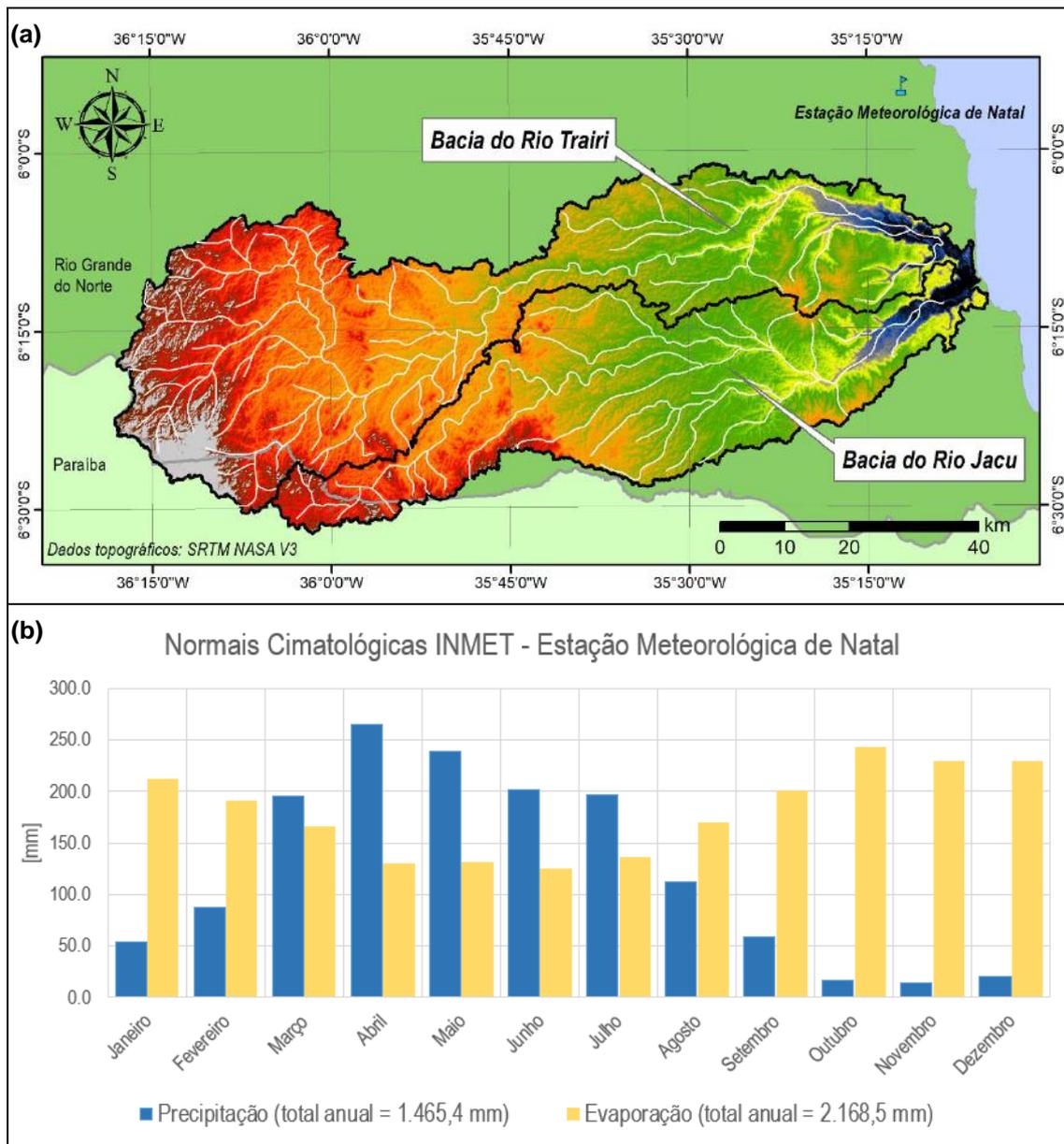


Figura 14 – (a) Bacias hidrográficas afluentes ao Sistema Lagunar de Guaraiás. (b) Normais climatológicas mensais de precipitação e de evaporação para a Estação Meteorológica de Natal (INMET, 1992). Nota-se que, em média, a evaporação supera a precipitação, de agosto até fevereiro, com um déficit anual médio de 703,1 mm. Período: 1961-1990.

A Laguna de Guaraiás apresenta fisiografia em formato de Y, com extensões de aproximadamente 7,0 km na direção do seu eixo principal, NE-SO, e 4,0 km na direção NO-SE. Tais direções estão relacionadas com o padrão regional de drenagens, encaixadas em uma depressão esculpida nos sedimentos da Formação Barreiras (MELO, 2000). O corpo d'água possui profundidade média de 1,5 m, alcançado cerca de 8,0 m junto à embocadura (IDEMA, 2004). No interior da laguna nota-se grande quantidade de bancos de areia retrabalhados pelas correntes de maré, gerando uma série de canais entrelaçados, formas de deltas e barras de maré (MELO, 2000). Durante

as marés baixas, parte destes bancos ficam expostos, reduzindo amplamente o espelho d'água (Figura 16, Figura 30 e Figura 31).

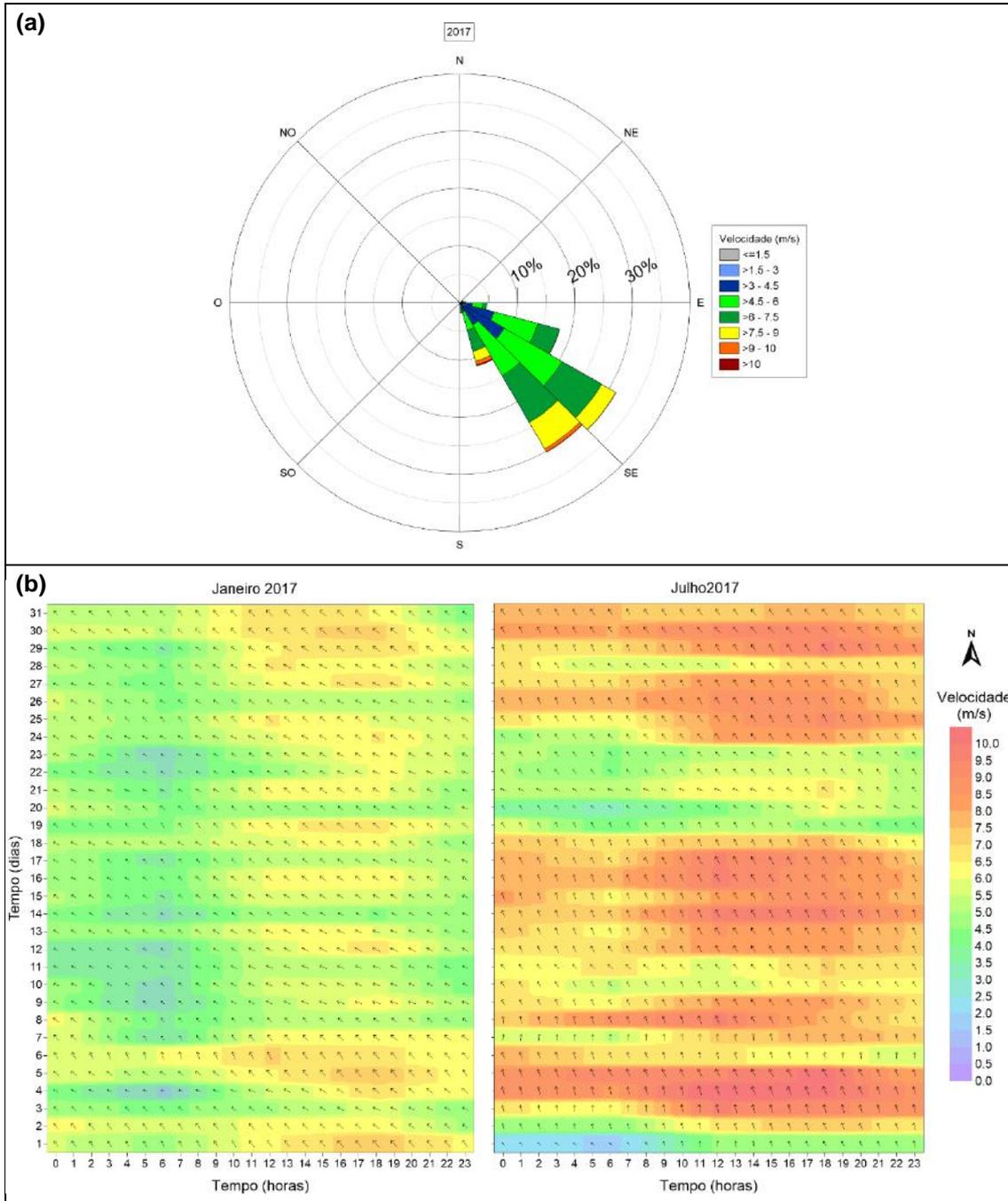


Figura 15– (a) Histograma direcional de ventos para o ano de 2017 - convenção náutica. (b) Série vetorial de ventos representativos dos meses de janeiro (esquerda) e de julho (direita) de 2017 – convenção Cartesiana. A direção das setas indica a direção do vento, o tamanho das setas e padrão de cores do fundo são proporcionais ao módulo da velocidade. Fonte dos dados: ERA-Interim, ECMWF - European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (www.ecmwf.int).



Figura 16 – Bancos de areia, deltas, planícies e canais de maré observados na Laguna de Guaraiás durante a baixa-mar. Ortofotos, resolução espacial: 2,0 m (SETUR/SIN, 2006).

A maré local possui caráter semi-diurno, com alturas médias de 1,01 m nos períodos de quadratura e de 1,91 m nos períodos de sizígia, podendo alcançar uma altura máxima de cerca de 2,3 m (Figura 17). Tendo como base a área do espelho d'água do sistema (1.738,5 ha) apresentada no Mapa de uso e Ocupação do Solo (Figura 4), elaborado pelo IDEMA (2014), e a altura média da maré local (1,46 m), estima-se que o prisma de maré (P) do sistema seja de $2,54 \times 10^7$ m³. Define-se como prisma de maré (P) o volume de água existente entre a baixa-mar média e a preamar média (USACE, 2008a).

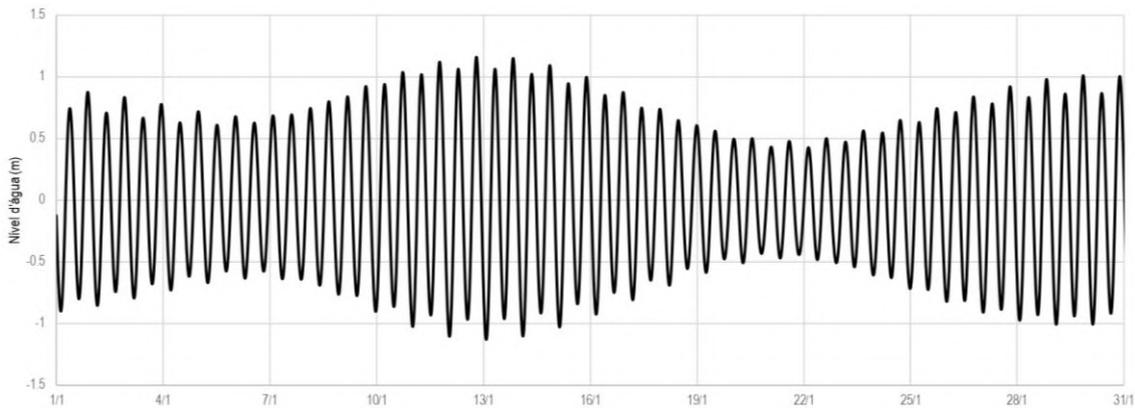


Figura 17 – Série temporal de maré gerada a partir de constantes harmônicas da FEMAR - Fundação de Estudos do Mar (fundacaofemar.org.br), para o mês de janeiro de 2018. Estação Tibau do Sul, localizada junto ao quebra-mar da Laguna de Guaraíras (Figura 34). Tabela de constantes harmônicas apresentada na Figura 35.

A embocadura do sistema possui atualmente cerca de 350,0 m de largura - menor medida transversal do canal de maré. Na margem sul existem falésias de até 7,0 m de altura, com evidentes traços de erosão em sua base devido à ação das correntes, das ondas e da oscilação da maré, acarretando o solapamento do talude (Figura 18b). Concomitantemente à ação hidrodinâmica na base, as chuvas geram infiltração e escoamento superficial no topo das falésias, acelerando ainda mais o processo erosivo e o recuo da encosta (AMARAL *et al.*, 2003; SCUDELARI *et al.*, 2001). Na extremidade da margem sul, paralelamente ao litoral, existe um cordão de arenitos praias com aproximadamente 200,0 m de comprimento que fecha parte da embocadura e reduz a ação de ondas que se propagam ao largo em direção à entrada do canal (Figura 18a).

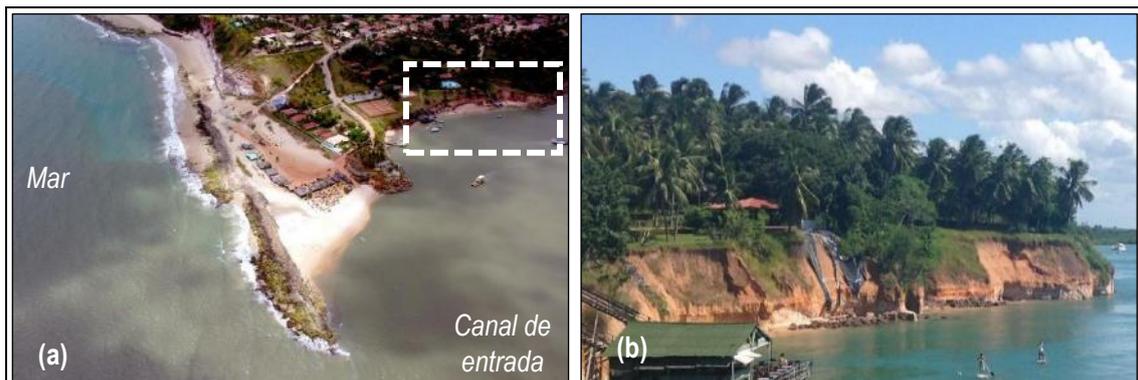


Figura 18 – Vista aérea e em detalhe da margem sul da embocadura. Na foto (a) pode-se observar o quebra-mar, formado por um cordão de arenito rochoso paralelo à linha de costa, também denominado “beach rock”; e na foto (b) as falésias, com traços pronunciados de um processo erosivo. Fontes: (a) Portal de Pipa - Fotos Aéreas (portaldepipa.com); (b) Foto tirada pelo próprio autor em 16/06/2016.

Na porção norte da laguna, está localizado o delta do Canal Surubajá, com a presença de ilhas cobertas por vegetação de mangue. Esse canal possui cerca de

1,5 km e conecta a Laguna de Guaraíras à Lagoa Papeba, em sua porção sudeste. A Lagoa Papeba é a menor do sistema, possui um espelho d'água com aproximadamente 750,0 m de extensão na direção NE-SO, com profundidade média em torno de 0,5 m, alcançando até 1,5 m em alguns canais (MELO, 2000). Sua margem sul é vastamente ocupada pela carcinicultura e ao norte é cercada pelo manguezal. A noroeste, a Lagoa Papeba se conecta com a Lagoa de Nísia Floresta através do Canal do Boqueirão. A Lagoa de Nísia Floresta possui 4,0 km de extensão da direção E-O e 1,5 km na direção N-S. Suas margens são circundadas pela vegetação de manguezal.

BENTES (2006) estudou os sedimentos de fundo do Sistema Lagunar de Guaraíras, comparando as características granulométricas de sedimentos coletados nos anos de 2000 e de 2005, com estudos desenvolvidos por CARVALHO (1978), SILVEIRA (1981) e CARVALHO (1982). A autora constatou diferentes padrões deposicionais em cada momento analisado, indicando que o sistema vem sofrendo alterações na sua hidrodinâmica. De forma geral, destaca-se uma redução da competência de transporte de sedimentos ao longo do tempo, evidenciada pelo aumento de frações de sedimentos finos. Seguindo a classificação proposta pela EMBRAPA (1997), verificou-se que na Laguna de Guaraíras, principalmente nas proximidades da embocadura, predominam frações de areias, ao passo que no interior, próximo às cabeceiras do estuário e às áreas de manguezal, estão presentes também frações expressivas de siltes. Análises da distribuição granulométrica apresentadas por MELO (2000) apontam que no sistema há maior ocorrência de areias finas: $0,063 \text{ mm} < D_{50} \leq 0,2 \text{ mm}$ (D_{50} : diâmetro mediano dos sedimentos amostrados).

Análises de salinidade da água da Laguna de Guaraíras, apresentadas por ALMEIDA (2006), indicaram a existência de padrões distintos de salinidade entre os períodos de estiagem e de chuvas na região. Nas proximidades da embocadura da laguna, a salinidade apresenta pouca oscilação sazonal, com valores médios entre 36,5 ups (período chuvoso) e 38,0 ups (estiagem). À montante, os valores médios de salinidade são menores e apresentam maior oscilação sazonal. Junto à foz do Rio Jacu, a salinidade média é de 24,0 ups durante o período de chuvas e de 35,0 ups durante a estiagem.

A carcinicultura é considerada uma das principais atividades econômicas da região. De acordo com dados da FAO (2018) e do IBGE (2018), no ano de 2015, a produção de camarão gerada pelos cinco municípios ao redor do sistema lagunar representou 9% da produção nacional, sendo seu valor monetário equivalente a 52% da produção agropecuária da região. Durante o pico da produção nacional de camarão, em 2003, o setor local empregava cerca de 3.000 funcionários diretos (IDEMA, 2014). O

plântio da cana-de-açúcar, a indústria sucroalcooleira e o turismo – hotelaria, restaurantes e recreação – representam também importantes segmentos da economia local.

3.2. Evolução morfológica do sistema e o desenvolvimento da carcinicultura local

A atual embocadura do sistema, situada junto ao Município de Tibau do Sul (Figura 13), foi formada somente em 1924 após uma grande cheia, provocada por um evento extremo de chuva sobre as bacias hidrográficas afluentes. Mapas manuscritos, elaborados no século XVII, indicam que a foz do sistema de lagoas conectadas localizava-se 10 km ao norte da atual embocadura, através de um longo e estreito canal denominado Rio Camurupim (DNOS, 1944, *apud* MELO, 2000). Tal configuração (Figura 19) limitava a intrusão salina pelo sistema, mantendo-o com características típicas de um ecossistema de água doce.

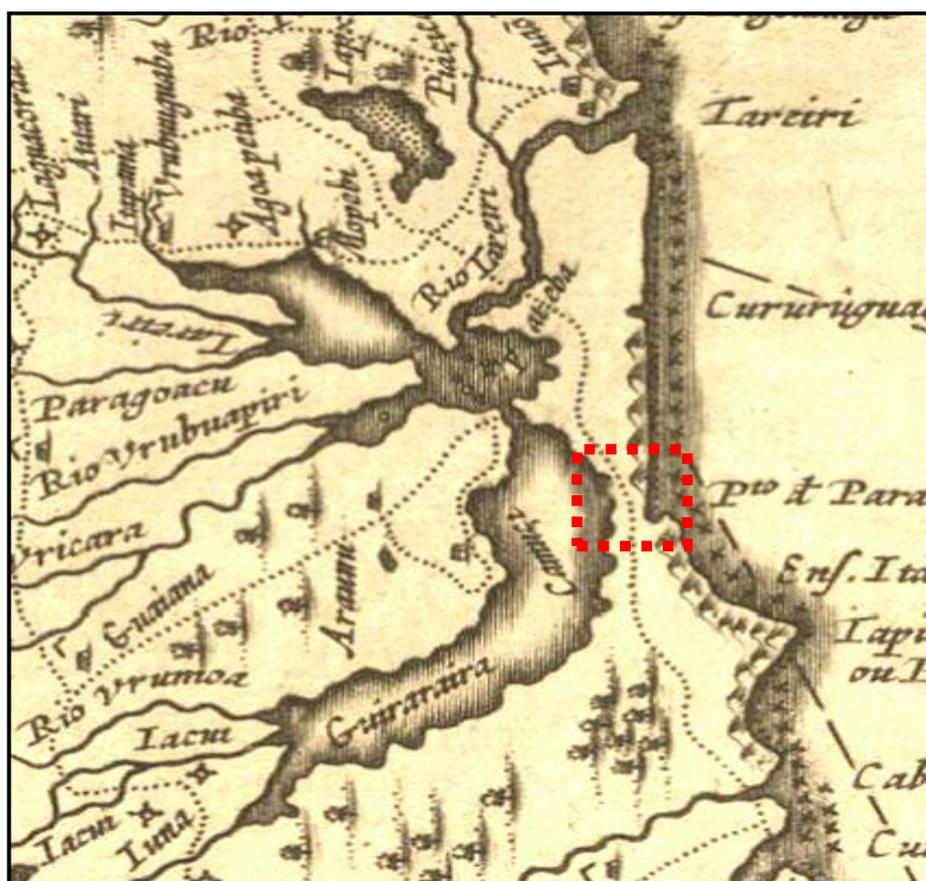


Figura 19 – Mapa histórico do século XVII ilustrando a fisiografia do Sistema Lagunar de Guaraíras no passado. O contorno tracejado em vermelho indica a região da atual embocadura do sistema. Adaptado de: BIBLIOTECA NACIONAL (1650?).

Em 1923, após um período severo de chuvas, fazendeiros da região reivindicaram a abertura de um canal com intuito de drenar para o mar a água excedente

do sistema e reduzir o efeito das cheias que estavam devastando suas lavouras. Sob a supervisão da administração pública do Estado do Rio Grande do Norte, um canal de maré com 15 m de largura e 7 m de profundidade foi então escavado através das dunas da barra da Lagoa de Guaraíras (BIBLIOTECA NACIONAL, 1923). Relatos apontam que durante uma noite do mês de abril de 1924, uma cheia extraordinária nas bacias afluentes provocou o alargamento abrupto do canal recentemente construído, estendendo-o de 15 m até aproximadamente 200 m de largura. A Vila de Tibau do Sul foi destruída e grande parte de seus moradores ficaram desabrigados (BAGNOLI e FARIAS, 1995; GALVÃO, 1968). De acordo com relatórios governamentais da época (BIBLIOTECA NACIONAL, 1923), após a abertura artificial do canal executada em 1923, estruturas para estabilização das margens estavam sendo planejadas, porém não chegaram a ser construídas. Desde a grande cheia de 1924, o canal de maré nunca mais se fechou.

A conexão permanente do sistema com mar implicou numa transição ambiental caracterizada por alterações morfológicas, ecológicas e socioeconômicas. As águas provenientes da Bacia do Rio Trairi passaram a fluir pelo sistema preferencialmente em direção à Laguna de Guaraíras, reduzindo a vazão afluente do Rio Camurupim e favorecendo o processo de assoreamento do seu canal (CARVALHO, 1978). O incremento da salinidade do sistema proporcionou o crescimento de manguezal ao longo das margens e nas cabeceiras do estuário – principalmente na foz do Rio Jacu e na foz do Rio Trairi - assim como o surgimento de animais aquáticos marinhos. Além da captação de água diretamente da lagoa para abastecimento das comunidades locais e para uso na agropecuária ter sido inviabilizada, a captação de água subterrânea também tem sido prejudicada. No Município de Senador Georgino Avelino, por exemplo, 54% dos poços de água subterrânea registrados e atualmente em operação fornecem águas salina ou salobras (CPRM, 2005).

Na década de 50, foi construída uma barragem no trecho jusante do Canal Surubajá visando impedir a intrusão salina pelas lagoas Papeba e de Nísia Floresta, e reestabelecer condições para captação e uso na agricultura local. No entanto, nos períodos de seca tais lagoas ficavam com seus volumes muito reduzidos, forçando a abertura das comportas da barragem de forma intermitente para a penetração da maré. Com essa operação, a salinidade a montante aumentou novamente, impedindo o uso da água pela agricultura. Em 1974, a Barragem de Surubajá foi destruída pelas cheias do Rio Trairi, mantendo o sistema desobstruído até os dias atuais (MELO, 2000). Especulações apontam que esse incidente foi facilitado pelos carcinicultores locais.

As novas condições ambientais decorrentes da ruptura da barra favoreceram o desenvolvimento da atividade de carcinicultura na região. Segundo WAINBERG (1999), a partir da década de quarenta foram construídos diques com intuito de proteger as terras agrícolas e pecuárias da salinização no entorno da Laguna de Guaraíras. Após o aparecimento espontâneo de peixes e camarões nas valas de drenagem inundadas, deu-se início a construção de viveiros abastecidos pela maré, num sistema extensivo de cultivo e de baixa produtividade.

MOURA *et al.* (2011) observaram que as fazendas de criação de camarão atualmente instaladas na região consistem em propriedades adquiridas por meio de processos judiciais de partilha de herança, o que acarreta na divisão progressiva da área original do terreno - 74% são menores que 5 ha e 60% possuem apenas um viveiro. De modo geral, essas pequenas fazendas são caracterizadas por baixos níveis tecnológicos, operando sem políticas de gestão nas áreas de recursos humanos, comercialização e meio ambiente. De acordo com BEZERRA *et al.* (2017) e MOURA *et al.* (2011), 77% dos pequenos produtores instalados ao redor da Laguna de Guaraíras não monitoram parâmetros de qualidade de água elementares e apenas 16% possuem bacia de sedimentação para tratamento do efluente dos viveiros, que são gerados principalmente no momento da despesca.

Numa fazenda próxima à Lagoa de Nísia Floresta (Figura 20), CUNHA (2004) verificou baixos níveis de qualidade das águas, tanto do meio de cultivo quanto nos canais de drenagem e de lançamento de efluentes, destacando uma concentração média de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) de 139 mg/L. Numa fazenda situada nas proximidades da foz do Rio Jacu (Figura 21), AZEVEDO *et al.* (2009) observaram, durante três ciclos produtivos, concentrações de OD (Oxigênio Dissolvido) inferiores ao padrão de qualidade recomendado para aquicultura - OD maior que 5 mg/L para águas salobras Classe 1 (Resolução CONAMA nº357/2005) - com uma concentração média abaixo de 3 mg/L. Além da carcinicultura, as áreas urbanas - 2.018 ha em 2011 - e as áreas agrícolas - 9.217 ha em 2011 - existentes ao redor do Sistema Lagunar de Guaraíras representam também expressivas fontes de poluição hídrica (IDEMA, 2014).



Figura 20 – Fazendas de criação de camarão instaladas ao redor da Lagoa de Nísia Floresta, nas proximidades da foz do Rio Trairi. Nessa região, a ocupação pela carcinicultura ampliou-se rapidamente no início dos anos 2000 (ver Figura 23). Fonte: IDEMA - Banco de imagens da APA Bonfim-Guaráira (idema.rn.gov.br).



Figura 21 – Fazendas de criação de camarão instaladas na margem sul da Laguna de Guaráiras, nas proximidades da foz do Rio Jacu. O entorno da foz do Rio Jacu é amplamente ocupado pela carcinicultura desde a década de 70 (WAINBERG, 1999). Fonte: IDEMA - Banco de imagens da APA Bonfim-Guaráira (idema.rn.gov.br).

3.2.1. Histórico por sensoriamento remoto

Por meio da análise espaço-temporal de imagens multiespectrais de satélite, ROVERSI *et al.* (2017) caracterizaram a evolução da carcinicultura e as principais alterações morfológicas do Sistema Lagunar de Guaraíras desde a década de 80. O estudo considerou 269 cenas dos satélites *Landsat 5 TM* e *Landsat 8 OLI* (USGS, 2017) com 30 m de resolução, adquiridas na órbita/ponto 214/064 entre 01/01/1985 e 31/10/2016 (32 anos). Visando destacar as margens do corpo d'água e os viveiros construídos ao redor do sistema, a composição colorida de imagens adotou as respectivas bandas para os canais RGB: R → Infravermelho de ondas curtas (SWIR), G → Infravermelho próximo (NIR) e B → Azul. Com intuito de maximizar a quantidade de imagens com visibilidade completa da área de estudo e regularizar o intervalo amostral, foram gerados oito mosaicos em intervalos de quatro anos, usando os dados com menor cobertura de nuvens em cada intervalo. Tal processamento foi efetuado por meio do algoritmo "*Landsat.simpleComposite*" da plataforma *Google Earth Engine*, baseada em *cloud computing* (GOOGLE EARTH ENGINE, 2016). Para classificação e posterior quantificação das feições identificadas foi utilizado o *software ArcMap 10.2.2*, aplicando o método de Máxima Verossimilhança para classificação supervisionada.

Quanto à evolução morfológica do sistema, os resultados apontaram as seguintes principais alterações: (i) trechos das margens sofreram progradação com significativo crescimento de vegetação de manguezal, principalmente na parte sul da Laguna de Guaraíras, na foz do Canal Surubajá e ao redor da Lagoa Papeba; (ii) na margem norte da embocadura, na parte interior do canal de maré, ocorre o processo erosivo mais pronunciado de todo sistema. Uma análise temporal detalhada da alteração da largura do canal, em sua extremidade interna, indicou uma taxa média de recuo de 6,84 m/ano. Ao longo do período analisado houve um recuo total de 219,0 m nesse local (Figura 22). Na parte central do canal, região mais estreita, não foi identificada alteração significativa.

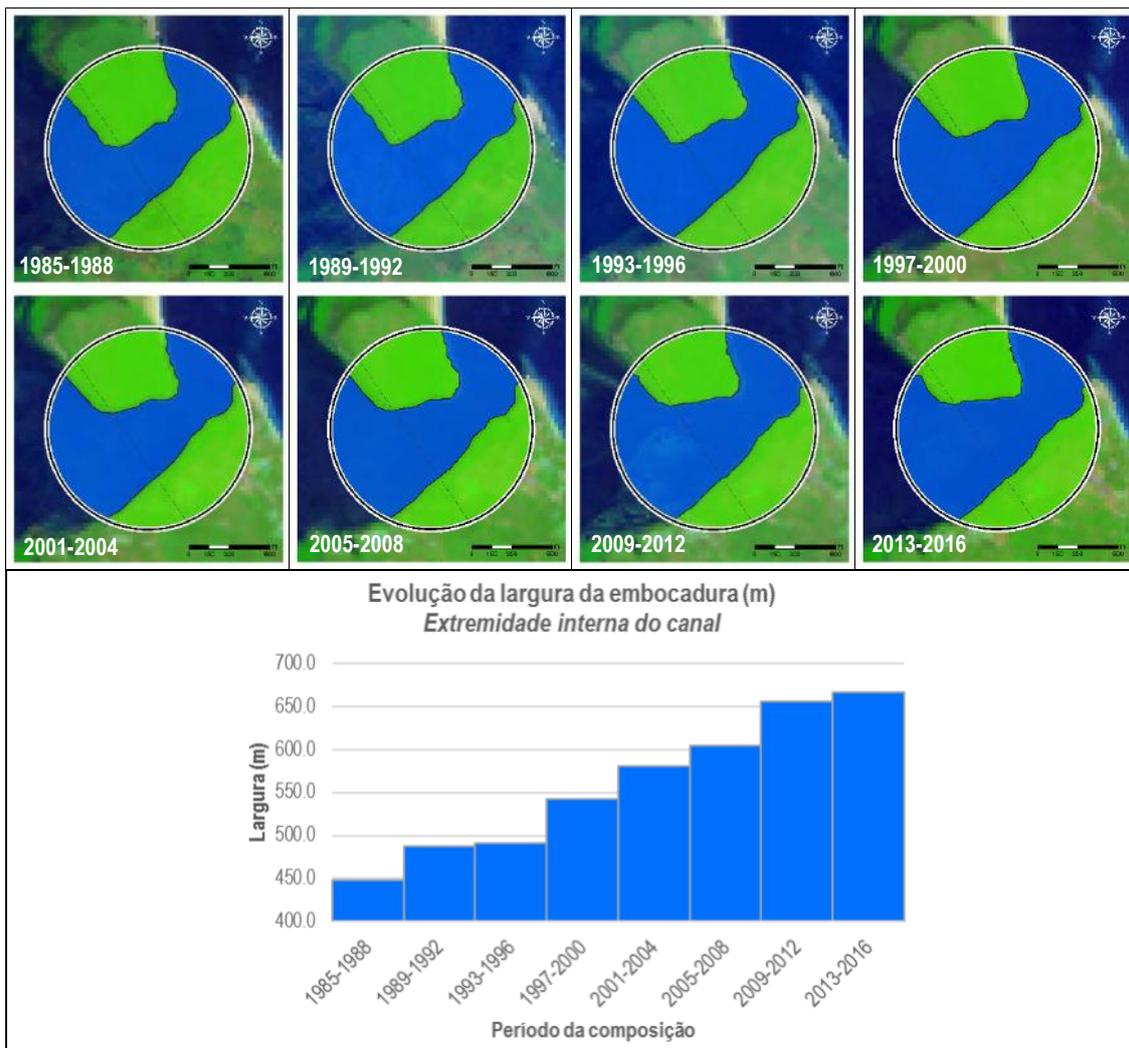


Figura 22 – Evolução da morfologia da embocadura da Laguna de Guaraíras entre os anos de 1985 e 2016. Utilização de uma direção fixa como referência (linha tracejada) para análise temporal da alteração mais significativa na largura do canal.

Quanto à evolução da ocupação do sistema pela atividade de carcinicultura, foi constatado que no período analisado de 32 anos a área total de viveiros cresceu a uma taxa média de 30,3 ha/ano. Observa-se que a expansão da atividade local se iniciou nas áreas mais interiores da Laguna de Guaraíras, no entorno da foz do Rio Jacu, apresentando uma área total ocupada de 557,5 ha no período de 1985-1988 (Figura 23, canto superior esquerdo).

Análises aerofotogramétricas desenvolvidas por WAINBERG (1999) mostraram que essa região já era amplamente ocupada na década de 70, apresentando uma área ainda maior. Seus resultados indicaram uma área total ocupada por viveiros de 747,5 ha no ano 1970. O decréscimo verificado na década seguinte está relacionado ao fracasso generalizado do setor em todo o Nordeste brasileiro: dificuldade de adaptação da espécie *Penaeus japonicus* às condições climáticas locais, falta de pesquisa e de validações tecnológicas, ocorrência de chuvas intensas com apreciáveis

variações de salinidade e instabilidade econômica no país (CUNHA, 2006). A baixa produtividade e a pouca lucratividade da atividade provocaram a desativação dos viveiros, sendo grande parte posteriormente colonizada pela vegetação de manguezal. Nas investigações apresentadas por WAINBERG (1999), argumenta-se ainda que, após a ruptura da barra da Lagoa de Guaraíras em 1924, a construção de viveiros nessa região ocorreu a uma taxa mais rápida que o desenvolvimento da floresta de mangue. Em 1970 a área total da vegetação de manguezal era de 282,7 ha, *i.e.*, 2,6 vezes menor que a área ocupada por viveiros. Sendo assim, WAINBERG (1999) conclui que, em sua maioria, os desmatamentos em região de manguezal ocorridos nessa região na década de 90 estiveram relacionados à reativação de viveiros anteriormente abandonados. Não existem estudos quantitativos nem dados suficientes que mostrem o desenvolvimento da ocupação entre os anos de 1924 e 1970.

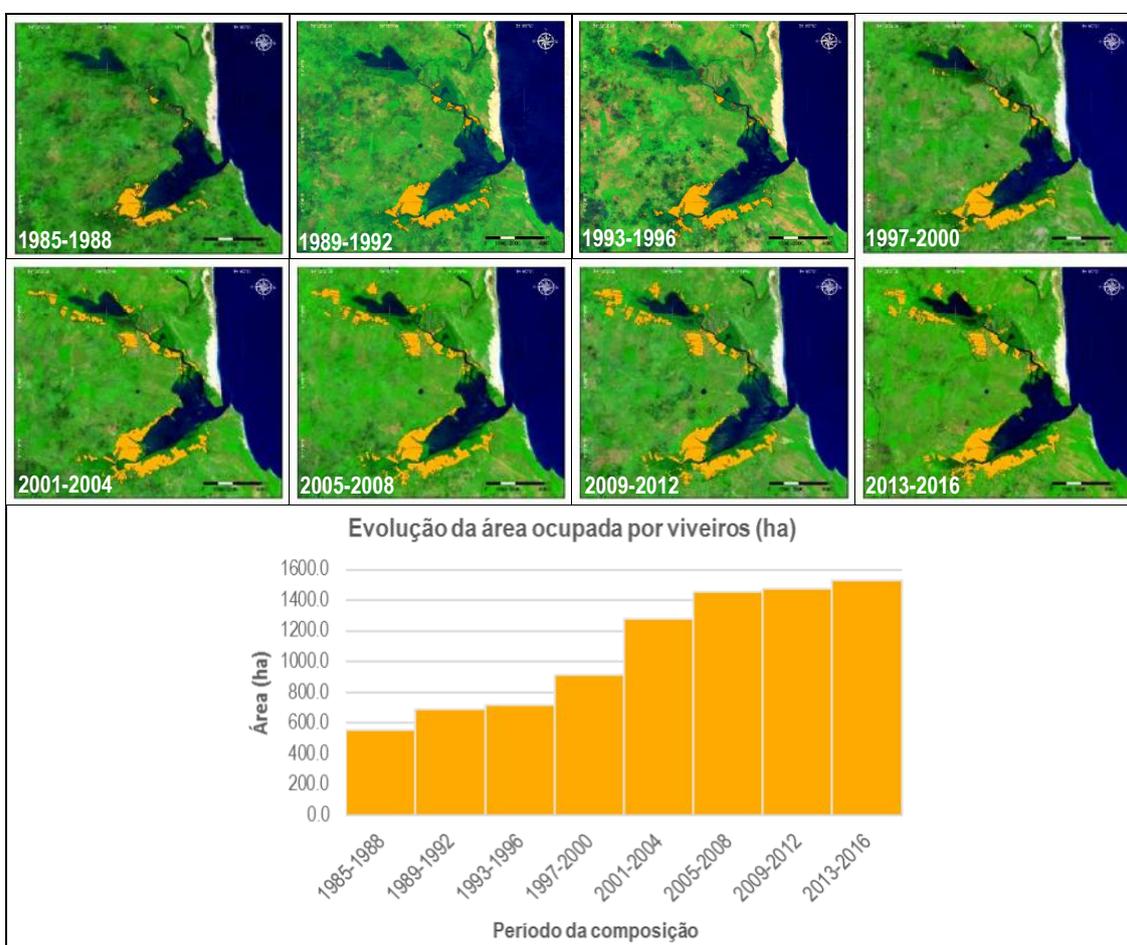


Figura 23 – Evolução da ocupação pela atividade de carcinicultura no entorno do sistema Lagunar de Guaraíras entre os anos de 1985 e 2016.

Conforme se observa no gráfico da Figura 23, o crescimento da ocupação pela atividade de carcinicultura mostrou-se mais pronunciado no período de 2001-2004. De acordo com dados da ABCC (2016b), a máxima produção nacional de camarão ocorreu em 2003 (90.190 t), sendo este fato precedido por um aumento significativo da

quantidade de fazendas de cultivo na região. Após o período de 2005-2008, não foi constatado crescimento expressivo de áreas ocupadas, o que representa um reflexo do aumento da fiscalização pelos órgãos ambientais e principalmente da queda de produção decorrente das epidemias virais que dizimaram os camarões cultivados na região neste período. A baixa atratividade que foi associada ao negócio, em função do risco de perda de toda produção, reduziu o interesse de novos investidores. Nos últimos anos, a atividade de carcinicultura local encontra-se estagnada com baixos níveis de produtividade – 6.810 t em 2015 e 6.016 t em 2016 (IBGE, 2018) - mantendo os produtores da região incapazes de investir em novas tecnologias e de desenvolver seu negócio (BEZERRA *et al.*, 2017).

A ocupação atual do Sistema Lagunar de Guaraíras pela atividade de carcinicultura representa uma área total de 1.528,1 ha (período de 2013-2016), sendo esta área proporcional a 87,9% do espelho d'água do sistema (1738.5 ha - IDEMA, 2014). Pressupondo uma coluna d'água média de 1,2 m para toda área ocupada pelos viveiros, estima-se que o volume de água armazenado pela atividade seja de aproximadamente $1,83 \times 10^7$ m³, o que é equivalente a 72,2% do prisma de maré do sistema ($2,54 \times 10^7$ m³).

3.3. Estabilidade hidrossedimentológica da embocadura da Laguna de Guaraíras

Dados batimétricos levantados pelo IDEMA (2004) indicam que a menor área da seção transversal do canal de maré da Laguna de Guaraíras possui cerca de 1.250 m², representada pela Seção 5, mostrada na Figura 24.

De acordo com o critério empírico de estabilidade de embocaduras apresentado por JARRET (1976), a área da mínima seção transversal (A_c) de canais estáveis relaciona-se com o prisma de maré (P) da laguna, a partir da seguinte expressão:

$$A_c = 1,57 \times 10^{-4} P^{0,95} \quad (1)$$

Considerando uma maré senoidal, KEULEGAN (1967, *apud* USACE, 2008b) mostrou que o prisma de maré pode ser aproximado por:

$$P = \frac{T V_{max} A_c}{0,86 \pi} \quad (2)$$

onde: T é período da maré; V_{max} é o valor máximo da velocidade média em A_c ; e 0,86 é fator de forma.

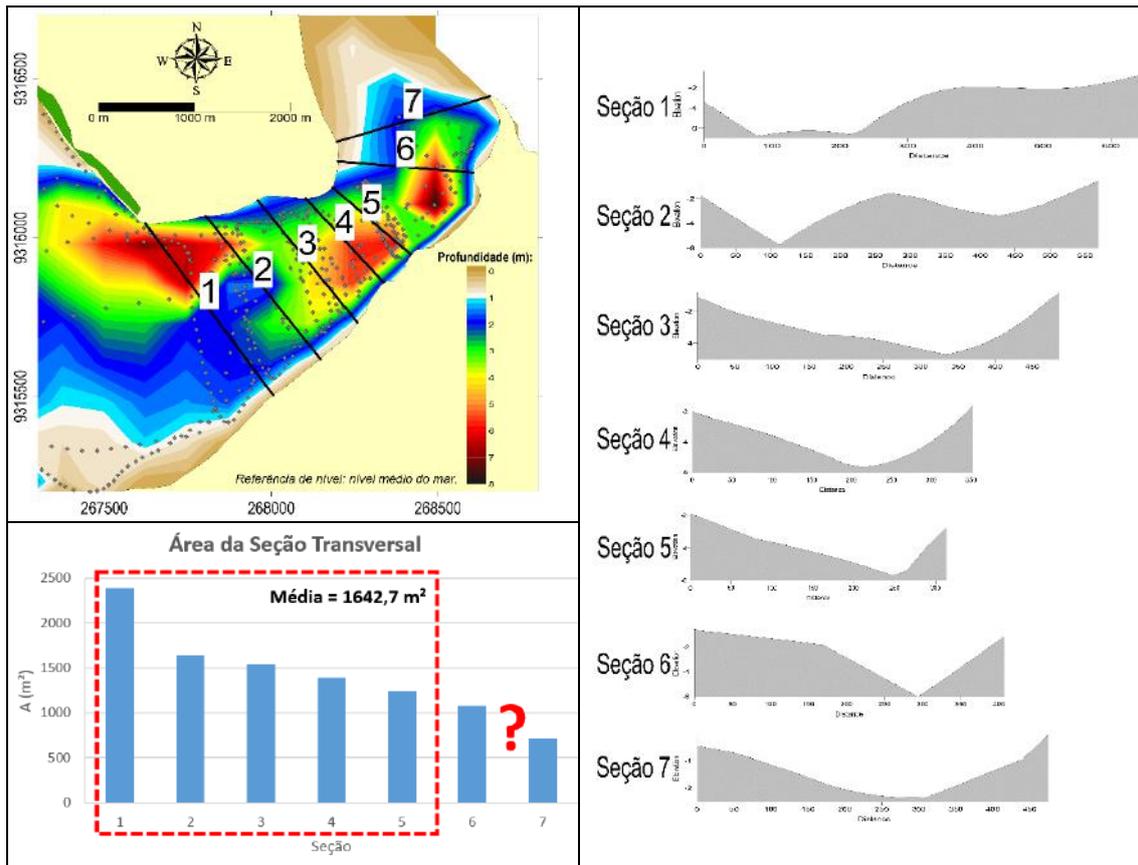


Figura 24 – Áreas e perfis das seções transversais na embocadura da Laguna de Guaraíras. Dados extraídos do levantamento efetuado em 2004 (IDEMA, 2004). Perfis das Seções 6 e 7 não estão bem representados devido a insuficiente quantidade de pontos de levantados.

Isolando P em (1) e substituindo em (2) pode-se obter uma equação que representa a velocidade média máxima para canais em equilíbrio, segundo o critério de JARRET (1976):

$$V_{max} = \frac{8,49 \times 10^3 \pi A_c^{0,05}}{T} \quad (3)$$

A partir do cruzamento das curvas de V_{max} para as Equações (2) e (3), mostradas na Figura 25, com os dados batimétricos da embocadura (IDEMA, 2004), verifica-se que a atual área da seção (marcação verde) é inferior à seção de equilíbrio estimada (cruzamento da linha azul com a linha preta) considerando os valores atuais do prisma de maré e do espelho d'água, o que indica uma tendência de aumento da seção para alcance do equilíbrio estável, *i.e.*, a marcação verde tende atualmente a se deslocar para direita em direção ao cruzamento das linhas azul e preta.

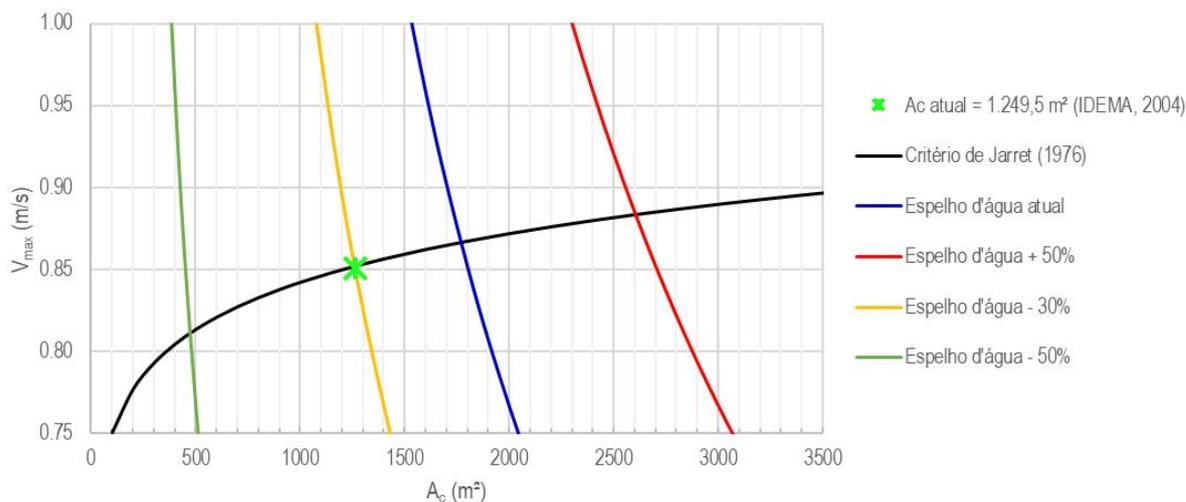


Figura 25 – Velocidade média máxima (V_{max}) em função da área da menor seção transversal (A_c). Nota-se que a área atual da menor seção transversal é inferior à área de equilíbrio, para ambos os valores de prisma de maré considerados, indicando uma tendência de erosão e aumento da seção atual.

A partir do conhecimento da situação atual foram investigados os efeitos decorrentes de alterações hipotéticas do espelho d'água do sistema. Caso seja ampliado o espelho d'água em 50%, a seção de equilíbrio seria ainda maior (cruzamento da linha vermelha com a linha preta), o que implicaria na tendência de erosão do fundo do canal e recuo ainda maior de suas margens. As linhas amarela e verde representam reduções hipotéticas do espelho d'água em 30% e 50%, respectivamente. A partir do posicionamento dessas curvas, pode-se inferir que reduções do espelho d'água atual superiores a 30% implicariam na diminuição da área da seção transversal e assoreamento do canal.

Por meio de simulações com o modelo analítico *CEA - Channel Equilibrium Area* (SEABERG e KRAUS, 1997), estimam-se quais seriam os valores da área da seção transversal da embocadura que apresentariam instabilidade, tendendo ao desequilíbrio hidrossedimentológico e ao fechamento. A Figura 26 apresenta, na forma do Diagrama de Escoffier, uma análise da estabilidade da embocadura considerando o prisma de maré atual e uma variação da amplitude de maré entre 0,5 m e 1,0 m. A partir da Figura 26, nota-se que, para valores de área da seção transversal menores que aproximadamente 800,0 m², o canal se aproximaria de uma condição de instabilidade, e para valores menores que aproximadamente 500,0 m², o canal permaneceria em equilíbrio instável. A situação de equilíbrio instável da seção transversal tenderia ao fechamento completo do canal e um retorno às condições ambientais passadas, implicando num enorme impacto ambiental ao sistema, com consequências econômicas e sociais à região.

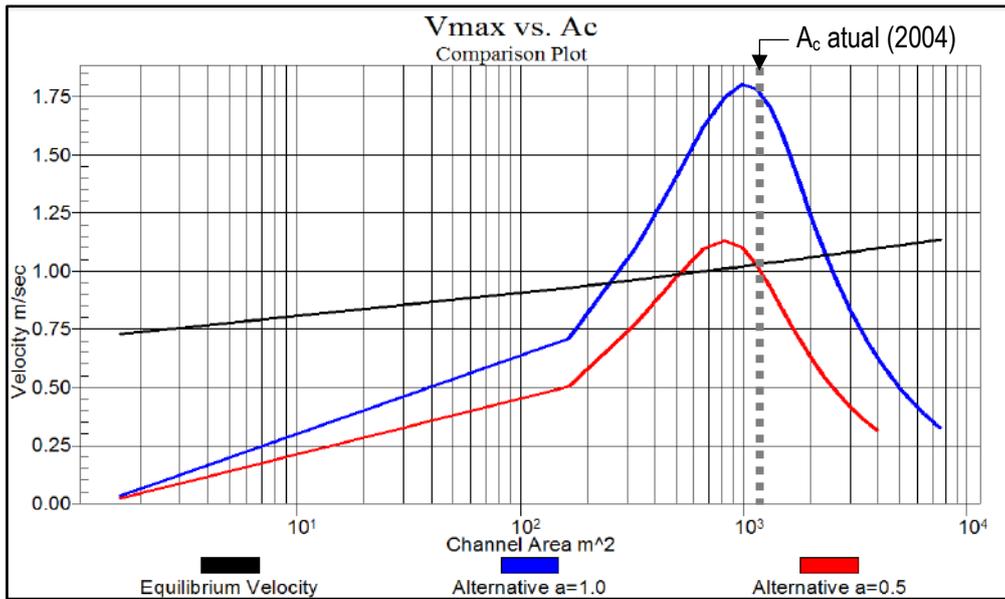


Figura 26 – Diagrama de Escoffier - Comparação entre as curvas calculadas para o prisma de maré atual, com uma variação de amplitude de maré entre 0,5 e 1,0 m. Gráfico gerado pelo modelo analítico CEA - Channel Equilibrium Area, disponibilizado pelo US Army Corps of Engineers (cirp.usace.army.mil/products/).

CAPÍTULO 4

METODOLOGIA

Devido à diversidade de fatores que atuam nos processos hidrodinâmicos, sedimentológicos e de qualidade de água em baías, estuários e lagoas costeiras, assim como à grande variabilidade espacial e temporal de tais fenômenos, é comum a utilização de modelos numéricos em projetos e estudos desses ambientes. Perante o objetivo proposto neste trabalho, a técnica de modelagem mostra-se como uma poderosa ferramenta, capaz de auxiliar a compreensão e quantificação dos fenômenos envolvidos, permitindo a construção e análise de cenários de ocupação do sistema.

Neste estudo, foi adotado o modelo numérico *Delft3D* (LESSER *et al.*, 2004) para simulação de processos hidro-morfodinâmicos e de qualidade de água no Sistema Lagunar de Guaraíras. Em estudos anteriores, o *Delft3D* mostrou-se capaz de representar com sucesso o comportamento morfodinâmico de sistemas costeiros dominados pelo efeito da maré, considerando simulações de longo prazo, *e.g.*, VAN DER WEGEN *et al.* (2008), DASTGHEIB *et al.* (2008), VAN DER WEGEN *et al.* (2011) e ZHOU *et al.* (2014). Logo, uma abordagem semelhante à utilizada nesses estudos mostrou-se de grande aplicabilidade para esta pesquisa, possibilitando o desenvolvimento de uma representação computacional da evolução morfológica do Sistema Lagunar de Guaraíras, decorrida após a ruptura da barra da laguna e a abertura definitiva do canal de maré, ocorrida há cerca de 100 anos.

Na literatura são encontrados diversos estudos que aplicaram a modelagem computacional para a investigação da dinâmica de corpos d'água naturais em suporte à atividade de aquicultura, e para a análise de impactos dessa atividade sobre os ecossistemas aquáticos. A maior parte desses trabalhos, no entanto, trata sobre questões relacionadas ao cultivo em tanques-rede, gaiolas ou cercados instalados diretamente no interior do corpo d'água, onde existe um fluxo constante da água do ambiente externo através do meio de cultivo, e os metabólitos, resíduos orgânicos e outros constituintes originados na produção são então continuamente dispersados no ambiente (HARTNETT e CAWLEY, 1991; GOWEN, 1994; PANCHANG *et al.*, 1997; WU *et al.*, 1999; LEE *et al.* 2003; DOGLIOLI *et al.*, 2004; SKOGEN *et al.*, 2004; GUEDES, 2011; VENAYAGAMOORTHY *et al.*, 2011; O'DONNCHA *et al.*, 2013; WU *et al.*, 2014; LEE *et al.*, 2015; ZHANG e KITAZAWA, 2015; ZHANG *et al.*, 2015; GROSSOWICZ *et al.*, 2017). Poucos estudos abordaram situações em que o cultivo é realizado em tanques escavados, instalados em áreas adjacentes ao corpo d'água (WOLANSKI *et al.*, 1990; WARD, 2000; TWILLEY *et al.*, 1998; WOLANSKI *et al.*; 2000; ANH *et al.*, 2010;

ARAÚJO *et al.*, 2006; TRAN e LU, 2013; LEY e OSUNA, 2014; SANTANA, 2017). E mesmo nestes estudos, as descargas de efluentes lançadas pelas fazendas são simplificadas por valores constantes, a partir da estimativa de contribuições médias anuais, diárias ou por ciclos de cultivo; ou simuladas durante eventos pontuais de descarga de efluentes, restringindo-se à análise determinística de situações específicas.

Sendo assim, é notável que tanto a inclusão de fatores antropogênicos em simulações numéricas de evolução morfológica de longo prazo, quanto a representação regional da operação de viveiros de carcinicultura em modelos numéricos costeiros de qualidade de água, ainda são assuntos pouco difundidos na literatura. Logo, a etapa de implementação do modelo numérico do Sistema Lagunar de Guaraíras, e de prescrição das operações de captação de água e lançamento de efluentes efetuadas pela carcinicultura, exigiu o desenvolvimento de novas abordagens que serão apresentadas ao longo deste capítulo. Na Figura 27 é apresentado um fluxograma da metodologia utilizada ao longo do trabalho.

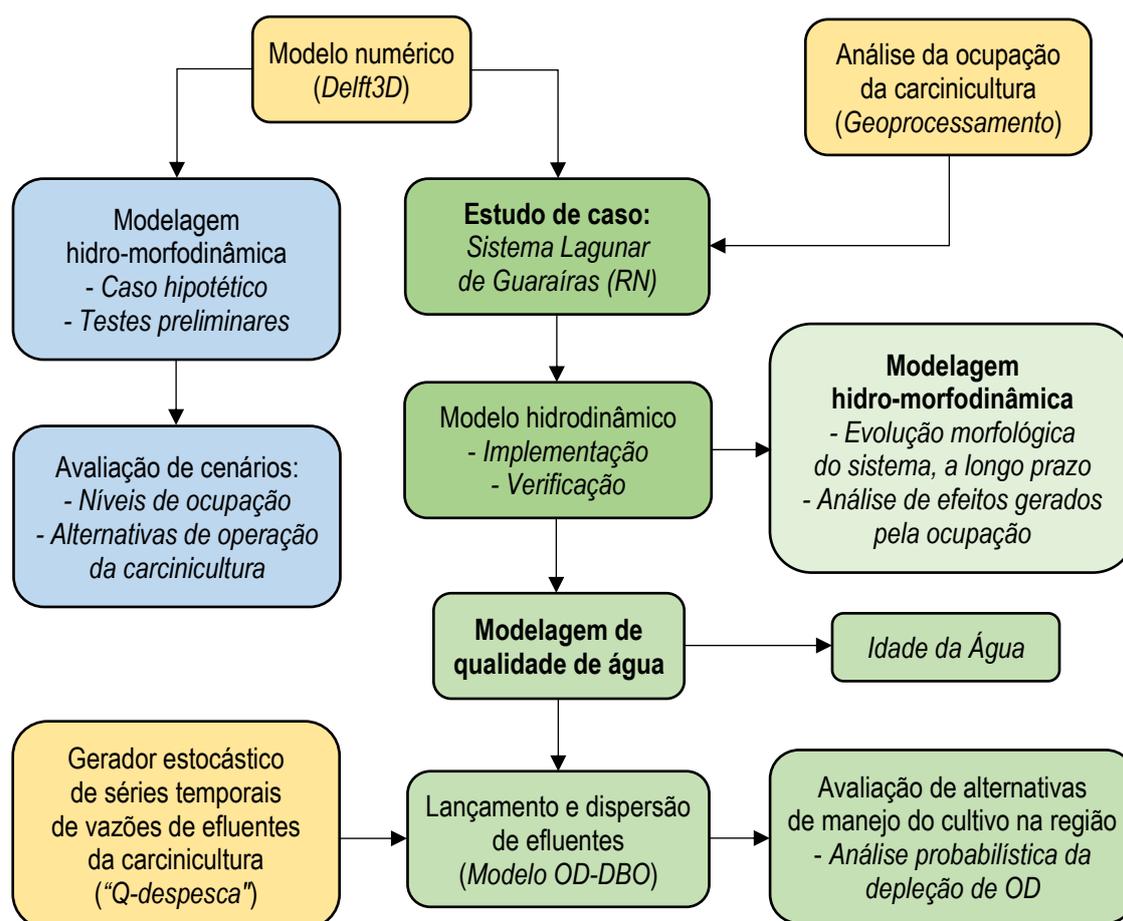


Figura 27 – Fluxo metodológico.

4.1. Modelo numérico

O módulo *Delft3D-FLOW* - modelo hidrodinâmico do *Delft3D* - foi utilizado para resolver as equações da continuidade (Equação 4) e da quantidade de movimento (Equações 5 e 6) integradas na vertical (2DH), considerando as aproximações de águas rasas e de Boussinesq para um fluido incompressível, e desconsiderando gradientes verticais e horizontais de densidade da água (DELTARES, 2017a). Termos para representação de fontes e de sumidouros são incluídos na equação da continuidade, o que possibilita a prescrição de séries temporais de descargas e de captações de água, operadas pelas fazendas de carcinicultura instaladas no sistema, e também a inclusão de contribuições por precipitação e por evaporação na região.

Equação da continuidade integrada na vertical

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial(HU)}{\partial x} + \frac{\partial(HV)}{\partial y} = Q \quad (4)$$

onde: ζ é a elevação da superfície livre; H é a altura da coluna d'água; U e V são as componentes de velocidade nas direções x e y integradas na vertical; Q é o somatório de contribuições por evaporação, infiltração, fontes e sumidouros, inseridas na forma de vazão por unidade de área.

Equações da quantidade de movimento integradas na vertical

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} + V \frac{\partial U}{\partial y} + g \frac{\partial \zeta}{\partial x} - fV + \frac{gU|U^2 + V^2|}{C^2H} - \frac{F_x}{\rho_0 H} - \nu \left(\frac{\partial^2 U}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 U}{\partial y^2} \right) = 0 \quad (5)$$

$$\frac{\partial V}{\partial t} + U \frac{\partial V}{\partial x} + V \frac{\partial V}{\partial y} + g \frac{\partial \zeta}{\partial y} + fU + \frac{gV|U^2 + V^2|}{C^2H} - \frac{F_y}{\rho_0 H} - \nu \left(\frac{\partial^2 V}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 V}{\partial y^2} \right) = 0 \quad (6)$$

onde: g é a aceleração da gravidade; f é o termo de Coriolis; ρ_0 é a densidade da água; F representa o desequilíbrio horizontal por tensões de Reynolds; ν é o coeficiente de viscosidade turbulenta vertical; C é o coeficiente de Chézy. $C = 18 \log_{10} \frac{12H}{k_s}$, sendo k_s a altura da rugosidade de Nikuradse, ou o dobro da amplitude da rugosidade equivalente de fundo (ε), definida de acordo com ABBOTT e BASCO (1989).

A discretização espacial do domínio de modelagem é feita por meio de grade numérica estruturada em sistema de coordenadas sigma, e a solução do sistema de equações diferenciais parciais é então efetuada através do método de diferenças finitas. Para simulação do processo de alagamento e secamento, o modelo utiliza o esquema de remoção de células, desativando-as quando apresentam nível d'água abaixo de um valor limiar.

Campos de velocidade variáveis no tempo e no espaço calculados pelo modelo hidrodinâmico são utilizados pelos modelos de transporte de sedimentos, de forma acoplada à modelagem hidrodinâmica, e pelo modelo de qualidade de água (módulo WAQ – *Water Quality*), porém de forma desacoplada à modelagem hidrodinâmica, *i.e.*, no caso da modelagem de qualidade de água, considera-se apenas o transporte de constituintes passivos.

As simulações morfodinâmicas consideraram a formulação de *Engelund-Hansen* (ENGELUND e HANSEN, 1967), comumente utilizada em rios e estuários, para o cálculo do transporte total de sedimentos não coesivos, sem levar em conta o efeito da ação de ondas (Equação 7). As alterações no fundo do corpo d'água são baseadas no balanço de massa de sedimentos em cada célula da grade. Sendo assim, a ocorrência de erosão ou assoreamento num determinado ponto do domínio resulta dos gradientes espaciais de transporte de sedimentos. Para facilitar a execução de simulações morfológicas de longo prazo, um fator de aceleração morfológico (*MorFac*) constante foi aplicado a cada passo de tempo, aumentando a taxa de evolução do leito em 100 vezes (ROELVINK, 2006). Uma descrição mais ampla do modelo é apresentada por LESSER *et al.* (2004).

Fórmula de Engelund-Hansen (1967) para o transporte total de sedimentos

$$S = \frac{0,05\alpha v^5}{\sqrt{gC^3\Delta^2D_{50}}} \quad (7)$$

onde: S é o transporte total de sedimentos, por arraste e em suspensão; α é um fator de calibração, usualmente igual a 1; v é a magnitude do escoamento; Δ é a densidade relativa do sedimento, $\Delta = (\rho_s - \rho_0)/\rho_0$; D_{50} é o diâmetro mediano do grão para uma dada fração de sedimentos.

A modelagem de qualidade de água em campo afastado é desenvolvida a partir da solução da equação de transporte advectivo-difusivo com reações cinéticas para constituintes passivos dissolvidos na coluna d'água (Equação 8).

Equação de transporte advectivo-difusivo com adição de fontes e reações cinéticas

$$\frac{\partial HC}{\partial t} + U \frac{\partial HC}{\partial x} - D_x \frac{\partial^2 HC}{\partial x^2} + V \frac{\partial HC}{\partial y} - D_y \frac{\partial^2 HC}{\partial y^2} = W + f_R(C, t) \quad (8)$$

onde: C é a concentração do constituinte integrada na coluna d'água; D_x e D_y são coeficientes de dispersão nas direções x e y ; W é um termo para adição de fontes ou lançamento de cargas; f_R são reações cinéticas para cada constituinte de interesse, definidas por processos físicos, químicos ou biológicos.

Neste estudo, a dinâmica do *Oxigênio Dissolvido* e da *Demanda Bioquímica de Oxigênio* na água foi representada por um modelo OD-DBO simples, sem inclusão dos processos de fotossíntese, respiração planctônica, demanda de Oxigênio por sedimentos ou nitrificação, considerando apenas os processos de *decomposição* e *reaeração*:

Decomposição - processo de oxidação da matéria orgânica carbonácea, representada pela DBO 5 dias, definido por uma reação de primeira ordem com taxa de decomposição igual a $0,2 \text{ dia}^{-1}$ (BOWIE *et al.*, 1985).

Reaeração - processo de transferência de oxigênio na interface ar-água, definido segundo a relação de BANKS e HERRERA (1977), *apud* DELTARES (2017b) - Relação nº9 apresentada na Referência Técnica do *Delft3D-WAQ* (Equação 9).

$$f_{Rear} = \frac{0,3 + (0,028 \times W^2)}{H} \times (C_{Ox}^S - C_{Ox}) \quad (9)$$

onde: f_{Rear} é a taxa de reaeração; W é a velocidade do vento a 10 m de altura; H é a altura da coluna d'água; C_{Ox} é a concentração de Oxigênio Dissolvido; C_{Ox}^S é a concentração de saturação de Oxigênio na água, definida a partir da Equação 10.

$$C_{Ox}^S = (14,652 - 0,41022 \times T + (0,089392 \times T)^2 \times (0,042685 \times T)^3) \times \left(1 - \frac{C_{Cl}}{10^5}\right) \quad (10)$$

onde: T é a temperatura da água (valor constante adotado: $20 \text{ }^\circ\text{C}$); C_{Cl} é a concentração de cloretos na água (valor constante adotado: $2 \times 10^4 \text{ g.Cl/m}^3$).

Além de simulações com o modelo OD-DBO, também foram realizadas simulações do transporte advectivo-difusivo de um traçador passivo com decaimento linear, para o cálculo da idade da água do sistema. Para isso, o termo de reações (f_R) - apresentado na Equação 8 - é então definido através da seguinte expressão:

$$f_R = -K_d C_T \quad (11)$$

onde: C_T é a concentração do traçador e K_d é a sua taxa de decaimento (dia^{-1}).

4.2. Modelagem hidro-morfodinâmica de uma lagoa costeira hipotética

Inicialmente, foi considerada a modelagem de um sistema costeiro idealizado, que permitisse a realização de testes iniciais, o ajuste de parâmetros e a simulação da evolução morfodinâmica para alguns casos genéricos de ocupação do sistema. A utilização de um domínio de modelagem simplificado facilitou a alteração de condições

de contorno e das estratégias de gerenciamento hídrico pela atividade de carcinicultura de forma sistemática, permitindo a ampla exploração dos efeitos gerados pela atividade para a posterior aplicação dessa metodologia no caso do Sistema Lagunar de Guaraíras.

4.2.1. Cenário de referência

Para a simulação e o estudo de diferentes cenários de modelagem foi, necessário primeiro configurar uma simulação base, aqui denominada de *Cenário de Referência*. Esse cenário considerou a evolução morfológica de um sistema costeiro hipotético, sem qualquer interferência antropogênica, ao longo de 100 anos. O domínio espacial definido consiste em uma lagoa costeira de fundo arenoso, com geometria semicircular, conectada ao mar através de um canal de maré com 2,8 km de largura (Figura 28). Tal configuração adotada tem sido amplamente aplicada em outros experimentos numéricos de modelagem morfodinâmica, focados na evolução de padrões morfológicos e no comportamento de planícies de maré a longo prazo, e.g., VAN MAANEN *et al.* (2011), MARCIANO *et al.* (2005), COCO *et al.* (2013), VAN MAANEN *et al.* (2013a), VAN MAANEN *et al.* (2013b), JIMENEZ *et al.* (2014) e VAN MAANEN *et al.* (2015). Tais estudos adotam também forçantes esquematizadas para o desenvolvimento das simulações computacionais.

Neste experimento, a complexidade das forçantes do modelo foi reduzida à ação da maré apenas, sendo considerada como principal mecanismo atuante na configuração morfológica da lagoa, sob condições hidrodinâmicas típicas. Na fronteira do modelo localizada ao largo da região marítima foi definido um contorno aberto, onde foi então prescrita uma curva de maré senoidal semidiurna, representada pela componente M2 com amplitude de 1,0 m. Outros processos relacionados à ação de ondas e ventos, ou às contribuições fluviais, por exemplo, não foram considerados neste experimento.

O domínio computacional foi discretizado por uma grade regular com resolução espacial de 50,0 m, e o passo de tempo de simulação do modelo foi de 1 minuto. Como condição inicial, foi definida uma batimetria plana com 2,0 m de profundidade no interior da lagoa, aumentando até 8,0 m de profundidade ao largo, formando um talude na região costeira paralelo à linha de costa. Uma perturbação aleatória entre -1,0 cm e +1,0 cm foi adicionada ao valor da profundidade de cada ponto da grade, facilitando o início da formação e ramificação de canais. A rugosidade de fundo foi definida pelo coeficiente de Chézy, $C = 65 \text{ m}^{1/2}/\text{s}$, e a composição do leito foi representada por uma fração de sedimentos finos com $D_{50} = 0,12 \text{ mm}$, em uma camada de 10 m de espessura

uniforme ao longo do domínio. Conforme descrito na Seção 0, foi adotado um fator de aceleração morfológico (*MorFac*) igual a 100. Logo, a partir de simulações com 1 ano de duração, foram representadas alterações morfológicas equivalentes a 100 anos. O valor de *MorFac* aplicado está dentro da faixa de valores utilizados em estudos anteriores, e.g., DASTGHEIB *et al.* (2008), DISSANAYAKE *et al.* (2009) e VAN DER WEGEN *et al.* (2008).

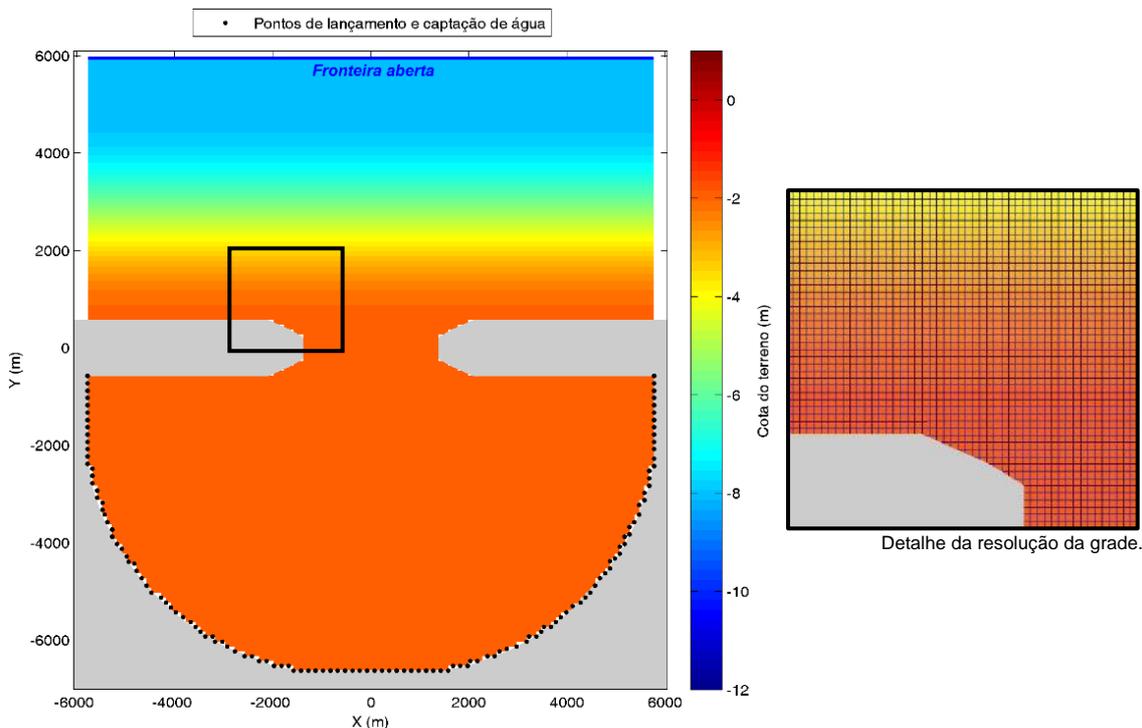


Figura 28 – Domínio de modelagem para uma lagoa costeira idealizada. Grade computacional regular com 232x253 células de cálculo com resolução de 50 m. Pontos pretos indicam a posição de vazões de descarga e de captação prescritas no modelo.

4.2.2. Cenários de operação da atividade de carcinicultura

Após a configuração do *Cenário de Referência*, foram implementados outros cenários de modelagem visando investigar alterações na dinâmica da evolução morfológica do sistema que possam ser provocadas por diferentes formas de operação de viveiros, comumente aplicadas na atividade de aquicultura marinha (conforme apresentado na Seção 2.6). Três modos de gerenciamento hídrico, executados com intuito de garantir aspectos qualitativos e quantitativos ideais para o cultivo, foram combinados com três diferentes níveis de ocupação do sistema pela atividade de carcinicultura, produzindo um total de nove cenários de avaliação. Para construção desses cenários, foi considerada a premissa de que todas as fazendas instaladas no sistema adotam uma mesma estratégia de manejo da água, seguindo os modos de operação **A**, **B** ou **C**:

A) *Captação contínua de água a uma taxa de 5%/dia (operação usual para compensação de perdas, **controle quantitativo**).*

B) *Captação intermitente de água a uma taxa de 5%/dia, realizada somente quando o nível da água na lagoa estiver acima do nível médio da maré (operação usual para **controle quantitativo**, porém **com restrição operacional** devido à oscilação local da maré).*

C) *Renovação da água das fazendas a uma taxa de 25%/dia, sincronizada com a oscilação local da maré, combinada com a operação **B** (captação intermitente a uma taxa de 5%/dia para controle de perdas). Em outras palavras, a captação de água pelas fazendas é realizada somente quando o nível d'água da lagoa estiver acima do nível médio da maré, e o lançamento da água dos viveiros é realizado somente quando o nível d'água da lagoa estiver abaixo do nível médio da maré (operação usual para **controle quantitativo e qualitativo** da água, porém **com restrição operacional** em função da oscilação local da maré).*

Três diferentes níveis de ocupação da atividade de carcinicultura instalada ao redor da lagoa costeira foram definidos. A proporção da ocupação foi representada pelo volume total de água armazenado pela ocupação com um todo, considerando valores proporcionais ao prisma de maré da lagoa hipotética ($P = 1,25 \times 10^8 \text{ m}^3$): **50%**, **100%** e **200%** de P . Esses valores situam-se numa faixa realista de níveis de ocupação observados em alguns corpos d'água costeiros ao redor do mundo, conforme ilustrado na Figura 3.

A Figura 29 exemplifica as curvas de captação e lançamento total, ao longo de um período de 24h de funcionamento das fazendas de carcinicultura, geradas para cada modo de operação proposto, a partir de um nível de ocupação de **50%**. A vazão total calculada foi então distribuída em 132 pontos da grade, regularmente espaçados ao longo das margens da lagoa (Figura 28), gerando uma série temporal de vazão para cada ponto. Os cenários de avaliação utilizaram séries similares às da Figura 29, estendidas para o período de 1 ano de simulação.

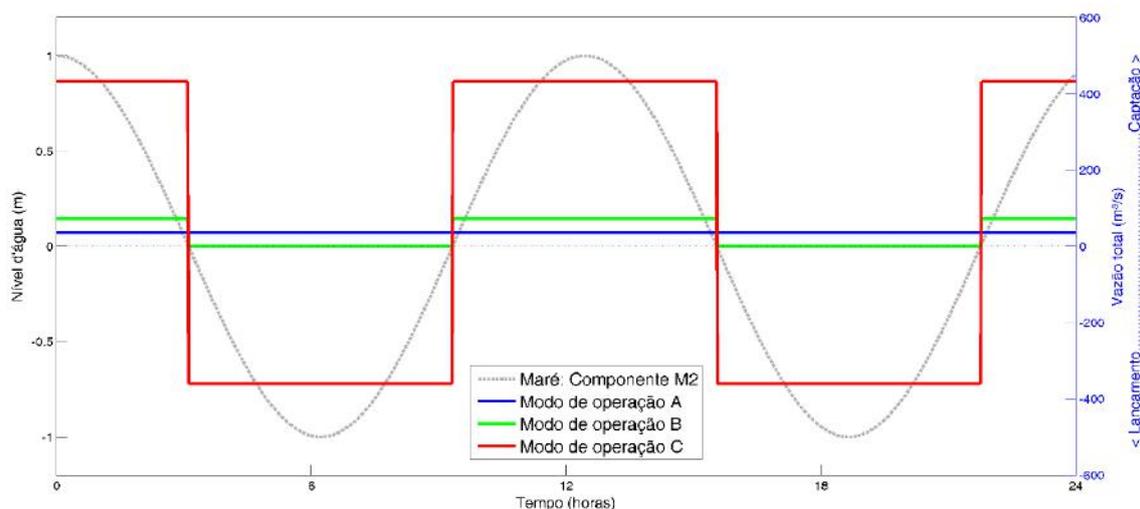


Figura 29 – Séries temporais de vazão total geradas por diferentes alternativas de gerenciamento hídrico executado pelas fazendas de carcinicultura (linhas coloridas). Valores positivos de vazão indicam captação de água e valores negativos indicam descarte na lagoa (eixo-y do lado dir.). A linha cinza representa a curva de maré prescrita no modelo (valores de nível d'água apresentados no eixo-y do lado esq.).

Alterações na morfologia da lagoa, provocadas pelas diferentes operações de manejo da água dos viveiros propostas, foram avaliadas em termos de: curva hipsométrica da lagoa costeira, considerando toda área interior até a embocadura; evolução temporal de parâmetros empregados em relações clássicas de equilíbrio morfológico, *Fórmula de Dronkers* - Equação 12; balanço volumétrico de sedimentos dentro da lagoa e na área costeira adjacente; e formação de estirâncio e canais de maré.

A hipsometria do sistema descreve a área que estaria submersa em diferentes níveis d'água. Neste estudo, os valores de área foram escalados de 0 a 1, proporcionalmente à área máxima, *i.e.*, em relação à área submersa na preamar.

Análises teóricas, como a descrita por DRONKERS (1998), preveem que sob condições de equilíbrio a geometria de uma lagoa costeira satisfaz a seguinte relação:

$$\left(\frac{h_{HW}}{h_{LW}}\right)^2 = \frac{A_{HW}}{A_{LW}} \quad (12)$$

onde: h_{HW} e h_{LW} são as profundidades médias da lagoa na preamar e na baixa-mar, respectivamente; A_{HW} e A_{LW} são as áreas totais alagadas na preamar e na baixa-mar, respectivamente.

Além das análises de alterações morfológicas, foram também investigadas mudanças nos padrões hidrodinâmicos da lagoa, em termos de: razão entre as velocidades pico durante a maré vazante e durante a maré enchente no canal de maré; e mapas de tensões residuais de cisalhamento no fundo. Os resultados obtidos para cada cenário proposto foram comparados com o *Cenário de Referência*.

4.3. Modelagem numérica do Sistema Lagunar de Guaráiras

Após a execução de experimentos hidro-morfodinâmicos em um modelo idealizado, foi implementado um modelo numérico para o Sistema Lagunar de Guaráiras, considerando os principais fatores que influenciam a circulação de suas águas, *i.e.*, maré, vento, vazões fluviais, precipitação e evaporação; suas características fisiográficas, *i.e.*, contornos, batimetria, composição sedimentar e rugosidade do fundo; e o perfil da atividade de carcinicultura local, *i.e.*, a ocupação ao seu redor e os modos de operação adotados pelas fazendas da região.

Nesta seção, apresenta-se: (i) a construção e (ii) a calibração de um modelo hidrodinâmico bidimensional para o Sistema Lagunar de Guaráiras; (iii) a configuração de simulações numéricas morfodinâmicas de longo prazo a partir de uma morfologia esquematizada do sistema; (iv) a criação de um experimento computacional para o cálculo da idade da água; (v) a implementação de um modelo de qualidade de água para análise da dinâmica de Oxigênio Dissolvido nas águas do sistema, em função da ocupação e do manejo adotado pela atividade de carcinicultura local; e (vi) a abordagem desenvolvida para representação da dinâmica regional de despesca do camarão, para geração de séries temporais de cargas de efluente dos viveiros e sua prescrição no modelo numérico.

4.3.1. Modelagem hidrodinâmica

Modelagem digital do terreno

A construção de um modelo numérico exige inicialmente a modelagem digital do terreno, *i.e.*, a representação dos limites espaciais e das profundidades (ou cotas de fundo) do domínio de interesse em uma grade computacional de modelagem. Os contornos do Sistema Lagunar de Guaráiras foram definidos a partir de uma imagem multiespectral do satélite *Sentinel-2* (*Copernicus Programme - European Space Agency: www.esa.int*) com resolução espacial de 10,0 m, adquirida em 23/05/2017 (Figura 30); e também com auxílio de ortofotos com resolução espacial de 2,0 m, adquiridas em 2006 (SETUR/SIN, 2006 - Figura 16).

A batimetria da região costeira, nas proximidades do sistema, foi extraída da Carta Náutica nº22.100 “*Do Cabo Calcanhar a Cabedelo*” - escala: 1:300.000, contendo levantamentos de 1966 a 1982 (DHN - Diretoria de Hidrografia e Navegação, Marinha do Brasil: *www.marinha.mil.br/chm*). Os dados da Carta Náutica (Figura 32), referenciados ao Nível de Redução (NR) da Marinha, *i.e.*, à média das baixa-mares de sizígia, foram previamente transformados para o nível médio do mar. A batimetria dos

corpos d'água interiores foi definida a partir de dados de profundidade levantados pelo IDEMA em 2004 (Figura 24), corrigidos para nível médio do mar, e também com base em imagens de satélite (Figura 30 e Figura 31) e ortofotos (Figura 16), adquiridas em instantes de baixa-mar. A partir dessas imagens, pôde-se identificar e vetorizar os contornos de bancos de areia, planícies de maré e manguezais do sistema, estimando-se a cota ao longo desses limites de acordo com as seguintes convenções:

(i) a cota do limite superior da região de manguezal é equivalente ao nível médio das preamares de sizígia (+0,95 m);

(ii) a cota do contorno que limita as regiões de manguezal com o espelho d'água é equivalente ao nível médio do mar (NR do modelo);

(iii) a cota do contorno que limita os bancos de areia e planícies de maré com o espelho d'água é equivalente ao nível médio das baixa-mares de sizígia (-0,96 m).

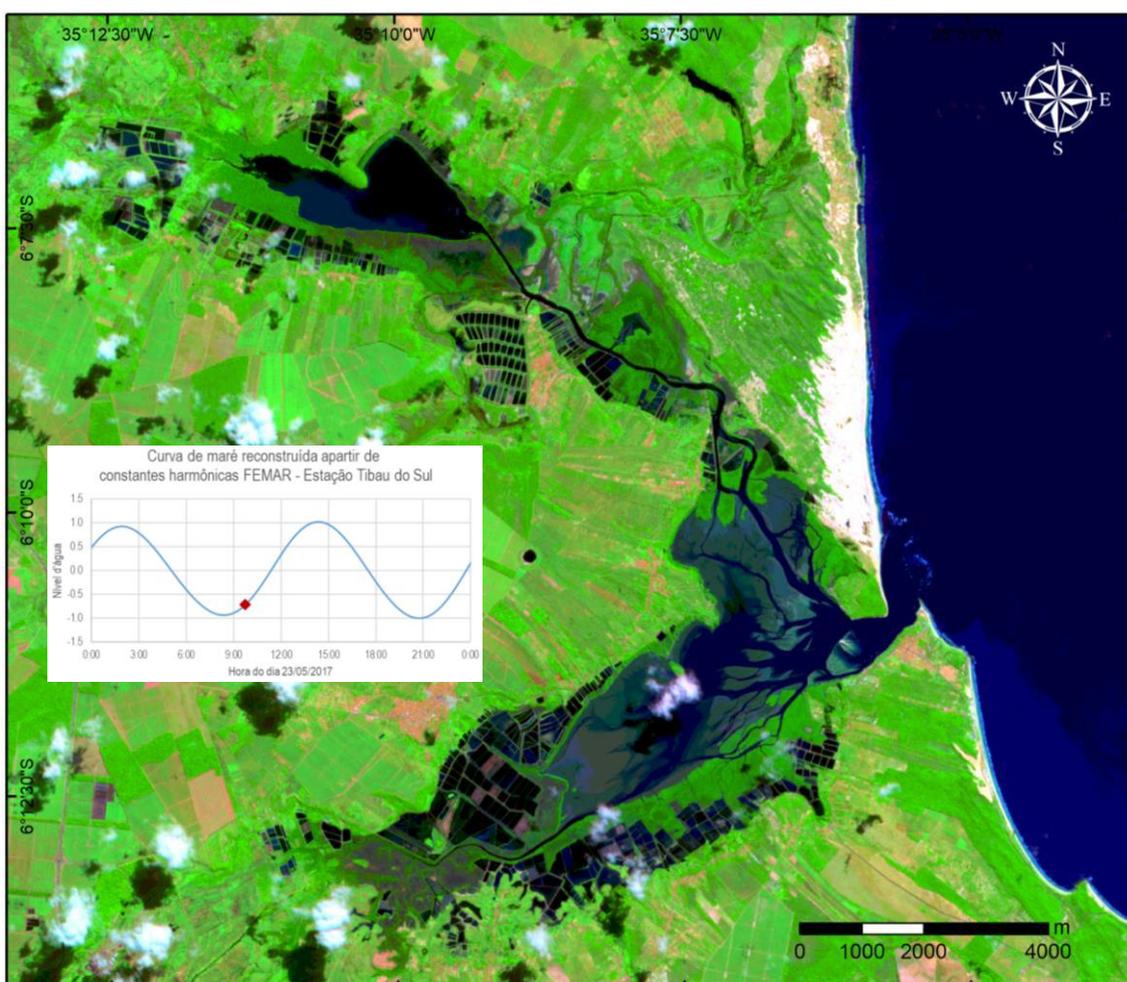


Figura 30 – Imagem do Sistema Lagunar de Guarairas obtida pelo satélite Sentinel-2, European Space Agency (www.esa.int), no dia 23/05/2017 às 09:43:21 (GMT-3). Resolução espacial: 10 m. Composição colorida: R12G8B2. Processamento através da plataforma Google Earth Engine (www.earthengine.google.com). Nível d'água estimado a partir de constantes harmônicas de maré: -0,7 m abaixo do nível médio do mar.

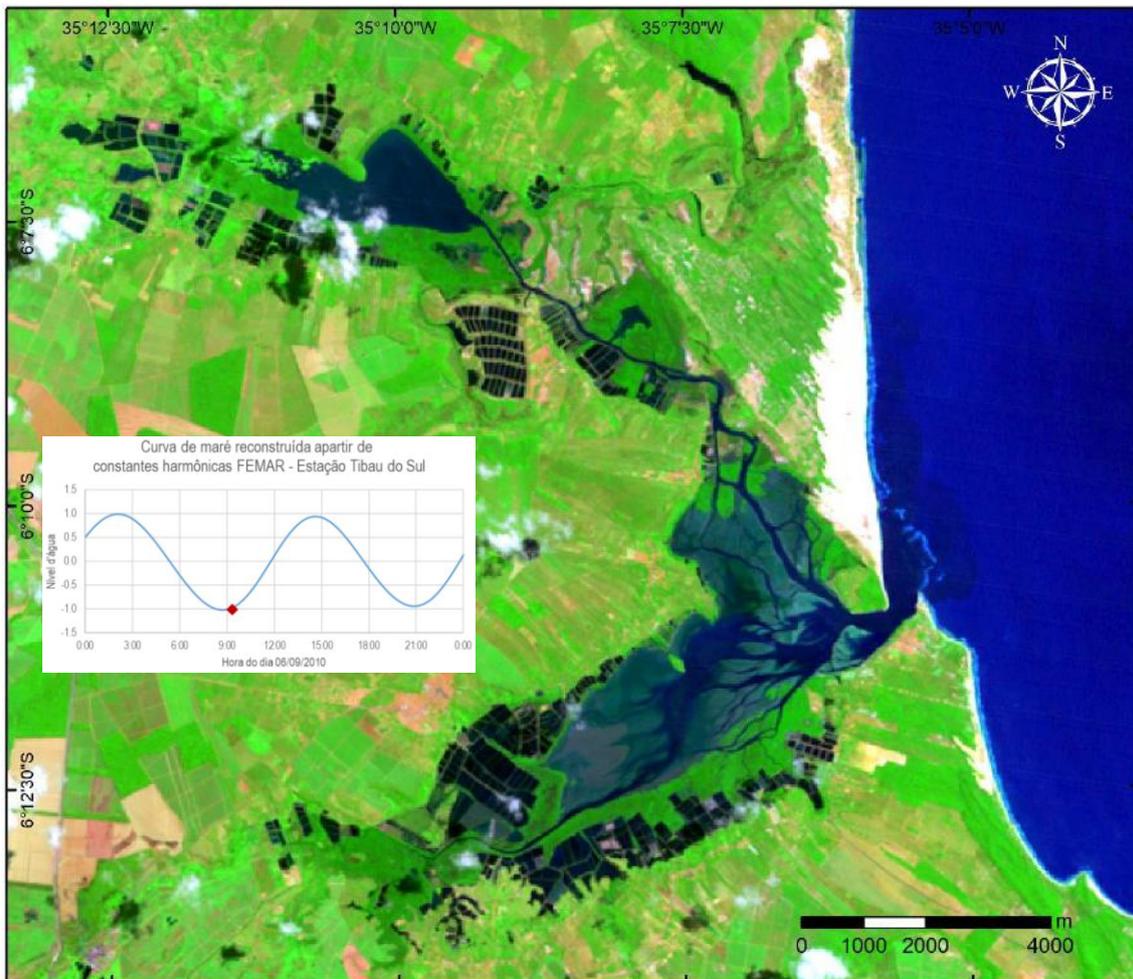


Figura 31 – Imagem do Sistema Lagunar de Guaraiaras obtida pelo satélite Landsat 5 TM, USGS (<https://landsat.usgs.gov/>), no dia 06/09/2010 às 09:18:54 (GMT-3). Resolução espacial: 30 m. Composição colorida: R7G4B1. Processamento através da plataforma Google Earth Engine (www.earthengine.google.com). Nível d'água estimado a partir de constantes harmônicas de maré: -0,98 m abaixo do nível médio do mar.

A tensão de atrito no fundo do escoamento foi calculada a partir da altura da rugosidade de Nikuradse (k_s), definida em função da natureza do terreno, equiparada ao dobro da amplitude de rugosidade equivalente (ϵ). Baseado em valores sugeridos por ABBOTT e BASCO (1989), foram adotados valores de k_s iguais a: 0,4 m para as áreas com presença de vegetação de manguezal (contornos em tons de verde, com cota superior ao nível médio do mar, apresentados na Figura 1Figura 33); e 0,04 m para o restante do domínio, cujo leito apresenta predominância de areias médias.

Grades numéricas e condições de contorno

A modelagem hidrodinâmica utilizou duas grades numéricas aninhadas (Figura 32), com intuito de propagar dados de maré do modelo global *FES2014* (LYARD *et al.*, 2016; CARRERE *et al.*, 2016), da isóbata de 30 m até a região litorânea próxima à embocadura do sistema. A amplitude e a fase de 34 constantes harmônicas de maré,

extraídas do modelo global, foram prescritas nas fronteiras abertas da *grade externa* do modelo numérico, que se estende por cerca de 20 km ao longo da costa e 18 km em sua direção transversal, e tem resolução espacial de 250 m. Além das constantes harmônicas de maré, foi fixado um desnível de 1 cm entre o nível médio das fronteiras norte e sul, visando a geração de um padrão unidirecional de correntes costeiras, sentido NNO, conforme mostram dados do modelo HYCOM (Figura 37). A modulação da intensidade das correntes foi forçada pela ação do vento sobre a superfície livre.

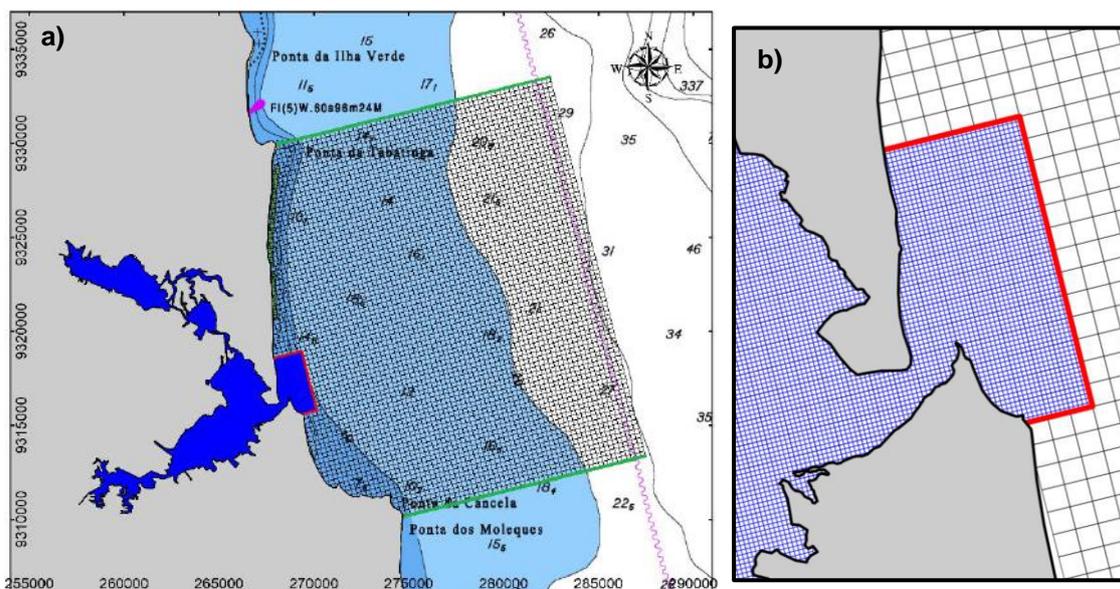


Figura 32 – Grades numéricas aninhadas utilizadas na modelagem hidrodinâmica. Grade externa (preto) e sua fronteira aberta (verde) - prescrição de maré do modelo global. Grade interna (azul) e sua fronteira aberta (vermelho) - prescrição de nível d'água calculado pela grade externa. b) Detalhe da resolução das grades na proximidade da embocadura. Em a), ao fundo, apresenta-se também a Carta Náutica utilizada para geração da batimetria da grade externa. Modelo desenvolvido no Sistema de Coordenadas WGS84 UTM - Zona 25S.

O nível d'água calculado na *grade externa* é transferido para uma *grade interna* com 50 m de resolução, através de suas fronteiras abertas localizadas próximas à isobata de 10 m, com cerca de 3 km de extensão ao longo da costa e cerca de 1,5 km de extensão na direção transversal ao litoral. A *grade interna*, mais refinada, se estende por todo o sistema lagunar, incluindo áreas alagáveis, *i.e.*, planícies de maré e áreas de manguezal, desde a embocadura e zona costeira adjacente, até os trechos dos rios Jacu e Trairi a montante dos manguezais. Na Figura 33 e na Figura 34, são apresentadas as batimetrias interpoladas para a *grade interna* e para a *grade externa*, respectivamente.

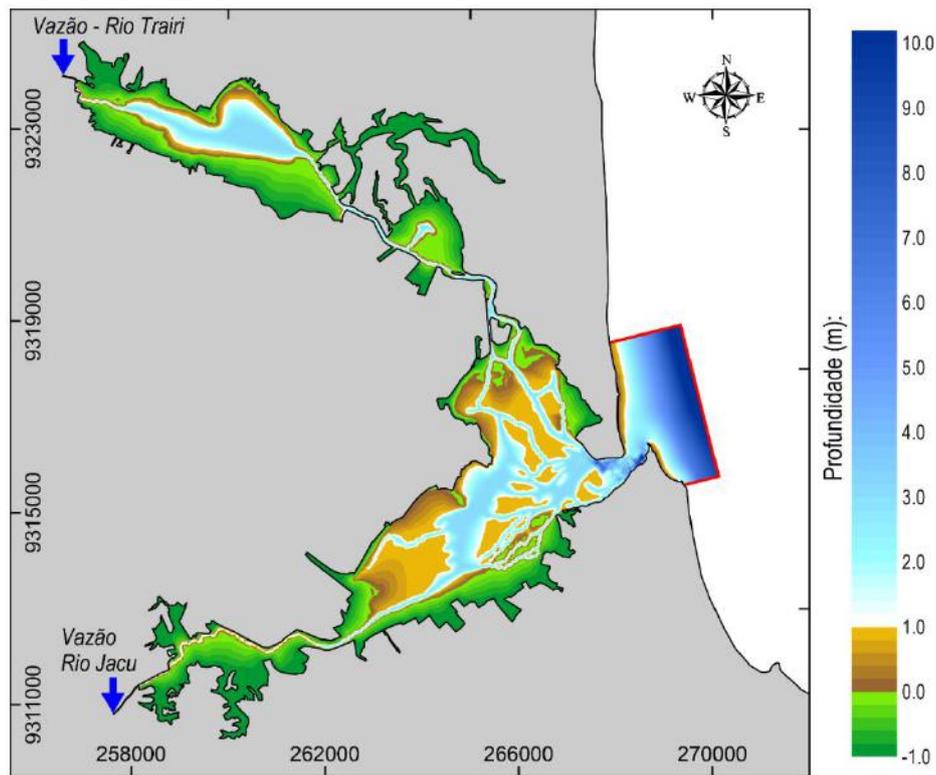


Figura 33 – Batimetria interpolada na grade interna do modelo. Setas na cor azul indicam a posição onde foram prescritas as vazões fluviais.

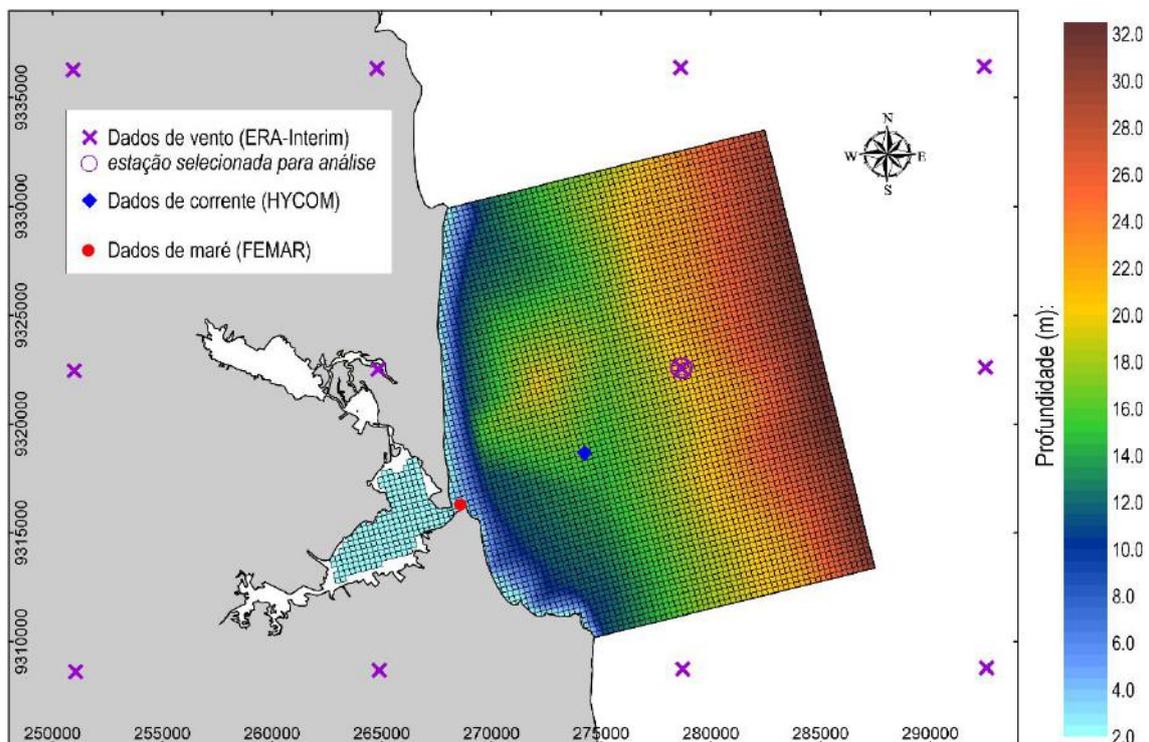


Figura 34 – Batimetria interpolada na grade externa do modelo a partir da Carta Náutica nº22.100 da DHN. Localização dos dados de vento utilizados como forçante hidrodinâmica, e dos dados de maré e correntes, utilizados para verificação dos resultados do modelo.

Período de simulação e outras forçantes do modelo

O cenário hidrodinâmico foi executado com passo de tempo de 15 segundos, e abrangeu um período de 1 ano de simulação - de 01/01/2017 até 01/01/2018 - utilizando, além da maré extraída do modelo *FES2014*, as seguintes informações para prescrição de forçantes hidrodinâmicas:

Vento: séries temporais de dados de reanálise do modelo global atmosférico ERA-Interim (DEE *et al.*, 2011), com intervalo de tempo de 6 horas, extraídos em 12 pontos próximos da área de estudo (Figura 34) e interpolados espacialmente nas grades numéricas. Ver análises dos dados de vento na Figura 15.

Vazões fluviais: contribuições médias provenientes das bacias hidrográficas dos rios Jacu (1,5 m³/s) e Trairi (3 m³/s), segundo IGARN (1998). Ver Figura 14a.

Precipitação e evaporação: valores médios mensais e uniformes no espaço, obtidos pela Estação Meteorológica de Natal (INMET, 1992). Ver Figura 14b.

Na Figura 34, é apresentada a posição dos dados de vento obtidos a partir do modelo atmosférico ERA-Interim, junto à *grade externa* do modelo; e, na Figura 33, apresenta-se a posição das descargas fluviais consideradas na *grade interna*.

4.3.2. Verificação do modelo hidrodinâmico

Resultados do modelo hidrodinâmico foram comparados com os seguintes dados disponíveis: (i) série temporal de nível d'água, reconstruída a partir das constantes harmônicas de maré da FEMAR - *Estação Tibau do Sul – RN* (Figura 35), localizada junto ao quebra-mar na embocadura da laguna; e (ii) séries temporais de velocidade - componentes *U* e *V* - obtidas a partir do modelo global oceânico *HYCOM - Hybrid Coordinate Ocean Model* (<https://hycom.org>), nas coordenadas 6,16°S e 35,04°O, a 8 m de profundidade (meia coluna d'água). A localização dos dados utilizados é apresentada na Figura 34.

Nota-se que o modelo representou com bastante coerência as características hidrodinâmicas conhecidas da região, em termos de oscilação do nível d'água na embocadura do sistema e de padrões típicos de correntes costeiras na área marítima adjacente.

FEMAR-FUNDAÇÃO DE ESTUDOS DO MAR <i>Catálogo de Estações Maregráficas Brasileiras</i>					
Nome da Estação :		TIBAU DO SUL - RN			
Localização :		No quebra-mar da Lagoa Guarairas			
Organ. Responsável :		DHN			
Latitude :		06° 11,2' S	Longitude : 35° 06,1' W		
Período Analisado :		09/04/76 a 10/05/76	Nº de Componentes : 36		
Análise Harmônica :		Método Almirante Santos Franco			
Classificação :		Maré Semidiurna			
Estabelecimento do Porto: (HWF&C)		IV H 57 min	Nível Médio (Zo):		116 cm acima do NR.
Médias das Preamares de Sizígia (MHWS) :		211 cm acima do NR.	Média das Preamares de Quadratura (MHWN) :		166 cm acima do NR
Média das Baixa-mares de Sizígia (MLWS) :		20 cm acima do NR.	Média das Baixa-mares de Quadratura (MLWN) :		65 cm acima do NR.
CONSTANTES HARMÔNICAS SELECIONADAS					
Componentes	Semi-amplitude (H) cm	Fase (g) graus (°)	Componentes	Semi-amplitude (H) cm	Fase (g) graus (°)
Sa	-	-	MU ₂	2,6	138
Ssa	-	-	N ₂	13,7	112
Mm	2,6	042	NU ₂	2,6	112
Mf	-	-	M ₂	72,8	121
MTM	1,2	110	L ₂	2,12	104
Msf	0,8	155	T ₂	1,3	142
Q ₁	1,1	128	S ₂	22,8	141
O ₁	5,5	162	K ₂	6,1	142
M ₁	0,3	292	MO ₃	1,0	268
P ₁	1,4	212	M ₃	1,1	133
K ₁	4,2	219	MK ₃	1,7	247
J ₁	0,6	277	MN ₄	0,9	159
OO ₁	0,5	261	M ₄	1,4	192
MNS ₂	0,5	153	SN ₄	0,6	178
2N ₂	1,8	103	MS ₄	0,9	177
Referências de Nível: RN-1 situada no quebra-mar a aproximadamente 60 m da extremidade.					
Obs: Não há referência a outros períodos					

Figura 35 – Constantes harmônicas da FEMAR, Estação Tibau do Sul - RN.

A Figura 36 mostra a aderência de níveis d'água calculados pelo modelo em relação à curva de maré sintética da FEMAR. O ajuste das curvas de maré apresentou valor de REQM (raiz do erro quadrático médio) igual a 9 cm, o que corresponde a uma diferença de 6% em relação à altura média de maré local.

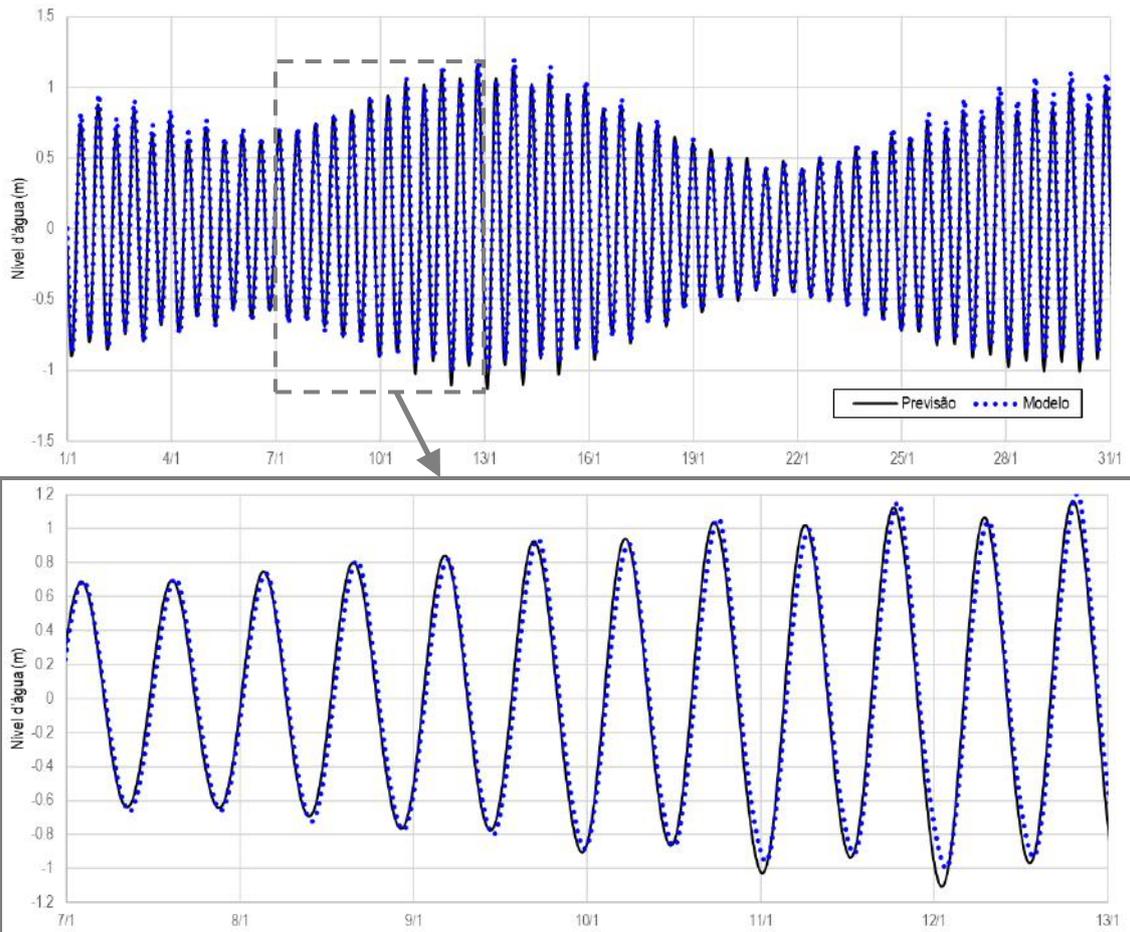


Figura 36 – Nível d'água calculado pelo modelo comparado com o nível d'água gerado a partir de constantes harmônicas da FEMAR. Série temporal referente ao mês de jan/2017 - horário GMT, extraída da grade interna do modelo no mesmo ponto da estação maregráfica (Figura 34). Raiz do erro quadrático médio (REQM) verificado em 1 mês de simulação: 9 cm, equivalente a 6% da altura média da maré local.

As velocidades calculadas pelo modelo na região costeira ajustaram-se à magnitude e à direção predominante das correntes extraídas do modelo *HYCOM*, conforme observado nos histogramas direcionais apresentados na Figura 37. De acordo com os padrões analisados, há a predominância de magnitude de correntes costeiras na faixa de 0,1 a 0,2 m/s, tanto no mês de janeiro quanto no mês de julho, porém alcançando valores mais elevados, de até aproximadamente 0,3 m/s, durante o mês de julho. O modelo representou bem esse comportamento sazonal.

O sentido das correntes permaneceu fixo no octante NNO, em ambos os períodos. Observa-se um deslocamento de até 15° entre o sentido predominante apresentado pelos dados do *HYCOM* e pelas velocidades calculadas pelo modelo, o que é gerado principalmente pelas diferenças na resolução da grade e detalhamento da batimetria dos modelos, e influenciado também pelo campo de vento considerado em cada modelagem.

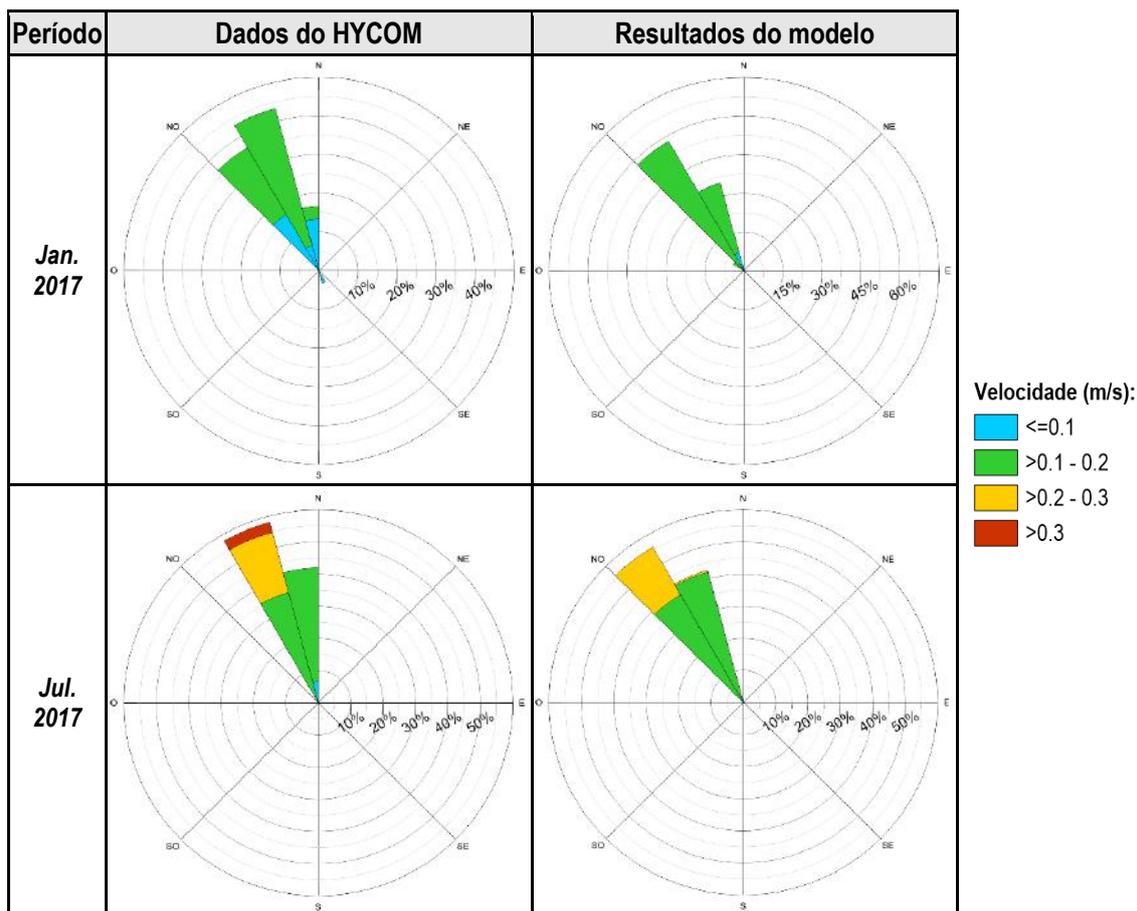


Figura 37 – Histogramas direcionais de correntes extraídas do modelo global HYCOM, a 8 m de profundidade, e de correntes médias na coluna d'água calculadas pelo modelo numérico, referente aos meses de janeiro e julho de 2017. Convenção vetorial. Série do modelo extraída da grade externa, na posição indicada no mapa da Figura 34.

Após a verificação do modelo hidrodinâmico do Sistema Lagunar de Guaraíras, foram construídos os cenários de modelagem morfodinâmica e de qualidade de água, apresentados a seguir.

4.3.3. Modelagem morfodinâmica

Os cenários de modelagem numérica da evolução morfológica do Sistema Lagunar de Guaraíras consideraram as mesmas forçantes hidrodinâmicas apresentadas anteriormente (Seção 4.3.1), aplicadas à *grade interna* (Figura 33). No entanto, como condição inicial do modelo, foram prescritas morfologias esquematizadas (Figura 38), utilizando abordagem semelhante à empregada nas simulações morfodinâmicas de uma lagoa costeira idealizada, apresentada na Seção 4.2.

Inicialmente, foi implementado um *Cenário de Referência*, denominado de Cenário **M0**, e em seguida foram implementados dois cenários de avaliação, denominados de **M1** e **M2**, visando: (i) a análise de potenciais alterações na dinâmica da evolução morfológica a longo prazo do Sistema Lagunar de Guaraíras, em função da

operação de viveiros e do manejo hídrico adotado pela carcinicultura instalada na região (Cenário **M1**); e (ii) a análise de efeitos morfodinâmicos a longo prazo gerados por uma hipotética redução do espelho d'água do sistema (Figura 35b), provocada pela construção de empreendimentos de carcinicultura juntos às margens no interior das lagoas (Cenário **M2**). A seguir, são apresentadas as características de cada cenário construído.

Cenário M0 - Cenário de Referência

Adota-se uma batimetria plana com 2,0 m de profundidade por todo o sistema lagunar, com os contornos internos do domínio limitados ao nível médio do mar, *i.e.*, desconsiderando as áreas alagáveis com vegetação de manguezal (Figura 38a). Esse cenário não considera qualquer operação pela atividade de carcinicultura.

Cenário M1

O Cenário **M1** utiliza a morfologia inicial do Cenário **M0** (Figura 38a); considera o *histórico de ocupação* do sistema pela atividade de carcinicultura - conforme apresentado na Seção 3.2.1. e resumido no gráfico da Figura 39 - para o cálculo do volume de água armazenado pela atividade; e assume que todas as fazendas realizam captação contínua de água do sistema lagunar para compensação de perdas por evaporação e infiltração nos viveiros, a uma taxa de 7%/dia (valor típico em áreas tropicais, ver Seção 2.6.1; podendo ser eventualmente excedido na Região Nordeste do Brasil, segundo profissionais do setor). Tal operação representa o manejo hídrico mais usual na região, similar ao modo de operação **A**, definido na modelagem morfodinâmica da lagoa costeira hipotética (ver Seção 4.2.2).

Ao invés da utilização de níveis de ocupação da atividade proporcionais ao prisma de maré local, conforme adotado anteriormente nos cenários de ocupação de uma lagoa hipotética, neste experimento o volume de água armazenado pela atividade de carcinicultura foi estimado a partir da área de viveiros levantada por sensoriamento remoto, multiplicada por uma coluna d'água média de 1,2 m. A série temporal de vazão total de captação, proporcional à taxa de perdas de 7%/dia do volume estimado, foi definida de acordo com o histórico da expansão da atividade no entorno do sistema (Figura 39) e distribuída em 126 pontos posicionados ao longo das margens do domínio (Figura 38a). A escala temporal do histórico da ocupação foi ajustada, de 100 anos (1924-2024) para o período de 1 ano empregado na simulação numérica.

Cenário M2

Considera uma redução de 30% do espelho d'água utilizado no Cenário **M0**, equivalente a 521,6 ha - hipótese de ocupação/aterramento de corpos d'água do sistema por empreendimentos de carcinicultura (Figura 38b).

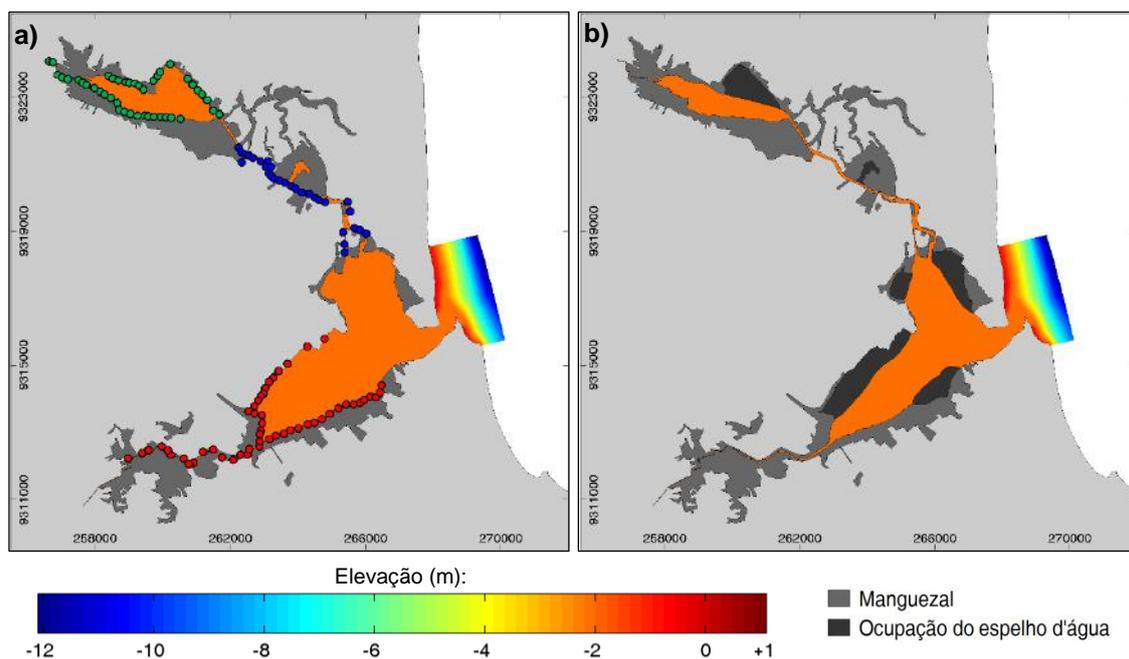


Figura 38 – Morfologias iniciais do Sistema Lagunar de Guarairás definidas para os cenários de modelagem morfodinâmica **M0** e **M1** (a), e **M2** (b). No mapa a) é apresentada a posição dos pontos de captação de água prescritos no modelo numérico para o Cenário **M1**. As vazões totais para cada região, apresentadas na Figura 36, foram distribuídas nos pontos de captação seguindo a mesma classificação de cores.

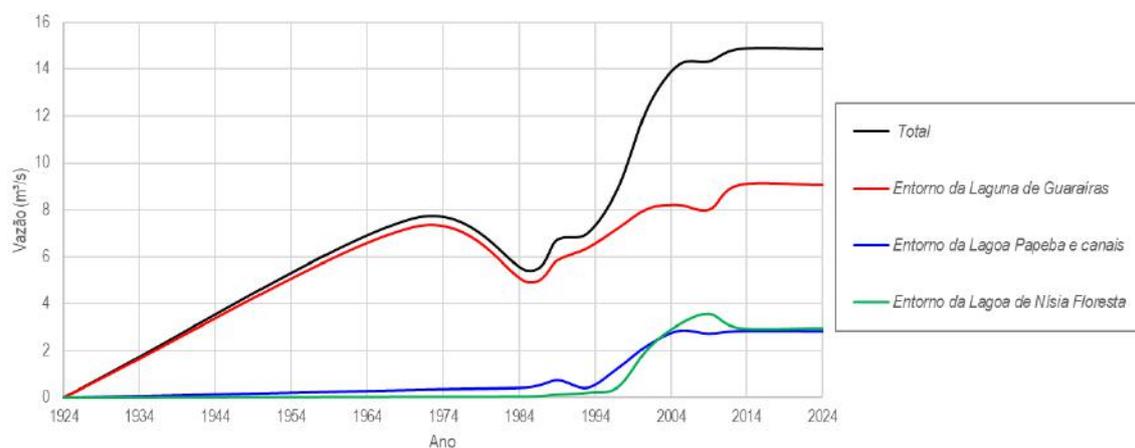


Figura 39 – Vazões de captação proporcionais à ocupação pela atividade de carcinicultura considerada no modelo morfodinâmico. Série baseada no histórico da ocupação no entorno dos principais corpos d'água que constituem o Sistema Lagunar de Guarairás, desde 1970 até 2016. A partir de 2016, as áreas foram mantidas com valores constantes. De 1924 (ano ruptura da barra da lagoa) até os primeiros registros para cada localidade, os dados foram interpolados linearmente.

A composição do leito foi representada por uma fração areia com $D_{50} = 0,2$ mm - limite superior da classe granulométrica de areias finas, predominante na área de estudo - em uma camada de 10 m de espessura uniforme ao longo do domínio. Assim

como nos experimentos anteriores, foi adotado um fator de aceleração morfológico (*MorFac*) igual a 100 para simulações com um ano de duração, visando a representação da evolução morfológica do sistema ao longo de 100 anos. A *Fórmula de Engelund-Hansen* (1967) foi utilizada para o cálculo do transporte total de sedimentos (Equação 7). Para facilitar o início da formação e ramificação de canais, uma perturbação aleatória entre -1,0 cm e +1,0 cm foi também adicionada ao valor da profundidade de cada ponto da grade. No Cenário **M2**, células da grade foram eliminadas para redução do domínio espacial de modelagem, mantendo as profundidades iguais às do Cenário **M0** nas células remanescentes.

A partir dos resultados dos cenários de modelagem morfodinâmica **M0**, **M1** e **M2**, foi avaliada a evolução da morfologia da Laguna de Guaraíras para cada caso. Os resultados foram analisados a partir de mapas de elevação e hipsometria final da laguna, cuja área interior considerada se estende desde a embocadura até a foz do Rio Jacu e a foz do Canal Surubajá; e também em termos de balanço volumétrico de sedimentos em seu interior, ao longo do período simulado. As alterações hidrodinâmicas foram avaliadas a partir de mapas de tensão residual de cisalhamento no fundo e de transporte residual de sedimentos.

4.3.4. Modelagem de qualidade de água

A modelagem da qualidade da água do Sistema Lagunar de Guaraíras foi desenvolvida a partir dos resultados da simulação hidrodinâmica de 1 ano - de 01/01/2017 a 01/01/2018 - apresentada na Seção 4.3.1, desconsiderando apenas os processos de precipitação e evaporação. As simulações foram desenvolvidas no *Delft3D-WAQ* (DELTA RES, 2017b), utilizando como domínio espacial de modelagem a *grade interna* com batimetria fixa, prescrita a partir da modelagem digital do terreno, ilustrada na Figura 33.

Cálculo da idade da água

Para uma avaliação da relevância de processos relacionados à qualidade da água em função do comportamento hidrodinâmico do sistema, foram desenvolvidas simulações para o cálculo da *idade da água*, utilizando um traçador com decaimento linear. Duas simulações com 31 dias de duração cada - referentes aos meses de janeiro e julho de 2017 - foram configuradas, considerando a seguinte abordagem: (i) nas entradas de água do sistema, definidas através das fronteiras abertas na região costeira e das vazões fluviais prescritas a montante, foi atribuída uma substância passiva com decaimento linear ($K_d = 0,1 \text{ dia}^{-1}$; equivalente a um T_{90} de 23 dias) e com concentração

igual a 1,0 g/m³ (C_0); e (ii) a concentração inicial desta substância (C_0), ao longo de todo domínio de modelagem, foi também definida igual a 1,0 g/m³ - distribuição espacial homogênea.

Ao longo das simulações, essa substância traçadora é transportada pelo sistema lagunar através dos mecanismos advectivo-difusivos com decaimento linear (Equações 8 e 11), e a variável *idade da água* (I_A) pode ser então calculada em cada ponto da grade numérica e a cada instante da simulação por meio da Equação 13. Discussões mais aprofundadas acerca de tal abordagem são apresentadas por ROSMAN (2018).

$$I_A(x, y, t) = \frac{\ln\left(\frac{C}{C_0}\right)}{K_d} \quad (13)$$

onde: C é a concentração do traçador numa dada posição (x, y) em determinado instante t ; C_0 é a concentração do traçador prescrita para a condição inicial e para as entradas de água no domínio; e K_d é a taxa de decaimento do traçador.

Modelagem de OD-DBO (lançamento e dispersão de efluentes)

Para a análise de alterações na qualidade da água do Sistema Lagunar de Guaraíras em função da operação e manejo de viveiros utilizados pela carcinicultura, foram desenvolvidas simulações da dispersão de efluentes gerados durante a despesca do camarão, *i.e.*, ao final do período de cultivo. Alterações na qualidade da água do sistema foram avaliadas em termos da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e do Oxigênio Dissolvido (OD) na água. Os processos considerados na modelagem são apresentados em maior detalhe na Seção 0.

Trinta e sete pontos de lançamento de efluentes foram definidos na grade computacional (Figura 40), nas proximidades das margens das lagoas, em locais com profundidade mínima de 1,5 m - evitando assim, erros numéricos provocados por descargas em áreas eventualmente secas. As simulações desenvolvidas não consideraram a modelagem do campo próximo, *i.e.*, assume-se que, ao ser lançado no corpo d'água, o efluente é completamente diluído no volume da célula da grade numérica no ponto de lançamento.

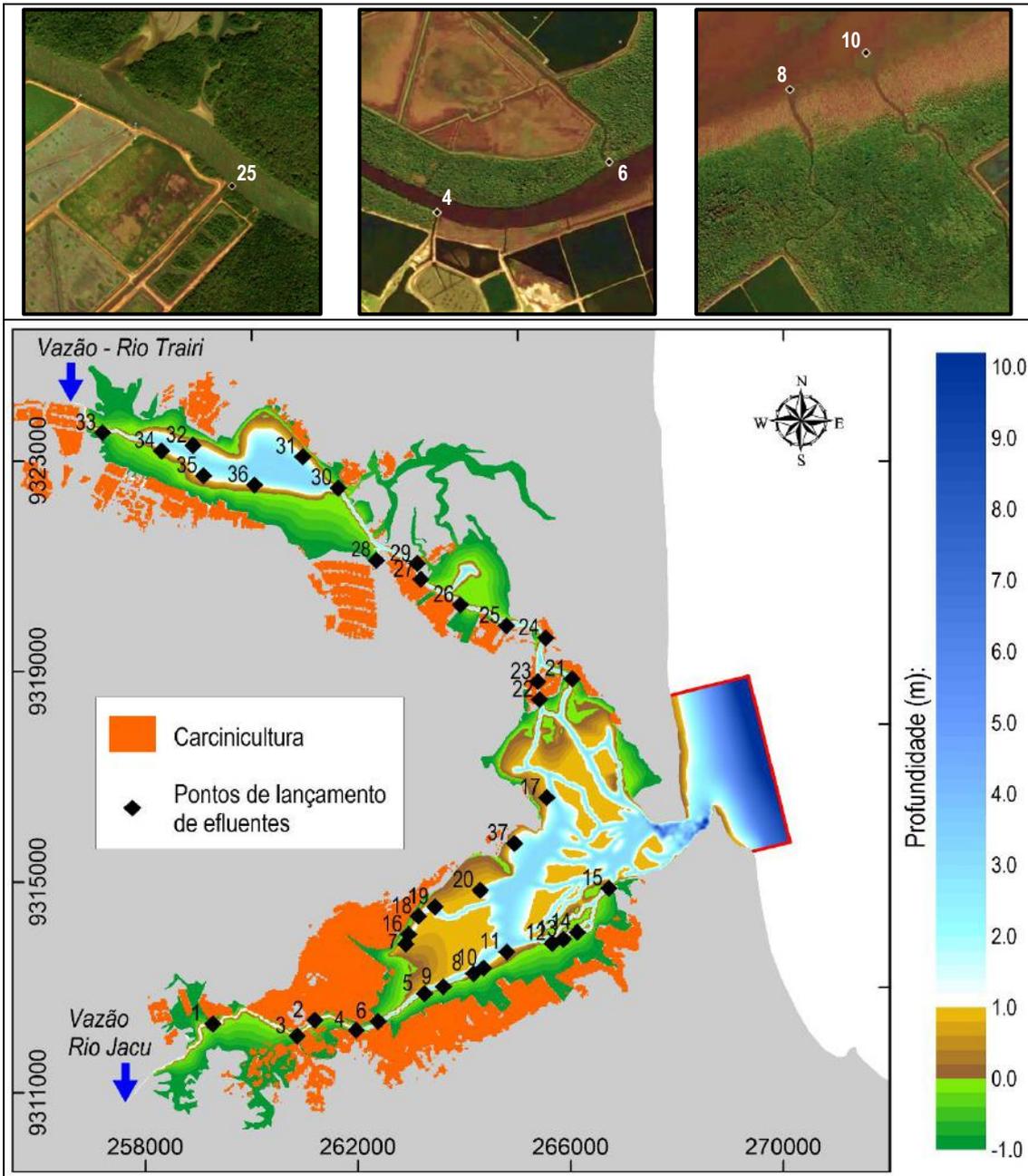


Figura 40 – Posição dos pontos de lançamento de efluentes da carcinicultura prescritos no modelo numérico. Como exemplo, acima do mapa de localização apresenta-se uma visualização em detalhe de alguns dos canais de descarga de efluentes da região (imagens extraídas do Google Earth). A ocupação pela carcinicultura, classificada em laranja, refere-se ao mosaico “2013-2016”, apresentado na Figura 23.

Cada ponto de lançamento de efluente definido no modelo, também chamado de *fonte*, representa a posição da descarga proveniente de um canal de drenagem principal, que recebe efluentes gerados por diversos viveiros de cultivo de camarão, instalados numa determinada área, e escoam esse efluente por gravidade em direção ao sistema lagunar. Na Figura 41, são apresentadas as áreas ocupadas pela carcinicultura, levantadas a partir da classificação de imagens do satélite *Landsat 8* (mosaico “2013-

2016”, apresentado na Figura 23), atribuídas como fontes geradoras de efluentes para cada ponto de lançamento definido no modelo.

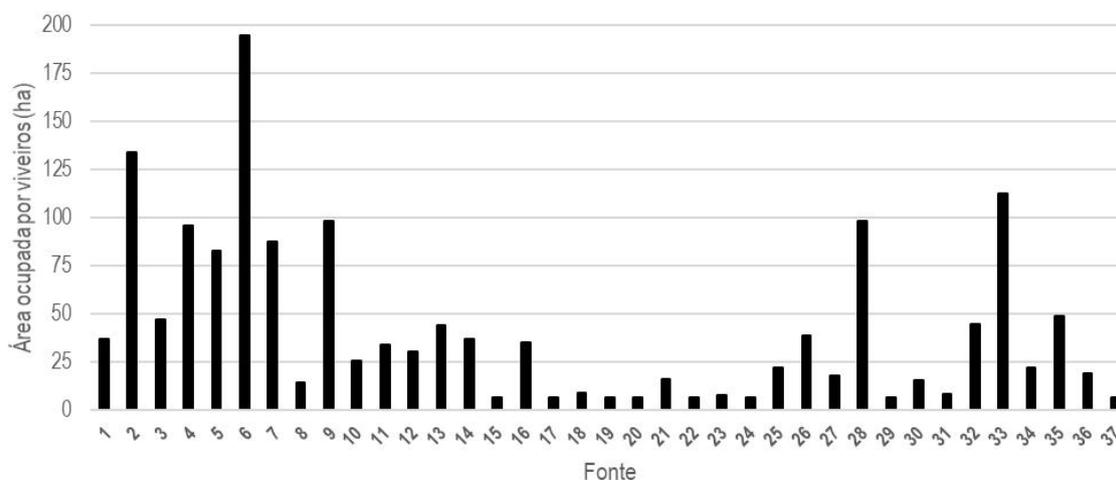


Figura 41 – Áreas ocupadas por viveiros atribuídas a cada fonte de lançamento de efluentes. Somatório das áreas igual a 1.528,1 ha.

As vazões de lançamento para cada fonte foram definidas a partir de um modelo estocástico, desenvolvido com intuito de prover séries temporais de descargas de efluentes baseadas na *geometria típica dos viveiros* existentes nos empreendimentos e na *representação estatística das formas de manejo* adotadas pelos produtores da região. Na Seção 4.3.5. é apresentada uma descrição detalhada do modelo gerador de vazões, denominado de “Q-despesca”, e dos cenários de manejo do cultivo considerados para análise.

As séries temporais de vazão de efluente prescritas no modelo consideraram concentrações de OD e DBO fixas ao longo das simulações. Três tipos de efluentes foram utilizados, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 – Caracterização dos efluentes da carcinicultura utilizados na modelagem de qualidade de água.

Parâmetro	Efluente 1	Efluente 2	Efluente 3
DBO 5 dias (mg/L)	30,0	50,0	120,0
OD (mg/L)	5,0	4,0	3,0

Os **Efluentes 1 e 2** consideram os padrões mínimos definidos pela GAA (2017), para empreendimentos com mais de cinco anos de certificação BAP e para empreendimentos em fase inicial de certificação, respectivamente (ver Tabela 1). O **Efluente 3** representa uma situação extrema de baixa qualidade: concentração de OD equivalente à condição mínima de *águas salobras Classe 3* (Resolução CONAMA nº357/2005), e crítica para sobrevivência do camarão; e concentração de DBO equivalente ao limite máximo permitido para efluentes de sistemas de tratamento de

esgotos sanitários, segundo a Resolução CONAMA nº430/2011. Apesar da criticidade, as concentrações definidas para o **Efluente 3** condizem com valores já verificados em empreendimentos da região (ver Seção 3.2).

Os cenários de lançamento de efluentes consideraram simulações com 1 ano de duração - referente ao ano de 2017, definido no modelo hidrodinâmico. Os resultados das simulações foram analisados em termos de probabilidades de ocorrência de concentrações de Oxigênio Dissolvido abaixo de um valor crítico, representativo de uma condição de hipoxia, *i.e.*, de depleção de OD no sistema. Como critério, foi adotado o limite previsto pela Resolução CONAMA nº357/2005 para águas salobras Classe 1, designadas à atividade de aquicultura: concentração de OD ≥ 5 mg/L.

Condições de contorno do modelo OD-DBO

Para as vazões afluentes provenientes das bacias hidrográficas dos rios Jacu e Trairi, foram prescritas concentrações dentro dos limites previstos pela Resolução CONAMA nº357/2005 *para águas doces Classe 1*: OD igual a 6 mg/L e DBO igual a 3 mg/L. Para as águas que adentram o domínio pelas fronteiras abertas na região costeira, foram definidos esses mesmos valores de concentração, que correspondem também aos limites para *águas salinas Classe 1*. Como condição inicial das simulações, foram definidas concentrações dentro dos critérios para *águas salobras Classe 1*: OD igual a 5 mg/L e DBO igual a 3 mg/L.

4.3.5. Modelagem de séries temporais de vazão de despesca

Para a geração de séries temporais de vazão de efluente lançado no momento da despesca do camarão, primeiramente foi necessária uma representação dos ciclos de cultivo existente em cada viveiro. A periodicidade (T) com que cada viveiro realiza a despesca depende basicamente do período de cultivo (T_C), definido pelo produtor, e do período de preparo do viveiro (T_P), para início do próximo ciclo. Assim, $T = T_C + T_P$. Contudo, o período de cultivo existente numa dada região, ocupada por inúmeras fazendas de carcinicultura, pode ser bastante variado em função do tamanho final do camarão almejado por cada produtor, da taxa de crescimento efetiva durante a produção, e da infraestrutura e disponibilidade tecnológica de cada empreendimento. Além disso, os cronogramas de despesca planejados para cada viveiro possuem um grau de incerteza inerente. Logo, a data prevista para o término do cultivo pode sofrer desvios devido a eventos climáticos adversos, problemas operacionais, doenças epidêmicas e oscilação da demanda pelo mercado consumidor.

Dessa forma, os períodos de cultivo (T_C), adotados pelos empreendimentos instalados ao redor do Sistema Lagunar de Guaraíras, foram definidos por meio da inferência estatística dos valores esperados para essa variável (O'HAGAN *et al.*, 2006). Para tal representação, denominada de distribuição de probabilidade *a priori*, foi selecionada a *Distribuição Beta* de probabilidade (Equação 14).

$$f(x, \alpha, \beta) = \frac{\Gamma(\alpha + \beta)}{\Gamma(\alpha)\Gamma(\beta)} x^{\alpha-1} (1-x)^{\beta-1} \quad (14)$$

onde: x uma variável aleatória dentro do processo de definição do período de cultivo; f é a função densidade de probabilidade (*fdp*) da *Distribuição Beta*, para $0 \leq x \leq 1$; α e β são parâmetros que definem a forma da distribuição (α e $\beta > 0$); e Γ representa a *função gama*, $\Gamma(n) = (n-1)!$.

Alterando os parâmetros α e β da Equação 14, a *Distribuição Beta* de probabilidade pode assumir uma grande variabilidade de formas (Figura 42), incluindo: *distribuições assimétricas*, quando $\alpha \neq \beta$; a *distribuição uniforme*, quando $\alpha = \beta = 1$; e o aspecto da *distribuição normal (distribuição Gaussiana)*, quando $\alpha = \beta > 1$. Para a interpretação das probabilidades em função de períodos de cultivo (T_C) aplicáveis, o intervalo de valores da variável aleatória x deve ser ajustado de $0 \leq x \leq 1$ para $T_C^{min} \leq x \leq T_C^{max}$, onde, T_C^{min} e T_C^{max} representam os períodos mínimo e máximo de cultivo esperados, *i.e.*, os valores extremos do intervalo aplicável.

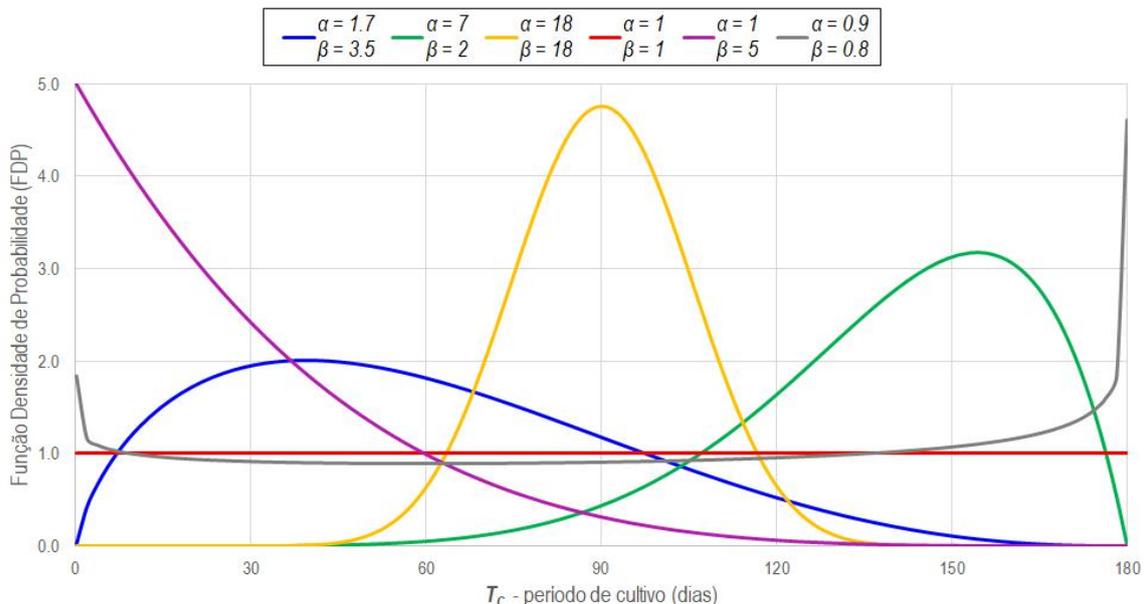


Figura 42 – Alguns exemplos da *Distribuição Beta* de probabilidades para diferentes valores dos parâmetros de forma α e β . Intervalo aplicado: $T_C^{min} \leq x \leq T_C^{max}$, onde: $T_C^{min} = 0$ e $T_C^{max} = 180$ dias.

O ajuste dos parâmetros de forma pode ser feito por meio do levantamento de dados diretos ou indiretos, entrevistas e aplicação de questionários, utilizando técnicas denominadas de elicitación do conhecimento de especialistas (O'HAGAN *et al.*, 2006). Neste estudo, os valores de α e β foram estimados a partir da *média* observada, *i.e.*, do período de cultivo médio da região - T_C^{med} ; e do seu *desvio padrão* - $\sigma(T_C)$, como uma medida do grau de incerteza nesta informação - Equações 15 e 16, adaptadas de NIST/SEMATECH (2013).

$$\alpha = T_C^{med} \left(\frac{T_C^{med} (1 - T_C^{med})}{(\sigma(T_C))^2} - 1 \right) \quad (15)$$

$$\beta = (1 - T_C^{med}) \left(\frac{T_C^{med} (1 - T_C^{med})}{(\sigma(T_C))^2} - 1 \right) \quad (16)$$

Para a construção de um cenário de referência para o Sistema Lagunar de Guaraíras, foi considerado T_C^{med} igual a 60 dias, baseado em informações levantadas por BEZERRA *et al.* (2017). Para a análise de cenários alternativos, períodos médios de cultivo de 30 e 120 dias também foram avaliados. O desvio padrão em torno da média, $\sigma(T_C)$, foi fixado em 15 dias. As distribuições de probabilidade construídas a partir destes valores são apresentadas na Figura 43.

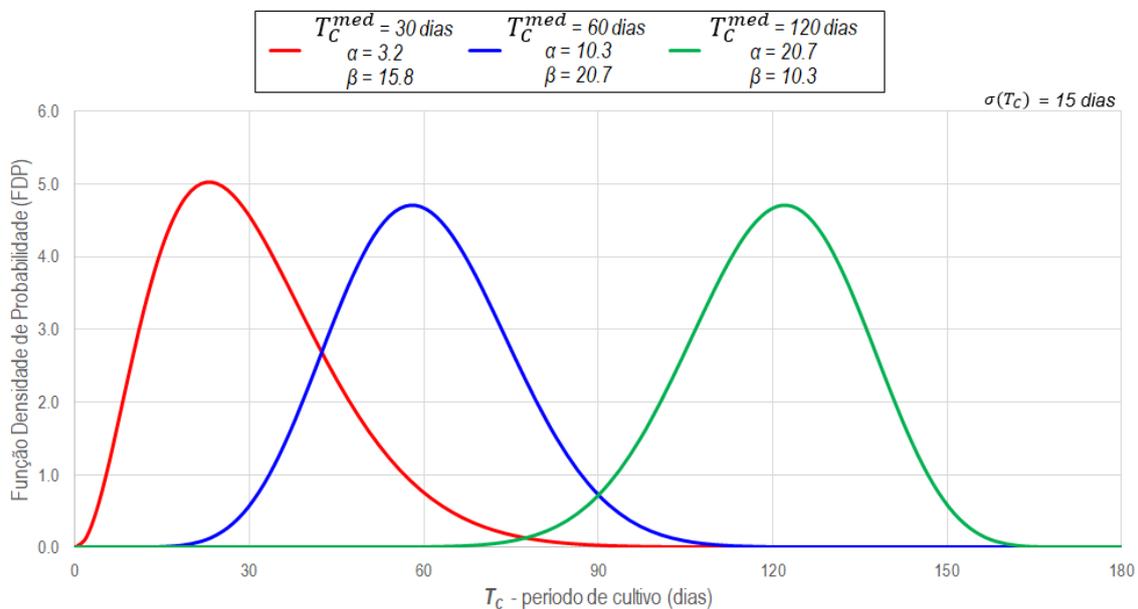


Figura 43– Distribuições Beta de probabilidades utilizadas. Curvas ajustadas em função do período médio de cultivo (T_C^{med}) e do desvio padrão, $\sigma(T_C)$.

Uma vez definida a *Distribuição Beta*, que caracteriza estatisticamente os períodos de cultivo utilizados na região, assume-se então que: num determinado viveiro,

o valor de T_C , adotado a cada ciclo de cultivo, é definido aleatoriamente seguindo a distribuição de probabilidades prescrita. Assim, o instante inicial da despesca é recalculado a cada ciclo de cultivo através deste processo de escolha aleatória de valores de T_C . Para o período de preparo dos viveiros (T_P), foram adotados valores constantes a cada ciclo de cultivo. Nesse estudo, foi fixado T_P igual a 10 dias, baseado em valores apresentados por MOURA *et al.* (2011). Como condição inicial, assume-se que os instantes iniciais da primeira operação de despesca de cada viveiro ocorrem dentro de um período inicial de N dias, e são selecionados aleatoriamente a partir de uma distribuição uniforme de probabilidades.

A geometria dos viveiros foi padronizada para cada região fonte. Sendo assim, a vazão de lançamento do efluente gerado no momento da despesca, por viveiro (Q_V) instalado numa determinada região, foi aproximada por:

$$Q_V = (A_V^{med} \times h_V^{med})/T_D \quad (15)$$

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

Neste estudo, foi considerado que as despescas possuem duração média (T_D) de 4 horas, independentemente do tamanho do viveiro, e que a profundidade média dos viveiros (h_V^{med}) existentes na região é de 1,2 m. Para a construção de um cenário de referência, foi adotada uma área média dos viveiros (A_V^{med}) igual a 2,0 ha (MOURA *et al.*, 2011), e para a análise de cenários alternativos foram também utilizados valores de A_V^{med} iguais a 1,0 ha e 4,0 ha. Na Tabela 3, é mostrado um resumo dos cenários de lançamento de efluentes da despesca considerados para análise.

As vazões de lançamento de efluente são calculadas individualmente, para cada viveiro existente numa determinada região fonte, e depois são somadas, para representação da descarga total da região através do canal principal de drenagem. Esse processo é feito para cada fonte prescrita no modelo.

No Apêndice A, é apresentado o código principal do programa “Q-despesca”, desenvolvido no *Microsoft Excel* em linguagem *VBA*, com intuito de facilitar a geração das séries temporais de vazão de lançamento. Sua estrutura foi organizada de modo a permitir: (i) o registro das características de inúmeras fontes existentes na área de estudo; (ii) a visualização da *Distribuição Beta* de probabilidades para cada fonte; (iii) o cálculo da série ao longo de C ciclos de cultivo, conforme o interesse; e (iv) a especificação do passo de tempo (Δt) para saída dos resultados.

Tabela 3 – Resumo das simulações computacionais de lançamento de efluentes da carcinicultura, em função de diferentes características de cultivo. Valores destacados em negrito diferenciam cada cenário. Concentrações de OD e DBO dos Efluentes 1, 2 e 3 são apresentadas na Tabela 2.

Cenário	Efluente	T_C^{med}	A_V^{med}	A_{total}	h_V^{med}	T_D	T_P
E1T0A0	1	60 dias	2,0 ha	1.528,1 ha (Figura 40)	1,2 m	4 h	10 dias
E2T0A0	2						
* E3T0A0	3						
E3T1A0	3	30 dias	1,0 ha				
E3T2A0		120 dias					
E3T0A1		60 dias	4,0 ha				
E3T0A2							

* Cenário crítico (Efluente 3, situação extrema de baixa qualidade do efluente da despesca), utilizado como cenário de referência para comparações com diferentes valores de:

i) período de cultivo médio (T_C^{med}), através dos Cenários E3T1A0 e E3T2A0;

ii) área média dos viveiros (A_V^{med}), através dos Cenários E3T0A1 e E3T0A2.

CAPÍTULO 5

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo, são apresentados e discutidos os resultados das simulações numéricas hidro-morfodinâmicas e de qualidade de água desenvolvidas neste estudo. A elaboração de mapas e gráficos para visualização dos resultados do modelo foi feita através do *MATLAB R2012b* (www.mathworks.com/products/matlab), com auxílio de ferramentas do *OpenEarth* (<https://publicwiki.deltares.nl/display/OET/OpenEarth>) e do *Delft3D-QUICKPLOT* (DELTARES, 2017c).

5.1. Modelagem hidro-morfodinâmica

Inicialmente, são analisados os resultados das simulações hidro-morfodinâmicas desenvolvidas na lagoa costeira hipotética, para, em seguida, ser tratado o caso do Sistema Lagunar de Guaraíras, aplicando as análises de maior destaque utilizadas na investigação do caso idealizado.

Para facilitar o estudo e as discussões sobre a evolução da morfologia dos sistemas, a escala de tempo dos resultados é multiplicada por 100, conforme o fator de aceleração morfológico (*MorFac*) adotado. Assim, a morfologia do domínio computacional extraída num instante t qualquer, ao longo das simulações numéricas com duração de 1 ano, é interpretada como a situação no instante $t \times 100$.

5.1.1. Lagoa costeira hipotética

Cenário de Referência

Ao término da simulação morfodinâmica do *Cenário de Referência* (Seção 4.2.1), a batimetria no interior da lagoa evoluiu de uma superfície de fundo plana (Figura 28) para uma planície de maré com canais ramificados (Figura 44a). Dois canais mais profundos foram formados junto à embocadura do sistema e um delta de maré vazante se desenvolveu na área costeira adjacente. A evolução da batimetria do domínio pôde ser também avaliada numa escala maior de visualização, por meio das curvas hipsométricas da lagoa no início e no final da simulação, apresentadas na Figura 44b. A evolução da curva hipsométrica mostra o processo de erosão e aprofundamento de canais, acompanhado do processo de deposição de sedimentos e formação do estirâncio. Ao término da simulação, a curva hipsométrica da lagoa aproximou-se da forma sigmoidal geralmente observada em corpos d'água naturais (BOON e BYRNE, 1981).

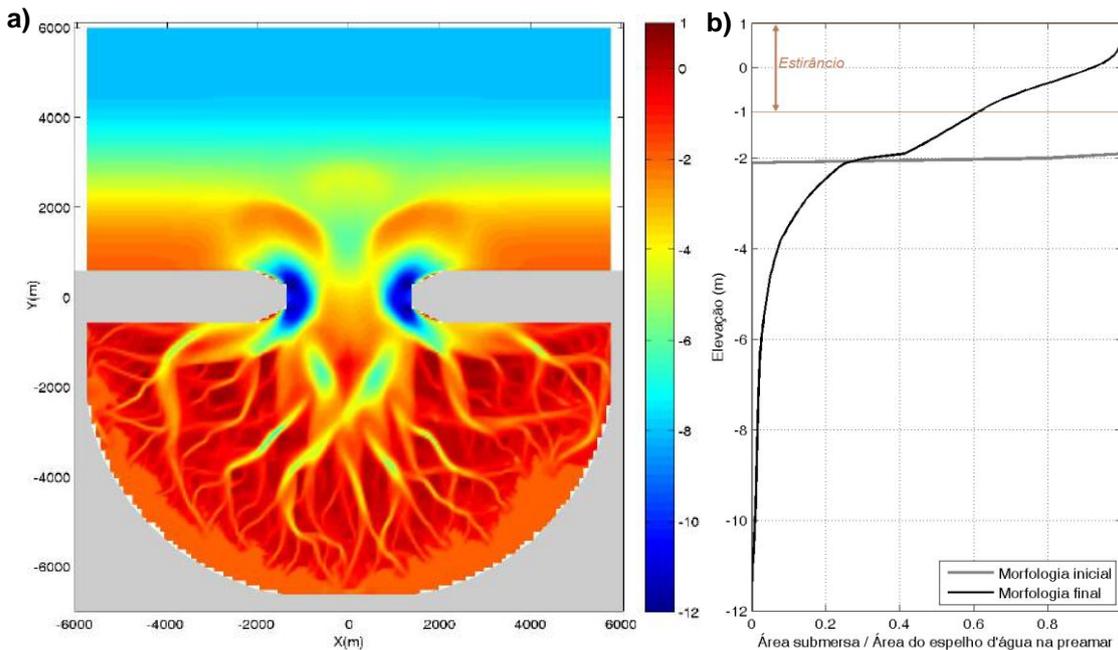


Figura 44 – a) Morfologia final do modelo e b) curva hipsométrica da lagoa costeira, obtidas a partir do Cenário de Referência.

A evolução temporal dos parâmetros que definem a relação de equilíbrio morfológico representada pela Equação 12 aponta alterações mais rápidas no início da simulação, uma vez que a batimetria inicial proposta está longe de uma condição natural de equilíbrio, e alterações mais lentas com o passar do tempo (Figura 45). Principalmente durante os primeiros 30 anos, a formação e aprofundamento dos canais de maré, concomitante à deposição e formação de bancos de areia, causam uma diminuição de h_{HW}/h_{LW} . Ao mesmo tempo, A_{HW}/A_{LW} aumenta devido ao desenvolvimento do estrâncio. Após 100 anos de simulação, a atividade morfodinâmica desacelera significativamente, e a batimetria resultante se aproxima da condição de equilíbrio teórico.

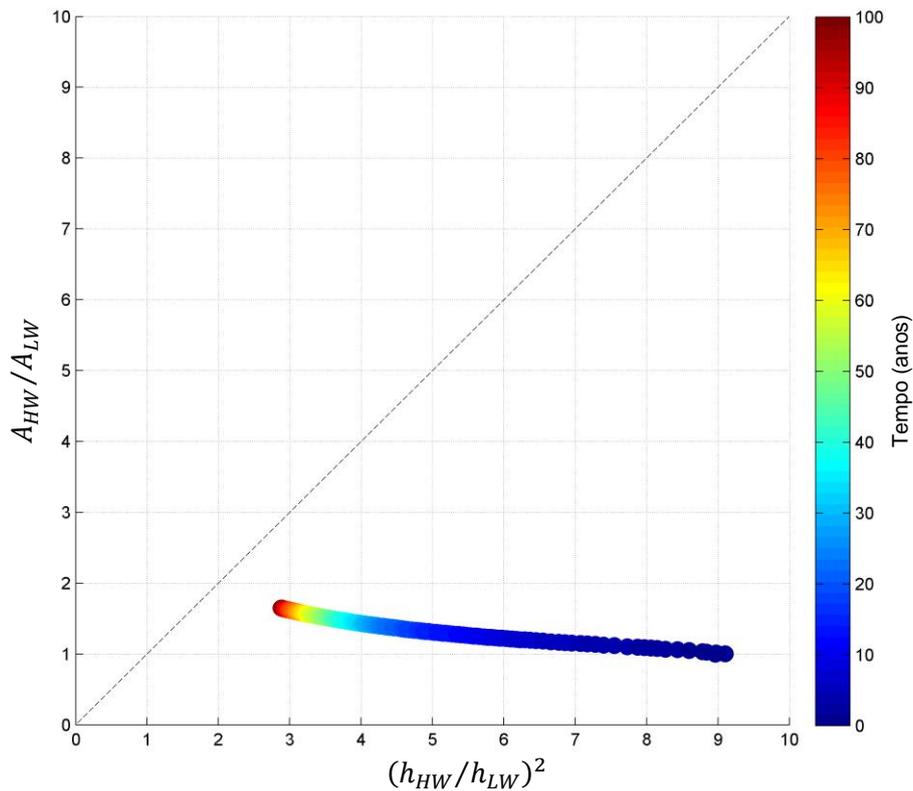


Figura 45 – Evolução das relações entre os parâmetros morfológicos extraídos da lagoa costeira hipotética, ao longo da simulação do Cenário de Referência. A linha diagonal tracejada representa a relação de equilíbrio teórico, adaptada de Dronkers (1998). A escala de cores indica a evolução temporal da simulação.

Análise de alterações morfológicas

A morfologia final da lagoa, para cada um dos nove cenários de avaliação (Seção 4.2.2), é mostrada na Figura 46, por meio da altimetria do fundo do domínio de modelagem ao término cada simulação. Observa-se que as distribuições de canais produzidas pelos modos de gerenciamento hídrico **A** e **B** (representando apenas operações de controle de perdas) são semelhantes aos resultados apresentados pelo *Cenário de Referência*, ao passo que o modo **C** (que também considera a operação de renovação da água dos viveiros) produziu um padrão morfológico distinto. Nos casos **A** e **B**, o aumento da ocupação pela carcinicultura implicou num pequeno incremento na formação de canais de maré e no desenvolvimento do estirâncio, gerando canais mais profundos em direção às margens da lagoa costeira. Um efeito oposto foi observado para o modo de gerenciamento hídrico **C**. Para este caso, o aumento da ocupação pela carcinicultura resultou numa rede de canais significativamente menor no interior do sistema, ao passo que, na região costeira adjacente, formou-se um delta de vazante mais pronunciado.

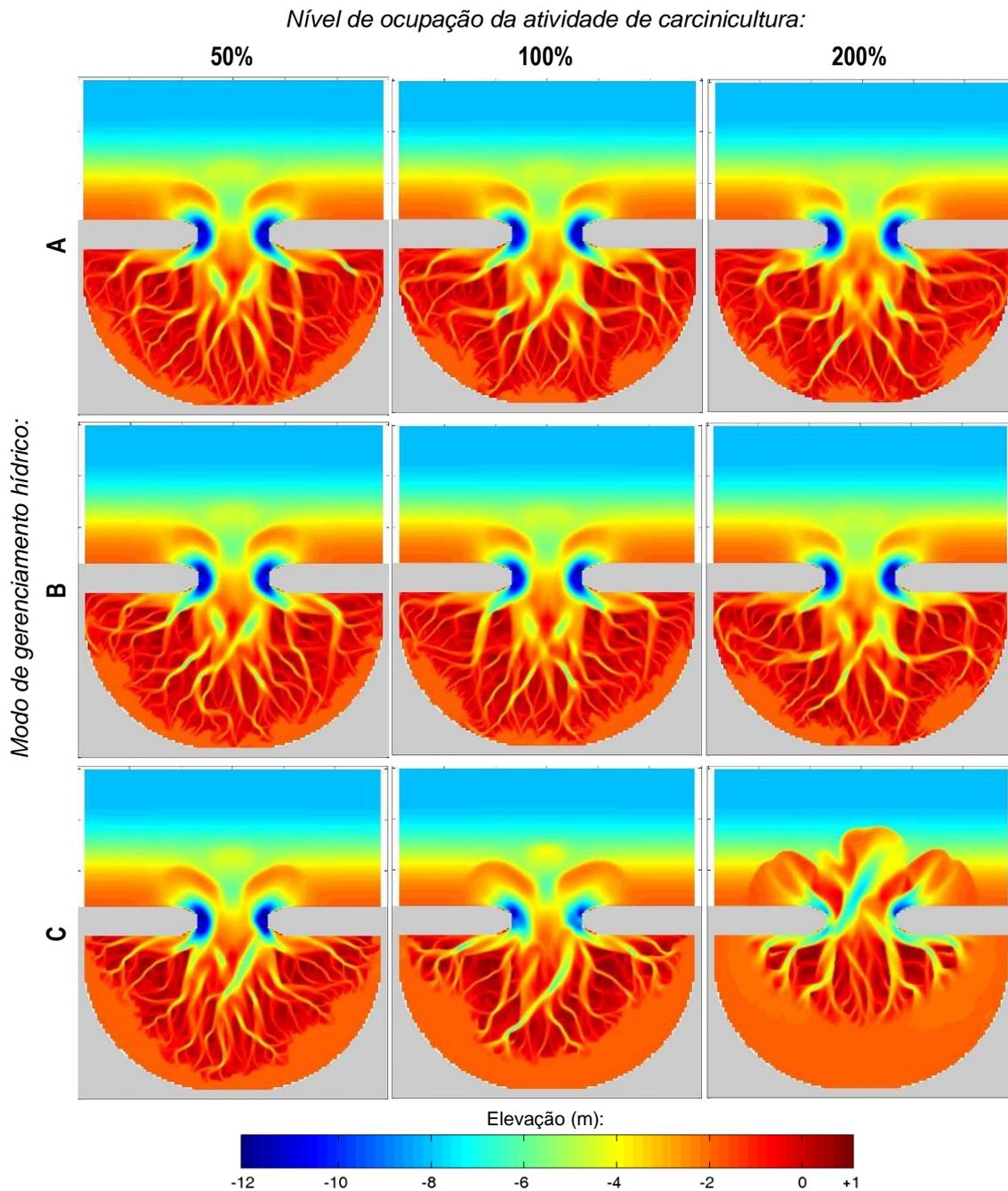


Figura 46 – Morfologias finais obtidas a partir dos nove cenários de avaliação, considerando a combinação de diferentes estratégias de gerenciamento hídrico, com diferentes níveis de ocupação do sistema pela atividade de carcinicultura.

Os mapas apresentados na Figura 46 fornecem uma visualização geral qualitativa acerca dos efeitos morfodinâmicos gerados pela operação de fazendas ao redor do sistema. Uma análise quantitativa de tais efeitos é obtida pelo balanço volumétrico de sedimentos no interior do sistema e na área costeira adjacente (Figura 47), e também por meio de curvas de desenvolvimento de estirâncio e canais de marés, tanto em termos de área quanto de volume (Figura 48).

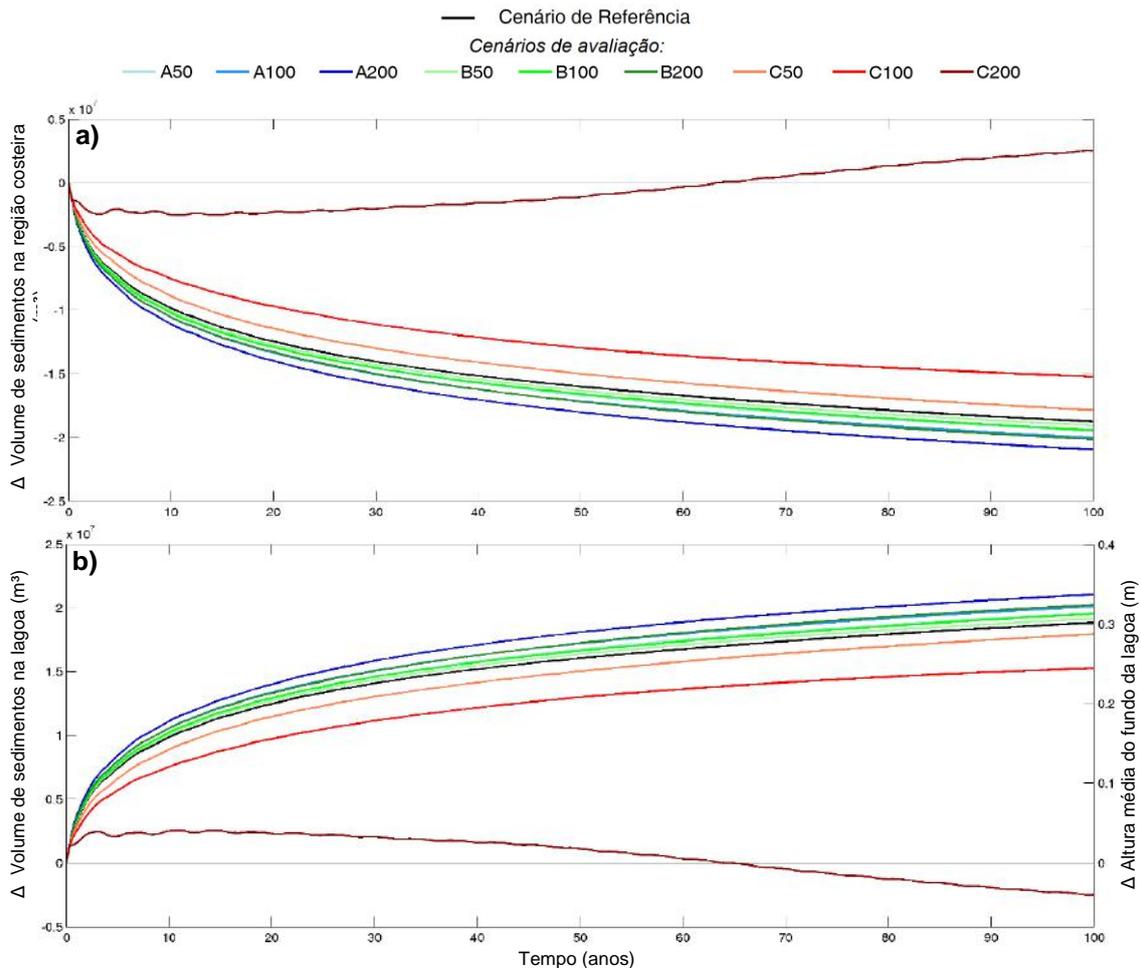


Figura 47 – Alterações no volume total de sedimentos armazenados a) na região costeira e b) no interior da lagoa, para cada cenário simulado. Valores indicados no eixo-y correspondem à diferença volumétrica em relação à batimetria inicial. No eixo-y ao lado direito do gráfico b) é indicada a alteração resultante na altura média do fundo da lagoa.

Conforme mostrado na Figura 47, na maioria dos casos, o volume de sedimentos da área costeira foi reduzido e importado para o interior da lagoa ao longo das simulações. Após 100 anos de simulação, o *Cenário de Referência* apresentou uma importação líquida de $1,9 \times 10^7$ m³ de sedimentos, o que correspondeu a um aumento de 0,3 m na altura média do fundo da lagoa. Ainda no *Cenário de Referência*, a área do estirâncio aumentou em $2,5 \times 10^7$ m² e a área de canais de maré foi reduzida na mesma proporção (Figura 48). As áreas e os volumes do estirâncio aumentaram em todos os cenários, e mostraram tendências de desenvolvimento semelhantes (compare a Figura 48a e a Figura 48b).

A *área do estirâncio* é definida aqui como a diferença entre a área submersa na preamar e na baixa-mar, e o *volume do estirâncio* refere-se ao volume de sedimentos armazenados entre os níveis de baixa-mar e de preamar. A *área* e o *volume de canais*

de maré correspondem, respectivamente, à área do espelho d'água na baixa-mar e ao volume de água abaixo desta superfície.

Apesar dos diferentes cenários terem apresentado variações em termos da magnitude das alterações morfológicas, todos revelaram tendências semelhantes, exceto o Cenário C200 (gerenciamento hídrico tipo **C** com nível de ocupação da atividade de carcinicultura de 200%) que mostrou um balanço sedimentar contrastante, após aproximadamente 65 anos de simulação (Figura 47). De modo geral, a importação de sedimentos ocorreu ao longo de todas as simulações, sendo aumentada pelas operações de captação de água para compensação de perdas (Cenários **A** e **B**), e reduzida pela aplicação de operações de renovação da água dos viveiros (Cenários **C**). O maior aumento na importação líquida de sedimentos ao final da simulação foi verificado no cenário A200, elevando em 0,05 m a altura média do fundo da lagoa (Figura 47b) - relativo ao *Cenário de Referência*. As operações contínuas de captação de água (Cenários **A**) implicam, portanto, numa maior importação de sedimentos do que as operações intermitentes de captação de água (Cenários **B**), apesar da mesma vazão diária total de captação considerada em ambos os casos.

Além disso, uma tendência contrastante no volume de canais de maré (Figura 48b) foi observada no Cenário C200. Enquanto que a área de canais de maré (Figura 48a) e o volume do estirâncio (Figura 48b) alcançaram valores constantes, o volume de canais de maré aumentou ao longo de toda simulação, indicando que os canais foram continuamente aprofundados, e os sedimentos removidos continuaram sendo exportados do interior da lagoa para a região costeira. Nos demais casos, os volumes dos canais de maré geralmente diminuíram rapidamente nos primeiros 5 anos de simulação, mas estabilizaram após aproximadamente 20 anos (Figura 48b).

Para facilitar a comparação entre as morfologias finais (Figura 46), foi calculada a curva hipsométrica da lagoa costeira resultante de cada cenário de avaliação (Figura 49a). A Figura 49b ilustra as alterações efetivas na hipsometria de cada cenário, em relação ao *Cenário de Referência*. Valores negativos indicam redução da área total submersa a um determinado nível d'água, *i.e.*, aponta que o terreno de fundo se tornou mais elevado em relação ao *Cenário de Referência*; e valores positivos indicam aumento da área total submersa a um determinado nível d'água, *i.e.*, aponta que o terreno de fundo foi rebaixado em relação ao *Cenário de Referência*.

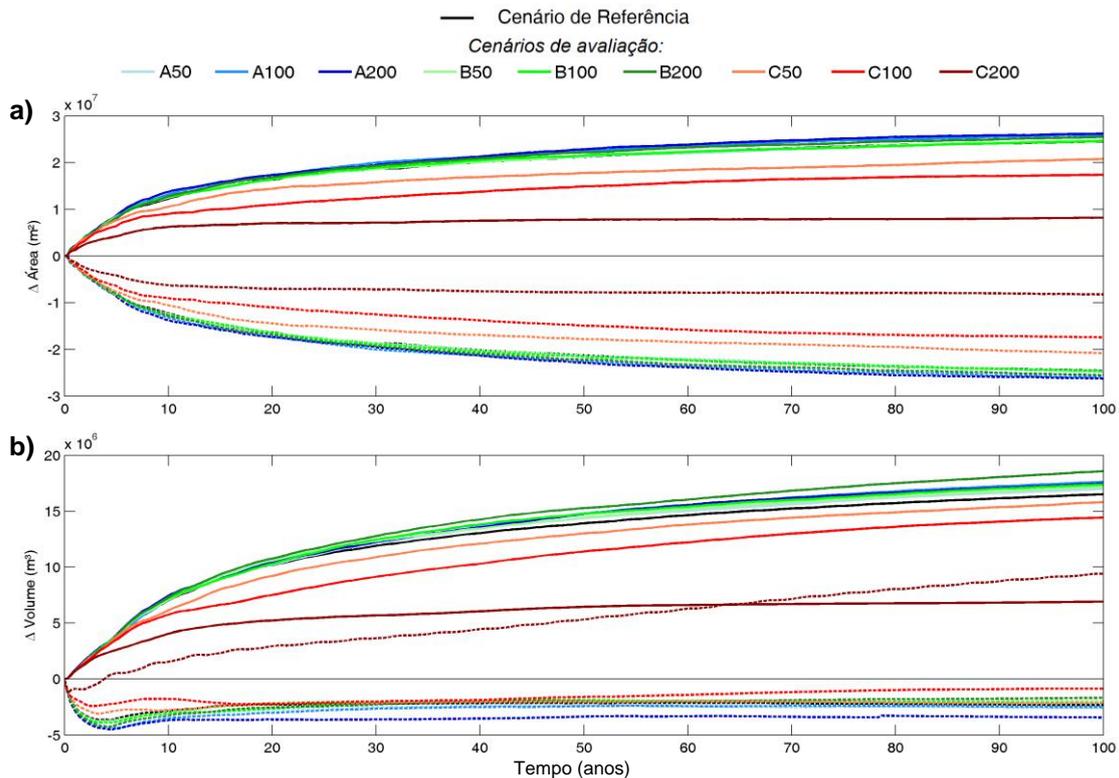


Figura 48 – Alterações nas a) áreas e nos b) volumes do estirâncio (linhas sólidas) e de canais de maré (linhas tracejadas), em relação à batimetria inicial.

Comparativamente ao *Cenário de Referência*, a hipsometria dos cenários de avaliação com modos de gerenciamento hídrico **A** e **B** apresentaram a mesma tendência de aumento da altura do terreno nas áreas que se estendem acima de -2,0 m; e, simultaneamente, aumento da área de canais de maré abaixo deste nível. Já os cenários de avaliação com modo de gerenciamento hídrico **C** não apresentaram uma evolução morfológica tão pronunciada, permanecendo numa condição mais próxima da morfologia inicial à medida que o nível de ocupação foi acrescido. As maiores alterações positivas na hipsometria, observadas acima de -2,0 m para os Cenários **C** (Figura 49b), indicam um aumento das áreas submersas em comparação com o *Cenário de Referência*, destacando o subdesenvolvimento do estirâncio quando aplicadas operações de renovação das águas pelos empreendimentos de carcinicultura.

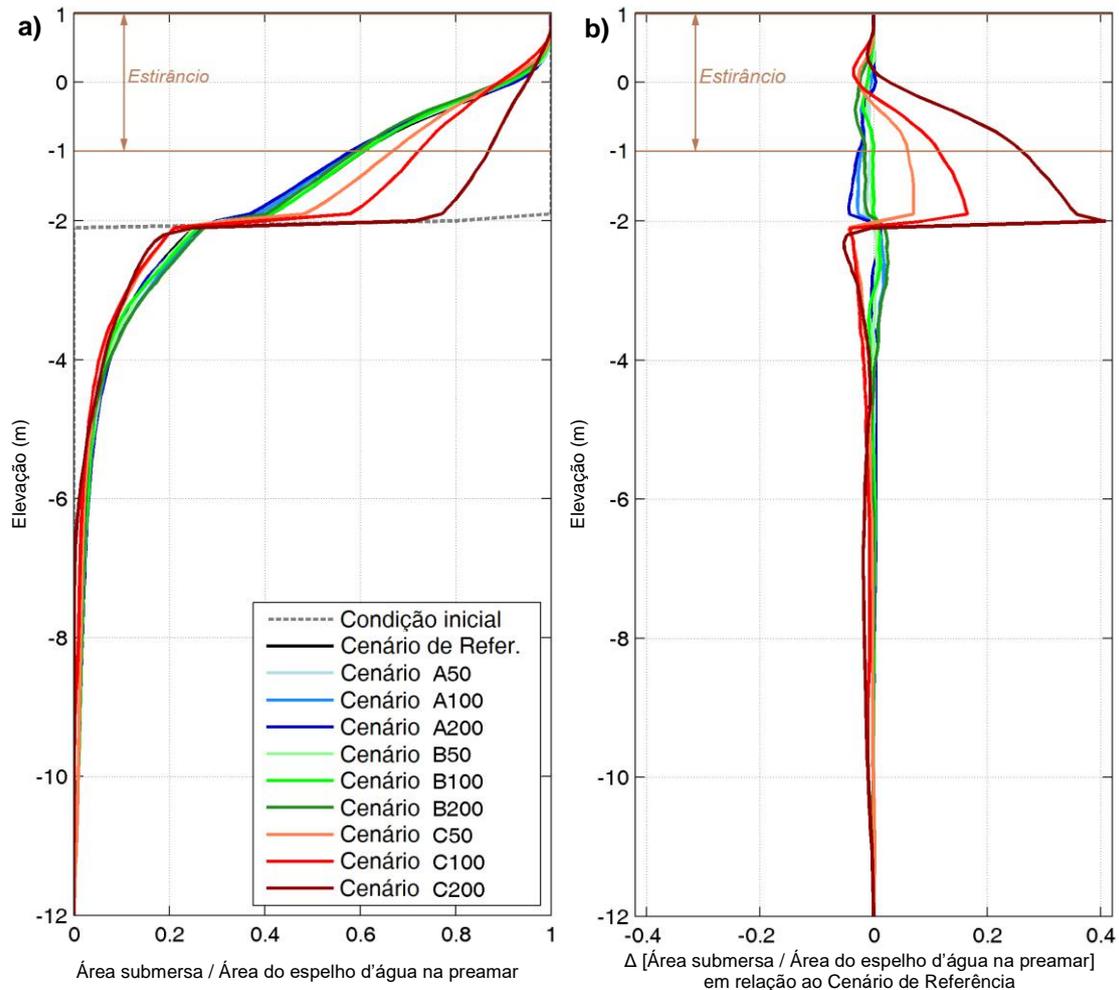


Figura 49 – a) Curvas hipsométricas referentes às morfologias finais de cada cenário - linha tracejada representa a hipsometria da condição inicial (batimetria plana). b) Alterações efetivas na curva hipsométrica de cada cenário de avaliação em relação à hipsometria final do Cenário de Referência.

Analisando os valores finais das relações entre os parâmetros morfológicos definidos conforme Equação 12 para cada simulação (Figura 50), pode-se observar que os Cenários **C** têm suas morfologias finais mais distantes da condição teórica de equilíbrio morfológico, enquanto que os Cenários **A** e **B** situam-se mais próximos da condição final do *Cenário de Referência* e da condição de equilíbrio (linha diagonal tracejada). Estes resultados indicam que operações de renovação de água efetuadas pela atividade de carcinicultura, quando realizadas com grande intensidade e de modo intermitente conforme a oscilação da maré local, são capazes de modificar o estado de equilíbrio morfológico esperado de um sistema lagunar costeiro.

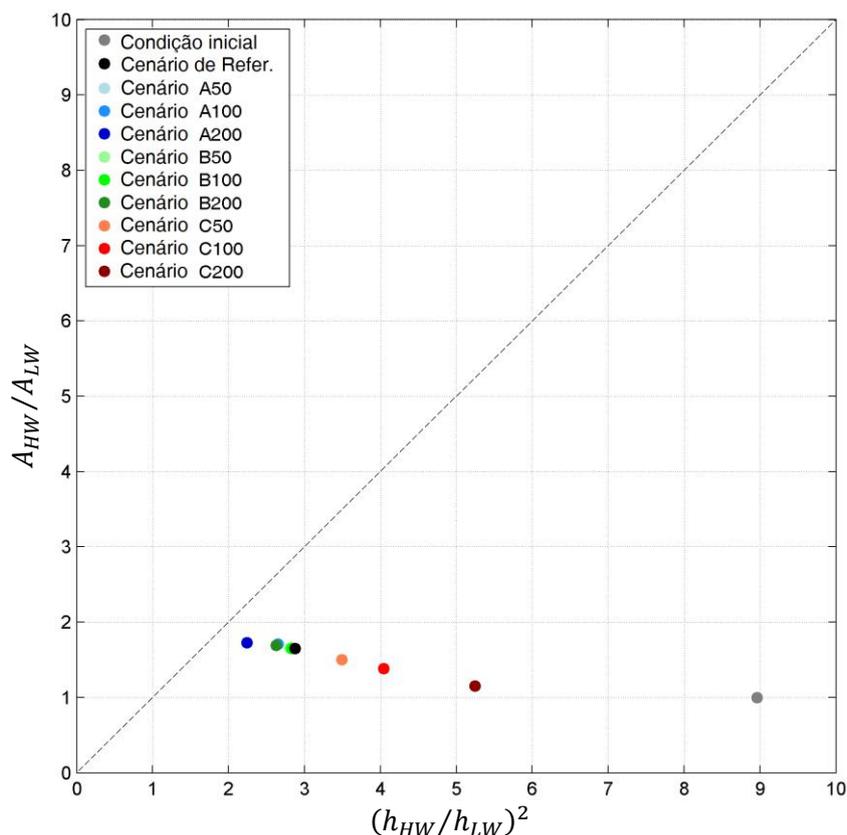


Figura 50 – Relações entre os parâmetros morfológicos extraídos ao final da simulação de cada cenário. A linha diagonal tracejada representa a relação de equilíbrio teórico, adaptada de Dronkers (1998). O ponto cinza no canto inferior direito indica a condição inicial, de onde todos os cenários partem.

Análise de alterações hidrodinâmicas

Alterações na hidrodinâmica da lagoa costeira foram primeiramente analisadas em termos da velocidade média do escoamento através da seção transversal da embocadura, durante um ciclo de maré. A Figura 51 apresenta os vetores de velocidade e a curva de maré extraídos na embocadura para o *Cenário de Referência*, comparando os resultados durante as condições morfológicas iniciais (esquerda) e finais (direita) da simulação. Observa-se uma forte distorção da onda de maré no início da simulação, marcada por uma subida lenta e uma queda mais rápida do nível d'água, alcançando ao final da simulação uma onda de maré com formato mais regular, *i.e.*, mais próximo de uma forma senoidal.

Percebe-se que a diferença entre as durações de enchente e vazante diminui ao longo do período de simulação, e que os momentos de estufa de correntes de maré aproximam-se dos momentos de preamar e baixa-mar (padrão de ondas estacionárias). Durante a condição inicial, a duração da maré enchente é 2 h e 12 min mais curta que a duração da vazante, enquanto que na condição final da simulação, essa diferença é reduzida para 42 min. As velocidades de corrente diminuem ao longo do período de

simulação, o que é uma consequência da erosão do canal de maré e aumento da área da sua seção transversal. No início da simulação, as velocidades máximas de enchente e de vazante são de 1,45 m/s e 1,15 m/s, respectivamente; porém, no final da simulação, as velocidades máximas de enchente e de vazante são de 0,49 m/s e 0,42 m/s, respectivamente.

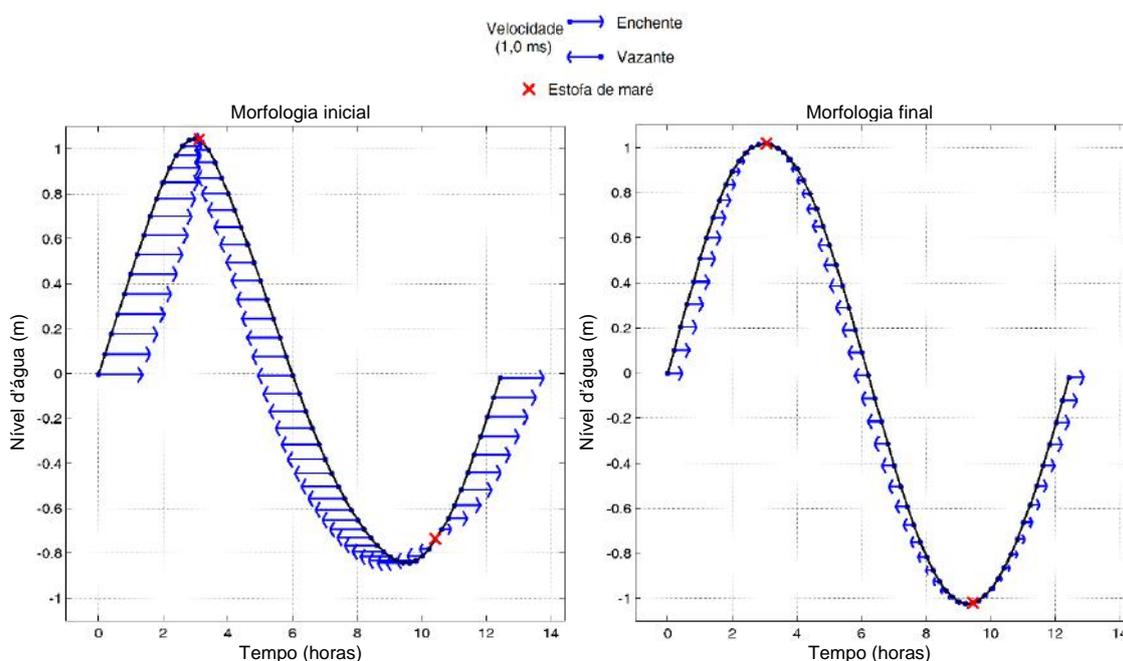


Figura 51 – Velocidades médias do escoamento através da seção transversal do canal de maré obtidas a partir da simulação do Cenário de Referência. Valores extraídos no início da simulação (esquerda), considerando a batimetria inicial prescrita (Figura 28), e no final da simulação (direita), após 100 anos de evolução morfológica (Figura 44a).

Examinando as curvas de velocidades para cada cenário, verificou-se que as correntes de pico durante a maré enchente são sempre mais intensas do que durante a maré vazante, o que corrobora a dominância de enchente do sistema, previamente avaliada através das análises de balanço volumétrico do transporte de sedimentos. Comparando a razão entre as velocidades de pico de enchente e de vazante para cada cenário (Tabela 4), nota-se que essa dominância de enchente é aumentada ao se aplicar os Cenários **A** e **B**, mas reduzida ao se aplicar os Cenários **C**. O Cenário C200 chegou a gerar uma condição de dominância de vazante ao final da simulação (razão entre as velocidades de pico, enchente/vazante < 1).

Tabela 4 – Velocidades de pico durante a enchente e a vazante. Valores correspondem as velocidades médias através da seção transversal do canal de maré, durante as condições morfológicas inicial e final de cada simulação. A razão entre as velocidades de pico (enchente/vazante) fornece um indicativo da intensidade da dominância de enchente (> 1) ou de vazante (<1).

Velocidades de pico (m/s)	Morfologia inicial			Morfologia final		
	Enchente	Vazante	E/V*	Enchente	Vazante	E/V*
<i>Cenário de Referência</i>	1.449	-1.150	1.259	0.494	-0.420	1.175
<i>Cenário A50</i>	1.454	-1.147	1.268	0.493	-0.416	1.184
<i>Cenário A100</i>	1.460	-1.143	1.277	0.491	-0.411	1.193
<i>Cenário A200</i>	1.472	-1.136	1.295	0.497	-0.410	1.212
<i>Cenário B50</i>	1.449	-1.146	1.265	0.489	-0.419	1.167
<i>Cenário B100</i>	1.449	-1.141	1.270	0.486	-0.413	1.177
<i>Cenário B200</i>	1.450	-1.133	1.279	0.485	-0.402	1.205
<i>Cenário C50</i>	1.392	-1.144	1.217	0.471	-0.405	1.161
<i>Cenário C100</i>	1.344	-1.145	1.173	0.479	-0.422	1.135
<i>Cenário C200</i>	1.272	-1.160	1.097	0.634	-0.653	0.970

*Razão entre as velocidades de pico de Enchente e de Vazante: superior ou inferior ao Cenário de Referência

Alterações hidrodinâmicas espacialmente distribuídas pelo domínio de modelagem foram investigadas em termos de mapas de tensão residual de cisalhamento no fundo, calculados ao longo de um ciclo de maré. A fim de se isolar apenas o efeito das operações de gerenciamento hídrico da atividade de carcinicultura, foram avaliadas as diferenças entre as tensões residuais de cisalhamento no fundo verificadas em cada cenário de avaliação, e as tensões residuais de cisalhamento no fundo verificada no *Cenário de Referência*, para todo o domínio computacional.

A Figura 52 mostra os mapas de tensão residual de cisalhamento no fundo, resultantes de cada tipo de operação (formas de manejo hídrico **A**, **B** e **C**), considerando o mesmo nível de ocupação (100%) da atividade de carcinicultura para todos os casos. Os Cenários **A** e **B** geraram vetores de tensão residual apontando para o interior da lagoa costeira, representando o fluxo de captação de água operado pelas fazendas. Os vetores de tensão resultantes do Cenário **B** são mais fracos que os do Cenário **A** devido à operação intermitente de captação de água. Por outro lado, o Cenário **C** gerou vetores de tensão residual de cisalhamento no fundo apontando para ao sentido oposto, em direção à região costeira, como consequência da operação de renovação de água dos viveiros, efetuada pelas fazendas. Tal resultado também confirma a redução da dominância de enchente do sistema provocada pela operação tipo **C**, já identificada nas análises anteriores.

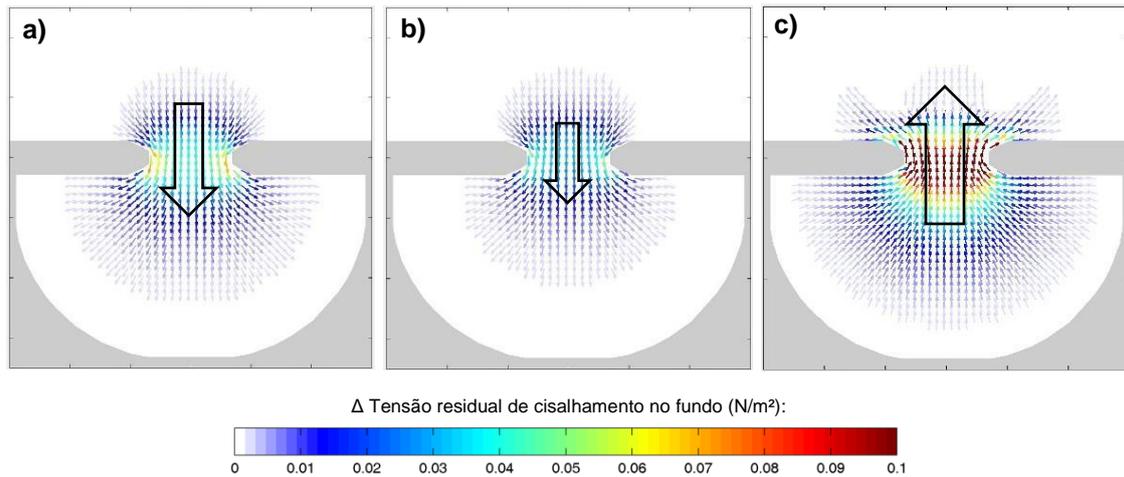


Figura 52 – Mapas da diferença da tensão residual de cisalhamento no fundo, entre os cenários de avaliação - A100 (a), B100 (b) e C100 (c) - e o Cenário de Referência. Os valores residuais (N/m^2) foram calculados ao longo de um ciclo de maré para cada célula da grade do domínio computacional (vetores coloridos). As setas vazadas ilustram a variação global da intensidade e do sentido dominante da tensão residual, resultante de cada modo de gerenciamento hídrico investigado.

5.1.2. Sistema Lagunar de Guarairás

As análises de alterações morfológicas para o estudo de caso concentraram-se apenas na Laguna de Guarairás, principal corpo d'água do sistema lagunar como um todo. Mapas de altimetria, curvas hipsométricas e o balanço volumétrico de sedimentos no interior da laguna foram definidos a partir de um recorte do domínio espacial de modelagem, que se estende desde a embocadura (na menor largura do canal) até a foz do Rio Jacu e a foz do Canal Surubajá, conforme apresentado na Figura 53.

Assim como nos experimentos realizados na lagoa costeira hipotética, a Laguna de Guarairás também desenvolveu planícies de maré e canais ramificados ao longo das simulações morfodinâmicas. Na Figura 53 é apresentada a morfologia final do Cenário **MO** (*Cenário de Referência*), que desconsidera qualquer influência da atividade de carcinicultura (Seção 4.3.3).

Nota-se o aprofundamento da região da embocadura e formação de um canal de maré com até 12 m de profundidade (limite máximo de erosão do modelo) que se ramifica em direção ao interior do sistema lagunar, seguindo preferencialmente junto à margem norte, com profundidades de até 8 m aproximadamente. Observa-se o desenvolvimento do estirâncio na forma de um delta de enchente, com bancos mais extensos na parte central, e bancos mais recortados por canais estreitos na parte sul. Verifica-se também a formação de planície de maré nas proximidades da embocadura, adentrando o sistema junto à margem sul. De modo qualitativo, esses mesmos padrões

são observados nos dados batimétricos, nas imagens de satélites e nas fotos aéreas apresentadas anteriormente - Figura 16, Figura 24, Figura 30, Figura 31 e Figura 33.

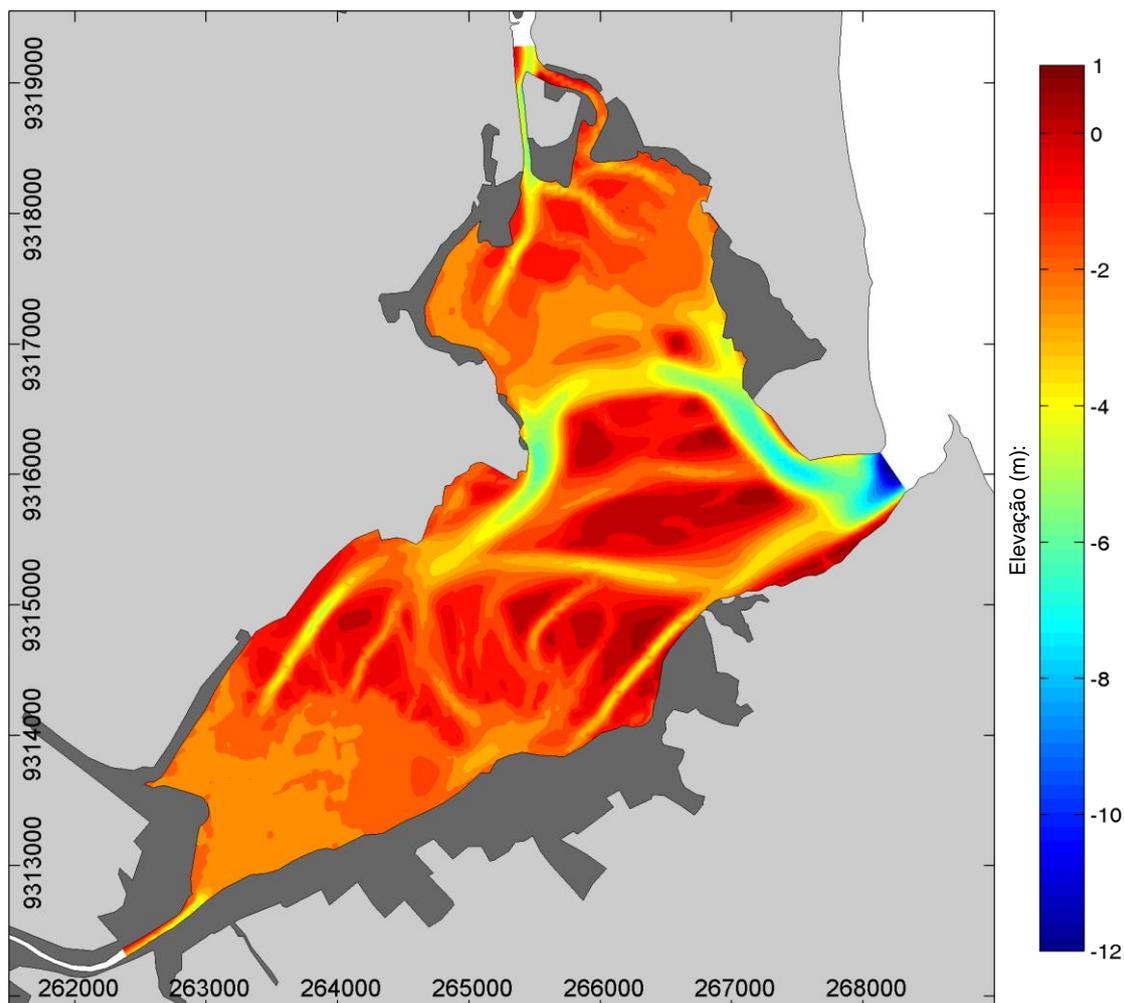


Figura 53 – Morfologia final da Laguna de Guaraíras, obtida a partir do Cenário **MO**, cenário de referência.

Nas proximidades da foz do Rio Jacu e da foz do Canal Surubajá, o padrão deposicional não foi tão bem representado pelo modelo. Conforme observado nas imagens levantadas (Figura 16, Figura 24, Figura 30, Figura 31 e Figura 33), nessas regiões, existem bancos e planícies de maré bastante evidentes, que são formados principalmente pelo aporte de sedimentos finos provenientes das bacias hidrográficas, e pela baixa competência das correntes de maré no local (BENTES, 2006). Para uma melhor representação deste processo, seria necessária a prescrição de hidrogramas de vazão fluvial, ao invés da utilização de descargas médias. No entanto, a combinação de eventos extremos de cheia, que carreariam volumes significativos de sedimentos para o sistema, com estratégias de simulação morfodinâmica de longo prazo, utilizando aceleração morfológica, pode gerar resultados espúrios e requer investigações mais

aprofundadas para esquematização adequada das forçantes (VAN DER WEGEN *et al.*, 2011).

Comparativamente ao Cenário **M0**, o Cenário **M1** - que considera o *histórico de ocupação* do sistema pela atividade de carcinicultura e a operação usual de *captação de água* para controle de perdas nas fazendas - não apresentou diferenças significativas na posição final dos canais de maré principais que foram formados, e no aspecto geral da sua morfologia. No entanto, a cota final das planícies e canais de maré desenvolvidos sofreram alterações. A Figura 54 apresenta a altimetria da Laguna de Guaraíras ao final da simulação morfodinâmica do Cenário **M1**, e a Figura 55 apresenta sua alteração efetiva em relação ao Cenário **M0**.

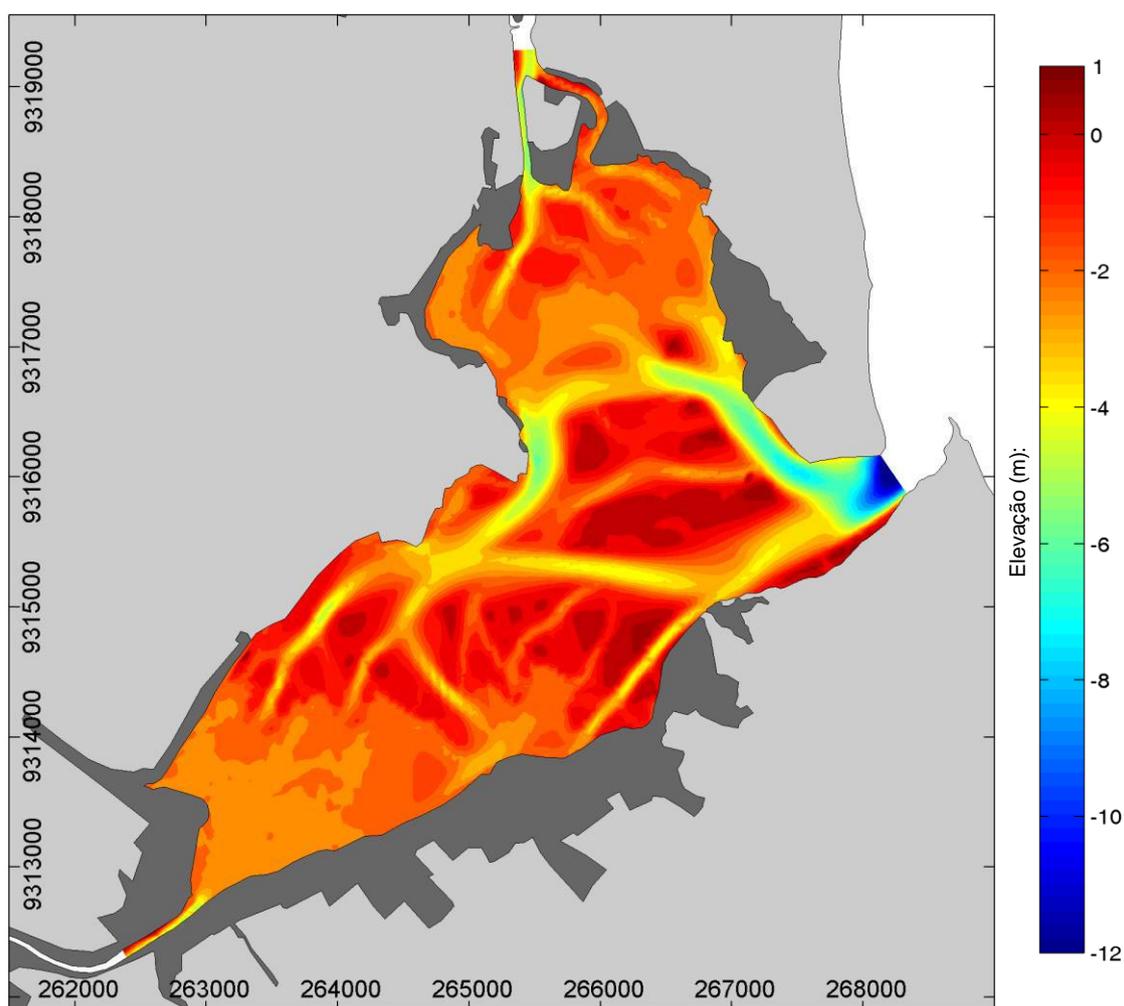


Figura 54 – Morfologia final da Laguna de Guaraíras obtida a partir do Cenário **M1**, considerando o histórico de ocupação pela atividade de carcinicultura.

Nota-se uma erosão mais pronunciada do canal principal junto à embocadura, seguindo com orientação sudoeste, e o aprofundamento de canais de maré mais estreitos, principalmente na região central em direção à foz do Rio Jacu, com profundidades próximas de 4 m. Nessa mesma região, observa-se também um aumento

na formação de bancos mais elevados, com cota acima do nível médio do mar. Na região central da laguna em direção à parte norte, destacou-se um processo deposicional mais significativo, com assoreamento de até 1 m em algumas regiões. Ressalta-se que a maior parte dessas áreas sobrelevadas corresponde à posição de canais de maré mais largos, e que se desenvolveram com menor profundidade.

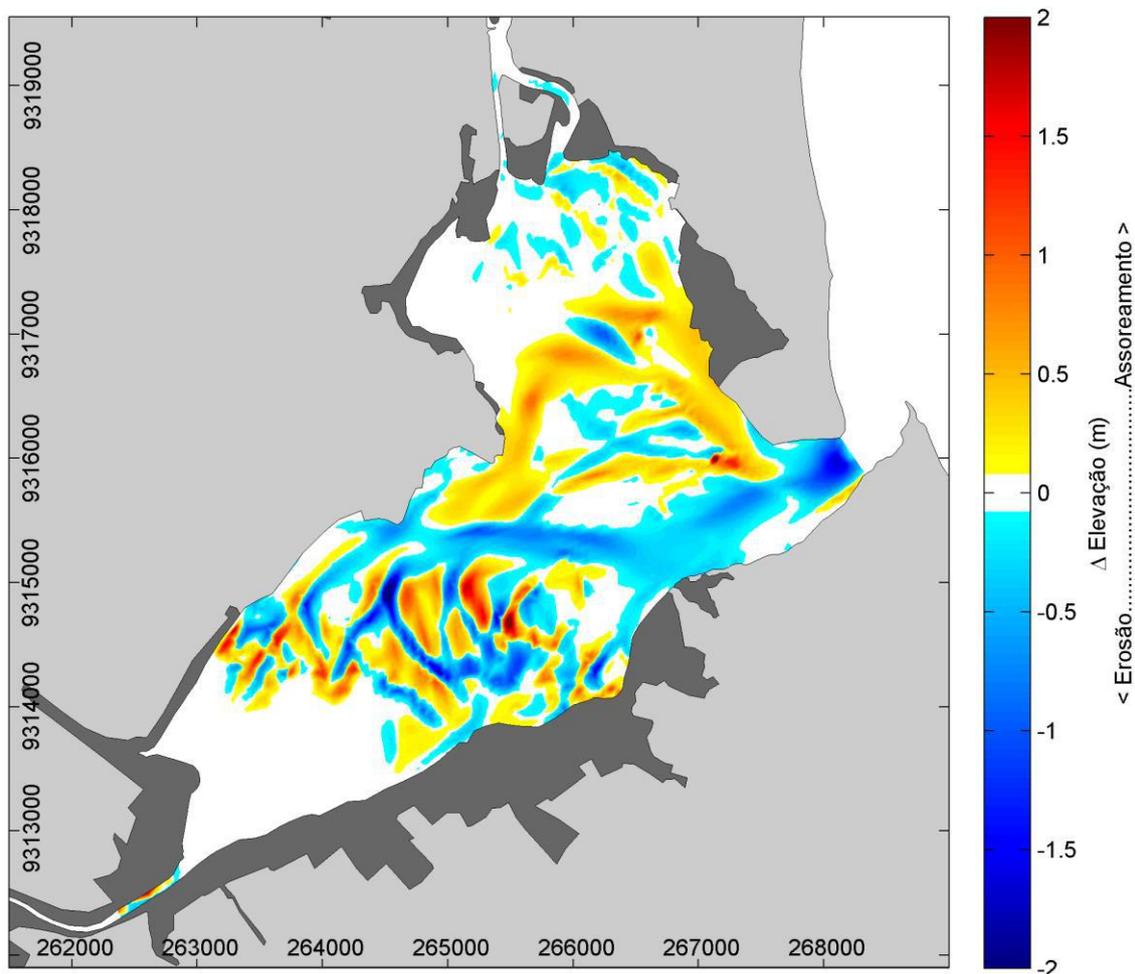


Figura 55 – Alteração na morfologia da Laguna de Guaraíras ao final do Cenário **M1**, considerando o histórico de ocupação pela atividade de carcinicultura. Valores de elevação (m) representam a diferença de altimetria do fundo do canal verificada entre os Cenários **M1** e **M0**.

A hipótese de ocupação de 30% do espelho d'água do sistema, definida no Cenário **M2**, implicou num padrão morfológico bastante similar ao *Cenário de Referência* (**M0**), porém com planícies de maré em proporções reduzidas, dada a restrição espacial do domínio de modelagem (Figura 56). De modo geral, nota-se que as profundidades locais foram diminuídas, e o canal de maré principal que se estende pela margem norte tornou-se mais estreito e raso.

A área da seção transversal, ao final da simulação do Cenário **M2**, sofreu uma redução de 25,2%, em relação à área alcançada no *Cenário de Referência* - Cenário

M0, que ao final da simulação apresentava 3.391,7 m². Apesar das profundidades do canal de maré apresentadas pelo modelo serem relativamente superiores às observadas nos levantamentos batimétricos (Figura 24), a tendência de assoreamento observada está de acordo com a caracterização inicial discutida na Seção 3.3. A área da seção transversal, ao final da simulação do Cenário **M1**, sofreu um aumento de apenas 2,2%, em relação à área alcançada no Cenário **M0**.

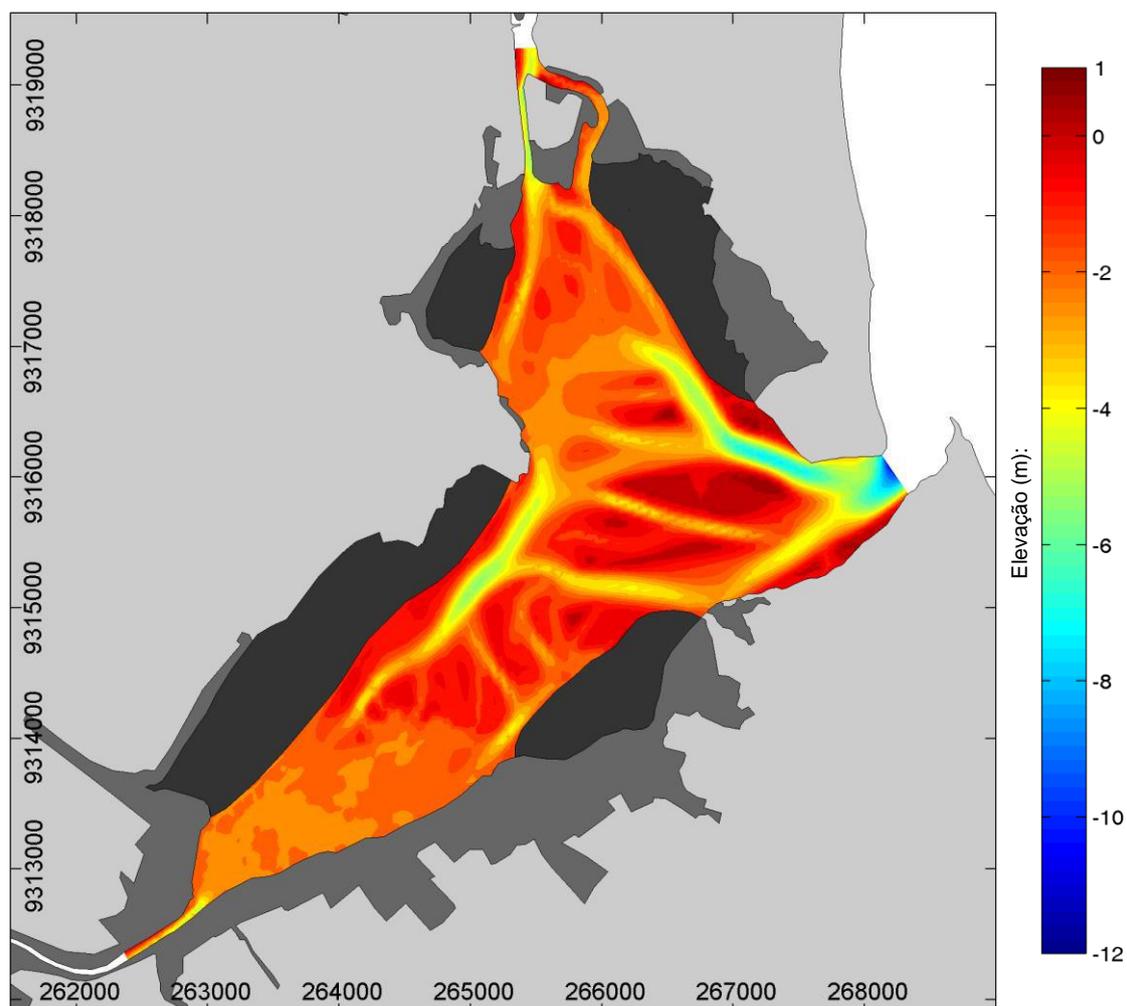


Figura 56 – Morfologia final da Laguna de Guaraíras obtida a partir do Cenário **M2**, considerando a expansão hipotética da atividade e ocupação do interior do sistema, conforme ilustrado na Figura 38b.

Como os contornos do domínio foram alterados, a posição dos canais e dos bancos desenvolvidos foram significativamente deslocadas em relação ao Cenário **M0**. Desse modo, a análise das principais alterações efetivas na altimetria da laguna foi feita apenas na região da embocadura, onde os contornos das margens do canal não foram modificados e sua morfologia apresenta-se comparável. Na Figura 57 é mostrada a diferença do fundo da embocadura do sistema lagunar, verificada entre o Cenário **M2** e o Cenário **M0**. Destaca-se o assoreamento do canal de maré resultante, do interior da

laguna até a região costeira, alcançando uma camada de sedimentos maior que 3 m de espessura em algumas regiões.

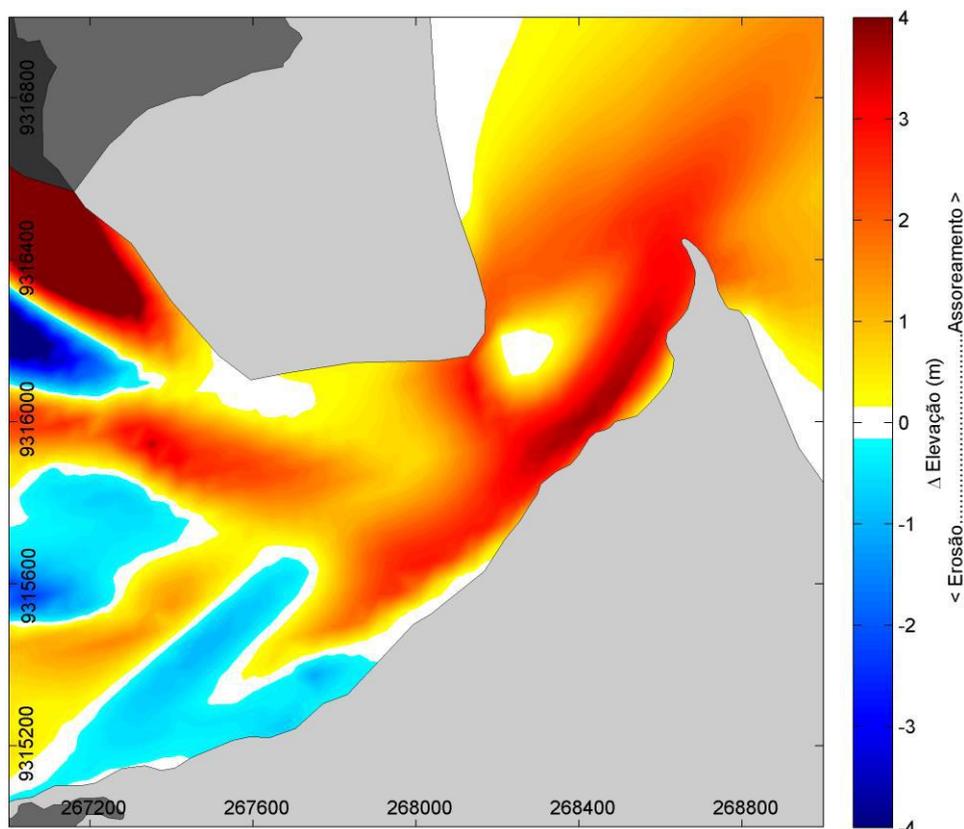


Figura 57 – Detalhe da alteração na morfologia da embocadura verificada ao final do Cenário **M2**, considerando a ocupação de 30% do espelho d'água do Sistema Lagunar de Guaraíras. Valores de elevação (m) representam a diferença de altimetria do fundo do canal verificada entre os Cenários **M2** e **M0**.

Os cenários avaliados implicaram em distorções na hipsometria final da Laguna de Guaraíras (Figura 58a), em relação ao Cenário **M0**, principalmente na região da curva hipsométrica correspondente ao estirâncio. O Cenário **M1** implicou num leve aumento da altura do terreno nas áreas localizadas entre a cota -1,0 m e o nível médio, o que significa que a operação da atividade de carcinicultura proporciona maior capacidade morfodinâmica de formação de bancos e planícies de maré. Já o Cenário **M2** apresentou o efeito oposto, com redução do estirâncio. As mudanças observadas nas curvas hipsométricas apontaram alterações máximas inferiores a 3% da área do espelho d'água na preamar (Figura 58b).

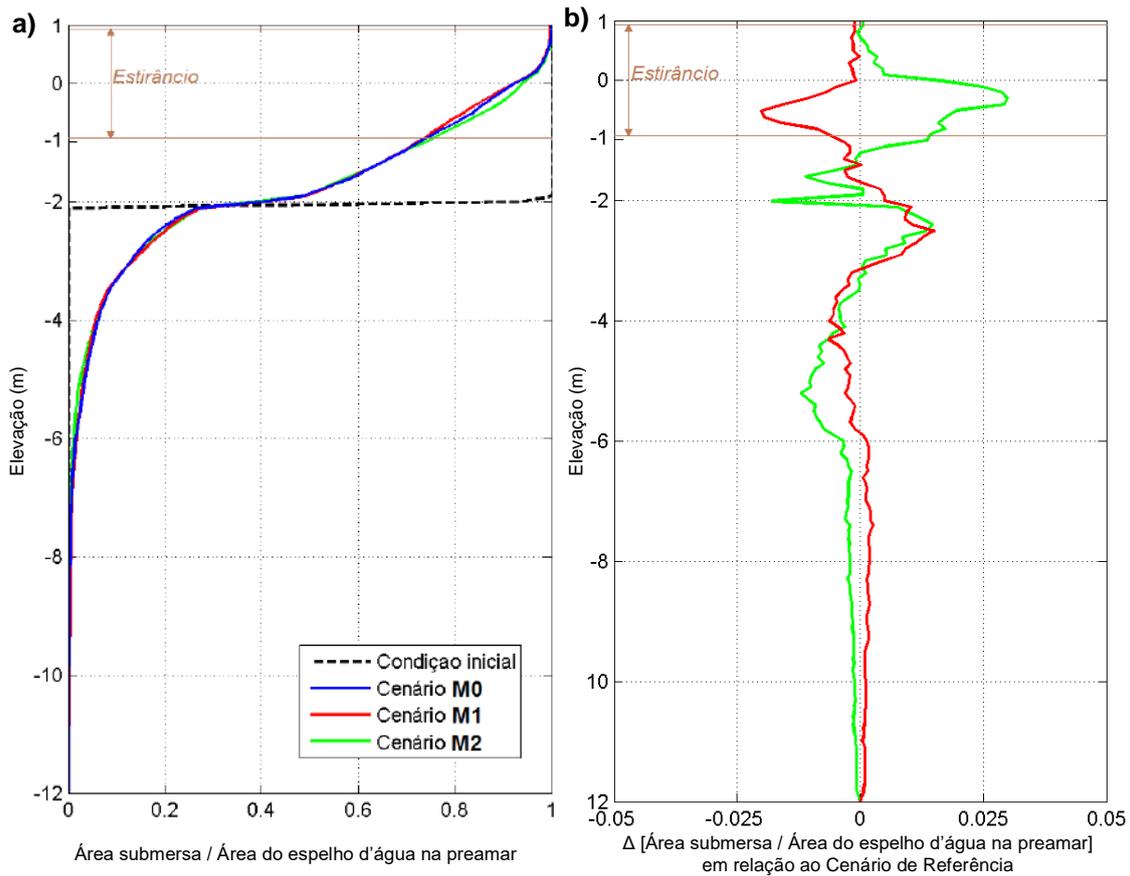


Figura 58 – a) Curvas hipsométricas referentes às morfologias finais dos Cenários **M0**, **M1** e **M2** - linha tracejada representa a hipsometria da condição inicial (batimetria plana). b) Alterações efetivas nas curvas hipsométricas dos Cenários **M1** e **M2** em relação à hipsometria final do Cenário **M0**.

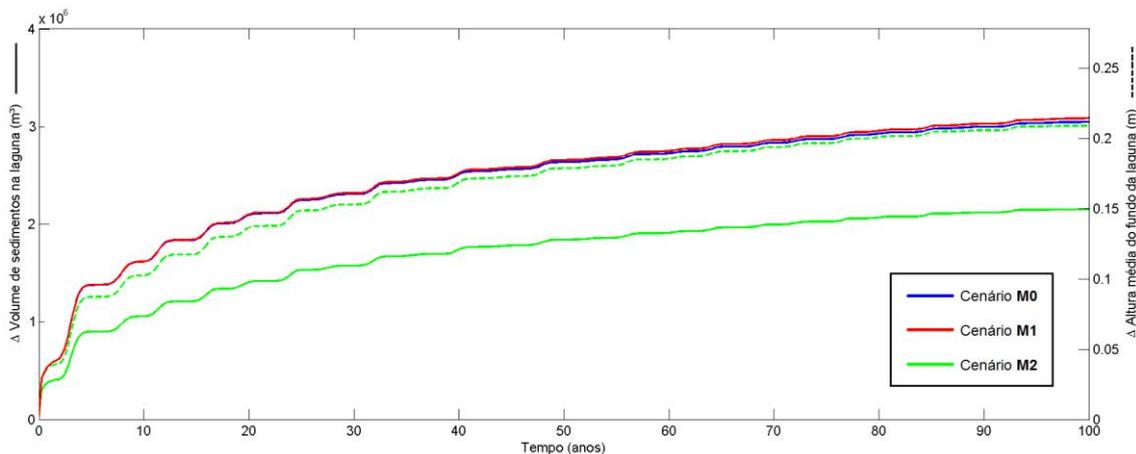


Figura 59 – Alteração no volume total de sedimentos armazenados no interior da lagoa, para os Cenários **M0**, **M1** e **M2**. Valores indicados no eixo-y do lado esquerdo correspondem à diferença volumétrica (linha cheia) em relação à batimetria inicial. No eixo-y do lado direito é indicada a alteração resultante na altura média do fundo da lagoa (linha tracejada). Para os Cenários **M0** e **M1**, as linhas cheias e tracejadas estão sobrepostas.

O balanço volumétrico de sedimentos no interior da laguna (Figura 59) indicou importação de sedimentos em todos os casos. Ao longo da simulação do Cenário **M0**, foram importados $3,05 \times 10^6$ m³ de sedimentos, o que correspondeu a um aumento de 0,212 m na altura média do fundo da laguna, em relação à condição inicial (linha azul). A operação da atividade de carcinicultura, definida no Cenário **M1**, implicou no aumento de apenas 1,3% deste volume final importado para o sistema, equivalente a um acréscimo de 40.000,0 m³ no volume de sedimentos estocados, com sobrelevação de 3 mm da altura média do fundo (linha vermelha). O Cenário **M2** implicou na redução de 30,5% da importação de sedimentos verificada no Cenário **M0** (linha verde) - redução proporcional à área hipotética ocupada (30%) - com um rebaixamento de 3 mm da altura média do fundo da laguna (linha verde tracejada), em relação à situação final do cenário de referência.

O cenário **M1** simulado se assemelha aos cenários idealizados de gerenciamento hídrico tipo **A**, apresentados na Seção 5.1.1. Porém, diferentemente dos experimentos idealizados, o estudo de caso considerou o histórico de ocupação, com vazões crescentes de captação, operadas pelas fazendas, proporcionais à área da carcinicultura instalada no sistema (Figura 39), ao invés de um valor constante desde o início da simulação. Logo, observa-se que a morfologia da laguna passa a ter alguma alteração, em relação ao cenário de referência, somente após um período de aproximadamente 50 anos, que seria por volta da década de 70, mas com pequeno efeito (Figura 59). Em contrapartida, nas simulações desenvolvidas na lagoa hipotética, os cenários de avaliação nitidamente se diferenciam do cenário de referência logo nas primeiras décadas (Figura 47b), período em que os processos morfodinâmicos são mais intensos, conforme ilustrado pela curva de evolução das relações entre parâmetros morfológicos, apresentada na Figura 45. Tais verificações apontam que, uma vez estabelecida uma morfologia próxima de um equilíbrio morfodinâmico, a atuação de forçantes antrópicas sobre o sistema exerce menor efeito e tem menor capacidade de alteração de suas características.

Alterações hidrodinâmicas espacialmente distribuídas pelo domínio de modelagem, causadas pela operação de gerenciamento hídrico da atividade de carcinicultura, definida no Cenário **M1**, foram investigadas a partir de mapas de tensão residual de cisalhamento no fundo, e também através de mapas de transporte residual de sedimentos, provocados pela circulação existente no sistema. Os valores residuais destas variáveis foram calculados ao longo de 29 dias, envolvendo dois ciclos de sizígia e quadratura, para cada célula da grade do domínio computacional. Assim como na análise anterior, desenvolvida no estudo idealizado, foram então calculadas as

diferenças entre os valores residuais verificados no Cenário **M1**, considerando a proporção atual de ocupação e captação de água no sistema, e no *Cenário de Referência* (**M0**). Essa avaliação foi feita para a condição inicial, considerando a batimetria plana, e também para a morfologia alcançada ao final da simulação, apresentada na Figura 53.

De modo semelhante ao observado nos Cenários **A** (Figura 52a), desenvolvidos no caso hipotético, nota-se o efeito gerado pela captação contínua de água efetuada pela atividade de carcinicultura, através da direção predominante dos vetores, tanto de tensão residual quanto de transporte residual, apontando para o interior do sistema lagunar (Figura 60, Figura 61, Figura 62 e Figura 63). Ao longo da evolução morfológica do sistema essa diferença é reduzida. No caso da tensão residual de cisalhamento no fundo, por exemplo, a magnitude chega a diminuir uma ordem de grandeza.

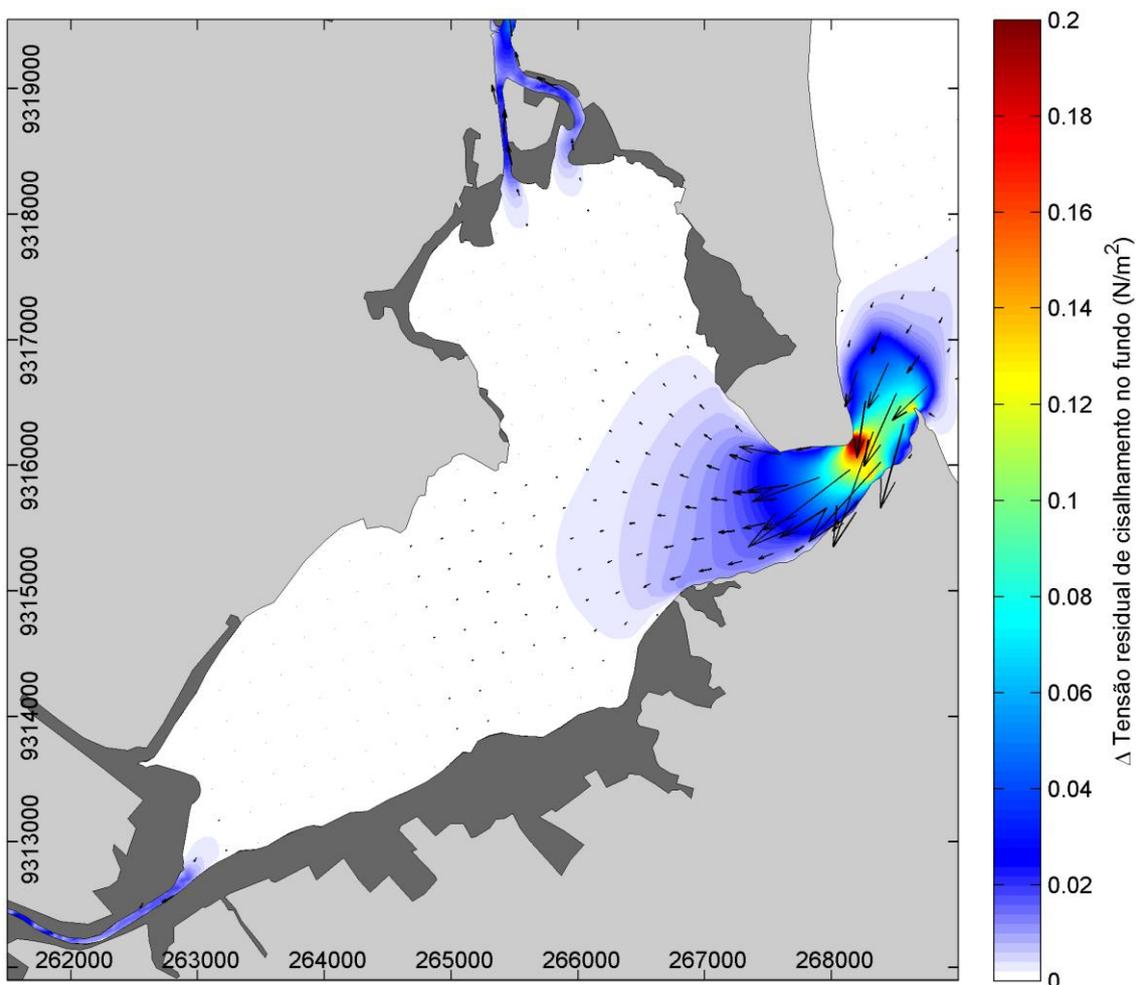


Figura 60 – Mapa da diferença da tensão residual de cisalhamento no fundo, entre o Cenário **M1** e o Cenário **M0**, durante a condição morfológica inicial (batimetria plana).

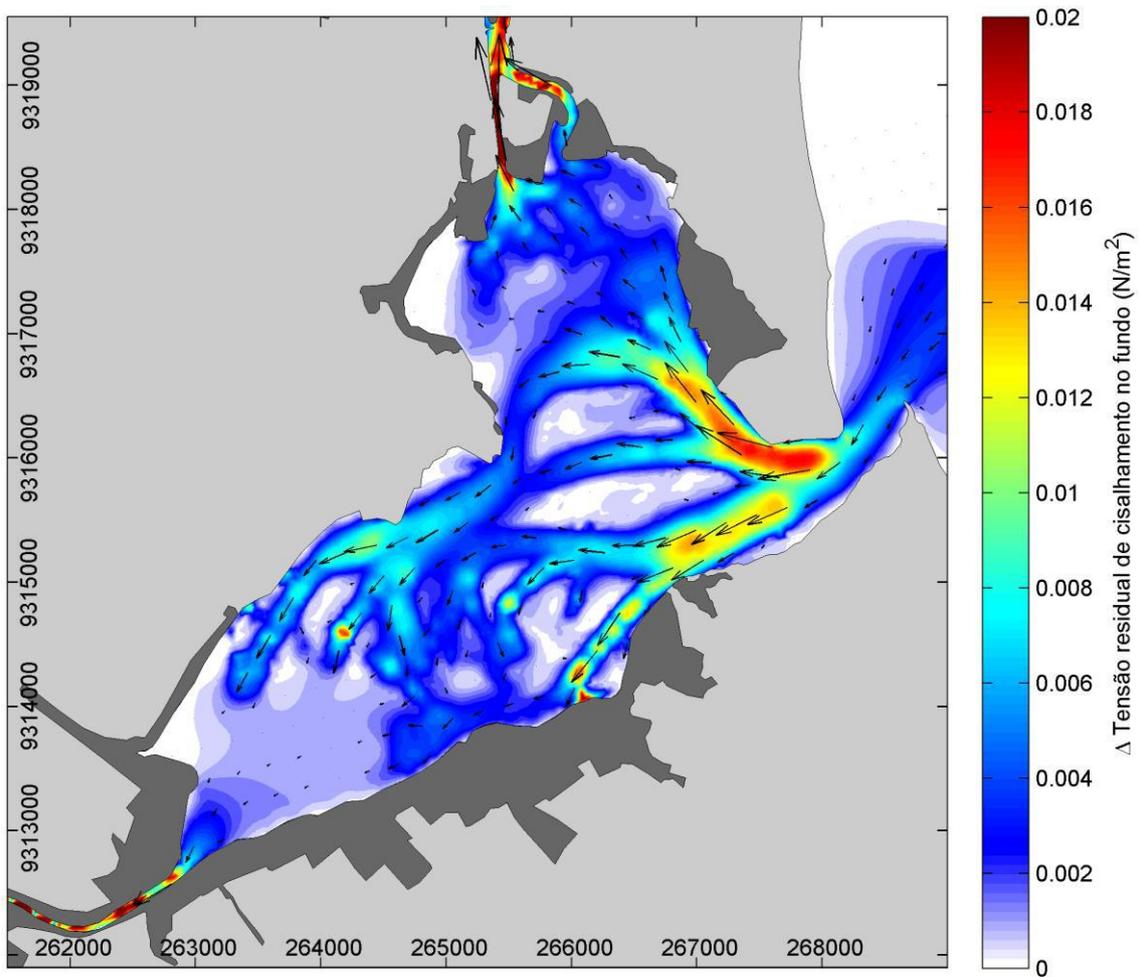


Figura 61 – Mapa da diferença da tensão residual de cisalhamento no fundo, entre o Cenário **M1** e o Cenário **M0**, durante a condição morfológica final, obtida a partir da simulação do cenário de referência (Figura 53).

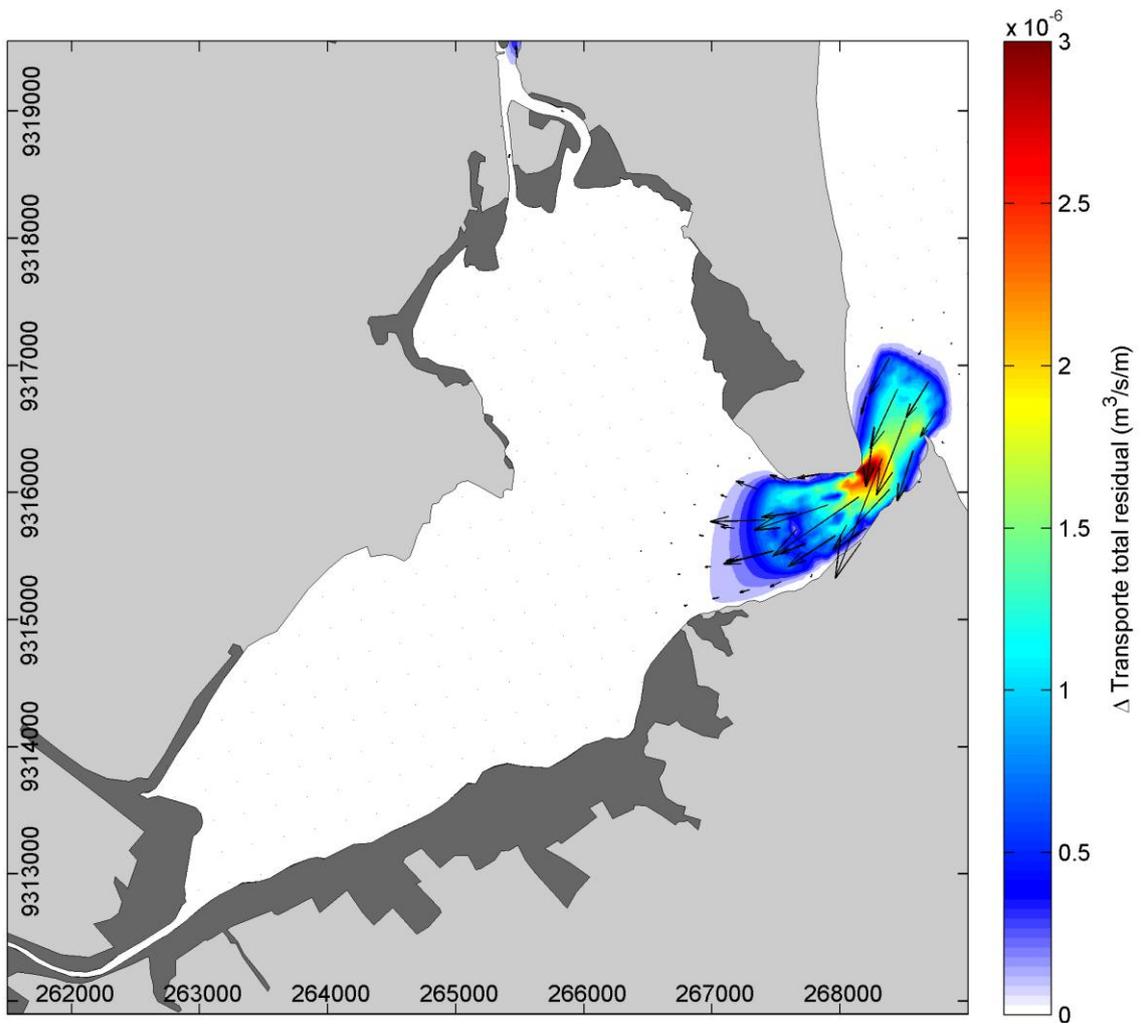


Figura 62 – Mapa da diferença do transporte residual de sedimentos, entre o Cenário **M1** e o Cenário **M0**, durante a condição morfológica inicial (batimetria plana).

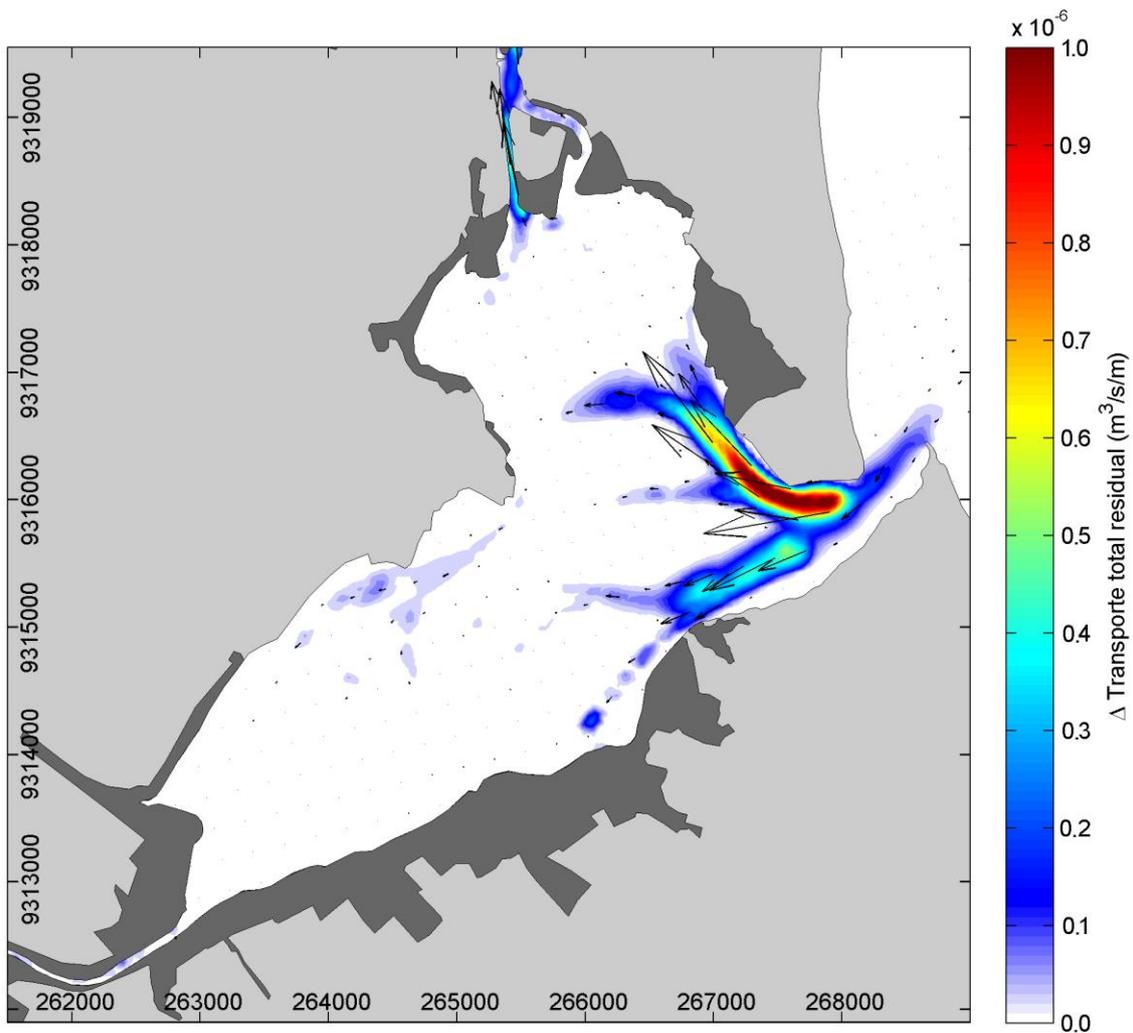


Figura 63 – Mapa da diferença do transporte residual de sedimentos, entre o Cenário **M1** e o Cenário **M0**, durante a condição morfológica final, obtida a partir da simulação do cenário de referência (Figura 52).

Comparando os resultados apresentados na Figura 60 e na Figura 62, obtidos durante a condição morfológica inicial, com os resultados apresentados na Figura 61 e na Figura 63, obtidos durante a condição morfológica final, ressalta-se a migração da zona de máxima diferença na tensão residual de cisalhamento no fundo, e da zona de máxima diferença no transporte residual de sedimentos, da região mais estreita da embocadura em direção à região interna da margem norte do canal de maré.

Apesar da baixa magnitude dos valores mostrados pelo modelo, os resultados apontam que o contínuo uso da água pela carcinicultura exerce influência sobre os processos sedimentológicos, principalmente na região da embocadura. Conforme apresentado no Seção 3.2.1, nessa região ocorre o processo erosivo mais pronunciado de todo sistema (Figura 22).

5.2. Modelagem da qualidade da água do Sistema Lagunar de Guaraíras

A estratégia de geração de séries temporais de vazão de efluentes das fazendas de carcinicultura através da modelagem estocástica (Seção 4.3.5) possibilitou uma representação mais realista da dinâmica regional dos ciclos produtivos do camarão e da operação de despesca efetuada pelos produtores, ao invés da simples adoção de valores médios ou valores extremos de cargas poluentes no sistema. Na Figura 64 é apresentado um comparativo entre essas situações simplificadas e uma série temporal gerada pelo modelo estocástico, semelhante às séries utilizadas nesse estudo (linha preta). Dada a condição inicial hipotética - despesca de todos os viveiros simultaneamente (linha vermelha) - nota-se como os picos de vazões gerados se tornam mais dispersos conforme é aumentado o valor do desvio padrão $\sigma(T_C)$, e a série produzida se aproxima de um valor médio de vazão (linha cinza tracejada) que, no entanto, mostra-se bastante subestimado ao ser comparado com os picos existentes na série estocástica.

Para evitar o adensamento de descargas em função da escolha da condição inicial, todas as séries geradas consideraram que o primeiro lançamento de cada viveiro ocorre dentro de um período de 180 dias, com instante da despesca selecionado aleatoriamente com uma distribuição uniforme de probabilidades (Figura 65). As séries foram então geradas ao longo de “ C ” ciclos de cultivo, sendo C um número suficiente para extração do trecho de 1 ano de duração (linha preta), inserido no modelo *Delft3D-WAQ*. O início das séries inseridas no modelo numérico foi definido a partir do período da condição inicial (vermelho), somado ao período médio de cultivo da região fonte.

As séries temporais de descargas de efluentes são prescritas em cada ponto de lançamento do modelo de modo independente, e podem ser efetuadas durante as diversas condições meteoceanográficas existentes na região. Dessa forma, os cenários de modelagem de qualidade de água com um ano de duração englobaram grande variabilidade de situações possíveis, e permitiram a combinação de lançamentos nas diferentes regiões do domínio de modelagem, ocorrendo em diferentes instantes de maré e em diferentes condições de vento. Na Figura 66, são mostrados resultados do modelo em termos de concentração de DBO, exemplificando algumas situações de lançamento de efluente incorporadas nas simulações.

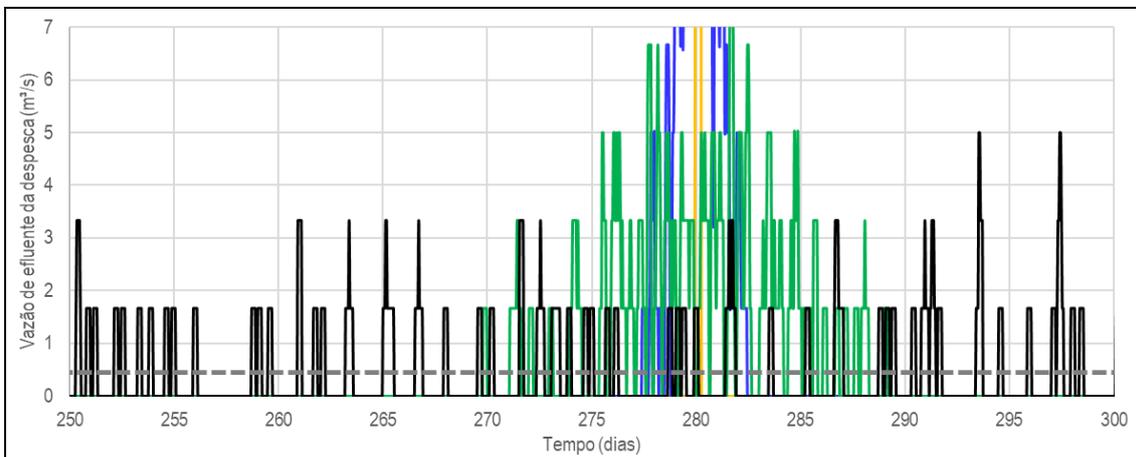
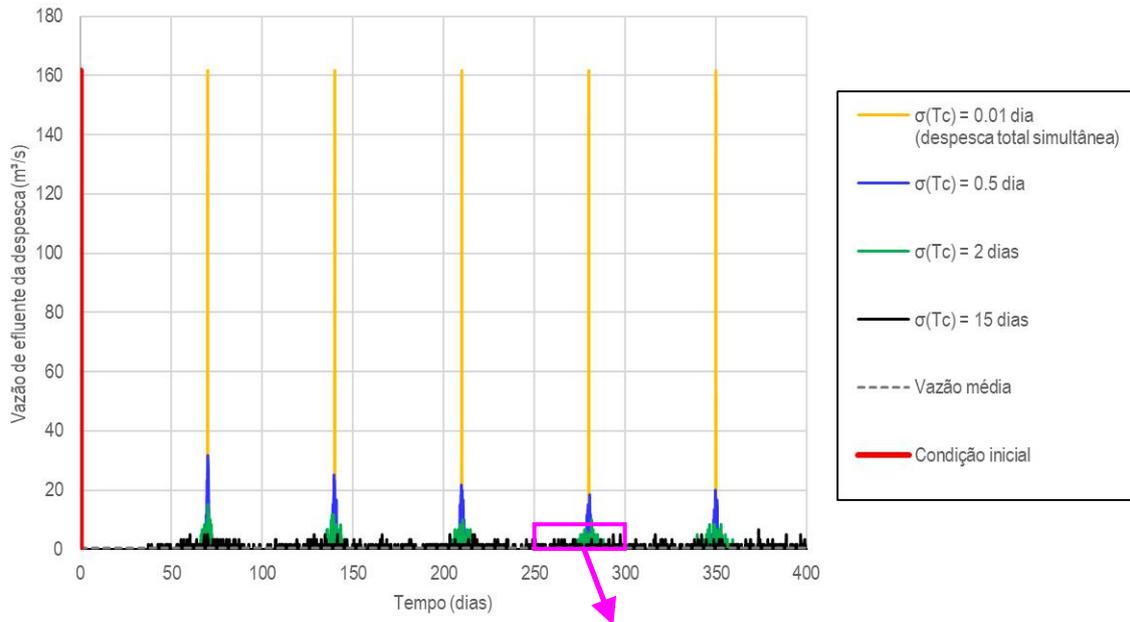


Figura 64 – Comparação entre séries temporais de vazão de efluente da despesca, produzidos pela Fonte 6, utilizando diferentes valores de desvio padrão $\sigma(T_C)$. A linha tracejada representa a vazão média produzida pela fonte - representação hipotética de lançamentos a partir de um valor constante. Condição inicial utilizada em todas as séries (linha vermelha): despesca simultânea de 97 viveiros com 2 ha e 1,2 m de profundidade cada. Outros parâmetros: período médio de cultivo (T_C^{med}) igual a 60 dias; período de preparo dos viveiros (T_P) igual a 10 dias; duração da despesca (T_D) igual a 4 horas.

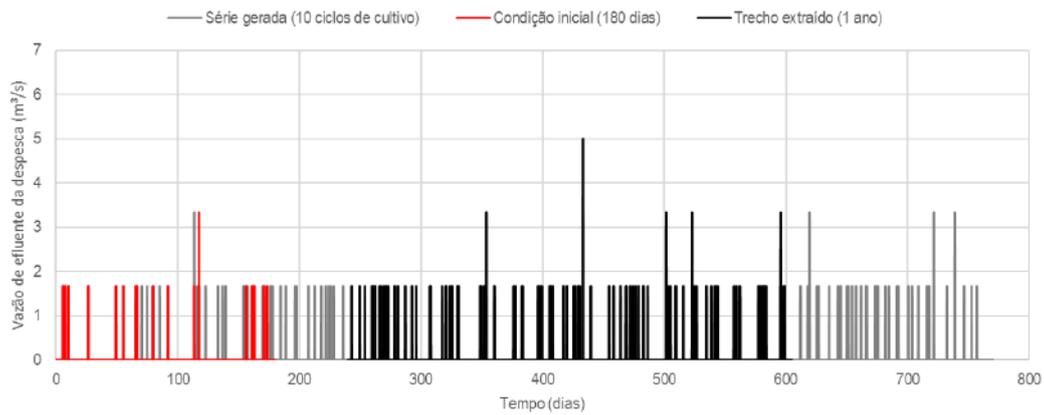


Figura 65 – Série temporal de vazão de efluente da despesca, gerada para a Fonte 1 ao longo de 10 ciclos de cultivo (cinza). Série anual inserida no modelo numérico (preto), extraída a partir do período da condição inicial (vermelho) somado ao período médio de cultivo (T_C^{med}), de 60 dias no caso.

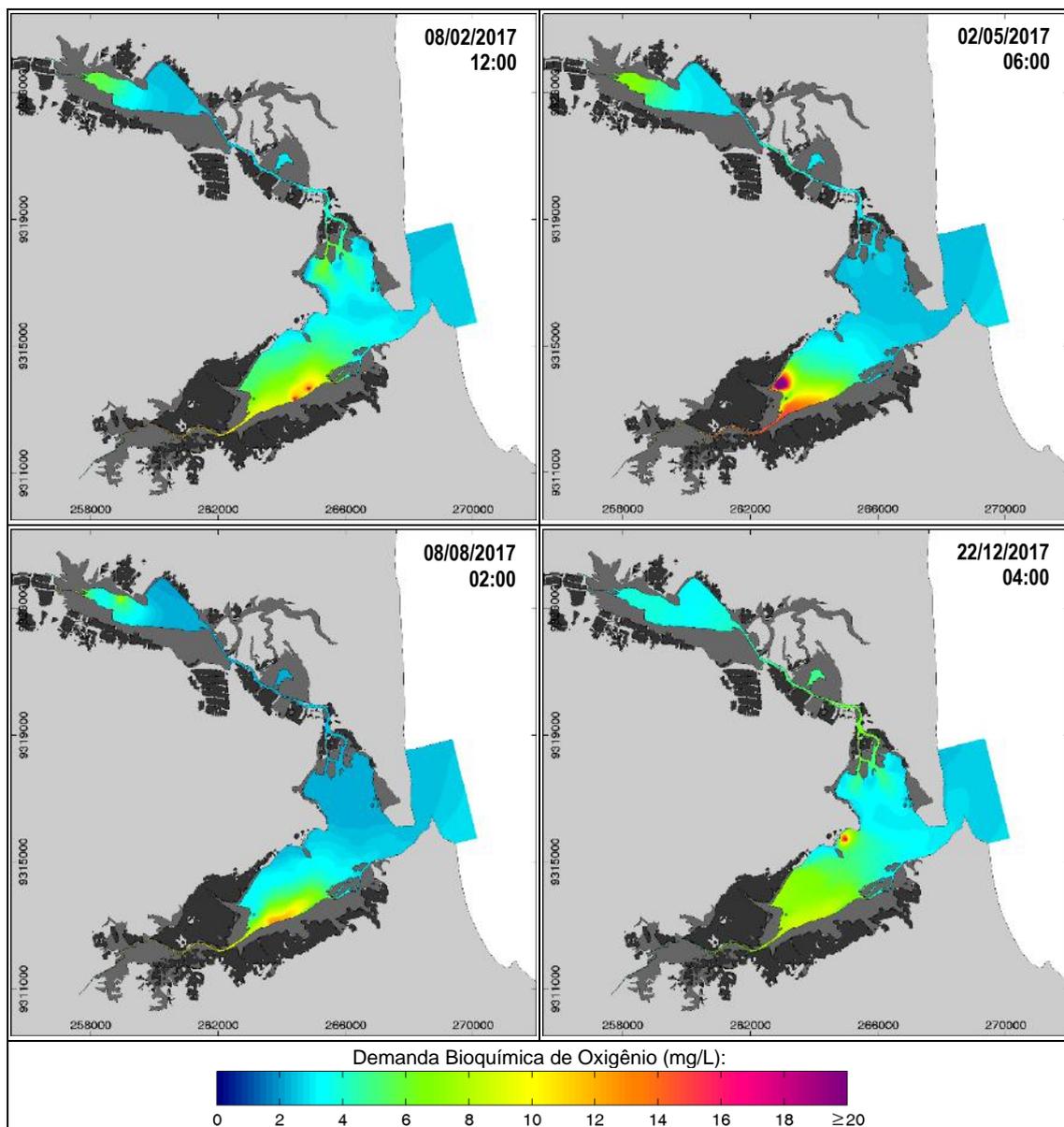


Figura 66 – Mapas de concentração de DBO em diferentes instantes da simulação. Resultados do Cenário E3T0A0.

5.2.1. Análise da depleção de Oxigênio Dissolvido

Baixos teores de Oxigênio Dissolvido em corpos d'água naturais estão comumente relacionados à poluição por lançamentos de efluentes, e podem implicar na mortalidade de organismos e em danos ao ecossistema aquático. A partir dos resultados das simulações do modelo de qualidade de água, armazenados em intervalos de 1 hora ao longo de 1 ano de simulação, foram calculadas as probabilidades de ocorrência de concentrações de Oxigênio Dissolvido abaixo de 5 mg/L, em toda extensão do domínio de modelagem (Figura 67, Figura 68 e Figura 69).

As análises, apresentadas na forma de mapas de probabilidade, indicam o grau de risco da depleção de OD no Sistema Lagunar de Guaraíras em função das cargas de efluentes, lançadas durante a operação de despesca do camarão, e da consequente decomposição aeróbia da matéria orgânica, que é representada pela DBO. Ressalta-se que, desconsiderando os lançamentos de efluentes da carcinicultura, o modelo resulta em probabilidade zero de ocorrência de concentrações de OD abaixo de 5 mg/L em todo sistema. O valor limite selecionado corresponde ao critério previsto pela Resolução CONAMA nº357/2005, para águas salobras Classe 1.

Os mapas probabilísticos gerados para cada um dos 7 cenários (Tabela 3) foram agrupados em 3 categorias, visando a comparação dos efeitos provocados pela atividade da carcinicultura em função: (i) do lançamento de efluentes com diferentes composições (Figura 67); (ii) da utilização de viveiros com diferentes proporções (Figura 68); e (iii) da adoção de diferentes períodos médios de cultivo na região (Figura 69), representados pela Distribuição Beta de probabilidade (Figura 43).

Lançamento de efluentes com diferentes composições

A partir da Figura 67, observa-se que a região próxima à foz do Rio Jacu, na Laguna de Guaraíras, se destaca em todos os casos como a área mais afetada, em função da maior proporção da ocupação existente ao seu redor. Mesmo considerando o padrão do *Efluente 1*, ainda é notável a ocorrência de depleção de OD com probabilidades próximas de 0,2. Já para o *Efluente 2*, as probabilidades de ocorrência nessa região passam de 0,6.

Considerando o padrão do *Efluente 3*, caso mais crítico, há um aumento significativo da probabilidade de depleção de OD em todo sistema. Na Lagoa de Nísia Floresta, as probabilidades encontram-se próximas de 0,8 e diminuem em direção ao Canal Surubajá, com probabilidades entre 0,5 e 0,6 em sua foz, junto a parte norte da Laguna de Guaraíras. Na região da embocadura do sistema, junto ao Município de Tibau do Sul, as probabilidades situam-se entre 0,2 e 0,3, e na região montante da Laguna de

Guaraíras, em direção à foz do Rio Jacu, as probabilidades alcançam valores máximos de 1,0.

Esses resultados reforçam a problemática relacionada aos efeitos adversos gerados pelo adensamento de fazendas de aquicultura em tanques escavados. Mesmo considerando um efluente com características recomendadas por um órgão certificador mundialmente reconhecido, como o *BAP - Best Aquaculture Practices* administrado pela *Global Aquaculture Alliance* (GAA, 2017), o modelo apontou ainda a probabilidade de depleção de OD em regiões do corpo d'água próximas às ocupações mais intensas, o que decorre do efeito cumulativo gerado pela operação de inúmeros viveiros.

Destaca-se ainda a importância da definição de padrões mínimos de lançamento com base em estudos quantitativos que considerem, além da hidrodinâmica do corpo receptor, a ocupação e a dinâmica de lançamentos características de cada região. A partir dos resultados do modelo pode-se identificar regiões com maior adensamento que deveriam apresentar maior restrição nos padrões de lançamento, como no caso da ocupação ao redor da foz do Rio Jacu.

Utilização de viveiros com diferentes proporções

Tendo como referência o Cenário E3T0A0, que considera a área média dos viveiros igual a 2 ha, a Figura 68 apresenta o efeito gerado pelo aumento (4 ha) ou redução (1 ha) deste valor médio. Considerando o aumento da área média dos viveiros para 4 ha, são notadas algumas reduções das probabilidades de ocorrência, porém inferiores a 0,1, situadas apenas na Lagoa de Nísia Floresta e na região sudoeste da Laguna de Guaraíras. Comparativamente, os mapas não apontaram alterações significativas nos padrões de isolinhas de probabilidade em função das diferentes proporções de área média dos viveiros adotada pela atividade de carcinicultura.

Adoção de ciclos de cultivo com diferentes periodicidades

A partir da comparação dos mapas de probabilidade apresentados na Figura 69, observa-se que a caracterização do período de cultivo da região exerceu influência significativa nos padrões de qualidade de água representados pelo modelo. Conforme foi elevada a duração dos ciclos de cultivo, houve uma menor frequência de lançamentos, e as probabilidades de ocorrência de depleção de Oxigênio Dissolvido foram menores.

A redução do período médio de cultivo, de 60 para 30 dias, implicou no aumento de probabilidades, principalmente na região norte do sistema, alcançando valores máximos de 1,0 na Lagoa de Nísia Floresta e no Canal do Boqueirão. Nas demais

regiões do sistema houve um aumento geral dos valores de probabilidade no entorno de 0,2.

Com o aumento do período médio de cultivo, de 60 para 120 dias, houve expressiva redução das probabilidades, com quedas de aproximadamente: 0,8 para 0,2, na Lagoa de Nísia Floresta; 0,3 para 0,1, na região da embocadura do sistema; 0,5 para 0,0, na Lagoa Papeba; 1,0 para 0,7, na Laguna de Guaraíras nas proximidades da foz do Rio Jacu.

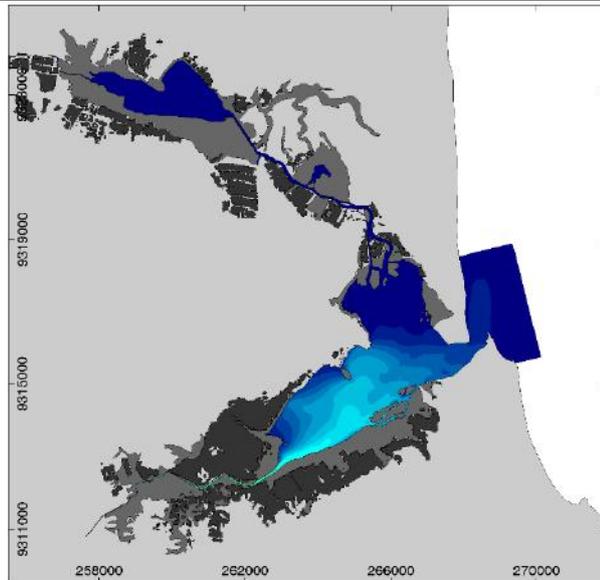
Esse resultado mostra que, independente das demais características que definem a carga poluente proveniente da carcinicultura, como a concentração do efluente ou a proporção da ocupação, os padrões de qualidade de água em ambientes estuarinos estão também atrelados à periodicidade dos ciclos produtivos. Assim, tanto no caso da carcinicultura quanto no cultivo de outras espécies aquáticas em tanques escavados, a estratégia de utilização de ciclos mais curtos e de comercialização de espécies com peso final reduzido, pode comprometer a qualidade da água dos ecossistemas costeiros em maiores proporções.

Cenário E2T0A0

Efluente 1

OD: 5,0 mg/L

DBO 5 dias: 30,0 mg/L

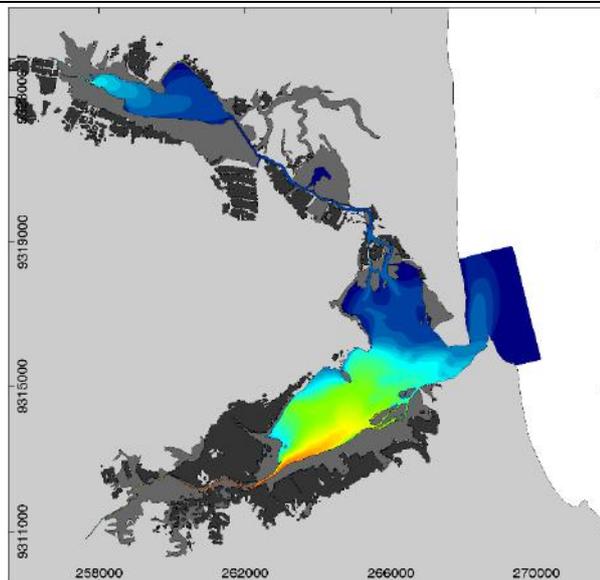


Cenário E2T0A0

Efluente 2

OD: 4,0 mg/L

DBO 5 dias: 50,0 mg/L



Cenário E3T0A0

Efluente 3

OD: 3,0 mg/L

DBO 5 dias: 120,0 mg/L

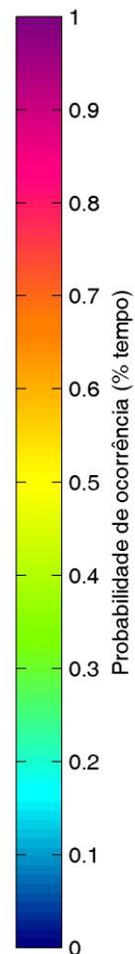
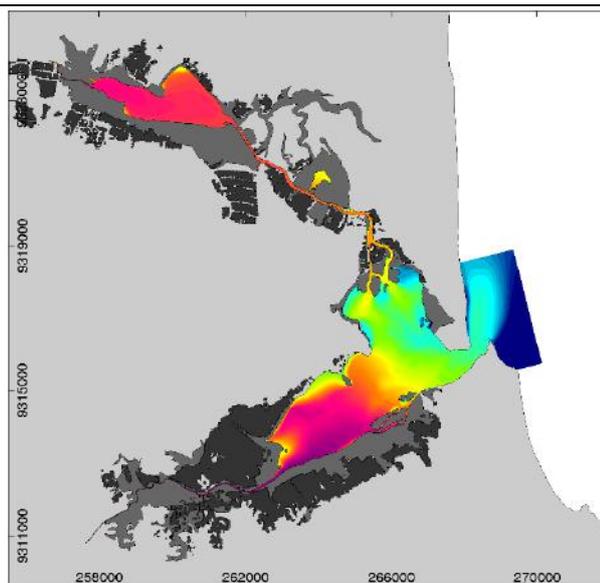
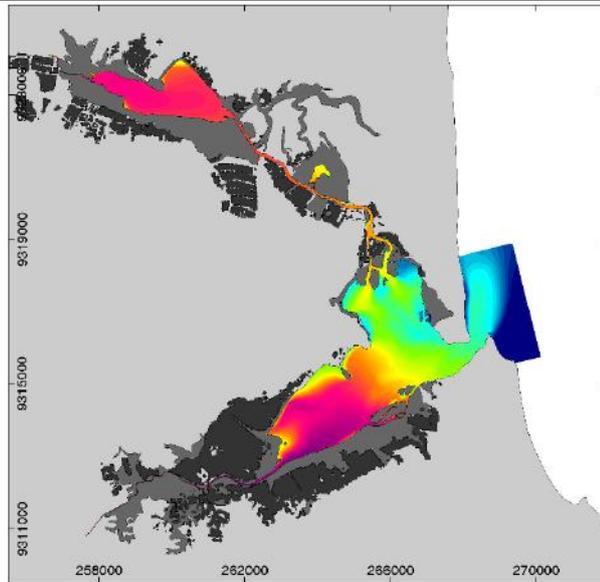


Figura 67 – Probabilidades de ocorrência de concentrações de OD < 5 mg/L no Sistema Lagunar de Guaraíras, para efluentes com diferentes características.

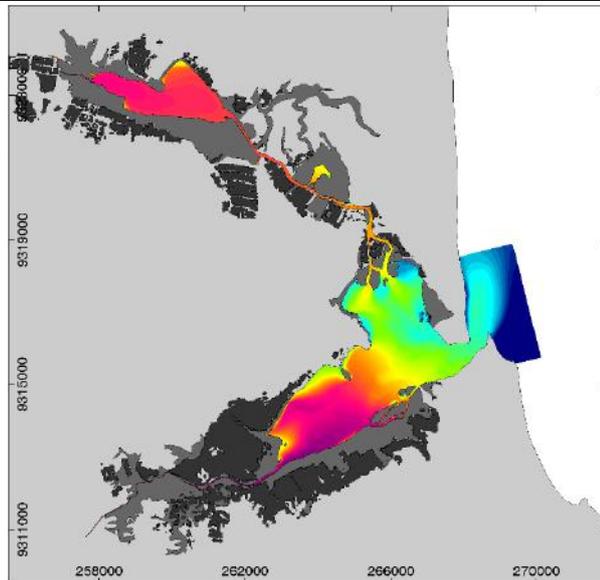
Cenário E3T0A1

Área média dos viveiros,
 A_V^{med} : 1 ha



Cenário E3T0A0

Área média dos viveiros,
 A_V^{med} : 2 ha



Cenário E3T0A2

Área média dos viveiros,
 A_V^{med} : 4 ha

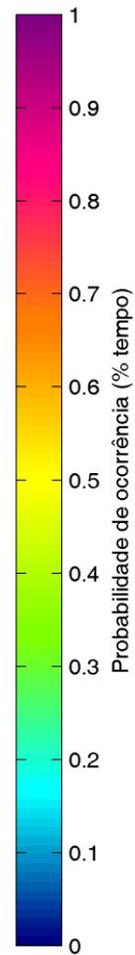
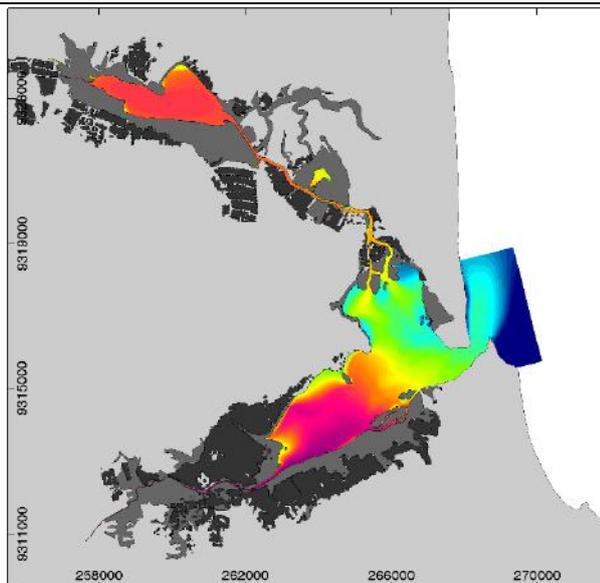
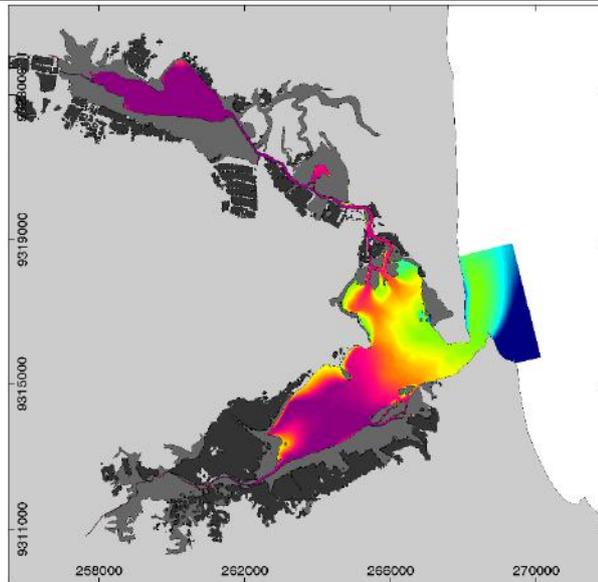


Figura 68 – Probabilidades de ocorrência de concentrações de OD < 5 mg/L no Sistema Lagunar de Guaraiás, para diferentes dimensões dos viveiros.

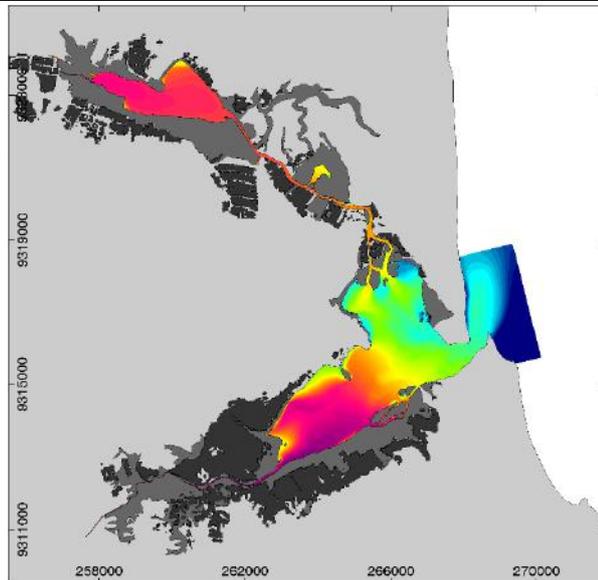
Cenário E3T1A0

Período médio de cultivo,
 T_C^{med} : 30 dias



Cenário E3T0A0

Período médio de cultivo,
 T_C^{med} : 60 dias



Cenário E3T2A0

Período médio de cultivo,
 T_C^{med} : 120 dias

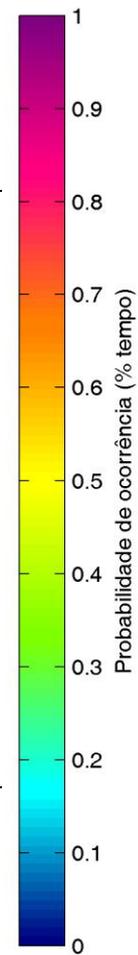
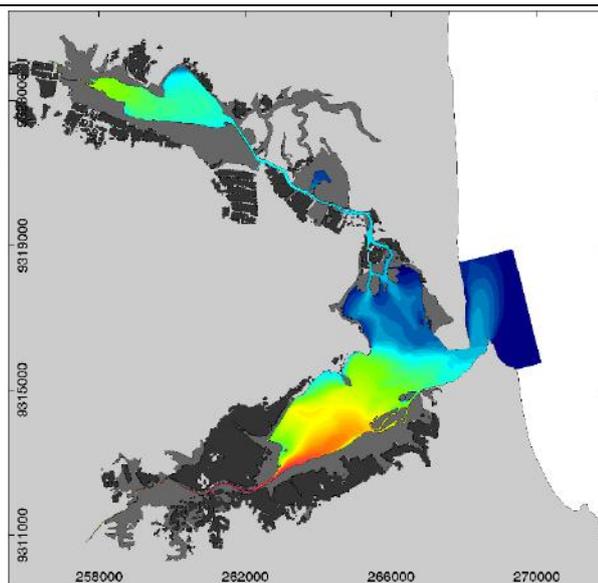


Figura 69 – Probabilidades de ocorrência de concentrações de OD < 5 mg/L no Sistema Lagunar de Guaraiás, para diferentes períodos médios de cultivo na região.

5.2.2. Idade da água do sistema

Os resultados das simulações de transporte para o cálculo da idade da água indicaram diferenças entre os meses de janeiro e julho, em função dos padrões meteoceanográficos típicos da região. Durante o mês de janeiro (Figura 70a), período de verão, a idade da água do sistema é ligeiramente mais elevada do que no mês de julho (Figura 70b), período de inverno, caracterizado por ventos (Figura 15) e correntes costeiras (Figura 37) mais intensas, favorecendo os processos de troca e renovação da água do sistema lagunar. Embora a diferença verificada seja pequena, pode-se inferir que lançamentos de efluentes realizados durante o período de inverno exerçam menor influência sobre a qualidade da água do sistema, do que lançamentos efetuados durante o período de verão. Somado a essa constatação, ressalta-se ainda que no inverno ocorrem os maiores índices pluviométricos e no verão predomina uma severa estiagem (Figura 14).

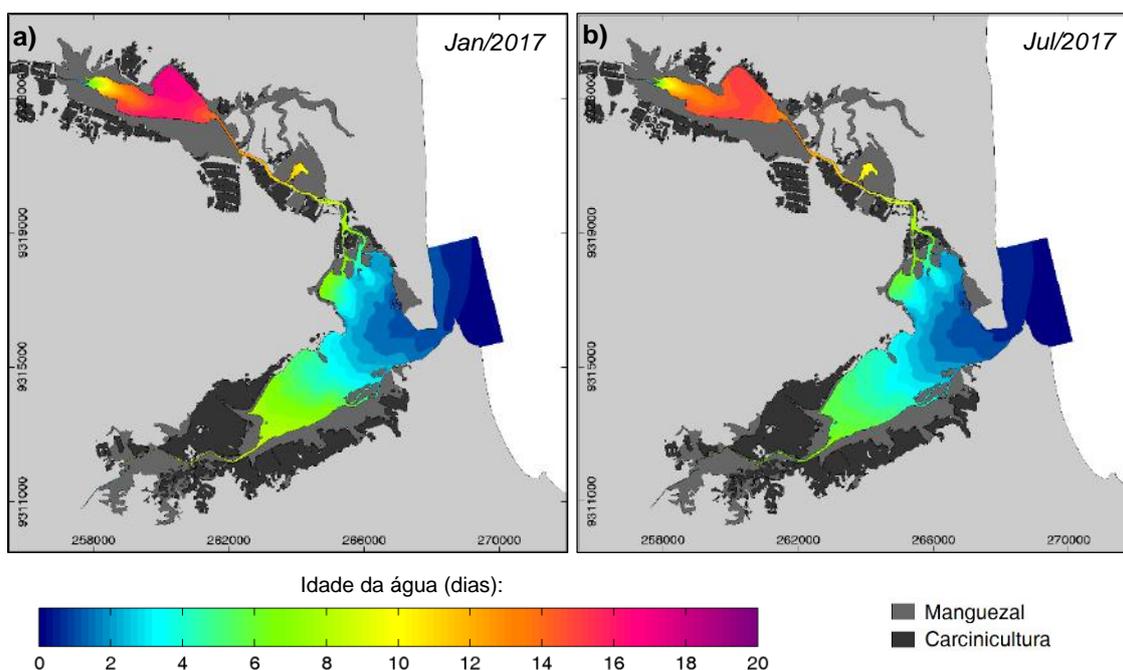


Figura 70 – Mapas de idade da água do Sistema Lagunar de Guarairas, para os meses de janeiro e julho de 2017. Valores representam a média temporal de resultados ao longo dos últimos 7 dias de simulação de cada mês.

A Lagoa de Nísia Floresta destaca-se como o corpo d'água do Sistema Lagunar de Guarairas com maior criticidade em relação aos processos de qualidade de água, com valores máximos de idade da água próximos de 17 dias, no mês de janeiro. Na Lagoa Papeba a idade da água situa-se em torno de 10 a 12 dias. Nas regiões mais a montante da Laguna de Guarairas a idade da água apresenta valores entre 5 e 7 dias, aproximadamente. Na região próxima à embocadura do sistema, há maior intensidade

dos processos de troca e renovação, resultando em valores de idade da água menores que 2 dias.

Apesar da Laguna de Guaraíras apresentar maior capacidade de renovação de suas águas e de minimização dos efeitos adversos relacionados aos processos de depuração de matéria orgânica no ambiente aquático, a qualidade da água da laguna - principalmente na região próxima à foz do Rio Jacu - apresenta maior criticidade devido à maior proporção da ocupação por fazendas de carcinicultura, conforme discutido na seção anterior. No caso da Lagoa de Nísia Floresta, que apresenta os valores mais elevados de idade da água de todo sistema, devido à menor capacidade de renovação de suas águas, a ocupação encontra-se numa proporção bastante inferior à da Laguna de Guaraíras. Caso a ocupação por fazendas de carcinicultura ao redor da Lagoa de Nísia Floresta, ou na região norte do sistema, seja aumentada em proporções semelhantes às verificadas na Laguna de Guaraíras, os impactos adversos sobre a qualidade da água apresentariam magnitude ainda maior.

CAPÍTULO 6

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1. Conclusões

Considerando o atual ritmo de crescimento da atividade de aquicultura, assim como as expectativas e projeções de desenvolvimento do setor para atendimento da futura demanda global por alimento, é de fundamental importância o conhecimento dos efeitos ambientais gerados pela operação de empreendimentos aquícolas - principalmente no caso de aglomerados de fazendas em grandes proporções - visando a preservação dos ecossistemas costeiros. Por meio de técnicas de modelagem computacional, este trabalho apresentou uma metodologia abrangente para investigação dos efeitos gerados pela atividade de carcinicultura, sobre aspectos hidromorfodinâmicos e de qualidade de água, tendo como estudo de caso o Sistema Lagunar de Guaraíras, RN. Um resumo do fluxo metodológico, desenvolvido ao longo do estudo, é apresentado na Figura 27.

As estratégias metodológicas implementadas, tanto no levantamento do histórico da evolução da carcinicultura através de sensoriamento remoto quanto nas simulações numéricas morfodinâmicas e de lançamentos de efluentes da despesca do camarão, podem ser estendidas para outros sistemas lagunares e estuarinos, e adaptadas para casos onde ocorre o cultivo de outras espécies aquáticas em tanques escavados, como peixes ou ostras, por exemplo. No caso das análises probabilísticas de depleção de Oxigênio Dissolvido na água, uma abordagem semelhante pode também ser utilizada em áreas onde existe aquicultura em gaiolas ou tanques-rede, e outros processos e parâmetros de qualidade de água podem ser englobados.

As discussões apresentadas neste trabalho apontam a capacidade de integração de diferentes escalas temporais e espaciais em análises ambientais, abrangendo desde a escala operacional de um único viveiro até a tendência de padrões morfológicos e de qualidade da água num amplo sistema costeiro, em escalas de tempo anuais a decadais. O conhecimento gerado por estudos de modelagem computacional com esse escopo pode ser utilizado como suporte à formulação de políticas de gerenciamento costeiro mais robustas, e que garantam maior segurança ao ambiente e aos usuários dos recursos hídricos dessas regiões.

A partir das simulações numéricas desenvolvidas numa lagoa costeira hipotética (Seção 5.1.1), foi possível a exploração de efeitos provocados por diferentes possibilidades de manejo hídrico, efetuado de modo idealizado por fazendas de

aquicultura instaladas ao redor da lagoa em diferentes proporções. Dentre os resultados desses experimentos, destacam-se os seguintes pontos:

- a longo prazo, a captação de água estuarina para o controle do nível d'água nas fazendas, de forma contínua ou intermitente, implica no aumento da importação de sedimentos para o sistema e no aumento da formação do estirâncio, elevando em até 5 cm a altura média do fundo da lagoa, em relação ao *Cenário de Referência*;
- a longo prazo, a operação de renovação da água das fazendas de forma sincronizada com a oscilação da maré, implica na redução da dominância de enchente do sistema, diminuindo a importação de sedimentos, minimizando a formação do estirâncio, e aumentando formação de um delta de vazante; tal modo de operação mostra-se capaz de modificar, de forma mais pronunciada, o estado natural de equilíbrio morfológico esperado do sistema.

Após as experimentações em condições idealizadas, utilizadas também como uma etapa de teste da metodologia, foi desenvolvida a modelagem da evolução morfodinâmica do Sistema Lagunar de Guaraíras (Seção 5.1.2), considerando todo o histórico de ocupação da carcinicultura local e apenas um modo de gerenciamento hídrico usual para a região. Previamente, o modelo hidrodinâmico foi avaliado em termos de variação do nível d'água e de padrões de correntes costeiras, revelando boa concordância com os dados disponíveis para a região (Seção 4.3.2). A partir das simulações para o estudo de caso, pôde-se verificar que:

- a longo prazo, a captação contínua de água pela atividade de carcinicultura, desenvolvida no sistema lagunar como um todo, implicou no aumento de 1,3% do volume final de sedimentos importado para a Laguna Guaraíras em relação ao cenário de referência; esse volume é equivalente a um acréscimo de 40.000,0 m³ no volume final de sedimentos estocados, com sobrelevação de 3 mm da altura média do fundo da laguna;
- as alterações mais expressivas na magnitude das tensões residuais de cisalhamento do fundo, e na magnitude do transporte residual de sedimentos, em função da operação de captação de água pelas fazendas, situam-se junto à margem norte da embocadura do sistema, na região interna do canal de maré, local onde atualmente ocorre o processo erosivo mais pronunciado do sistema;

- a hipótese de ocupação de 30% do espelho d'água do sistema, desconsiderando o efeito da operação das fazendas, acarretou no assoreamento da embocadura, com redução de 25,2% da área da seção transversal do canal de maré.

Para a investigação de alterações em aspectos de qualidade da água do sistema, foi desenvolvido um gerador estocástico de vazões de efluentes da carcinicultura (Seção 4.3.5), capaz de prover uma representação consistente da dinâmica regional de cargas poluentes geradas durante a despesca do camarão. Em função da dificuldade de reconstrução de um histórico detalhado de lançamentos de efluentes a partir de registros da operação de cada empreendimento, assim como a variabilidade de períodos de cultivo adotadas por cada produtor e a própria incerteza inerente às datas previstas nos cronogramas de despesca de cada viveiro, a abordagem aqui apresentada mostra-se mais coerente e realista, comparativamente à simples adoção de cargas médias ou extremas, usualmente consideradas em outros estudos e projetos (WOLANSKI *et al.*, 1990; WARD, 2000; TWILLEY *et al.*, 1998; WOLANSKI *et al.*; 2000; ANH *et al.*, 2010; ARAÚJO *et al.*, 2006; TRAN & LU, 2013; LEY e OSUNA, 2014; SANTANA, 2017). Destaca-se a construção e implementação desse gerador estocástico de vazões de efluentes como o resultado mais inovador apresentado neste trabalho.

As análises probabilísticas da depleção de Oxigênio Dissolvido (Seção 5.2.1), causada pela decomposição aeróbia de cargas orgânicas de efluentes lançados no Sistema Lagunar de Guaraíras, e o cálculo da idade da água do sistema (Seção 5.2.2), ressaltaram que:

- a região sudoeste da Laguna de Guaraíras, nas proximidades da foz do Rio Jacu, apresenta maior risco de depleção de OD, mesmo considerando um padrão de efluente com composição mais restritiva; essa constatação decorre do adensamento de fazendas instaladas nessa área e do efeito cumulativo provocado pela operação dos viveiros;
- a utilização de diferentes dimensões dos viveiros não implica em alterações significativas nas probabilidades de ocorrência de depleção de OD no sistema;
- a periodicidade dos ciclos produtivos adotados pelos carcinicultores da região exerce influência significativa nos padrões de qualidade de água do sistema; com o aumento do período médio de cultivo, de 60 para 120 dias, houve expressiva redução das probabilidades de ocorrência de depleção de OD, com quedas de aproximadamente 0,8 para 0,2 na Lagoa de Nísia Floresta, 0,3 para

0,1 na região da embocadura do sistema, 0,5 para 0,0 na Lagoa Papeba, 1,0 para 0,7 na Laguna de Guaraíras nas proximidades da foz do Rio Jacu;

- a Lagoa de Nísia Floresta pode ser considerada o corpo d'água do sistema com maior criticidade em relação aos processos de qualidade de água, com valores máximos de idade da água próximos de 17 dias; na região próxima à embocadura do sistema há maior intensidade na renovação da água, resultando em valores de idade da água menores que 2 dias; nas regiões mais a montante da Laguna de Guaraíras, a idade da água apresenta valores entre 5 e 7 dias, aproximadamente.

6.2. Recomendações

As informações utilizadas na implementação dos modelos apresentados nesta tese são baseadas em estudos anteriores e dados secundários, encontrados na literatura técnico-científica. Para futuras aplicações desta metodologia em estudos e projetos similares, poderiam ser incluídos novos dados primários para enriquecimento do trabalho. As características do manejo dos viveiros e as estratégias de cultivo empregadas na região poderão ser atualizadas, e especificadas em maior detalhe, por meio de levantamentos de campo, entrevistas e caracterização do perfil dos empreendimentos para cada localidade. Da mesma forma, novos dados batimétricos, sedimentológicos, hidrológicos, meteoceanográficos e de qualidade de água poderiam ser utilizados, visando o aprimoramento da modelagem computacional da hidrodinâmica ambiental do sistema.

Para investigações mais aprofundadas sobre a dinâmica sedimentológica da região, sugere-se a inclusão do efeito da propagação de ondas no cálculo do transporte de sedimentos, buscando uma melhor representação do transporte litorâneo e do carreamento de sedimentos da região costeira através da embocadura do sistema. O aporte sedimentar de origem fluvial pode ser também analisado em detalhe. Ao invés da adoção de contribuições médias, provenientes das bacias hidrográficas afluentes, os cenários de modelagem podem também avaliar eventos extremos de cheias dos rios. Devendo-se atentar ao uso dessas forçantes de modo esquematizado para uma aplicação coerente do fator de aceleração morfológico.

Aconselha-se ainda o desenvolvimento de trabalhos que avaliem o efeito gerado por mudanças climáticas. A partir dos experimentos numéricos desenvolvidos por VAN MAANEN *et al.* (2013a), destacou-se que, a longo prazo, a elevação do nível médio do mar pode provocar o aumento da área do estirâncio, a expansão da rede de

canais de maré em direção à montante das planícies de inundação e a transição da dominância de enchente ou de vazante do sistema. Dadas tais circunstâncias, as fazendas de carcinicultura instaladas ao redor do Sistema Lagunar de Guaraíras atuariam como uma barreira, limitando o desenvolvimento de planícies de maré e a migração da vegetação de manguezal em direção à área continental. Dessa forma, a modelagem computacional de cenários de elevação do nível médio do mar, combinada com estratégias de remanejamento de áreas, pode fornecer subsídios para medidas de controle e de aumento da capacidade de sobrevivência dos manguezais, frente às mudanças climáticas.

Tratando-se especificamente da modelagem da qualidade da água, recomenda-se que em estudos posteriores a análise de impactos gerados pela atividade carcinicultura inclua também processos relacionados à eutrofização, *i.e.*, à dinâmica de nutrientes (compostos de Nitrogênio e Fósforo) e à proliferação de algas. O excesso de nutrientes que pode ser acumulado em sistemas intensivos de cultivo, em função das formas de alimentação e fertilização empregadas, pode contribuir para o rápido crescimento de algas, e acarretar na drástica depleção dos níveis de Oxigênio no corpo d'água receptor e no próprio meio de cultivo.

Ao invés da utilização de valores de concentração constantes para os efluentes da carcinicultura, modelagens futuras poderiam englobar também os processos de qualidade de água existentes no interior do viveiro. Dessa forma, a carga final lançada poderá ser definida através de um modelo tipo caixa, na escala do viveiro, integrado ao modelo de qualidade de água do sistema lagunar.

O gerador estocástico de vazões de efluentes desenvolvido neste trabalho não impõe restrições para a definição do momento da despesca. Estudos posteriores poderiam investigar o efeito gerado pela restrição de períodos de lançamento, como por exemplo, janelas de horário ao longo dia, dias da semana ou períodos da maré.

REFERÊNCIAS

- ABCC - Associação Brasileira de Criadores de Camarão. *Boas práticas de manejo e biossegurança para a carcinicultura marinha nacional*. Natal - RN, 2012. Disponível em: http://abccam.com.br/wp-content/uploads/2012/02/BPMS_E_BIOSSEGURANA_-_ABCC_FEVEREIRO_2012.pdf. Acesso em: 14 ago. 2018.
- ABCC - Associação Brasileira de Criadores de Camarão. *Levantamento da infraestrutura produtiva e dos aspectos tecnológicos, econômicos, sociais e ambientais da carcinicultura marinha no Brasil em 2011*. ABCC/MPA. Natal - RN, 2013. Disponível em: <http://abccam.com.br/wp-content/uploads/2013/12/LEVANTAMENTO-DA-INFRAESTRUTURA-PRODUTIVA.pdf>. Acesso em: 15 mai. 2018.
- ABCC - Associação Brasileira de Criadores de Camarão. *Produção Brasileira de Camarão Cultivado por Estado – Ano 2015*. 2016a. Disponível em: <http://abccam.com.br/site/producao-brasileira-de-camarao-cultivado-por-estado-ano-2015/>. Acesso em: 20 fev. 2018.
- ABCC - Associação Brasileira de Criadores de Camarão. *Desempenho da Carcinicultura Marinha Brasileira*. 2016b. Disponível em: <http://abccam.com.br/site/desempenho-da-carcinicultura-marinha-brasileira/>. Acesso em: 30 nov. 2017.
- ABCC - Associação Brasileira de Criadores de Camarão. *Censo da Carcinicultura do Litoral Sul do Estado do Ceará e Zonas Interiores Adjacentes - 2015/2016*. Convênio ABCC/MAPA – 835851/2016. Natal - RN, 2017.
- ABBOTT, M. B., BASCO, D. R. *Computational Fluid Dynamics, an Introduction for Engineers*. Harlow, England. Longman Group UK Limited, 1989.
- ALMEIDA, L. R. de. *Avaliação espaço-temporal do zooplâncton da Laguna Estuarina de Guaraíras (RN, Brasil)*. 67 f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Bioecologia Aquática do Departamento de Oceanografia e Limnologia. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal - RN, 2006.
- AMARAL, R. F., SANTOS Jr., O. F. dos, SCUDELARI, A. C. “Alterações geomórficas na embocadura da Laguna de Guaraíras – RN”. In: *II Congresso sobre Planejamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa*. Recife - PE, 2003.
- ANH, P. T., KROEZE, C., BUSH, S. R., MOL, A. P. J. “Water pollution by *Pangasius* production in the Mekong Delta, Vietnam: causes and options for control”. *Aquaculture Research*, v.42, pp. 108-128, 2010. Disponível em:

<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2109.2010.02578.x>. Acesso em: 15 ago. 2018.

ARAÚJO, F. F. V. de, CASTRO, M. A. H. de, FIGUEIREDO, M. C. B. de. “Avaliação de Impactos dos Efluentes da Carcinicultura em Trecho do Rio Jaguaribe por Meio de Simulação”. In: ROSA, M. de F., GONDIM, R. S., FIGUEIREDO, M. C. B. de (Eds.), *Gestão Sustentável do Baixo Jaguaribe, Ceará*. Capítulo 6. Fortaleza, CE, EMBRAPA, 2006.

AZEVEDO, A. O. D. de, Holanda, J. S. de, SCUDELARI, A. C. “Avaliação da qualidade de água no cultivo de camarão marinho em 4 viveiros no RN – Brasil”. In: *XXX Congreso de la Asociación de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Punta del Este, Uruguay, 2006.

BAGNOLI, E.; FARIAS, P. R. C. “Evolução, em tempos históricos, da morfologia da ‘Lagoa’ de Guaraíras, litoral do sul do Estado do Rio Grande do Norte”. In: *Simpósio Sobre Processos Sedimentares e Problemas Ambientais na Zona Costeira Nordeste do Brasil*, 1, p. 184. Universidade Federal de Pernambuco, Recife – PE, 1995.

BALUYUT, E. A. *Aquaculture systems and practices: a selected review*. UNDP/FAO - Aquaculture Development and Coordination Programme. ADCP/REP/89/43: 90 p. Rome, 1989.

BENTES, M.C.G. *Estudo dos Sedimentos de Fundo do Sistema Estuarino Lagunar Nísia Floresta-Papeba-Guaraíras*. 2006. 95 f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal - RN, 2006.

BEZERRA, A., SILVA, A., ARAÚJO J., ALMEIDA S., MEDEIROS M., DANTAS Y. “Panorama dos micros e pequenos produtores de camarão do litoral sul do Estado do Rio Grande do Norte”. In: *XIV FENACAM - XIV Simpósio Internacional de Carcinicultura e XI Simpósio Internacional de Aquicultura*. Natal – RN, 2017.

BIAO, X., ZHUHONG, D., XIAORONG, W. “Impact of the intensive shrimp farming on the water quality of the adjacent coastal creeks from Eastern China”. *Marine Pollution Bulletin*, v. 48, pp. 543-553, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.10.006>. Acesso em: 15 ago. 2018.

BIBLIOTECA NACIONAL (Brasil). *Capitaniarum de Pernambuco, Itamaraca, Paraíba, et Rio Grande noua delineatio*. [1650?]. Escala não fornecida. Mapa. 45x56cm. Disponível em: http://objdigital.bn.br/acervo_digital/div_cartografia/cart529239/cart529239.htm. Acesso em: 07 de mar. de 2018.

BIBLIOTECA NACIONAL (Brasil). "Mensagem lida perante o Congresso Legislativo do Rio Grande do Norte, em 1º de novembro de 1923". In: *Relatórios dos Presidentes dos Estados Brasileiros (1890-1930)*. Disponível em:

<http://memoria.bn.br/DocReader/720496/2890>. Acesso em: 10 de abr. de 2018.

BONINI, R. S. *Carcinicultura: problemas de saneamento que podem desestabilizar a atividade: estudo de caso no Rio Grande do Norte*. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos- SP, 2006.

BOON, J. D., BYRNE, R. J. "On basin hypsometry and the morphodynamic response of coastal inlet systems". *Marine Geology*, v. 40, pp 27-48, 1981. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0025322781900414>. Acesso em: 15 ago. 2018.

BOSMA, R. H., VERDEGEM, M. C. J. "Sustainable aquaculture in ponds: Principles, practices and limits". *Livestock Science*, v. 139, pp. 58-68, 2011. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1871141311001004>. Acesso em: 15 ago. 2018.

BOWIE, G. L., MILLS, W. B., PORCELLA, D. B., CAMPBELL, C. L. PAGENKOPF, J. R., RUPP, G. L., JOHNSON, K. M., CHAN, P. W. H., GHERINI, S. A. *Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling*. 2 ed. EPA/600/3-85/040. EPA Environmental Research Laboratory, Athens, GA. USA, 1985

BRASIL, Decreto Estadual nº14.369, de 22 de março de 1999. *Cria a Área de Proteção Ambiental (APA) Bonfim/Guaráira nos Municípios de Nísia Floresta, São José do Mipibú, Senador Georgino Avelino, Goianinha, Arês, Tibau do Sul, e dá outras providências*. Decretado pelo Governador do estado do Rio Grande do Norte, Garibaldi Alves Filho. Natal - RN, 1999.

BRASIL, Resolução CONAMA nº312, de 10 de outubro de 2002. *Dispõe sobre o licenciamento ambiental dos empreendimentos de carcinicultura na zona costeira*. Publicada no DOU nº 203, de 18 de outubro de 2002, Seção 1, págs. 60-61.

BRASIL, Resolução CONAMA nº357, 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, págs. 58-63.

BRASIL, Resolução CONAMA nº430, de 13 de maio de 2011. *Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº357, de 17 de março de 2005*. Publicada no DOU nº 92, de 16/05/2011, pag. 89.

CARRERE, L., LYARD, F., CANCEZ, M., GUILLOT, A., PICOT, N. "FES 2014, a new tidal model - Validation results and perspectives for improvements". In: *European Space Agency Living Planet Symposium*. Prague, 2016.

CARVALHO, S. M. G. C. de. *Sedimentos da Lagoa de Guaraíra*. 1978. 91 f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Geociências da Universidade Federal de Pernambuco, Recife - PE, 1978.

CARVALHO, M. F. de. *Sedimentos da Lagoa Nísia Floresta*. 1982. 56 f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Geociências da Universidade Federal de Pernambuco, Recife - PE, 1982.

CHIEN, Y.H. "Water Quality Requirements and Management for Marine Shrimp Culture". In: *1992 Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming*: pp. 144-156. World Aquaculture Society, Baton Rouge - LA, USA, 1992.

COCO, G., ZHOU, Z., VAN MAANEN, B., OLABARRIETA, M., TINOCO, R., TOWNEND, I. "Morphodynamics of tidal networks: advances and challenges". *Marine Geology*, v. 346, pp. 1-16, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2013.08.005>. Acesso em: 15 ago. 2018.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. *Projeto Cadastro de Fontes de Abastecimento por Água Subterrânea, Estado do Rio Grande do Norte*. Recife - PE. 2005.

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*. 2004. 151 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos - SP, 2004.

CUNHA, M. C. dos S. *Contribuições da Engenharia Costeira para a Carcinicultura*. 2006. 185 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Engenharia Oceânica - Universidade Federal do Rio de Janeiro - COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro - RJ. 2006.

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)*. 2010. 216 p. Tese (Doutorado). Programa de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos - SP, 2010.

CUZON, G., LAWRENCE, A., GAXIOLA, G., ROSAS, C., GUILLAUME, J. "Nutrition of *Litopenaeus vannamei* reared in tanks or in ponds". *Aquaculture*, v. 235, pp. 513-551,

2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2003.12.022>. Acesso em: 15 ago. 2018.

DASTGHEIB, A., ROELVINK, J. A., WANG, Z. B. “Long-term process-based morphological modeling of the Marsdiep Tidal Basin”. *Marine Geology*, v. 256(1), pp. 90-100, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2008.10.003>. Acesso em: 15 ago. 2018.

DEE D.P., UPPALA S.M., SIMMONS A.J., BERRISFORD P., POLI P., KOBAYASHI S., ANDRAE U., BALMASEDA M.A., BALSAMO G., BAUER P. *et al.* “The ERA-Interim reanalysis: configuration and performance of the data assimilation system”. *Quarterly Journal of Royal Meteorological Society*. v. 137, pp. 553-597, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/qj.828>. Acesso em: 15 ago. 2018.

DELTA RES. *Delft3D Flow User Manual*. Version: 3.15.52614. Delft, The Netherlands. 2017a.

DELTA RES. *D-Water Quality Processes Library Description - Technical Reference Manual*. Version: 5.01.52614. Delft, The Netherlands. 2017b.

DELTA RES. *Delft3D-QUICKPLOT User Manual – Visualization and animation program for analysis of simulation results*. Version: 2.15.52614. Delft, The Netherlands. 2017c.

DISSANAYAKE, D. M. P. K., ROELVINK, J. A., VAN DER WEGEN, M. “Modelled channel patterns in a schematized tidal inlet”. *Coastal Engineering*, v. 56 (11–12), pp. 1069-1083, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.coastaleng.2009.08.008>. Acesso em: 15 ago. 2018.

DOGLIOLI, A. M., MAGALDI, M. G., VEZZULLI, L., TUCCI, S. “Development of a numerical model to study the dispersion of wastes coming from a marine fish farm in the Ligurian Sea (Western Mediterranean)”. *Aquaculture*, v. 231, pp. 215-235, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2003.09.030>. Acesso em: 15 ago. 2018.

DRONKERS, J., “Morphodynamics of the Dutch Delta”. In: DRONKERS, J., SCHEFFERS, M. B. A. M. (Eds.) *Physics of Estuaries and Coastal Seas*. pp. 297-304. Balkema, Rotterdam, Netherlands, 1998.

EDWARDS, P. “Aquaculture environment interactions: Past, present and likely future trends”. *Aquaculture*, v. 447, pp. 2-14, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.02.001>. Acesso em: 15 ago. 2018.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. *Manual de Métodos de Análise do Solo*. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Rio de Janeiro, 1997.

ENGELUND, F., HANSEN, E. *A monograph on Sediment Transport in Alluvial Streams*. Teknisk Forlag, Copenhagen, 1967.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. *Global Statistical Collections*. Fisheries and Aquaculture Department. Disponível em: <http://www.fao.org/fishery/statistics/en>. Acesso em: 15 mai. 2018.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. *The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA)*. FAO Fisheries and Aquaculture Department, Rome, 2012. Disponível em: <http://www.fao.org/documents/card/en/c/I9540EN>. Acesso em: 14 ago. 2018.

FAST, A. W., LESTER, L. J. (Eds.) *Marine shrimp culture: principles and practices*. Developments in Aquaculture and Fisheries Science, 23. Elsevier Science Publishers. 862 p. Amsterdam, The Netherlands. 1992.

FIGUEIREDO, M. C. B. de, ARAÚJO, 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". *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.11 - nº 3, pp. 231-240, 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/esa/v11n3/a06v11n3.pdf>. Acesso em 15 ago. 2018.

GAA - Global Aquaculture Alliance. *Aquaculture Facility Certification - Finfish and Crustacean Farm Standard (FCFS)*. BAP - Best Aquaculture Practices Certification Standards, Guidelines. Issue 2.4 – 23-May-2017. Portsmouth - NH, USA. 51 p. 2017.

GALVÃO, H. *Novas cartas da praia*. Ed. Do Val, 135 p. Rio de Janeiro - RJ, 1968.

GOOGLE EARTH ENGINE. *API Documentation*. Disponível em: <https://developers.google.com/earth-engine/>. Acesso em: 30 nov. 2017.

GOWEN, R. J. "Managing eutrophication associated with aquaculture development". *Journal of Applied Ichthyology*, v. 10, pp. 242-257. Berlin, 1994. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1439-0426.1994.tb00164.x>. Acesso em: 15 ago. 2018.

GREENPEACE. *Greenpeace International Seafood Red List*. Greenpeace International, 2008. Disponível em: <https://www.greenpeace.org/portugal/Global/portugal/report/2008/6/lista-vermelha-peixes.pdf> Acesso em: 25 mai. 2018.

GROSSOWICZ, M., TCHERNOV, D., GILDOR, H. A “Quantitative Management Tool Reflecting Impact of Nutrient Enrichment from Mariculture in the Levantine Basin”. *Frontiers in Marine Science*, v. 4, article 134, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00134>. Acesso em: 15 ago. 2018.

GUEDES, F. J. M. *Uso de Modelagem na Avaliação da Capacidade de Suporte de Reservatórios com Projetos de Aquicultura, tendo o Fósforo como Fator Limitante*. Tese (Doutorado). UFRJ / COPPE. Programa de Engenharia Oceânica, Rio de Janeiro – RJ, 2011.

GUIMARÃES, I. *Jundiá: o rio dos bagres mortos*. Ed. Sebo Vermelho, 208 p. Natal - RN, 2012.

HARTNETT, M., CAWLEY, A. M. “Mathematical Modelling of the Effects of Marine Aquaculture Developments on Certain Water Quality Parameters”. In: WROBEL, L. C., BREBBIA, C. A. (Eds) *Water Pollution: Modelling, Measuring and Prediction*, pp. 279-295. Computational Mechanics Publications, Southampton, UK, 1991. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-94-011-3694-5_20. Acesso em: 15 ago. 2018.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Diagnóstico da atividade de carcinicultura no Estado do Ceará*. 240 p. Fortaleza - CE, 2005.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Cidades*. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em: 9 mar. 2018.

IDEMA - Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Norte. *Caracterização Física, Físico-Química e Química dos Estuários Apodi, Conchas, Cavalos, Açú, Guamaré, Galinhos, Ceará-Mirim, Potengi, Papeba e Guaraíra: Relatório Final 2*. IDEMA/UFRN - Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 36 p. Natal - RN, 2004.

IDEMA - Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Norte. *Plano de Manejo e Zoneamento Ecológico Econômico da Área de Proteção Ambiental Bonfim-Guaraíras - Diagnóstico Ambiental e Socioeconômico*. IBI Engenharia Consultiva S/S. 374 p. Fortaleza - CE, 2014.

IGARN - Instituto de Gestão das Águas do Rio Grande do Norte. *Plano Estadual de Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte, PERH/RN - Relatório HE-1358-R08-1297*. Sistema Hidrográfico do Estado, Divisão de Bacias Hidrográficas, Natal – RN, 1998.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. *Normais Climatológicas do Brasil 1961-1990*. Brasília, DF, 1992. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=cli/ma/normaisClimatologicas>. Acesso em: 14 ago. 2018.

JARRET, J. T. *Tidal prism-inlet area relationships*, G.I.T.I. Report 3, U.S. Army Corps of Engineers, CERC, Fort Belvoir, Virginia, USA. 1976.

JIMENEZ, M., CASTANEDO, S., ZHOU, Z., COCO, G., MEDINA, R., RODRIGUEZ-ITURBE, I. "Scaling properties of tidal networks". *Water Resources Journal – Advancing Earth and Space Science*. v. 50, pp. 4585-4602, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/2013WR015006>. Acesso em: 15 de ago. De 2018.

LEE, J. H. W, CHOI, K.W., AREGA, F. "Environmental management of marine fish culture in Hong Kong". *Marine Pollution Bulletin*, v. 47, pp. 202-210, 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00410-1](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00410-1). Acesso em: 15 ago. 2018.

LEE, S., HARTSTEIN, N. D., JEFFS, A. "Characterising the fate of nitrogenous waste from the sea-cage aquaculture of spiny lobsters using numerical modelling". *Environmental Science Pollution Research*, v. 22, pp. 9356–9369, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-014-4035-9>. Acesso em 15 ago. 2018.

LESSER, G. R., ROELVINK, J. A., van KESTER, J. A. T. M., STELLING, G. S. "Development and validation of a three-dimensional morphological model". *Coastal Engineering*, v. 51, pp. 883-915, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2004.07.014>. Acesso em: 15 ago. 2018.

LEY, Y. M., OSUNA, F. P. "Assessment of the tidal currents and pollutants dynamics associated with shrimp aquaculture effluents in SAMARE coastal lagoon (NW Mexico)". *Aquaculture Research*, v. 45, pp. 1269–1282, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/are.12071>. Acesso em: 15 ago. 2018.

LOMBARDI, J. V. "Tecnologia Alternativa para a Produção Sustentável de Camarões Marinhos em Pequena Escala". *Aquicultura Sustentável - Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária*, Junho de 2008, pp. 42-46, 2008. Disponível em: http://www.apta.sp.gov.br/Publicacoes/T&IA/T&IAv1n1/Revista_Apta_Artigo_104.pdf. Acesso em: 15 ago. 2018.

LU, X., LUAN, S., CAO, B., MENG, X., SUI, J., DAI, P., LUO, K., SHI, X., HAO, D., HAN, G., KONG, J. "Estimation of genetic parameters and genotype-by-environment interactions related to acute ammonia stress in Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) juveniles at two different salinity levels". *PLoS ONE*, 12(3), e0173835, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0173835>. Acesso em: 15 ago. 2018.

LYARD, F., CARRERE, L., CANCEZ, M., GUILLOT, A., PICOT, N. "FES2014, a new finite elements tidal model for global ocean, in preparation, to be submitted to *Ocean Dynamics in 2017*". <https://datastore.cls.fr/catalogues/fes2014-tide-model/>.

MARCIANO, R., WANG, Z. B., HIBMA, A., DE VRIEND, H. J., DEFINA, A. "Modeling of channel patterns in short tidal basins". *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, v. 110, Issue F1, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2003JF000092>. Acesso em: 15 ago. 2018.

MELO, F. T. L. de. *Aspectos morfo-dinâmicos do complexo Lagunar Nísia Floresta – Papeba - Guaraíras, região costeira sul oriental do RN*. 2000. 75 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-graduação em Geodinâmica e Geofísica, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal - RN, 2000.

MOURA, E. E. S. de.; MOURA, E. V. de; CUNHA, L. H. de F. *Rede de Referência em Aquicultura do Litoral Sul do Rio Grande do Norte (ReALSul)*. 1. Ed. - Natal, RN, 38 p. 2011.

NATORI, M. N., SUSSEL, F. R., SANTOS, E. C. B., PREVIERO, T. C., VIEGAS, E. M. M., GAMEIRO, A. H. "Desenvolvimento da Carcinicultura Marinha no Brasil e no Mundo: avanços tecnológicos e desafios". *Informações Econômicas*, v. 41, pp. 61-73, 2011. Disponível em: <http://www.iea.sp.gov.br/ftpiea/publicacoes/ie/2011/tec6-0211.pdf>. Acesso em: 15 ago. 2018.

NIST/SEMATECH. "Beta Distribution". In: *e-Handbook of Statistical Methods*. Capítulo: 1.3.6.6.17 Última atualização: 30/10/2013. Disponível em: <http://www.itl.nist.gov/div898/handbook/>. Acesso em: 20 jun. 2018.

NUNES, A. J. P. Camarão marinho: fundamentos da engorda em cativeiro. *Revista Panorama da Aquicultura*. Vol.68, pp. 41-49, 2001. Disponível em: <http://www.panoramadaaquicultura.com.br/paginas/Revistas/68/camaraomarinho.asp>. Acesso em: 14 ago. 2018.

NUNES, A. J. P. *Camarão marinho: engenharia e logística operacional de berçários intensivos*. *Revista Panorama da Aquicultura*. Vol.69, pp. 25-37, 2002a. Disponível em: <http://www.panoramadaaquicultura.com.br/paginas/Revistas/69/camarao.asp>. Acesso em: 14 ago. 2018.

NUNES, A. J. P. *Tratamento de efluentes e recirculação de água na engorda de camarão marinho*. *Revista Panorama da Aquicultura*. Vol.71, pp. 27-39, 2002b. Disponível em: <http://www.panoramadaaquicultura.com.br/paginas/Revistas/71/tratamento.asp>. Acesso em: 14 ago. 2018.

O'DONNCHA, F., HARTNETT M., NASH, S. "Physical and numerical investigation of the hydrodynamic implications of aquaculture farms". *Aquacultural Engineering*, v. 52, pp.14- 26, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2012.07.006>. Acesso em: 15 ago. 2018.

O'HAGAN, A.; BUCK, C. E.; DANESHKHAH, A.; EISER, J. R.; GARTHWAITE, P. H.; JENKINSON, D. J.; OAKLEY, J. E.; RAKOW, T. *Uncertain Judgements: Eliciting Experts' Probabilities*. John Wiley & Sons Ltd, West Sussex, England. 2006.

PANCHANG, P., CHENG, G., NEWELL, C. "Modeling Hydrodynamics and Aquaculture Waste Transport in Coastal Maine". *Estuaries and Coasts*, v. 20, nº 1, pp. 14-41, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1352717>. Acesso em: 15 ago. 2018.

RIBEIRO, L. F., SOUZA, M. M. de, BARROS, F., HATJE, V. "Desafios da carcinicultura: aspectos legais, impactos ambientais e alternativas mitigadoras". *Revista de Gestão Costeira Integrada*, v. 14, nº 3, pp. 365-383, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5894/rqci453>. Acesso em: 15 ago. 2018.

ROELVINK, J. A. "Coastal morphodynamic evolution techniques", *Coastal Engineering*, v. 53, nº 2-3, pp. 277-287, 2006. Disponível em: <http://dx.doi.org/doi:10.1016/j.coastaleng.2005.10.015>. Acesso em: 15 ago. 2018.

ROSMAN, P. C. C. (Org.) *Referência Técnica do SisBaHiA – Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental*. Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018. Disponível em: http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br/SisBAHIA_RefTec_V9c_.pdf. Acesso em: 12 jun. 2018.

ROVERSI, F.; SCUDELARI, A. C.; MATOS, M. F. A.; AMARO, V. E.; ROSMAN, P. C. C.; NEVES, C. F. "Alterações morfológicas e evolução da carcinicultura no Sistema Lagunar de Guarairas – RN". In: *XVIII SBSR – Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Santos - SP, 2017. Disponível em: <https://proceedings.galoa.com.br/sbsr/trabalhos/alteracoes-morfologicas-e-evolucao-da-carcinicultura-no-sistema-lagunar-de-guarairas-rn?lang=pt-br>. Acesso em: 13 ago. 2018.

SANTANA, A. F. da C. *Modelagem numérica da dispersão de efluentes de carcinicultura no Estuário do Rio Potengi – RN*. 121 f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), Universidade Federal do Paraná, Curitiba - PR, 2017.

SANTHANAM, P.; THIRUNAVUKKARASU, A.R.; PERUMAL, P. (Eds.) *Advances in Marine and Brackishwater Aquaculture*. Springer. 262 p. India, 2015.

SCUDELARI, A. C., SANTOS JÚNIOR., O. F., AMARAL, R. F., MEDEREIROS, A.G.B., PEREIRA, D. A. "Processos erosivos na embocadura da Laguna de Guaraíras – RN". In: *VII Simpósio Nacional de Controle de Erosão*. Goiânia - GO, 2001.

SEABERG, W. C., KRAUS, N. C. *PC Program for Coastal Inlet Stability Analysis*. US Army Engineer Waterways Experiment Station, Coastal and Hydraulics Laboratory, Vicksburg, MS, 1997. Disponível em: <http://www.dtic.mil/dtic/tr/fulltext/u2/a588665.pdf>. Acesso em: 14 ago. 2018.

SETUR/ SIN - Secretaria de Estado do Turismo do Rio Grande do Norte / Secretaria de Estado da Infraestrutura do Rio Grande do Norte. *Base Cartográfica dos Municípios do Polo Costa das Dunas*. Ortofotos 1:25.000. TOPOCART - Topografia Engenharia e Aerolevantamentos Ltda. Brasília, 2006.

SILVEIRA, I. M. da. *Aspectos Sedimentológicos da Lagoa Papeba*. 1981. 60 f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal - RN, 1981.

SKOGEN, M. D., EKNES, M., ASPLIN, L. C., SANDVIK, A. D. "Modelling the environmental effects of fish farming in a Norwegian fjord". *Aquaculture*, v. 298, pp. 70-75, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.10.018>. Acesso em: 15 ago. 2018.

STICKNEY, R. R. (Ed.) *Encyclopedia of aquaculture*. 1063 p. John Wiley & Sons, Inc., New York, 2000.

TANCREDO, K. R., NOBREGA, R. O., DIAS, T., LAPA, K. R. "Impactos ambientais da carcinicultura brasileira". In: *3rd International Workshop Advances in Cleaner Production*. São Paulo - SP, 2011.

THOMAS, Y., COURTIES, C., HELWE, Y. E., 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, pp. 387-398, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.005>. Acesso em: 15 ago. 2018.

TIDWELL, J. (Ed.) *Aquaculture production systems*. John Wiley & Sons, Ltd., 421 p., New Delhi, India, 2012.

TRAN, T. N. T., LU, M. "An improved model for waste management from fish farming in tidal river". *Journal of Japan Society of Civil Engineers, Ser. B1 (Hydraulic Engineering)*, v. 69, nº 4, pp. 259-264, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.2208/jscejhe.69.l.259>. Acesso em: 15 ago. 2018.

TWILLEY, R. B., GOTTFRIED, R. R., RIVERA-MONROY, V. H., ZHANG, W., ARMIJOS, M. M., BODERO, A. "An approach and preliminary model of integrating ecological and economic constraints of environmental quality in the Guayas River estuary, Ecuador". *Environmental Science & Policy*, v. 1, pp. 271-288, 1998. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S1462-9011\(98\)00012-4](https://doi.org/10.1016/S1462-9011(98)00012-4). Acesso em: 15 ago. 2018.

USACE - US Army Corps of Engineers. "Glossary of Coastal Terminology". *Coastal Engineering Manual*. Appendix A. Washington, D.C., USA, 2008a.

USACE - US Army Corps of Engineers. "Hydrodynamics of Tidal Inlets". In: *Coastal Engineering Manual*. Part II, Chapter 6. Washington, D.C., USA, 2008b.

USGS - United States Geological Survey. *Landsat Product Information*. Disponível em: <http://landsat.usgs.gov/>. Acesso em: 30 nov. 2017.

VAN DER WEGEN, M., WANG, Z. B., SAVENIJE, H. H. G., ROELVINK, J. A. "Long-term morphodynamic evolution and energy dissipation in a coastal plain, tidal embayment". *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, v. 113, F3, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2007JF000898>. Acesso em: 15 ago. 2018.

VAN DER WEGEN, M., JAFFE, B. E., ROELVINK, J. A. "Process-based, morphodynamic hindcast of decadal deposition patterns in San Pablo Bay, California, 1856–1887". *Journal of Geophysical Research*, v. 116, F2, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2009JF001614>. Acesso em: 15 ago. 2018.

VAN MAANEN, B., COCO, G., BRYAN, K. R. "A numerical model to simulate the formation and subsequent evolution of tidal channel networks". *Australian Journal of Civil Engineering*, v. 9, 1, pp. 61-72, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/14488353.2011.11463969>. Acesso em: 15 ago. 2018.

VAN MAANEN, B., COCO, G., BRYAN, K. R., FRIEDRICHS, C. T. "Modeling the morphodynamic response of tidal embayments to sea-level rise". *Ocean Dynamics*, v. 63, 11-22, pp. 1249-1262, 2013a. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10236-013-0649-6>. Acesso em: 15 ago. 2018.

VAN MAANEN, B., COCO, G., BRYAN, K. R. "Modelling the effects of tidal range and initial bathymetry on the morphological evolution of tidal embayments".

Geomorphology, v. 191, pp. 23-34, 2013b. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.02.023>. Acesso em: 15 ago. 2018.

VAN MAANEN, B., COCO, G., BRYAN, K. R. "On the ecogeomorphological feedbacks that control tidal channel network evolution in a sandy mangrove setting". *The Royal Society - Mathematical, Physical, and Engineering Sciences Proceedings*. v. 471, 20150115, 2015. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1098/rspa.2015.0115>. Acesso em: 15 ago. 2018.

VENAYAGAMOORTHY, S. K., KU, H., FRINGER, O. B., CHIU, A., NAYLOR, R. L., KOSEFF, J. R. "Numerical modeling of aquaculture dissolved waste transport in a coastal embayment". *Environmental Fluid Mechanics*, v. 11, pp. 329-352, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10652-011-9209-0>. Acesso em: 15 ago. 2018.

VERDEGEM, M. C. J., BOSMA, R. H. "Water withdrawal for brackish and inland aquaculture, and options to produce more fish in ponds with present water use". *Water Policy*, v. 11, 1, pp. 52-68, 2009. Disponível em:
<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.471.924&rep=rep1&type=pdf>
. Acesso em: 15 ago. 2018.

WAINBERG, A. A. *Estudo sobre a evolução da ocupação das margens da Lagoa de Guaraíra nas décadas de 70 a 90 por florestas de mangues e viveiros de carcinicultura*. 1999. 56 f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Bioecologia Aquática do Departamento de Oceanografia e Limnologia. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal - RN, 1999.

WARD, G. H. *Effects of Shrimp Farming on the Hydrography and Water Quality of El Pedregal and San Bernardo Estuaries, Gulf of Fonseca, Honduras*. Research Report. Center for Research in Water Resources, The University of Texas. Austin, Texas, USA. 2000. Disponível em: http://pdacrsp.oregonstate.edu/pubs/nops/ful_rprts/00-150.pdf. Acesso em: 15 ago. 2018.

WHITE, P., PHILLIPS, M. J., BEVERIDGE, M.C.M. "Environmental impact, site selection and carrying capacity estimation for small-scale aquaculture in Asia". In: ROSS, L. G., TELFER, T. C., FALCONER, L., SOTO, D., AGUILAR-MANJARREZ, J. (Eds.) *Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture*. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21. Rome, 2013.

WOLANSKI, E., MAZDA, Y., KING, B., GAY, S. "Dynamics, Flushing and Trapping in Hinchinbrook Channel, a Giant Mangrove Swamp, Australia". *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 31, pp. 555-579, 1990. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(90\)90013-H](https://doi.org/10.1016/0272-7714(90)90013-H). Acesso em: 15 ago. 2018.

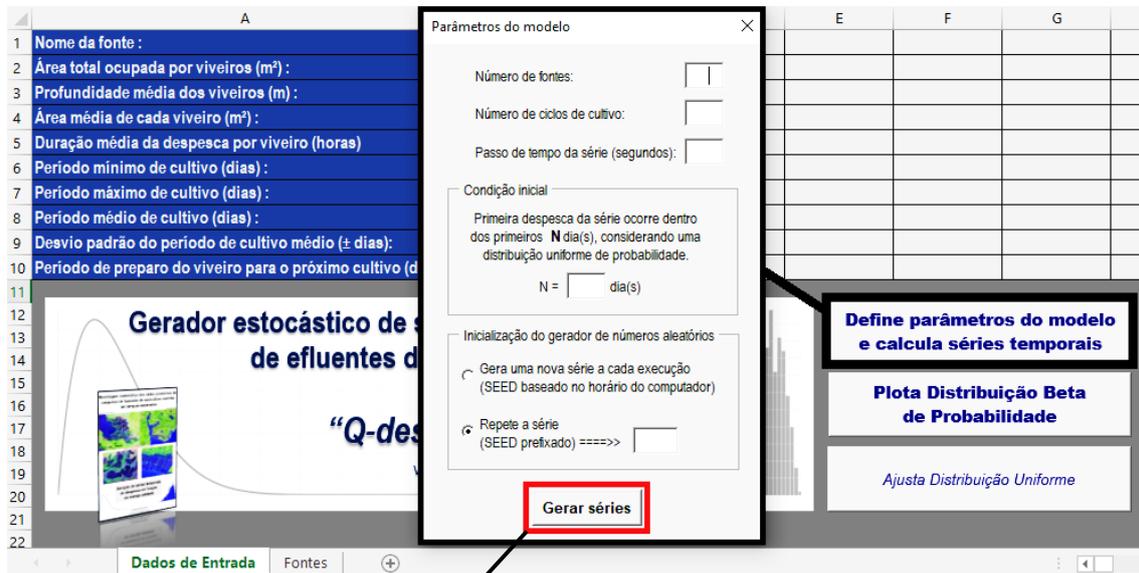
- WOLANSKI, E., SPAGNOL, S., THOMAS, S., MOORE, K., ALONGI, D. M., TROTT, L., DAVIDSON, A. "Modelling and Visualizing the Fate of Shrimp Pond Effluent in a Mangrove-fringed Tidal Creek". *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 50, pp. 85-97, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1006/ecss.1999.0535>. Acesso em: 15 ago. 2018.
- WORLD BANK. *Environmental Assessment Sourcebook – Sectoral Guidelines*. Washington, D. C. 1998.
- WU, R. S. S., SHIN, P. K. S., MACKAY, D. W., MOLLOWNEY, M., JOHNSON, D. "Management of marine fish farming in the sub-tropical environment: a modelling approach", *Aquaculture*, v. 174, pp. 279-298, 1999. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(99\)00024-1](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(99)00024-1). Acesso em: 15 ago. 2018.
- WU, Y., CHAFFEY, J., LAW, B., GREENBERG, D. A., DROZDOWSKI, A., PAGE, F., HAIGH, S. "A three-dimensional hydrodynamic model for aquaculture: a case study in the Bay of Fundy". *Aquaculture Environment Interactions*. v. 5, pp. 235-248, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.3354/aei00108>. Acesso em: 15 ago. 2018.
- ZHANG, J., KITAZAWA, D. "Numerical analysis of particulate organic waste diffusion in an aquaculture area of Gokasho Bay, Japan". *Marine Pollution Bulletin*, v. 93, pp. 130-143, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.02.007>. Acesso em: 15 ago. 2018.
- ZHANG, J., KITAZAWA, D., YANG, C. "A numerical modeling approach to support decision-making on design of integrated multitrophic aquaculture for efficiently mitigating aquatic waste". *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, v. 21, pp.1247-1261, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11027-015-9652-1>. Acesso em: 15 ago. 2018.
- ZHOU, Z., ROMAN, B. L de S., NICHOLLS, R. "An OpenMI-based combined model for alongshore sediment transport and shoreline change". *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Maritime Engineering*, v. 166, pp. 175-186, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1680/maen.2012.14>. Acesso em: 15 ago. 2018.

APÊNDICE A

“Q-despesca”

Gerador estocástico de séries temporais de vazão de efluentes da carcinicultura

Código e descrição do programa Q-despesca, desenvolvido no Microsoft Excel em linguagem VBA (<https://msdn.microsoft.com/vba/>). O programa foi estruturado de modo a facilitar a construção de séries temporais de vazão de lançamento de efluentes da carcinicultura, gerados no momento da despesca do camarão, para a prescrição de fontes poluentes em modelos numéricos hidrodinâmicos e de qualidade de água. A abordagem conceitual e matemática do modelo é apresentada na Seção 4.3.5.



Painel para configuração de parâmetros e execução do modelo.

```
Private Sub Gerar_series_Click()  
  
'Reinicia aba "Fontes" para gravação de resultados  
'Apaga aba "Fontes"  
For Each s In ActiveWorkbook.Sheets  
    If Left(s.Name, 16) = "Fontes" Then  
        s.Delete  
    End If  
Next s  
'Cria nova aba "Fontes" em branco  
Sheets.Add(After:=Sheets(Sheets.Count)).Name = "Fontes"  
  
'Definição de parâmetros iniciais do modelo  
'Define modo de inicialização do gerador de números aleatórios
```

```

If Me.FxdSEED.Value = True Then
'Repete uma série em função de um valor de 'SEED' fornecido
    Rnd (-1)
    SEED = Me.SEEDBox.Value: Randomize (SEED)
Else
'Define um valor SEED baseado no horário do computador, gerando uma nova
série quando iniciado
    Randomize
End If

F = Me.FBox.Value 'Número de fontes
C = Me.CBox.Value 'Número de ciclos
dt = Me.dtBox.Value 'Passo de tempo do modelo (segundos)
dtCondIni = Me.dtCondIniBox.Value 'Intervalo de tempo para definição da
condição inicial (dias)

'CÁLCULO PARA CADA FONTE REGISTRADA NA PLANILHA
'a partir da coluna 2 (coluna B)

For k = 1 To F 'laço ao longo de todas as fontes

'LEITURA DE DADOS DAS FONTES
'ID da Fonte
ID = Worksheets("Dados de Entrada").Cells(1, k + 1).Value
'Número de viveiros
N = Worksheets("Dados de Entrada").Cells(2, k + 1).Value /
Worksheets("Dados de Entrada").Cells(4, k + 1).Value
N = Round(N, 0)
'Profundidade média dos viveiros (m)
hmed = Worksheets("Dados de Entrada").Cells(3, k + 1).Value
'Área média de cada viveiro (m²)
Amed = Worksheets("Dados de Entrada").Cells(4, k + 1).Value
'Duração média da despesca por viveiro (horas)
TD = Worksheets("Dados de Entrada").Cells(5, k + 1).Value
NdTD = TD * 3600 / dt 'número de passos de tempo para despesca
'Período mínimo de cultivo (dias)
Tmin = Worksheets("Dados de Entrada").Cells(6, k + 1).Value
'Período máximo de cultivo (dias)
Tmax = Worksheets("Dados de Entrada").Cells(7, k + 1).Value
'Período de cultivo médio (dias)
Tmed = Worksheets("Dados de Entrada").Cells(8, k + 1).Value

```

```

Tmed_b = (1 - 0) * (Tmed - Tmin) / (Tmax - Tmin) + 0 'ajusta valor para
o intervalo de 0 a 1 utilizado na Distribuição Beta
'Desvio padrão (dias) e variância do período de cultivo médio
Tdp = Worksheets("Dados de Entrada").Cells(9, k + 1).Value
TVar = Tdp ^ 2
TVar_b = TVar / (Tmax - Tmin) ^ 2 'ajusta valor para o intervalo de 0 a
1 utilizado na Distribuição Beta
' Calcula alpha e beta em função da média e da variância
alpha = Tmed_b * (Tmed_b * (1 - Tmed_b) / TVar_b - 1)
beta = (1 - Tmed_b) * (Tmed_b * (1 - Tmed_b) / TVar_b - 1)
'Obs: p/ alpha=beta=1 (distribuição uniforme) => média = 0.5 e Var =
1/12 = 0.0833
'Período de preparo do viveiro (dias)
Preparo = Worksheets("Dados de Entrada").Cells(10, k + 1).Value
'Vazão média de despesca por viveiro (m³/s)
Qmed = Amed * hmed / (TD * 3600)

'CONSTRUÇÃO DAS SÉRIES TEMPORAIS
'MATRIZ DE INSTANTES INICIAIS DE DESPESCA "t0" (em segundos)
'Dimensão: N linhas (N = nº de viveiros) por C+1 colunas (C = nº de
ciclos de cultivo, +1: cond. inicial)
Dim t0() As Double
ReDim t0(1 To N, 1 To C + 1) '-> Rows: Viveiros, Columns: Ciclos

'Condição inicial (1ª despesca):
'Cálculo de instantes iniciais da primeira despesca da série para N
viveiros (N = Atotal / Amédia, sendo N um valor inteiro). Instantes são
definidos aleatoriamente de acordo com uma distribuição uniforme de
probabilidades ao longo de um período inicial em dias (dtCondIni).
Valores constituem a 1ª coluna da matriz "t0".
For i = 1 To N
    t0(i,1) = (WorksheetFunction.Beta_Inv(Rnd(),1,1,0,dtCondIni))*86400
Next i

'Despescas para os ciclos seguintes:
'O período de cultivo de cada viveiro é definido aleatoriamente de acordo
com a Distribuição Beta de Probabilidades ajustada em função da
caracterização do manejo adotado na região (Tmin, Tmax, Tmed e Tdp).
Para definição do instante da despesca seguinte, tal período definido é
adicionado ao período de preparo do viveiro para o próximo ciclo e então
somado ao último instante de cultivo. Esse cálculo é feito para cada

```

```

viveiro, C vezes, onde C é o número de ciclos de cultivo projetados.
Valores constituem as C colunas seguintes da matriz "t0".
For j = 1 To C
    For i = 1 To N
        t0(i,j+1)=t0(i,j)+(Preparo+WorksheetFunction.Beta_Inv(Rnd(),
            alpha,beta,Tmin,Tmax))*86400
    Next i
Next j

'Aproxima valores:
'Os instantes iniciais de despesa inserido na matriz "t0", até então
calculados como variáveis com dupla precisão (Double), são ajustados para
o passo de tempo (dt) da série a ser gerada.
For j = 1 To C + 1
    For i = 1 To N
        t0(i, j) = dt * (Round(t0(i, j) / dt, 0))
    Next i
Next j

'MATRIZ DE DESPESCA "D" (sistema binário, 0 ou 1)
'Intervalos de tempo da série:
'Inicialmente, definem-se os intervalos de tempo para saída de resultados
ao longo de uma série suficientemente longa, de modo que contemple todos
ciclos produtivos.
tf = (C + 2)*(Tmed + Preparo)*86400 + dtCondIni*86400 'último instante
Dim t() As Double
ReDim t(0 To tf / dt)
For i = 0 To tf / dt
    t(i) = i * dt
Next i

'Construção da matriz de despesa "D"
'Dimensão: N linhas (N = nº de viveiros) por NΔt colunas (NΔt = nº de
passos de tempo da série temporal).
'Variáveis binárias: 0 = viveiro não realizando despesa ou 1 = viveiro
realizando despesa.
Dim D() As Double
ReDim D(1 To N, 0 To tf / dt) '-> Rows: Viveiros, Columns: Tempo

'Preenchimento da matriz de despesa "D"
'Matriz inicialmente é toda preenchida com zeros.

```

'Para cada viveiro (cada linha da matriz) comparam-se todos os valores de intervalos de tempo da série a ser gerada com os instantes iniciais de despesca. Quando os valores coincidem considera-se tal posição (instante inicial da despesca) mais NdTD passos de tempo (NdTD = n° de passos de tempo correspondentes à duração da despesca) igual a 1. A duração da despesca é definida previamente.

```

For v = 1 To N 'laço ao longo de todos viveiros
  For j = 0 To tf / dt 'laço ao longo de todos instantes
    do vetor de tempo
      For i = 1 To C + 1 'laço ao longo de todos instantes iniciais
        de despesca, para cada ciclo gerado, para
        um dado viveiro v
          If t(j) = t0(v, i) Then 'quando o instante inicial
            coincide com vetor de tempo...
            For x = j To j + (NdTD) 'considera instante inicial da
              despesca mais N passos de tempo
              durante a despesca igual a 1
                D(v, x) = 1
            Next x
          End If
        Next i
      Next j
    Next v

```

'VETOR DE VAZÃO DE DESPESCA "Qttotal"

'Dimensão: 1 linha por $N\Delta t$ colunas ($N\Delta t$ = n° de passos de tempo da série temporal)

```
Dim Qttotal() As Double
```

```
ReDim Qttotal(0 To tf / dt)
```

'Somatório de todos viveiros e cálculo da vazão

'As linhas da matriz são somadas resultando no vetor "Qttotal", que indica o número de viveiros efetuando lançamento num dado instante.

'Valores do vetor (números inteiros) são multiplicados pela vazão média de lançamento por viveiro ($Q_{med} = A_{med} * h_{med} / TD$), onde: A_{med} = área média, h_{med} = profundidade média e TD = duração média da despesca.

```

For j = 0 To tf / dt 'laço ao longo de todos instantes do vetor de tempo
  For v = 1 To N 'laço ao longo de todos viveiros
    Qttotal(j) = Qttotal(j) + D(v, j) * Qmed 'computa vazão total de
      todos viveiros (v) realizando despesca no instante (j)
  Next v

```

```
Next j

'Gravação de resultados na planilha "Fontes"
Worksheets("Fontes").Activate
Cells(1, 2 * k - 1).Value = "Tempo (s)"
Cells(1, 2 * k).Value = "Q (m³/s) - " & ID & " - " & C & " ciclo(s)"
For j = 0 To tf / dt
    Cells(2 + j, 2 * k - 1).Value = t(j)
    Cells(2 + j, 2 * k).Value = Qtotal(j)
Next j

Next k ' fecha o laço ao longo das fontes

Unload Form_ModelParameters
End Sub
```
