



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR - LABOMAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS**

LEONARDO MESQUITA PINTO

**MODELAGEM ECOSSISTÊMICA E SIMULAÇÕES DE ESFORÇO DE PESCA
EM UM ESTUÁRIO HIPERSALINO DA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL**

FORTALEZA

2019

LEONARDO MESQUITA PINTO

MODELAGEM ECOSSISTÊMICA E SIMULAÇÕES DE ESFORÇO DE PESCA
EM UM ESTUÁRIO HIPERSALINO DA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Utilização e manejo de ecossistemas marinhos e estuarinos.

Orientador: Prof. Dr. Jorge Iván Sánchez Botero

Coorientador: Prof. Dr. Ronaldo Angelini

FORTALEZA

2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

Universidade Federal do Ceará

Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

P728m Pinto, Leonardo Mesquita.

Modelagem ecossistêmica e simulações de esforço de pesca em um estuário hipersalino da região semiárida do Brasil / Leonardo Mesquita Pinto. – 2019.

56 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de PósGraduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2019.

Orientação: Prof. Dr. Jorge Iván Sánchez Botero. Coorientação: Prof. Dr. Ronaldo Angelini.

1. Ecopath. 2. Ecosim. 3. Modelo trófico. 4. Estuário do rio Pacoti. I. Título.

CDD 551.46

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador professor Dr. Jorge Iván Sánchez Botero, por todo apoio, confiança e excelente orientação.

Ao meu coorientador professor Dr. Ronaldo Angelini, pelas sempre valiosas considerações e pela receptividade na UFRN.

À professora Dra. Danielle Sequeira Garcez, pois essa jornada no mestrado começou sob sua orientação.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais – LABOMAR/UFC, que possibilitou a continuidade da minha formação e a aquisição de conhecimentos necessários para escrever essa dissertação.

À Capes, pela concessão da bolsa que viabilizou com que eu cursasse o mestrado.

Aos meus amigos do Laboratório de Ecologia Aquática e Conservação (LEAC), em especial Ronaldo Gurgel e Yuri Nunes, que me ajudaram nas análises de conteúdo estomacal e Amanda Rodrigues e Victoria Maria, que me auxiliaram na identificação e contagem de aves.

Aos pescadores e marisqueiras da comunidade da Mangabeira, no estuário do rio Pacoti, que sempre me acolheram bem.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, por contribuírem enormemente para a minha formação.

Aos funcionários e servidores da Universidade Federal do Ceará, o trabalho de vocês é fundamental para o funcionamento de todas as atividades acadêmicas.

À minha família, por todo o apoio e incentivo que vocês me dão a cada dia.

Aos meus amigos, pois sem amigos uma pessoa é muito pouco ou quase nada.

RESUMO

A modelagem de redes tróficas é uma ferramenta bastante usada na compreensão das interações entre os organismos e dos processos que ocorrem no ecossistema. Por meio de um modelo trófico é possível avaliar o fluxo energético entre as espécies, descrever as funções que desempenham e avaliar a maturidade do ecossistema. Tais aplicações podem fornecer relevantes subsídios à conservação e ao manejo. Entre as diferentes concepções de modelagem, o Ecopath tem se destacado pela sua aplicação em ecossistemas aquáticos. O objetivo deste estudo foi elaborar um modelo Ecopath de um estuário raso e de baixo fluxo fluvial (rio Pacoti, Nordeste do Brasil). A partir disso, o objetivo foi analisar os atributos ecossistêmicos da rede trófica e simular um aumento da pressão pesqueira no sistema. As informações necessárias para elaboração do modelo foram obtidas através de levantamento bibliográfico e amostras de ictiofauna coletadas pelo Laboratório de Ecologia Aquática e Conservação da Universidade Federal do Ceará entre os anos de 2014 e 2015. Além disso, foram realizados campos ao longo de 2018 para identificação de aves. O modelo apresentou um total de 30 compartimentos, desde produtores primários até predadores de topo e um de detritos. O nível trófico médio da comunidade foi de 2,06. A maior parte da biomassa se concentrou no segundo nível trófico, principalmente pela contribuição dos compartimentos da macrofauna bentônica, composta principalmente por Poliquetas e Bivalves. A maior parte dos fluxos na rede trófica do estuário é sustentada por detritos, indicando a importância desse compartimento para o sistema e também a sua diferença em relação a ambientes tropicais típicos. Os compartimentos com maior valor do índice de espécie-chave foram Piscívoros e *Centropomus parallelus*, com nível trófico de 3,43 e 3,31, respectivamente. O gênero *Diapterus* aparece em terceiro lugar como espécie-chave e representa um importante elo de ligação entre os níveis tróficos inferiores e superiores. Os atributos ecossistêmicos calculados pelo modelo refletem um sistema em desenvolvimento. A maior parte da capacidade de desenvolvimento deve-se ao Overhead (55,96%), indicando uma alta quantidade de informação desordenada e, portanto, boa capacidade de resiliência do sistema. O aumento de pressão pesqueira afetou principalmente *Diapterus* spp. e Lutjanidae, além de uma tendência do aumento da biomassa de macroinvertebrados e aves. O incremento de pressão pesqueira resultou em amplas mudanças na comunidade, em especial na assembleia de peixes, com diminuição de sua biomassa total. Este estudo contribui para o conhecimento sobre teias tróficas em estuários rasos e de baixo fluxo, tanto a nível dos seus atributos básicos como também a possíveis tendências causadas pelo aumento do esforço de pesca. Os efeitos simulados evidenciam o papel que espécies tipicamente pescadas em estuários da região tem na estrutura da comunidade.

Palavras-chave: Ecopath, Ecosim, modelo trófico, estuário do rio Pacoti.

ABSTRACT

The modeling of trophic networks is a widely used tool in understanding the interactions between organisms and the processes that occur in the ecosystem. Through a trophic model it is possible to evaluate the energetic flow between species, to describe the function they perform and to evaluate the maturity of the ecosystem. Such applications can provide relevant conservation and management subsidies. Among the different modeling concepts, Ecopath has stood out for its application in aquatic ecosystems. The objective of this study was to elaborate an Ecopath model of a shallow estuary and low river flow (Pacoti River, northeastern Brazil). From this, we aim to analyze the ecosystemic attributes that describe the structure of the trophic network and to simulate an increase of the fishing pressure in the system. The information needed to elaborate the model was obtained through a bibliographical survey and ichthyofauna samples collected by the Laboratory of Aquatic Ecology and Conservation of the Federal University of Ceará between the years 2014 and 2015. In addition, field research was carried out throughout 2018 for identification of birds. The model presented a total of 30 compartments, from primary producers to top predators and one of detritus. The average trophic level of the community was 2.06. Most of the biomass was concentrated in the second trophic level, mainly by the contribution of the compartments of the benthic macrofauna, composed mainly of Poliquetas and Bivalves. Most of the flows in the trophic network of the estuary are supported by Detritus, indicating the importance of this compartment to the system and also its difference from typical tropical environments. The compartments with the highest value of the key species index were: Piscívoros and *Centropomus parallelus*, with trophic level of 3.43 and 3.31, respectively. The genus *Diapterus* appears in third place as a key species and represents an important link between the lower and higher trophic levels. The ecosystem attributes calculated by the model reflect a developing system. Most of the development capacity is due to Overhead (55.96%), indicating a high amount of disordered information and thus good system resilience. The simulated increase in fishing pressure mainly affected *Diapterus* spp. and Lutjanidae, in addition to a trend of increased biomass of macroinvertebrates and birds. The increase in simulated fishing pressure resulted in wide changes in the community, especially in the fishery, with a decrease in its total biomass. This study contributes to the knowledge about trophic webs in shallow and low flow estuaries, both in terms of their basic attributes and also the possible trends caused by fishing pressure. The simulated effects evidence the role that species typically fished in estuaries of the region have in the community structure.

Keywords: Ecopath, Ecosim, trophic model, Pacoti river estuary.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
2. OBJETIVOS	10
2.1 Objetivo Geral	10
2.2 Objetivos Específicos	10
3. METODOLOGIA	11
3.1 Área de estudo	11
3.2 Modelagem trófica	12
3.2.1 Modelo estático (Ecopath)	12
3.2.2 Simulações (Ecosim)	14
3.3 Compartimentos do modelo	14
3.3.1 <i>Fitoplâncton</i>	14
3.3.2 <i>Zooplâncton</i>	15
3.3.3 <i>Macroinvertebrados bentônicos</i>	15
3.3.4 <i>Ictiofauna</i>	16
3.3.4 <i>Aves</i>	17
3.3.5 <i>Pesca</i>	18
3.3.6 <i>Detritus</i>	18
3.4 Atributos Ecosistêmicos	19
4. RESULTADOS	22
4.1 Modelo Trófico	22
4.2 Diagnósticos de pré-balanceamento (PREBAL)	28
4.3 Matriz de Impactos Tróficos e Espécies-chaves	29
4.4 Atributos ecossistêmicos	31
4.5 Simulações de esforço de pesca	31
5. DISCUSSÃO	37
5.1 Características gerais do modelo estático	37
5.2 Atributos ecossistêmicos	39
5.3 Simulações de pressão pesqueira	39

6. CONCLUSÕES	43
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	44
REFERÊNCIAS	45
APÊNDICE A	53
APÊNDICE B	54
APÊNDICE C	55
APÊNDICE D	56

1. INTRODUÇÃO

De uma maneira geral, modelos matemáticos têm sido usados no âmbito da ciência com o objetivo de simplificar e padronizar o mundo real. O uso de modelos permite fazer uma representação quantitativa dos processos e trocas que ocorrem em um sistema, possibilitando seu estudo sem necessariamente uma análise experimental (Angelini & Gomes, 2008). Tal abordagem se torna relevante em face de experimentos muito custosos ou que se demonstrem impossíveis de se realizar por conta de limitações em função de sua escala ou própria natureza.

A modelagem de redes tróficas é uma ferramenta bastante usada para integrar e representar um grande volume de dados ecológicos e quantificar propriedades ecossistêmicas (Endrédi *et al.* 2018). Por meio de um modelo trófico é possível avaliar o fluxo energético entre as espécies, descrever a função que desempenham e avaliar a maturidade do ecossistema (Christensen & Pauly, 1993). A descrição quantitativa de atributos da rede trófica é essencial para avançar o conhecimento sobre a estrutura e funcionamento dos ecossistemas possibilitando a obtenção de indicadores ecológicos para o manejo (Shin *et al.* 2012).

Entre as concepções de modelagem trófica, a abordagem *Ecopath with Ecosim* (EwE) tem se destacado pela sua ampla aplicação, principalmente em ambientes aquáticos (Christensen & Walters, 2004). Atualmente mais de 400 modelos ecossistêmicos usando essa abordagem foram publicados (Colléter *et al.*, 2015). A principal premissa desse tipo de modelo é o balanço de massa dentro de um certo período de tempo (Christensen & Walters, 2004). A maioria dos modelos *Ecopath* elaborados foram direcionados para investigação de redes tróficas marinhas, porém poucos até agora foram construídos para ecossistemas estuarinos (Colléter *et al.*, 2015; Lira *et al.*, 2018). Até o presente momento existem 20 modelos para ecossistemas estuarinos, abrangendo ambientes temperados, subtropicais e tropicais (Lira *et al.*, 2018, Pereira, 2018). No Brasil são apenas quatro modelos estuarinos, um na região Norte e três na região Nordeste, dos quais apenas um na região setentrional nordestina (Lira *et al.*, 2018, Pereira, 2018).

Ecossistemas estuarinos estão situados na transição entre ambientes terrestres e marinhos. Sua elevada dinâmica gera uma grande variação temporal e espacial em fatores ambientais como turbidez, concentração de nutrientes e salinidade (Odum & Barret, 2007). São áreas de grande produtividade biológica, funcionando como área de alimentação, reprodução e abrigo para inúmeras espécies, além de exportar nutrientes para as áreas costeiras adjacentes (Whitfield, 2005; Day *et al.*, 2013). Possuem também grande importância econômica e social, provendo vários bens e serviços ambientais, como: recursos pesqueiros, sequestro de carbono, depuração da água, controle de erosão e atividades de turismo e recreativas (Barbier *et al.*, 2011; Boerema & Meire, 2016).

O estuário do rio Pacoti localiza-se na região metropolitana de Fortaleza, em uma área que é considerada como uma de suas frentes de expansão (Nogueira, 2011). Ao longo de sua extensão existem comunidades que praticam pesca artesanal há pelo menos 60 anos. Em função de baixas condições de precipitação e alta intensidade de açudagens, o estuário do rio Pacoti apresenta profundidades rasas (média de 1,5 metros), baixo fluxo

(<1 m³/s na estação seca) e um perfil de hipersalinidade durante a estação seca, com gradiente longitudinal positivo de salinidade chegando a valores acima de 40 (Barroso *et al.*, 2016, Rocha, 2013, Molisani *et al.* 2006). Há uma boa disponibilidade na literatura de estudos desenvolvidos na área sobre os mais diversos grupos de organismos (Silva *et al.* 2017, Barroso, Becker & Melo, 2016, Garcia, 2012, Bezerra & Matthews-Cascon 2007, Bezerra & Matthews-Cascon, 2006). Tal fato facilita a elaboração de um modelo trófico, que necessita de um grande aporte de dados.

O objetivo do trabalho foi elaborar um modelo Ecopath que permita analisar a estrutura e funcionamento trófico do estuário do rio Pacoti e simular o efeito do aumento do esforço de pesca. Acredita-se que por suas condições peculiares (raso, baixo fluxo e hipersalino) o sistema estudado apresente parâmetros distintos dos até então encontrados na literatura sobre modelagem de estuários tropicais (Lira *et al.*, 2018, Abdul & Adekoya, 2016, Simon & Raffaelli, 2016, Xavier, 2013, Colléter *et al.*, 2012 e Wolff, 2000). Além do que, uma abordagem de modelagem pode ser uma das mais relevantes para realizar experimentos de incremento de pesca, uma vez que estes podem se tornar inviáveis em escalas reais.

A caracterização da rede trófica é necessária como um passo inicial no entendimento de um ecossistema (Link, 2002). A compreensão das interações entre os organismos e dos processos que ocorrem no ecossistema é de fundamental importância para gerar resultados de conservação. As simulações servem para projetar cenários futuros e entender o que aconteceria a nível ecossistêmico em face de impactos específicos. Portanto, a modelagem de teias tróficas usando a abordagem Ecopath tem muito a contribuir para ações de manejo e gestão que visem o uso sustentável dos recursos

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral:

Elaborar um modelo Ecopath que permita analisar a estrutura e funcionamento trófico de um estuário raso de baixo fluxo fluvial (rio Pacoti, Nordeste do Brasil) e simular o efeito de um aumento na atividade pesqueira.

2.2 Objetivos Específicos:

- Calcular atributos ecossistêmicos para avaliar a estrutura e funcionalidade do sistema;
- Identificar as espécies-chaves do sistema;
- Simular o aumento da pressão pesqueira e analisar como este impacto se distribui ao longo da teia trófica.

3. METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

O rio Pacoti nasce no Maciço de Baturité e percorre 150 quilômetros até a sua foz no Oceano Atlântico, litoral leste do estado do Ceará. É um recurso hídrico importante para a região metropolitana, já que em sua extensão foi construído um conjunto de reservatórios utilizados para o abastecimento da região metropolitana (Rocha, 2013).

O estuário do rio Pacoti possui um baixo fluxo fluvial, com a vazão variando de 19 a menos de 1 m³/s entre o período chuvoso e seco, respectivamente (Molisani *et al.* 2006). A profundidade média é de 1,5 metros e a profundidade máxima não supera os 7 metros (Rocha, 2013). As marés são a principal forçante das correntes (Freire & Maia, 1991). Durante o período seco apresenta condições de hipersalinidade (>33), com valores desta variável atingindo 40 a 6,6 km da foz (Barroso *et al.*, 2016).

A bacia do rio Pacoti possui moderada concentração populacional e apresenta ainda uma cobertura relativamente grande de manguezal, embora sejam detectados também alguns impactos ambientais (Schettini, 2017). Entre estes, Gorayeb *et al.* (2005) identificaram: poluição hídrica, desmatamento da vegetação nativa, de dunas e manguezal, assim como o desencadeamento de processos de erosão e assoreamento. Em um estudo sobre a qualidade da água no baixo curso do rio Pacoti, Fiuza *et al.* (2010) também identificaram a ocorrência de vários impactos relacionados a atividades antrópicas, inclusive aqueles relacionados diretamente com a poluição e/ou contaminação hídrica, especialmente em áreas de maior adensamento populacional.

A área do estuário do rio Pacoti faz parte de unidade de conservação APA (área de proteção ambiental), criada pelo decreto nº 25.778 de 15 de fevereiro de 2000, abrangendo uma área de 2.915 ha que compreende o rio, suas margens e terrenos adjacentes e ecossistemas, como: manguezal, cordão de dunas, matas de tabuleiro e ciliar. Entre os motivos que foram considerados para a sua criação estão a importância da bacia do rio Pacoti para o abastecimento de água da capital e a necessidade de se proteger a foz do rio Pacoti e suas áreas verdes em face da crescente ocupação urbana na área e da expansão do setor turístico no Estado (CEARÁ, 2000).

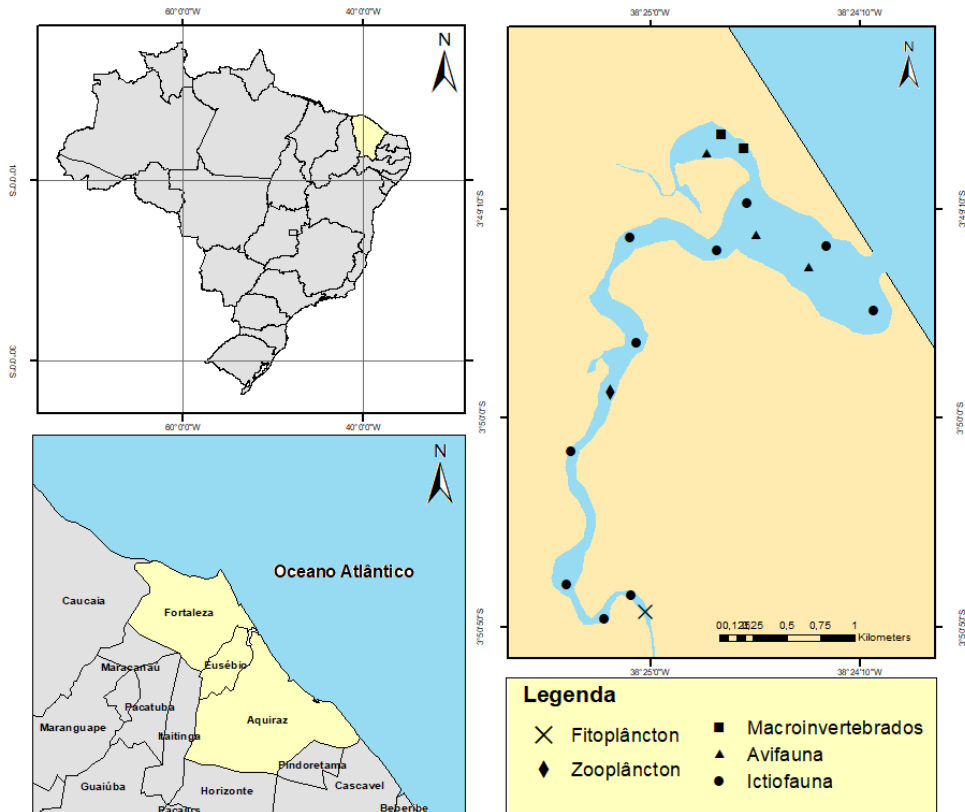
Mesmo com toda essa dinâmica de impactos acontecendo na região, a área coberta por vegetação de manguezal tem aumentado ao longo do tempo. A construção de barragens à montante, levando a uma diminuição do fluxo de água doce e à acumulação de sedimentos no rio, resultando, por sua vez, no avanço da salinidade e na formação de bancos de areia, ilhas e praias, passíveis de serem colonizadas pela vegetação de manguezal, se configura como a principal causa desse aumento, embora Godoy *et al.* (2018) e Lacerda *et al.* (2007) ressaltem que não se deva descartar os efeitos das mudanças climáticas nesse contexto.

As informações de entrada para o modelo foram obtidas a partir de levantamento bibliográfico e coletas em campo realizadas pelo Laboratório de Ecologia Aquática e Conservação (LEAC) da UFC. Foram obtidas informações de um amplo espectro de organismos, desde produtores até consumidores finais. As espécies foram agregadas em compartimentos de acordo com semelhança taxonômica e/ou de dieta. A agregação de

espécies em compartimentos (grupos funcionais) foi feita para obtenção de modelos mais simples, menores e mais práticos de analisar (Valls *et al.* 2015).

A área modelada foi estimada a partir dos pontos extremos amostrados à montante até a foz do estuário, resultando no valor total de 1,02 km² (Figura 1). Segundo Lourenço (2006), a partir do ponto mais à montante determinado para a área do modelo, as características da assembleia de peixes deixam de ser tipicamente estuarinas, com dominância de espécies de água doce.

Figura 1- Mapa de localização dos pontos amostrais no estuário do rio Pacoti.



3.2 Modelagem trófica

3.2.1 Modelo estático (Ecopath)

Um modelo Ecopath é baseado em um conjunto de equações lineares que quantificam os fluxos tróficos entre os compartimentos biológicos do ecossistema (Christensen & Walters, 2004). Para um número n de compartimentos, o modelo Ecopath relaciona um sistema de n equações lineares. Baseia-se na premissa de equilíbrio de massa, ou seja, a soma dos *inputs* no sistema deve ser igual à soma dos *outputs*. A equação básica que representa o fluxo entre os compartimentos é:

$$B_i \times P_{Bi} \times E_{Ei} - \sum_j (B_j \times Q_{Bj} \times D_{Cij}) - E_{Xi} = 0$$

Onde, B_i é a biomassa do compartimento i ; P_{Bi} é a razão produção/biomassa de i ; EE_i é a eficiência ecotrófica de i (parte da produção é transferida para os níveis tróficos superiores e/ou removida pela pesca); B_j é a biomassa do predador j ; Q_{Bj} é o consumo por unidade de biomassa do predador j , DC_{ji} é a fração (%) de i na dieta de j ; Ex_i é a biomassa exportada do sistema (migração ou capturada pela pesca). Os valores de biomassa e de fluxo são expressos em t/km^2 e $t/km^2/ano$, respectivamente (equivalentes a medidas de g/m^2 e $g/m^2/ano$).

Para cada compartimento, pelo menos três dos quatro parâmetros (B_i , P_{Bi} , Q_{Bi} e EE_i) devem ser inseridos. Ao conectar a produção de um grupo com o consumo de outros, é possível estimar um parâmetro que não tenha sido inserido inicialmente baseado na premissa de que a produção de um grupo é utilizada por outro grupo dentro do sistema (Christensen & Pauly, 1992).

Os parâmetros de Produção/Biomassa (PB) e Consumo/Biomassa (QB) foram estimados usando diferentes métodos de acordo com o grupo. Os valores da matriz de dieta foram obtidos a partir de análise de conteúdo estomacal e literatura especializada (Angelini *et al.*, 2018, Froese & Pauly, 2018, Lira *et al.* 2018).

Os parâmetros Biomassa, Produção/Biomassa, Consumo/Biomassa de cada compartimento foram inseridos e o valor da Eficiência Ecotrófica (EE) estimado pelo modelo. Para compartimentos com valores de EE maiores que 1 (ou seja, valores biologicamente impossíveis), foram feitas modificações na matriz de dieta para chegar a um valor de EE entre 0 e 1.

Para gerar um índice de confiabilidade do modelo, os dados dos parâmetros de cada compartimento foram classificados de acordo com sua qualidade, seguindo critérios de Christensen & Walters (2004). Para cada parâmetro de entrada no modelo (Biomassa, Produção/Biomassa, Consumo/Biomassa e Matriz de Dieta), é atribuído um valor entre 0 e 1, referentes a baixa e alta qualidade, usando para essa classificação os critérios de Christensen & Walters (2004). Ao final esse procedimento resulta em um índice de Pedigree para o modelo como um todo.

Além disso, foram realizados diagnósticos de pré-balanceamento (PREBAL), procedimento recomendado por Heymans *et al.* (2016). Tal metodologia se baseia em princípios ecológicos gerais e busca identificar problemas ou atestar a realidade do modelo (Link, 2010). Foi investigada a relação entre os parâmetros de entrada de cada compartimento (B , P/B e Q/B) e seu nível trófico através de regressão linear e testes F de significância. Os valores desses parâmetros devem diminuir em relação ao nível trófico (Link, 2010). As taxas vitais dos compartimentos, como Produção/Consumo (P/Q) e Respiração/Assimilação ($Resp./Ass.$) também foram observadas. As taxas de P/Q devem apresentar valores entre 0,1 e 0,3 e $Resp./Ass.$ sempre menores que 1 para serem consideradas biologicamente realistas (Link, 2010).

3.2.2 Simulações (Ecosim)

O módulo dinâmico da abordagem Ecopath with Ecosim (EwE) é uma série de equações diferenciais que parte da Eq. 1 e tomam a seguinte forma:

$$\frac{dB_i}{dt} = g_i \sum_j Q_{ji} - \sum_j Q_{ij} + I_i - (M_{0i} + F_i + e_i) \times B_i$$

Onde, $\frac{dB_i}{dt}$ representa a taxa de crescimento durante o intervalo de tempo dt do grupo i em termos de biomassa, g_i é a eficiência de crescimento líquido, M_{0i} é a taxa de mortalidade não causada pela predação (estimada a partir da eficiência ecotrófica), F_i é a taxa de mortalidade por pesca, e_i é a taxa de emigração, I_i é a taxa de imigração. Os dois somatórios correspondem a taxas de consumo, o primeiro expressa o consumo total do grupo i e o segundo a predação de todos os predadores no grupo i .

Optou-se por um recorte temporal de 10 anos na simulação. Inicialmente foram feitos testes com diferentes níveis de aumento da atividade pesqueira (0,5; 1; 1,5; 2 e 2,5). O nível de aumento em 2,5 foi escolhido, pois ao mesmo tempo que eram detectados impactos, o sistema ainda conseguia atingir um novo equilíbrio dentro da escala temporal simulada.

3.3 Compartimentos do Modelo

3.3.1 Fitoplâncton

Os dados de biomassa de fitoplâncton foram obtidos a partir de Barroso, Becker & Melo (2016), que realizaram coletas no local nos anos de 2010 e 2011 no período seco e chuvoso. As taxas de Produção/Biomassa foram obtidas a partir de estudo localizado em ambiente semelhante no Nordeste do Brasil (Lira *et al.*, 2018).

Para estimação da biomassa a partir de concentração de clorofila α por litro (dado disponível no trabalho de Barroso, Becker & Melo, 2016) foram utilizados fatores de conversão. Segundo Junk *et al.* (1997), 1 g de Clorofila α = 15,38 g de Carbono; 1 g de Carbono = 2 g peso seco; 1 g peso seco = 5 g peso úmido. Para transformar de volume para área (unidade usada pelo Ecopath), levou-se em consideração a área do sistema e profundidade da zona eufótica, conforme as etapas abaixo:

- 1) Área do sistema * Profundidade da zona eufótica = Volume de ocorrência de fitoplâncton;
- 2) Volume de ocorrência do fitoplâncton * Biomassa de fitoplâncton/unidade de volume = Biomassa total de fitoplâncton;
- 3) Biomassa total de fitoplâncton/Área total do sistema = Biomassa de fitoplâncton/unidade de área.

3.3.2 Zooplâncton

Os dados de zooplâncton foram obtidos em Garcia (2012), que realizou coletas bimestrais durante marés de sizígia no ano de 2008, abrangendo período seco e chuvoso. Para o modelo foram selecionadas as dezesseis espécies coletadas neste trabalho supracitado, todas pertencentes ao grupo dos copépodos e todas foram agrupadas num mesmo compartimento. Segundo Santos *et al.* (2008) e Neuman-Leitão *et al.* (1996), os copépodos são o grupo mais representativo em estuários brasileiros, representando mais de 70% do mesozooplâncton. Estimativas de Produção/Biomassa e Consumo/Biomassa de zooplâncton em ambientes costeiros semelhantes foram obtidas a partir da literatura (Angelini *et al.*, 2018; Lira *et al.*, 2018).

Para converter os valores de ind/m³ (Garcia, 2012) para unidade de biomassa foi usado o peso médio de um copépodo, obtido em Angelini & Gomes (2008), portanto: ind/m³ * peso médio de copépodo = biomassa/m³. Finalmente, para se chegar à unidade de biomassa ponderada por área usada pelo Ecopath, foram seguidos os seguintes passos:

- 1) Área do sistema * Profundidade da zona eufótica = Volume de ocorrência de zooplâncton;
- 2) Volume de ocorrência do zooplâncton * Biomassa de zooplâncton /unidade de volume = Biomassa total de zooplâncton;
- 3) Biomassa total de zooplâncton/ Área total do sistema = Biomassa de zooplâncton /unidade de área.

3.3.3 Macroinvertebrados bentônicos

As informações sobre a maioria dos macroinvertebrados bentônicos incluídos no modelo foram obtidas através de coleta realizada durante o ano de 2005 por Silva *et al.* (2017). Os dados de Chama-maré foram conseguidos através de Bezerra & Matthews-Cascon (2006, 2007), que realizaram coletas mensalmente durante períodos de maré baixa entre setembro de 2003 e agosto de 2004. Os trabalhos acima citados forneciam as informações na forma de indivíduos/m². Para se chegar aos valores de biomassa de cada compartimento, os valores de indivíduos/m² foram multiplicados pelo peso médio individual de cada espécie (Apêndice A), obtidos a partir de Angelini *et al.* (2018). Na ausência de dados específicos de peso individual para a espécie foram usados os valores mais taxonomicamente próximos possíveis.

Para o modelo foram selecionadas as nove espécies mais abundantes, divididas posteriormente em quatro grupos: Bivalves, Poliquetas e Chama-maré. O compartimento dos Bivalves foi ainda dividido de acordo se a espécie era alvo de pesca (Bivalves Coletados) ou não (Bivalves) (Pinto, 2016). No caso dos compartimentos de Siris, Camarões e Gastrópodes, como não haviam sido amostrados em trabalhos pretéritos, suas biomassas foram estimadas pelo Ecopath. Para isso usou-se valores de eficiência ecotrófica encontrados para esses grupos em ambientes semelhantes (Angelini *et al.*, 2018; Lira *et al.*, 2018).

Os parâmetros de Produção/Biomassa foram estimados a partir de uma rede neural artificial desenvolvida por Brey (2012), que leva em conta biomassa média do organismo,

grupo taxonômico, hábito (sésil, móvel e livre-natante) e variáveis ambientais (profundidade e temperatura).

Para obter os parâmetros de Consumo/Biomassa foram primeiramente feitas estimativas de taxa respiratória baseadas em relações empíricas (Humphreys, 1979). O valor dessa taxa foi em seguida substituído na seguinte fórmula:

$$\frac{Q}{B} = \left(\left(\frac{P}{B} + \frac{R}{B} \right) \right) / A$$

Onde, Q/B = Consumo/Biomassa, P/B = Consumo/Biomassa, R/B = Respiração/Biomassa (taxa respiratória) e A é proporção de alimento assimilado (0,6 para filtradores/suspensívoros e detritívoros e 0,8 para os demais grupos) (Angelini & Tubino, 2018). Para a composição da matriz de dieta destes grupos, foram obtidas informações a partir da literatura (Apêndice B).

3.3.4 Ictiofauna

Coletas de peixes foram realizadas bimestralmente entre os anos de 2014 e 2015 em doze pontos distribuídos em três áreas distintas do estuário (inferior, media e superior) (Figura 1). Foram coletadas um total de 5015 espécimes, compreendendo 70 espécies, distribuídas em 34 famílias e 17 ordens.

Os apetrechos usados na amostragem foram: arrasto de praia (25 m de comprimento e 2 m de altura, com 12 mm de malha) e tarrafa (10 m² de área total, com 25 mm de malha). Em cada ponto eram feitos 3 arrastos e realizados lances com a tarrafa durante 20-30 minutos. Os arrastos foram realizados em profundidades entre 0,3 m e 1,5 m e o tarrafeamento era realizado em áreas com maior profundidade (entre 1 e 3,5 m).

Todas as coletas foram realizadas em maré vazante (2,0 a 0,0) e maré enchente (0,0 a 2,0), compreendendo sempre maré baixa, em horários diurnos (07:00 h a 17:00 h), autorizadas pelo ICMBio/SISBio (Licença nº43014-3).

Os peixes coletados foram condicionados em sacos plásticos dentro de um isopor com gelo e posteriormente fixados em formol 10% ao final das atividades em campo. Após 48h eram preservados em álcool 70% no LEAC. Posteriormente foram pesados e a soma das biomassas de cada espécie foram divididas pela área do arrasto (aproximadamente 200 m²), resultando assim em uma medida de biomassa/área. Assim para cada ponto era obtida uma medida biomassa/área para cada espécie.

Para o modelo, foram selecionadas 49 espécies que correspondem a 99,61% da biomassa amostrada. Os critérios para agrupamento das espécies foram baseados em proximidade taxonômica e/ou semelhança de dieta, resultando em um total de 16 compartimentos de peixes.

Os parâmetros de P/B para a ictiofauna foram estimados levando-se em conta que essa taxa equivale à mortalidade natural (Allen, 1971). Então foi aplicada a equação empírica de Pauly (1980).

$$M = k^{0,65} \times L_{\infty}^{-0,279} \times T^{0,463}$$

Onde M é a mortalidade natural (/ano), k é o coeficiente de crescimento (/ano), L_{∞} é o comprimento assintótico (cm) e T é a temperatura média ($^{\circ}\text{C}$). Os parâmetros k e L_{∞} dessa equação foram obtidos a partir de equações desenvolvidas por Le Quesne & Jennings (2012) e Froese & Binohlan (2000), respectivamente.

A taxa de consumo por biomassa (Q/B) foi estimada de acordo com a seguinte equação (Palomares & Pauly, 1998):

$$\log Q/B = 7,964 - 0,204 \times \log W_{\infty} - 1,965 \times T' + 0,083 \times Ar + 0,532 \times H + 0,398 \times D$$

Onde, W_{∞} é o peso assintótico, T' é a temperatura em Kelvin ($T' = 1000 / (T^{\circ}\text{C} + 273,15)$), e Ar é a razão da nadadeira caudal. W_{∞} foi estimado a partir da equação $W_{\infty} = a \times L_{\infty}^b$, onde a e b foram estimados a partir dos dados da própria amostra. Os valores de Ar são obtidos a partir de $Ar = h^2/s$, onde h é a altura da nadadeira caudal e s é sua área superficial. H e D representam o tipo de dieta ($H=1$ para herbívoros, $D=1$ para detritívoros). Os valores de razão da nadadeira caudal foram obtidos da literatura (Froese & Pauly, 2019; Xavier, 2013) e, quando não disponíveis, através de medições realizadas a partir de fotos e com auxílio do programa ImageJ.

Os dados da matriz de dieta de cada espécie de peixe foram obtidos a partir de análise de conteúdo estomacal. Foram analisados 10 indivíduos de cada espécie de um total de 38 espécies, totalizando 380 organismos. Para as outras 11 não houve número suficiente de estômagos com bom índice de repleção e a literatura teve que ser usada. Nós seguimos a metodologia clássica de análise de conteúdo do índice alimentar (Kawakami & Vazzoler, 1980). Neste método, tanto a frequência como o volume determinam a fração alimentar de um componente na matriz de dieta da espécie. Para as 24 espécies restantes a matriz de dieta foi obtida a partir de informações da literatura (Apêndice B).

3.3.6 Aves

Os dados de avifauna foram coletados ao longo de quatro campanhas em campo realizadas no ano de 2018, abrangendo os períodos seco e chuvoso e as dinâmicas de migração de espécies que ocorrem na área. As amostragens foram realizadas em bancos de areia ao longo do estuário em horários matinais durante períodos de maré baixa. Segundo Burguer & Lawrence (2000), esses períodos são mais propícios para a atividade de campo por conta de uma maior atividade e concentração das espécies nessas áreas. Um ponto fixo de observação privilegiada foi escolhido para cada banco e as aves foram identificadas e quantificadas a nível de gênero e/ou espécie. A área do banco junto com estimativas de peso médio de cada espécie obtidas da literatura (WikiAves, 2008) foram usadas para se chegar à uma medida de biomassa ponderada por área. Todas as 14 espécies de aves registradas foram utilizadas no modelo e agrupadas em três compartimentos de acordo com afinidade taxonômica: Ardeidae, Charadriidae e Scolopacidae.

A taxa de Produção/Biomassa (P/B) foi estimada a partir de taxas de mortalidade encontradas na literatura (Kahl, 1963; Boyd, 2008). As taxas de Consumo/Biomassa (Q/B) foram calculadas a partir de regressão empírica de Ellis & Gabrielsen (2002), que leva em consideração peso médio e a ordem a qual a espécie pertence. As dietas foram obtidas a partir de Kober & Bairlein (2006) e Kent (1986). Quando não haviam informações a nível de espécie, considerou-se a próxima referência taxonômica mais próxima (gênero ou família).

3.3.5 Pesca

A atividade pesqueira realizada na área foi dividida em dois compartimentos: Mariscagem e Pesca com Tarrafa. Para caracterização básica das pescarias desempenhadas na área a produção pesqueira foi acompanhada quinzenalmente junto aos pescadores, em um período de fevereiro a junho de 2018 (Apêndice C). A partir das informações coletadas buscou-se identificar: número de dias/semana de trabalho, principais espécies capturadas, número médio de pescadores da área e a quantidade média de pescado obtido por pescaria.

Para estimação da biomassa coletada pelo primeiro compartimento foram usadas as informações obtidas junto à comunidade local. Já os dados de quantidade média de pescado obtidos junto à comunidade não foram compatíveis com a biomassa amostrada. Portanto, optou-se por usar estimativas de kg de pescado/pescador/dia mais conservativas encontradas em três estuários da costa cearense (Pereira, 2018; Sousa, 2016). Além disso, foram também usados dados de coletas realizadas entre 2014 e 2015. As coletas de peixes no Pacoti foram realizadas por um pescador local utilizando tarrafa de 10 m² de área total, com 25 mm de malha, por cerca de 4 horas. O instrumento utilizado e a duração da coleta correspondem às características da pesca comumente desempenhada na região. A partir dos dados das coletas foram calculados coeficientes para cada espécie pescada relativamente à biomassa total pescada. O valor desses coeficientes foi multiplicado pela quantidade média de pescado (kg/pescador/dia) para estimar a biomassa pescada de cada espécie. Para se chegar à unidade usada pelo Ecopath (ton/km²/ano) foi considerado um total de 30 pescadores atuantes na área do modelo (1,02 km²), trabalhando em média 4 dias por semana.

3.3.6 Detritus

O compartimento de detritos foi estimado a partir de relação empírica desenvolvida por Pauly *et al.* (1993), levando em consideração a quantidade de produção primária e zona eufótica do sistema:

$$B_{detritus} = [(0,954 * \log PP) + (0,863 * \log E)] - 2,41$$

Em que $B_{detritus}$ representa a biomassa, PP é a produção primária em tC/km²/ano e E é a profundidade da zona fótica em metros. PP foi estimada a partir dos dados de biomassa e produção/biomassa de fitoplâncton (Barroso, Becker & Melo, 2016; Lira *et al.*, 2018) e E foi considerada como duas vezes a medida da profundidade de Secchi obtida em Barroso, Becker & Melo (2016).

O valor resultado dessa equação, ao ser inserido no modelo, resultou em um Eficiência Ecotrófica irreal (>1). Para se chegar a um valor de Eficiência Ecotrófica menor que 1 e, assim, resultar em um modelo balanceado, foi fixado um valor de importação de detritos. A existência de vegetação de manguezal na área justifica tal procedimento, uma vez que ela fornece detritos para o sistema.

3.4 Atributos ecossistêmicos

Para se analisar as características do sistema foram utilizados os seguintes parâmetros:

Os Fluxos Totais representam o tamanho do sistema em termos de fluxo e é um importante parâmetro para estabelecer comparações com outras redes. É obtida através da soma de todos os fluxos do sistema (consumo total + total exportado + respiração total + fluxo total para os detritos) e expressa em t/km²/ano (Ulanowicz, 1986):

$$Fluxos\ Totais = \sum_{i=1, j=1}^n Tij$$

Onde, Tij é o fluxo entre dois compartimentos e inclui fluxos de respiração e de exportação (Heymans *et al.*, 2014).

A capacidade de desenvolvimento (C) do sistema é o limite termodinâmico do seu crescimento. Pondera os Fluxos Totais com uma medida da informação carregada pelos fluxos e pode ser calculada através de (Heymans *et al.*, 2014):

$$C = -Fluxos\ Totais * \sum_{ij} \frac{Tij}{Fluxos\ Totais} * \log\left(\frac{Tij}{Fluxos\ Totais}\right)$$

A capacidade de desenvolvimento possui dois componentes: Ascendência (A) e Overhead (O). O primeiro reflete a quantidade de organização de uma teia trófica e pode ser obtido através de:

$$A = \sum_{ij}(Tij) * \log\left(\frac{Tij * Fluxos\ Totais}{Tj * Ti}\right)$$

Já o Overhead (O) é a informação desordenada, ou seja, o grau de incerteza associado aos caminhos que os fluxos de energia tomam no sistema. Quanto mais caminhos disponíveis, maior a redundância. Segundo Schrödinger (1935) os sistemas biológicos precisam continuamente bombear desordem para manter a ordem interna. Portanto um certo nível de desordem no sistema é necessário para criar ordem em todos os níveis (Angelini, 2002). Espera-se que um sistema com alto Overhead tenha maior capacidade de se adaptar a impactos, seja absorvendo mudanças em seus fluxos (resiliência) ou retornando ao seu estado anterior (estabilidade) (Angelini, 2002). Assim, quanto mais caminhos alternativos a energia tiver para fluir, mais capacidade para lidar com perturbações tem o sistema. Pode ser obtido através do seguinte cálculo (Angelini, 2002, Heymans *et al.*, 2014):

$$O = C - A$$

O nível trófico (NT) de um organismo significa o número médio de passos necessários para a energia mover dos produtores primários até o consumidor e reflete sua

posição na teia trófica (Froese & Pauly, 2018; Heymans *et al.*, 2014). Permite classificar melhor espécies onívoras, representando um avanço em relação à proposta inicial de Lindeman (1942). Pode ser obtido da seguinte forma:

$$NT = 1 + \sum_i DCij * NTi$$

Onde NTi é o nível trófico da presa e $DCij$ a proporção da presa i na dieta do predador j .

A matriz de impactos tróficos (MTI) quantifica os impactos diretos e indiretos para cada par de compartimentos do modelo. Numa matriz de “n X n” componentes, cada elemento representa a interação do grupo impactante i com o grupo impactado j (Angelini & Tubino, 2017, Heymans *et al.*, 2014):

$$MTIij = DCij - FCij$$

$DCij$ e porcentagem do quanto j contribui para a dieta de i e $FCij$ é a proporção da predação sobre j que é devido ao consumidor i .

Uma espécie chave pode ser descrita como um predador que mantém uma alta diversidade de espécies e relações tróficas interespecíficas na comunidade, segundo a definição clássica de Paine (1966). Variações na abundância e atividade de espécies chaves levam a grandes impactos na biodiversidade e estrutura trófica, quando comparados com outras espécies com uma maior ou similar abundância (Paine, 1969). A partir da matriz de impactos tróficos é possível calcular o índice de espécie chave (IE) a partir da seguinte fórmula (Valls *et al.* 2015):

$$IE = \sum MTij x Bi(rank)$$

Onde, $\sum Mij$ é o somatório de todos os impactos analisados para i par a par com todos os outros compartimentos e $Bi(rank)$ é a posição que a biomassa de i ocupa em uma ordem decrescente contendo todas as outras biomassas.

O índice de conectividade é a razão entre o número de conexões do sistema e o número de todas as conexões possíveis. Dentro das conexões possíveis, são incluídos grupos se alimentando de detritos, porém não o contrário (Christensen & Walters, 2004).

O índice de omnivoria do sistema é definido como o índice de omnivoria médio de todos os consumidores é uma medida do quanto as interações tróficas estão distribuídas entre os níveis tróficos (Christensen & Walters, 2004).

Os dois valores refletem o quanto a estrutura da teia trófica topologicamente se assemelha ao formato de uma rede. De acordo com Odum (1969), a teia trófica de um ecossistema em desenvolvimento tende a passar de linear para um formato de rede. Portanto, os dois índices citados acima podem estar correlacionados com o seu nível de maturidade (Christensen, Walters & Pauly, 2005).

O índice de Kempton foi usado para avaliar mudanças na biodiversidade ao longo do período simulado, sendo diretamente proporcional à inclinação da reta do gráfico de biomassas das espécies (Coll & Steenbeek, 2017). Para contornar problemas que podem surgir do fato de geralmente haver um grande número de espécies abundantes, são usados

apenas dados entre os percentis de 10 inferiores e superiores, conforme a fórmula a seguir (Ainsworth & Pitcher, 2006):

$$Q = 0,8S / \log\left(\frac{R2}{R1}\right)$$

Onde, S é o número total de compartimentos do modelo; R1 e R2 são os valores de biomassa do décimo e nono percentis na distribuição de abundância cumulativa.

4 RESULTADOS

4.1 Modelo Trófico

Para fins de praticidade do modelo as espécies com afinidade taxonômica e/ou trófica foram agrupadas em compartimentos (Tabela 1). O modelo apresentou um total de 30 compartimentos, abrangendo desde produtores primários até predadores de topo e um de detritos (Tabela 2). Os compartimentos de maior nível trófico foram Piscívoros (3,43), Carangidae (3,42) e Ardeidae (3,37). O nível trófico médio da comunidade foi de 2,05. Entre os compartimentos com maior Eficiência Ecotrófica estão: *Diapterus* spp. (0,98), Zoobentívoros (0,96) e Fitoplâncton (0,95). Os valores nulos de Eficiência Ecotrófica de Piscívoros, Carangidae e dos compartimentos de aves refletem a ausência de predação nesses grupos, considerados predadores de topo para o sistema. A matriz de dieta precisou ser modificada para gerar valores de eficiência ecotrófica menor que 1 (Tabela 3).

Tabela1- Espécies que foram agrupadas em cada compartimento.

Compartimento	Espécies agrupadas
Poliquetas	<i>Capitella</i> spp. <i>Heteromastus similis</i> <i>Laonereis culveri</i>
Bivalves	<i>Lucina pectinata</i> <i>Macoma constricta</i>
Bivalves coletados	<i>Anomalocardia brasiliana</i> <i>Tagelus plebeius</i>
Chama-Maré	<i>Leptuca leptodactyla</i> <i>Leptuca thayeri</i>
Mugil spp.	<i>Mugil curema</i> <i>Mugil curvidens</i> <i>Mugil rubrioculus</i>
Sphoeroides spp.	<i>Sphoeroides greeleyi</i> <i>Sphoeroides testudineus</i>
Diaptereus spp.	<i>Diapterus auratus</i> <i>Diapterus rhombeus</i>
Eucinostomus spp.	<i>Eucinostomus argenteus</i> <i>Eucinostomus gula</i> <i>Eucinostomus havana</i> <i>Eucinostomus melanopterus</i>
Ariidae	<i>Cathorops spxii</i> <i>Sciades herzbergii</i> <i>Sciades parkeri</i>
Pleuronectiformes	<i>Achirus achirus</i> <i>Achirus lineatus</i> <i>Citharichthys arenaceus</i> <i>Citharichthys spilopterus</i>

	<i>Symphurus tessellatus</i>
Carangidae	<i>Caranx latus</i> <i>Oligoplites palometa</i> <i>Selene vomer</i>
Engraulidae	<i>Anchovia clupeioides</i> <i>Lycengraulis grossidens</i>
Lutjanidae	<i>Lutjanus alexandrei</i> <i>Lutjanus analis</i> <i>Lutjanus apodus</i> <i>Lutjanus griseus</i> <i>Lutjanus synagris</i>
Piscívoros	<i>Elops saurus</i> <i>Sphyraena barracuda</i> <i>Strongylura marina</i> <i>Strongylura timucu</i>
Gobiidae	<i>Gobionellus oceanicus</i> <i>Bathygobius soporator</i> <i>Gobionellus stomatus</i>
Zoobentívoros	<i>Haemulopsis corvinaeformis</i> <i>Eugerres brasilianus</i> <i>Micropogonias furnieri</i> <i>Stellifer naso</i>
Planctívoros	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> <i>Lile piquitinga</i> <i>Opisthonema oglinum</i>
Ardeidae	<i>Egretta thula</i> <i>Nyctanassa violacea</i>
Charadriidae	<i>Charadrius</i> spp. <i>Pluvialis squatarola</i> <i>Vanellus</i> spp.
Scolopacidae	<i>Actitis macularius</i> <i>Arenaria interpres</i> <i>Calidris</i> spp. <i>Numenius hudsonicus</i> <i>Tringa solitaria</i>

Tabela 2- Principais atributos de input e output do modelo. Legenda: NT: Nível Trófico, B: Biomassa (t/km²), PB: Produção/Biomassa (/ano), QB: Consumo/Biomassa (ano), EE: Eficiência Ecotrófica, C: Capturas (t/km²).

Compartimento	NT	B	PB	QB	EE	C
Fitoplâncton	1,00	0,40	652,71		0,96	
Camarões	2,00	19,65	2,81	26,90	0,95	
Bivalves	2,00	268,64	55,20	402,00	0,50	
Chama-maré	2,00	41,75	7,30	31,89	0,30	
Bivalves coletados	2,00	452,64	55,38	445,00	0,29	5,77
Poliquetas	2,05	1675,80	19,60	170,65	0,01	
<i>Mugil</i> spp.	2,07	4,99	1,44	18,41	0,95	2,91
Zooplâncton	2,11	5,96	40,00	160,00	0,92	
Gobiidae	2,24	0,51	1,69	40,27	0,73	
Gastrópodes	2,51	8,16	12,25	65,00	0,95	
Siris	2,57	43,34	2,00	8,00	0,76	
Engraulidae	2,74	0,28	1,76	32,78	0,08	
Planctívoros	2,85	2,51	2,07	36,55	0,93	
<i>Eucinostomus</i> spp.	3,00	2,89	2,25	26,86	0,91	
Ariidae	3,00	0,39	1,66	20,94	0,06	0,04
Lutjanidae	3,05	0,40	1,61	17,70	0,95	0,36
Charadriidae	3,07	0,61	0,37	52,86	0,00	
Scolopacidae	3,10	0,91	0,31	50,99	0,00	
<i>Sphoeroides</i> spp.	3,14	9,28	1,55	15,65	0,60	
Zoobentívoros	3,16	0,94	2,46	25,79	0,96	0,55
<i>Atherinela brasiliensis</i>	3,18	1,20	1,98	27,11	0,91	
<i>Hypanus guttata</i>	3,18	0,73	0,50	6,35	0,08	0,03
<i>Diapterus</i> spp.	3,19	4,62	2,05	27,34	0,98	5,47
Pleuronectiformes	3,27	1,24	1,86	20,08	0,93	0,1
<i>Centropomus parallelus</i>	3,31	1,15	1,39	19,00	0,32	0,06
Ardeidae	3,37	1,09	0,26	28,94	0,00	
Carangidae	3,42	0,28	2,18	34,98	0,00	
Piscívoros	3,43	0,84	1,24	21,50	0,00	
Detritus	1,00	0,35			0,50	

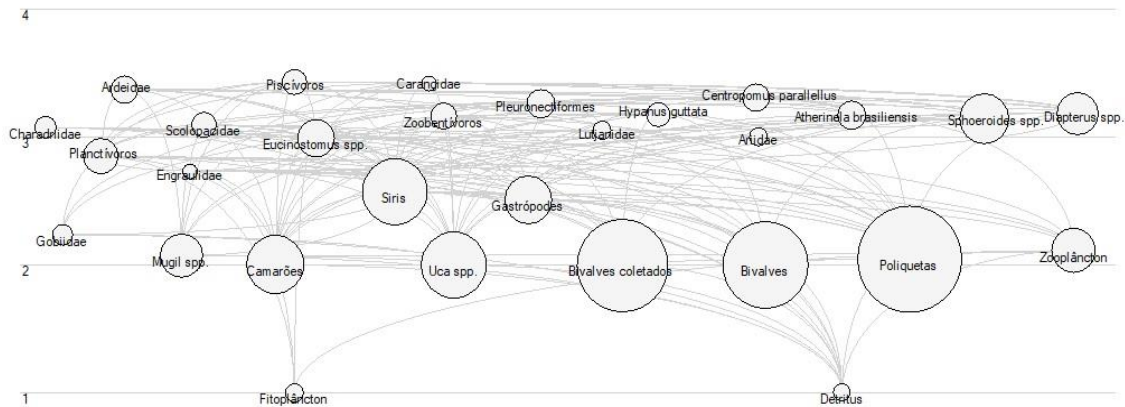
Tabela 3- Matriz de dieta elaborada para os compartimentos biológicos avaliados no estuário do rio Pacoti.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27
Presa/predador																											
1 Scolopacidae																											
2 Charadriidae																											
3 Ardeidae																											
4 Piscívoros																											
5 Gobiidae				0,02						0,01			0,01														
6 Zoobentívoros												0,01	0,06														
7 Lutjanidae																											
8 Engraulidae																											
9 Carangidae																											
10 Pleuronectiformes			0,01									0,01									0,01						
11 Ariidae																											
12 Planctívoros			0,01	0,01				0,04	0,18	0,05				0,04													
13 <i>H. guttata</i>																											
14 <i>C. parallelus</i>				0,03																							
15 <i>A. brasiliensis</i>			0,02	0,04				0,04		0,03																	
16 <i>Eucinostomus</i> spp.			0,04	0,07				0,04	0,09	0,05				0,04													
17 <i>Sphoeroides</i> spp.			0,15	0,09																							
18 <i>Diapterus</i> spp.			0,02	0,04				0,04	0,09	0,03																	
19 <i>Mugil</i> spp.			0,04	0,04				0,04	0,09					0,04													
20 Camarões			0,39	0,44		0,19	0,08	0,23	0,37	0,34	0,08	0,03	0,18			0,01		0,05			0,01						
21 Siris	0,08	0,05	0,04	0,14	0,05	0,13	0,09	0,00	0,11	0,15		0,01	0,18			0,01	0,04	0,30	0,02								
22 Gastrópodes	0,09	0,01				0,16		0,01				0,02	0,08		0,27		0,24						0,12				
23 Chama-maré	0,08	0,05	0,03		0,16	0,15	0,83		0,07	0,18	0,88	0,01		0,58		0,01	0,04	0,30	0,02								
24 Bivalves coletados	0,31	0,06				0,17		0,01					0,08				0,34				0,10	0,10				0,03	
25 Bivalves	0,31	0,06				0,05		0,01					0,08				0,34				0,10	0,20				0,03	
26 Poliquetas	0,14	0,77	0,06			0,17		0,01		0,15	0,04		0,38		0,72	0,11		0,36			0,15	0,20					
27 Zooplâncton								0,12				0,61			0,01	0,76			0,02		0,02						0,10
28 Fitoplâncton								0,14				0,06				0,07											0,25
29 Detritus					0,79			0,30				0,16				0,03			0,94	1,00	0,50	0,50	1,00	1,00	1,00	0,95	0,65
30 Importação			0,21	0,10								0,12		0,13													
31 Soma	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Os compartimentos Poliquetas, Bivalves e Bivalves Coletados apresentaram as maiores biomassas (Figura 2), gerando uma concentração de biomassa no segundo nível trófico. O compartimento Poliquetas equivale a 69% da biomassa total de organismos macroinvertebrados inseridos no modelo.

Em relação aos peixes, os compartimentos com maior biomassa foram *Sphoeroides* spp. e *Mugil* spp., com 35 e 22% da biomassa, respectivamente. Entre as aves o compartimento com mais expressividade foi Ardeidae, com 41,7% da biomassa.

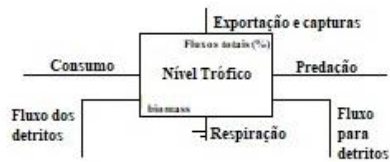
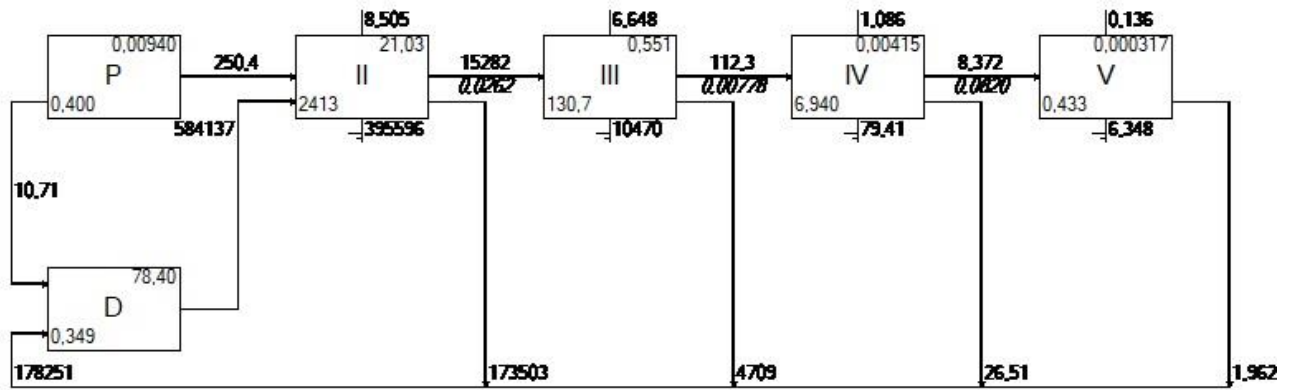
Figura 2- Fluxos entre os compartimentos do estuário do rio Pacoti.



A estimativa para biomassa total pescada em um ano foi de aproximadamente 10,6 toneladas. As espécies mais representativas na composição da Pesca com Tarrafa foram *Diapterus* spp. e *Mugil* spp., com 51,5 e 27,4% da biomassa pescada, respectivamente. Também detectou-se um by-catch de *Sphoeroides* spp. correspondendo a 10,27% da biomassa capturada. O nível trófico médio das capturas de pesca com tarrafa e Mariscagem foi de 2,87 e 2,0, respectivamente.

A partir do diagrama de Lindeman (Figura 3), é possível notar a importância dos detritos para a teia trófica. Os fluxos partindo desse compartimento chegam a totalizar 78,4% dos Fluxos Totais. Outra parte dos Fluxos Totais (21%) se localiza no segundo nível trófico, composto principalmente por macroinvertebrados bentônicos, grupo que se utiliza diretamente dos detritos.

Figura 3 – Diagrama de Lindeman representando os fluxos de matéria e energia entre os níveis tróficos do ecossistema do estuário do rio Pacoti.



4.2 Diagnósticos pré-balanceamento (PREBAL)

A relação esperada entre parâmetro de entrada e nível trófico foi observada para Biomassa e Produção/Biomassa (Figura 4- a, b e c), com um nível de significância relevante (Tabela 4- a, b e c). Já o parâmetro de Produção/Consumo não apresentou nenhuma tendência relevante em relação ao nível trófico (Figura 4- d), (Tabela 4- d).

Figura 4 – Relação entre os parâmetros de entrada e o nível trófico dos compartimentos biológicos do ecossistema do estuário do rio Pacoti. Legenda: P/B: Produção/Biomassa, Q/B: Consumo/Biomassa, P/Q: Produção/Consumo

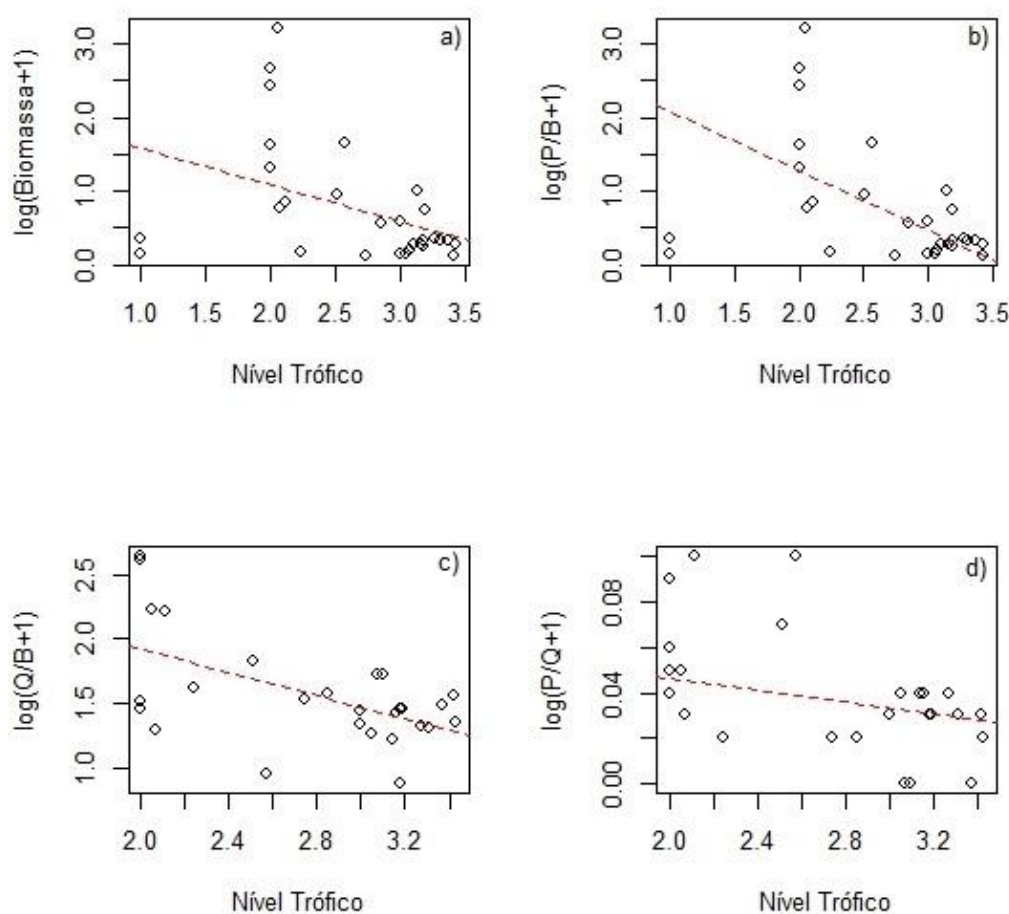


Tabela 4- Equações de regressão dos parâmetros de entrada em relação ao nível trófico dos compartimentos biológicos do ecossistema do estuário do rio Pacoti.

Equação	Significância
a) $\text{Log}(\text{B}+1)=2,06-0,48*\text{NT}$	$p=0,02$
b) $\log(\text{P/B}+1)=2,91-0,81*\text{NT}$	$p<0,01$
c) $\log(\text{Q/B}+1)=2,84-0,45*\text{NT}$	$p<0,01$
d) $\log(\text{P/Q}+1)=0,07-0,01*\text{NT}$	$p=0,11$

Em relação às taxas vitais de Produção/Consumo e Respiração/Assimilação, todos os compartimentos apresentaram valores de acordo com o esperado. Ou seja, o primeiro entre 0,1 e 0,3 e Respiração/Assimilação abaixo de 1 (Tabela 5).

Tabela 5- Principais taxas vitais dos compartimentos do modelo do ecossistema do estuário do rio Pacoti. Legenda: NT: Nível Trófico, P/Q: Produção/Consumo, Resp./Ass.: Respiração/Assimilação.

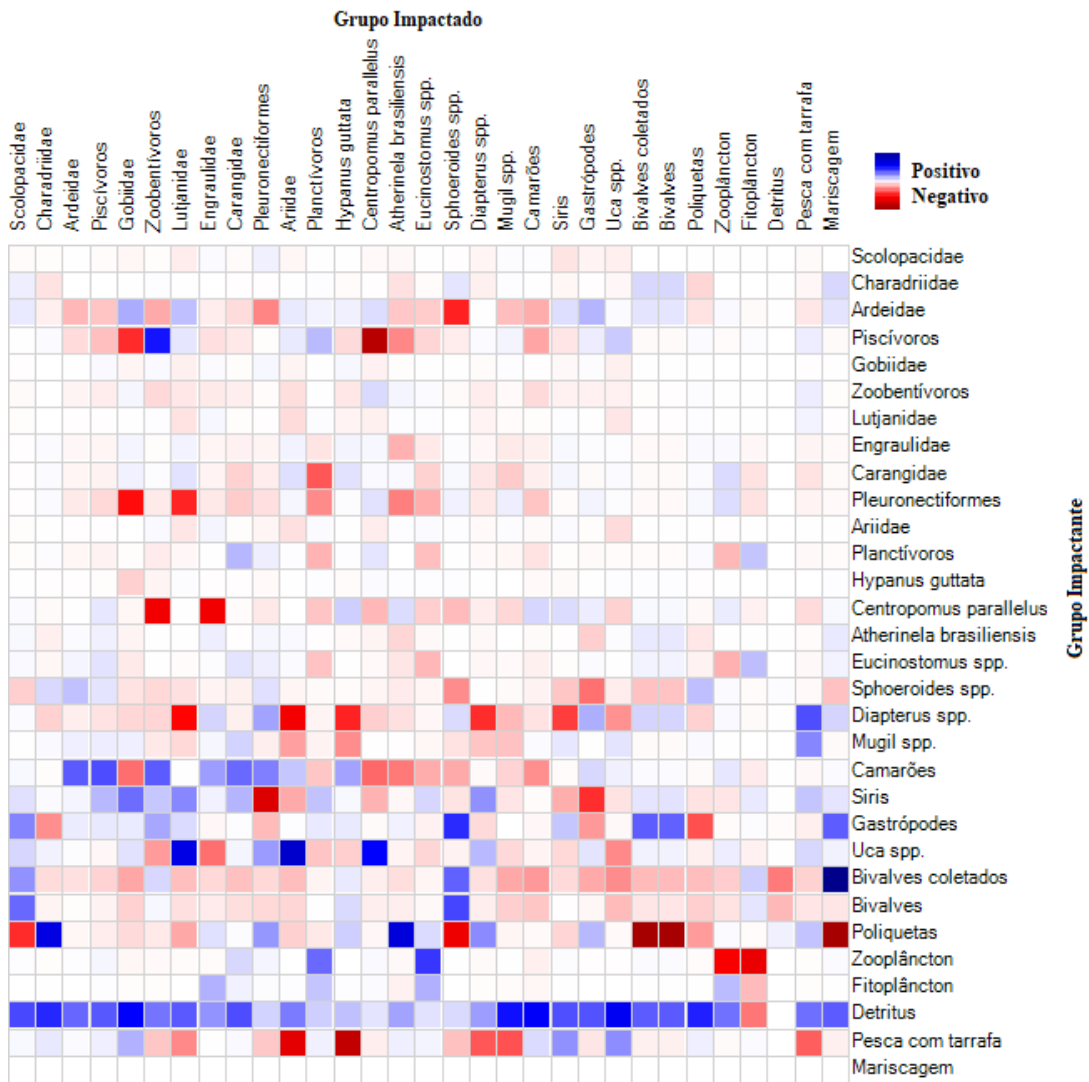
Compartimento	NT	P/Q	Resp./Ass.
Camarões	2,00	0,10	0,87
Chama-maré	2,00	0,23	0,71
Bivalves coletados	2,00	0,12	0,84
Bivalves	2,00	0,14	0,83
Poliquetas	2,05	0,11	0,86
<i>Mugil</i> spp.	2,07	0,08	0,90
Zooplâncton	2,11	0,25	0,58
Gobiidae	2,24	0,04	0,95
Gastrópodes	2,51	0,19	0,76
Siris	2,57	0,25	0,69
Engraulidae	2,74	0,05	0,93
Planctívoros	2,85	0,06	0,93
<i>Eucinostomus</i> spp.	3,00	0,08	0,90
Ariidae	3,00	0,08	0,90
Lutjanidae	3,05	0,09	0,89
Charadriidae	3,07	0,01	0,99
Scolopacidae	3,10	0,01	0,99
<i>Sphoeroides</i> spp.	3,14	0,10	0,88
Zoobentívoros	3,16	0,10	0,88
<i>Atherinela brasiliensis</i>	3,18	0,07	0,91
<i>Hypanus guttata</i>	3,18	0,08	0,90
<i>Diapterus</i> spp.	3,19	0,07	0,91
Pleuronectiformes	3,27	0,09	0,88
<i>Centropomus parallelus</i>	3,31	0,07	0,91
Ardeidae	3,37	0,01	0,99
Carangidae	3,42	0,06	0,92
Piscívoros	3,43	0,06	0,93

4.3 Matriz de impacto trófico e espécies-chaves

Os macroinvertebrados de uma maneira geral exercem um efeito distribuído ao longo de uma boa extensão da teia trófica. Até 87% dos compartimentos possuem efeitos associados a esse grupo. Entre os peixes, os que apresentam efeitos mais intensos são: *Diapterus* spp., *Centropomus parallelus*, Pleuronectiformes e Piscívoros. Entre as aves, o grupo que se destaca é Ardeidae. O compartimento de Pesca com tarrafa exerce um impacto negativo direto em todas as espécies pescadas, em maior intensidade para Ariidae

e *Hypanus guttata*. Indiretamente este mesmo compartimento gera efeitos positivos em Chama-maré, Siris e Gobiidae. A mariscagem não exerce impactos significativos em nenhum compartimento. Já o compartimento Detritus exerceu um impacto positivo em 93% dos compartimentos, com exceção de Fitoplâncton (Figura 5).

Figura 5- Matriz de Impacto Trófico, indicando pelas cores azul para impacto positivo e vermelho para impacto negativo, sendo o teor da cor indicativo da magnitude do impacto.



Em relação as espécies-chave do sistema, os compartimentos de maior índice foram Piscívoros e *Centropomus parallelus*, seguidos por *Diapterus* spp. e Ardeidae (Tabela 6). De uma maneira geral, percebe-se uma tendência de controle *top-down* no sistema, em função do alto nível trófico das espécies com maior índice. Com exceção de *Diapterus* spp., todas as espécies-chave tem nível trófico maior que 3,30. Além disso, a maioria das espécies-chaves identificadas são peixes, ficando assim evidente o papel desse grupo de organismos na estrutura e funcionalidade da teia trófica.

Tabela 6 – Principais espécies-chaves do estuário do rio Pacoti. Legenda: NT: Nível trófico, B: Biomassa (t/km²), IE: Índice de espécie-chave, ITR: Impacto total relativo.

Grupo	IE	NT	B	ITR
Piscívoros	1,283	3,431	0,842	0,622
<i>Centropomus parallelus</i>	1,074	3,310	1,150	0,481
<i>Diapterus</i> spp.	1,003	3,188	4,620	0,594
Ardeidae	1,000	3,372	1,090	0,382

4.4 Atributos do sistema

Os atributos calculados pelo Ecopath permitem caracterizar alguns aspectos da estrutura e funcionalidade da teia trófica do estuário do rio Pacoti (Tabela 7). O nível trófico das espécies pescadas é um pouco mais elevado que o nível trófico da comunidade. A maior parte da capacidade de desenvolvimento do ecossistema está situado no Overhead, denotando um ecossistema com alta redundância em seus fluxos. A maior parte dos Fluxos Totais se deve a Fluxos para Detritos, seguido de Fluxos de Consumo.

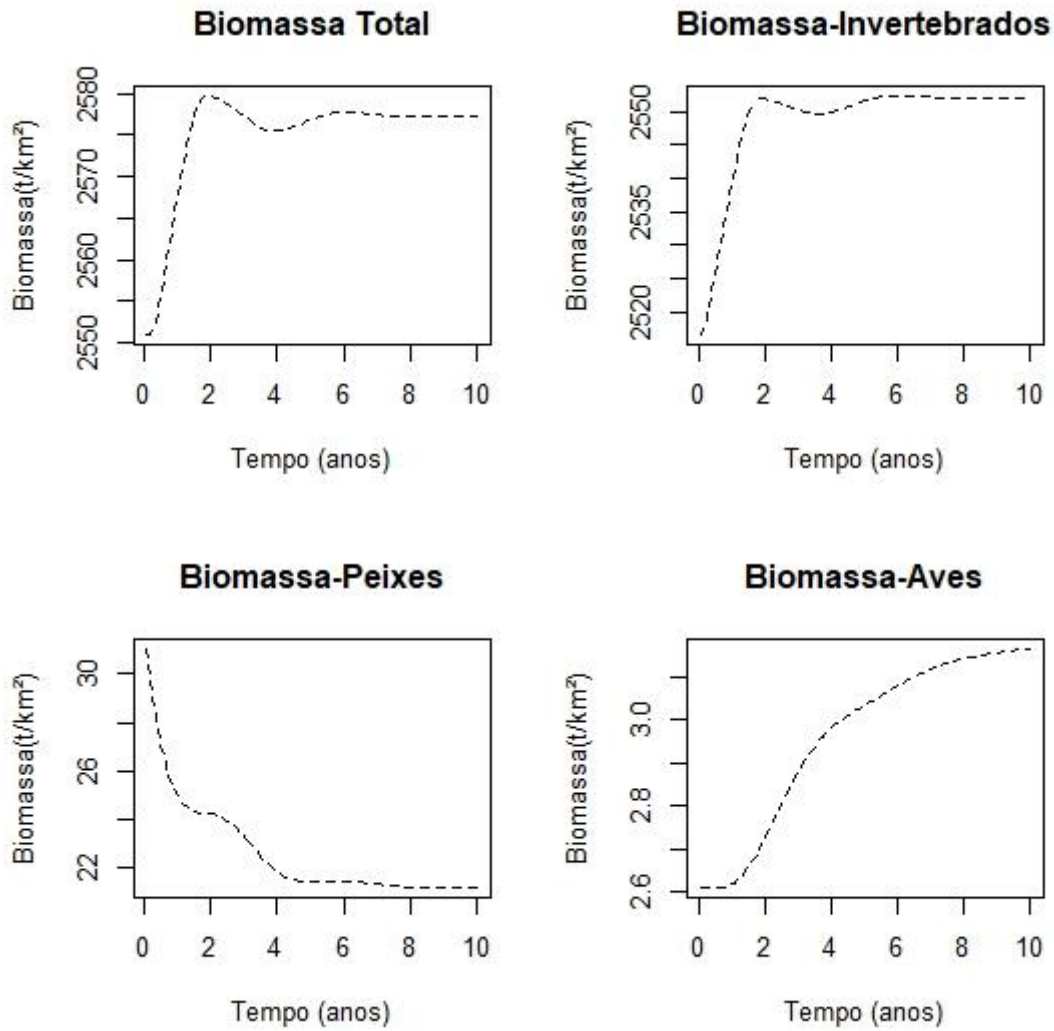
Tabela 7 – Atributos do ecossistema do estuário do rio Pacoti gerados pelo Ecopath.

Índices	Valor
Parâmetros gerais	
Biomassa total (excluindo detritos, t/km ²)	2551,20
Exportação total/Fluxos totais	0,21
Consumo total/ Fluxos totais	0,22
Respiração total/ Fluxos totais	0,15
Fluxos para detritos/Fluxos totais	0,42
Fluxos totais (t/km ² /ano)	2778445,00
Soma da produção (t/km ² /ano)	73844,78
Nível trófico médio da comunidade	2,06
Nível trófico médio das espécies pescadas	2,57
Estrutura da teia trófica	
Índice de Conectividade	0,20
Índice de Omnivoria do sistema	0,10
Índice de Ciclagem de Finn (%)	7,79
Ascendência (%)	44,04
Overhead (%)	55,96
Confiabilidade do modelo	
Ecopath pedigree index	0,49

4.5 Simulações de pressão pesqueira

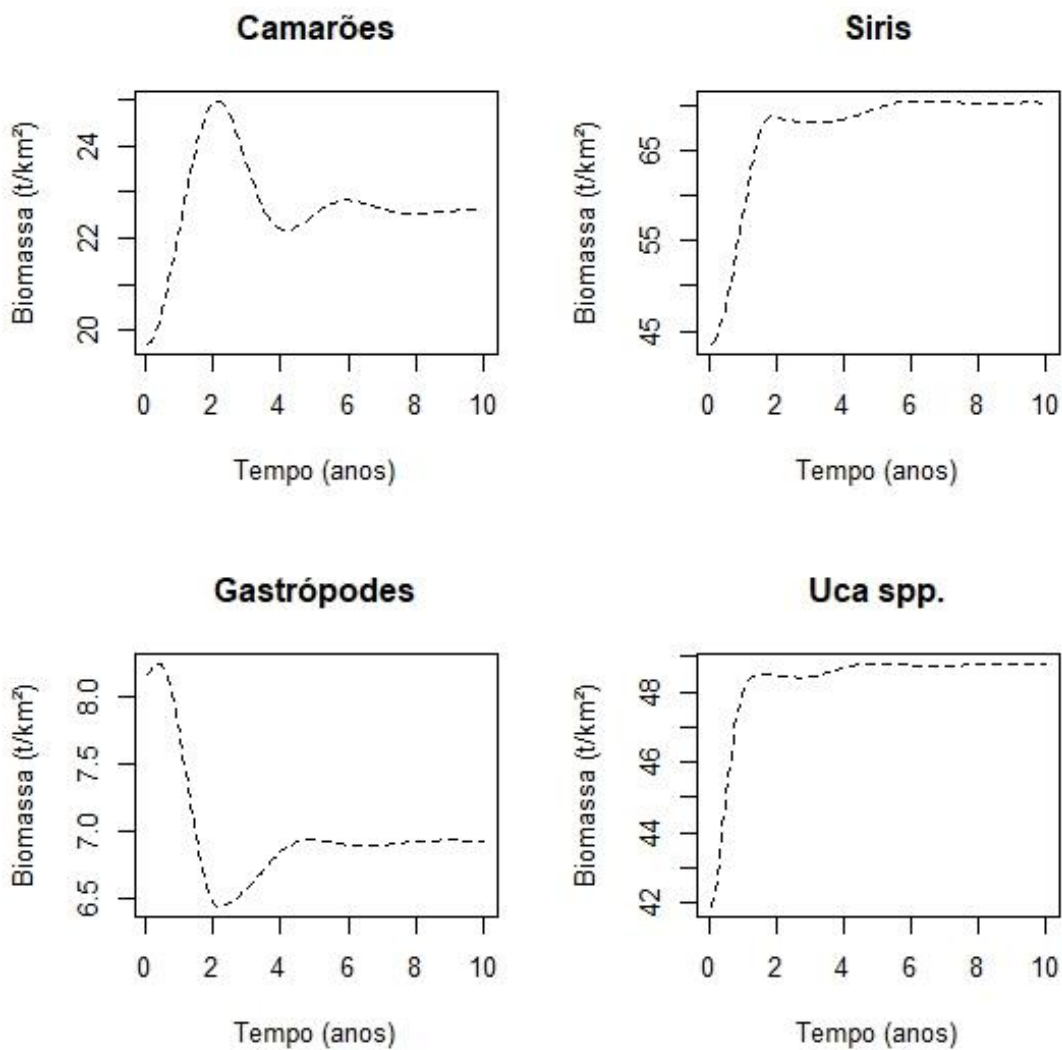
Com o modelo estático pronto, foram feitas simulações de aumento do esforço de pesca em até 2,5 vezes. Ao longo do tempo e de uma maneira geral a biomassa do sistema apresenta um ligeiro aumento, porém as repostas foram diferentes em relação ao tipo de organismo. Enquanto que invertebrados e aves aumentaram 1 e 21%, respectivamente, os peixes diminuíram sensivelmente (77,4%) (Figura 6).

Figura 6 – Biomassa simulada ao longo do tempo com aumento de 2,5 nos valores de captura das espécies no estuário do rio Pacoti.



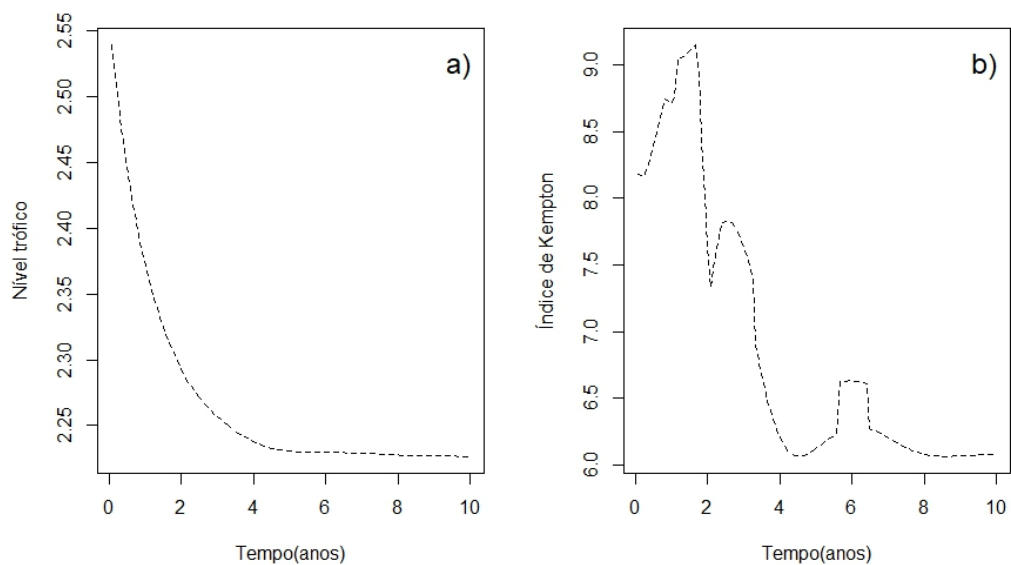
Dentro do grupo dos macroinvertebrados as respostas a pressão pesqueira foram variadas. Enquanto que Camarões, Siris e Chama-Marés apresentam aumentos em sua biomassa (9%, 43%, 8%, respectivamente), os Gastrópodes demonstram uma dinâmica de diminuição de 8,5% (Figura 7). Os demais compartimentos de macroinvertebrados (Bivalves, Bivalves Coletados e Poliquetas) não apresentaram alteração nas suas biomassas durante a simulação.

Figura 7 – Biomassa simulada de algumas espécies de macroinvertebrados após aumento de 2,5 vezes na captura pesqueira no estuário do rio Pacoti.



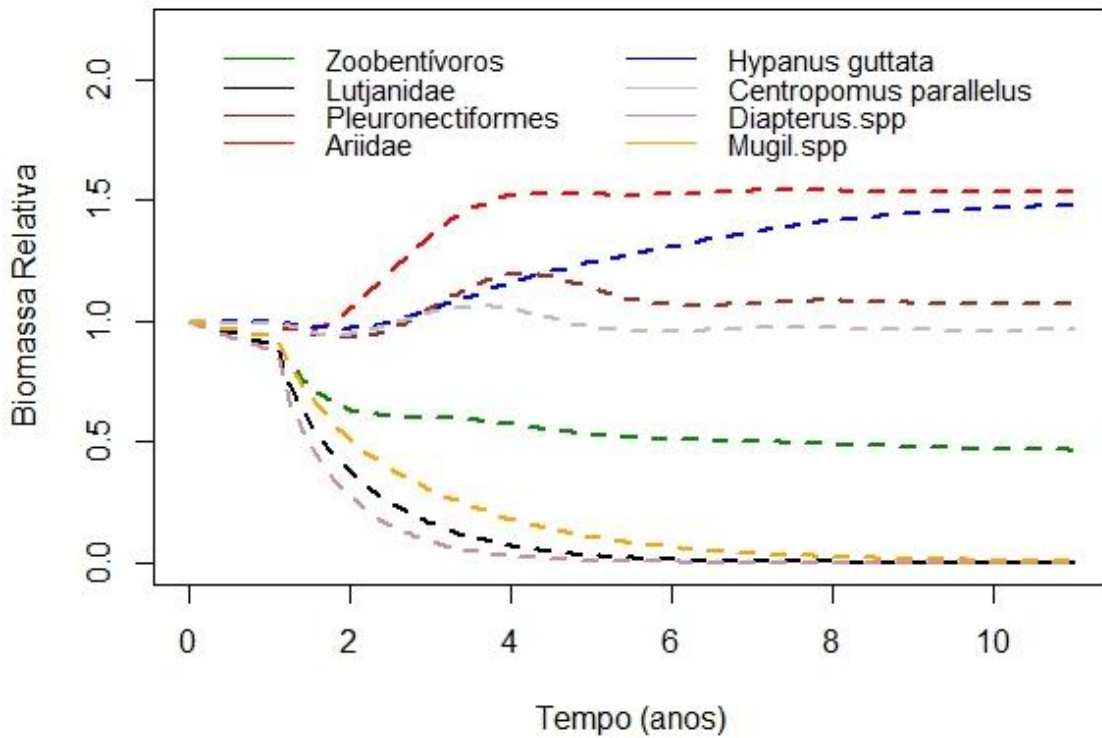
O nível trófico da pesca diminui de maneira exponencial ao longo do período simulado (Figura 8-a). Já o nível trófico médio da comunidade se mantém estável em 2,05 ao longo do tempo. O índice de Kempton (Q) representa a diversidade da comunidade no sistema. Ao longo da simulação ele apresenta uma tendência à diminuição, embora hajam oscilações no seu comportamento (Figura 8- b).

Figura 8- Nível trófico da pesca e Índice de Kempton ao longo da simulação com o aumento de 2,5 vezes na captura pesqueira no estuário do rio Pacoti.



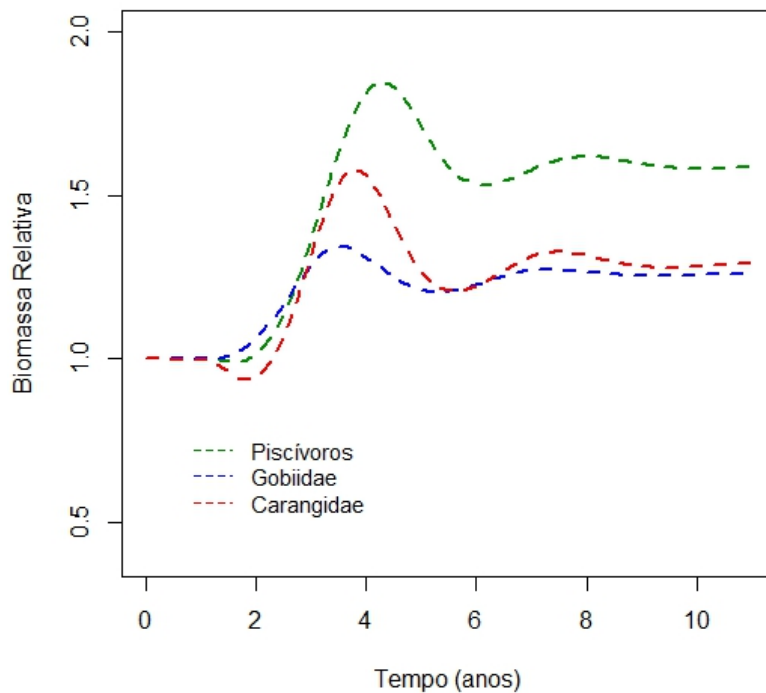
O aumento da pressão pesqueira influenciou de maneira diferente as espécies pescadas (Figura 9). Os grupos Zoobentívoros, *Mugil* spp., Lutjanidae e *Diapterus* spp. (nessa ordem de intensidade) sofrem uma redução drástica em suas biomassas. As demais apresentam um aumento, que se configura de maneira diferente para cada uma. A maior variação foi de Ariidae e *Hypanus guttata* (55,5% e 50,9%, respectivamente).

Figura 9– Biomassa simulada das espécies pescadas após aumento de 2,5 vezes na captura pesqueira no estuário do rio Pacoti.



Houve diferentes respostas em relação as espécies de peixe não pescadas. O grupo dos Piscívoros, Carangidae e Gobiidae aumentaram 58,7%, 34% e 23,4%, respectivamente. Ademais, apresentaram um comportamento parecido com um pico de aumento seguido de uma estabilização por volta do nono ano de simulação (Figura 10).

Figura 10 – Biomassa simulada de outras espécies de peixes após aumento de 2,5 vezes na captura pesqueira no estuário do rio Pacoti.



O restante dos grupos de peixes, mesmo não sendo pescados, apresentaram pouca diminuição de suas biomassas. Engraulidae, *Eucinostomus* spp. e *Atherinela brasiliensis*, diminuíram cerca de 0,85%. A única exceção foi o grupo dos Planctívoros, com um leve aumento de 3,6%.

Em relação aos compartimentos da base da teia trófica (fitoplâncton e detritos), o impacto simulado não chegou a causar alterações significativas. O mesmo pôde ser observado no compartimento do Zooplâncton. Os três compartimentos de aves apresentaram um padrão similar de aumento em torno de 20,6%.

5. Discussão

5.1 Características gerais do modelo estático

O modelo desenvolvido no presente estudo permite descrever a estrutura e funcionamento da teia trófica de um estuário raso e de baixo fluxo fluvial. Segundo Colleter *et al.* (2015), dos 413 modelos Ecopath desenvolvidos até então apenas 4,3% se referiam a estuários. Em recente meta-análise feita por Lira *et al.* (2018), ainda não haviam exemplos de sistemas parecidos com o que foi aqui abordado, levando em conta as características de vazão, profundidade e hipersalinidade. O conhecimento desse tipo de ambiente se torna mais relevante quando se leva em consideração os possíveis efeitos de mudanças climáticas. Segundo Barroso *et al.* (2018), a tendência global de aumento de barramentos e cenários climáticos desfavoráveis pode fazer com que mais estuários experimentem condições de baixo fluxo e hipersalinidade.

O volume de informações para elaboração de um modelo trófico é muito grande e em áreas tropicais existe um cenário de carência de dados. Apesar disso, a abordagem de modelagem aqui usada é citada com uma alternativa em cenários em que os dados são escassos (Christensen, Walters & Pauly, 2005). No presente modelo três compartimentos tiveram suas biomassas estimadas a partir de valores de eficiência ecotrófica encontrados na literatura para ambientes semelhantes (Angelini *et al.*, 2018; Lira *et al.*, 2018). No entanto, as biomassas da maioria dos grupos foram obtidas a partir de estudos realizados na área. No final o Índice de Pedigree calculado para o modelo (0,49), apresentou uma medida aceitável. Segundo Colléter *et al.*, (2015) e Morissette *et al.*, (2006), o valor representa um modelo de qualidade moderada a alta, o que faz com que seus resultados sejam confiáveis.

O sistema modelado é sustentado principalmente por Detritus, partindo desse compartimento 78,4% dos fluxos totais no sistema. A partir da matriz de impacto trófico também se percebe a influência positiva desse compartimento na maior parte da rede trófica modelada. Tal característica foi encontrada também em um estuário próximo e com condições semelhantes ao estudado. De acordo com Pereira (2018), no estuário do rio Pirangi, os Detritus também são a principal fonte de sustento para a teia trófica. Tal padrão encontrado não coaduna com o que se espera para um estuário tropical. Segundo Lin *et al.* 2007, a teia trófica de estuários subtropicais e temperados é mais baseada em detritos, diferentemente dos estuários tropicais.

A biomassa de fitoplâncton no sistema modelado é baixa, o que faz com que este compartimento represente apenas uma fração ínfima dos fluxos totais. Diferentemente, a biomassa encontrada desse grupo no estuário do rio Pirangi é consideravelmente maior. Segundo Pereira (2018), os fluxos partindo do fitoplâncton, apesar de pequenos, chegam a representar 0,5% dos fluxos totais. Ademais, no estuário do Pirangi a contribuição do fitoplâncton para os detritos duas ordens de magnitude maior do que no estuário do rio Pacoti (Pereira, 2018). Estudos realizados anteriormente encontraram uma maior concentração de clorofila “a” no estuário do rio Pirangi em relação ao do Pacoti (Schettini *et al.*, 2017; Barroso *et al.* 2016). Tal diferença pode estar relacionada a um maior tempo

de residência da água, juntamente com presença de efluentes da carcinicultura no estuário do Pirangi (Schettini *et al.*, 2017).

Há uma concentração de biomassa no segundo nível trófico, assim como parcela considerável dos fluxos totais (21%). A alta biomassa de macroinvertebrados, em especial os compartimentos de Poliquetas e Bivalves, foi o que contribuiu para esse resultado. Em outros modelos tróficos elaborados para zonas costeiras e estuários a relevância da biomassa de organismos macrobentônicos também foi observada (Angelini *et al.*, 2018, Lira *et al.*, 2018). Além disso, condições de assoreamento acentuadas também podem estar contribuindo para essa característica, uma vez que representam mais habitat disponível para esses organismos colonizarem. No estuário do rio Pacoti, condições de assoreamento ao longo do tempo veem sendo reportadas, tanto pelo conhecimento científico como pela percepção local (Pinto, 2016; Godoy, 2015).

Todas as espécies-chaves encontradas para o modelo possuem nível trófico acima de 3,30 e já haviam sido citadas em outros trabalhos (Pereira, 2018, Lira, *et al.*, 2018, Xavier, 2013), com exceção de *Diapterus* spp. Os compartimentos Piscívoros, *Centropomus parallelus* e Ardeidae, possuem alto índice de onivoria (acima de 0,27), baixas biomassas e baixas eficiências ecotróficas. Essas são características normalmente esperadas para as espécies-chaves que realizam controle *top-down*. *Diapterus* spp., possui características opostas (ou seja, baixo índice de onivoria e alta biomassa e eficiência ecotrófica). Esse compartimento também exerce controle *top-down* em compartimentos inferiores, principalmente em macroinvertebrados. Além disso, pela sua alta eficiência ecotrófica é possível considera-lo como um importante nexo de ligação entre os níveis tróficos inferiores e superiores.

Além de ser uma boa prática de ciência, esse nível a mais de rigor também ajuda a incrementar a confiabilidade do modelo frente aos diversos atores envolvidos na gestão do ecossistema (Link, 2010). Os diagnósticos de pré-balanceamento obtidos de uma maneira geral seguem o padrão esperado de acordo com Link (2010), com exceção para as taxas de Produção/Consumo. Embora analisando graficamente essa taxa possua uma certa tendência de diminuição ao longo do espectro trófico, os testes de significância aplicados não resultaram em um valor de $p < 0,05$. Tal resultado discrepante também foi detectado em ambientes costeiros em estudos anteriores (Angelini *et al.* 2018 e Lira *et al.* 2018). No caso do modelo aqui apresentado, tal resultado pode ser explicado pelo fato de que as taxas de consumo (Q/B) de peixes foram estimadas de acordo com os dados de peso e comprimento obtidos *in situ* (*Observação pessoal*). Segundo Reis-Santos (2012), em estuários as densidades de juvenis são bastante expressivas, representando assim uma boa parte da biomassa da assembleia de peixes. Como as taxas estimadas dizem respeito, portanto, à fase juvenil das espécies, é normal que estejam altas. Nesse período, tanto taxas de Produção/Biomassa como Consumo/Biomassa são mais aceleradas. As diferenças aqui detectadas em relação ao padrão esperado se devem, portanto a características específicas do ecossistema modelado e não resultado de alguma incoerência nos dados do modelo.

5.2 Atributos ecossistêmicos

Uma análise comparativa dos atributos ecossistêmicos calculados pelo Ecopath caracterizou a estrutura da teia e o fluxo de matéria no estuário do rio Pacoti. Além disso, como a bibliografia a respeito do tipo de ambiente estudado (estuários rasos e de baixo fluxo) ainda é incipiente, tal abordagem pode evidenciar características que os distinguem em relação a outros ambientes tropicais. Para realização das comparações que seguem, foram utilizados Lira *et al.* (2018), Abdul & Adekoya, (2016), Simon & Raffaelli (2016), Xavier (2013), Colléter *et al.* (2012) e Wolff (2000). Por exemplo, o valor de “Fluxos Totais” encontrado no estuário do rio Pacoti foi consideravelmente maior do que nos outros estudos citados anteriormente, realizados em áreas semelhantes. Entretanto, a variabilidade desse parâmetro é grande. Portanto, para efeito de uma melhor comparação foram usadas razões entre os fluxos específicos e os fluxos totais. O único parâmetro que se aproxima do padrão encontrado em outros estuários tropicais foi Respiração. A Exportação apresentou um valor semelhante, embora um pouco acima da média. A principal diferença foi detectada em Consumo e Fluxos para Detritos, abaixo e acima da média, respectivamente. As características dos compartimentos de macroinvertebrados podem ter contribuído para esse resultado. Uma vez que pela sua alta biomassa, não haveria consumo suficiente para este compartimento no sistema, entrando, portanto, em um fluxo para detritos.

Os valores do índice de conectância e do Índice de Onivoria do Sistema são coerentes com o encontrado para outros ambientes tropicais. Os dois índices podem ser usados como indicativos da complexidade da teia trófica (Christensen & Walters, 2004). O primeiro, entretanto, não apresenta diferenças significativas entre diferentes zonas climáticas (Lira *et al.*, 2018). O valor calculado para o sistema modelado (0,10), denota uma alta complexidade da rede. Em estuários tropicais e subtropicais é esperada uma maior complexidade da teia trófica em comparação com estuários temperados, que tendem a apresentar um padrão mais linear (Raoux *et al.*, 2017; Chen *et al.*, 2015).

O sistema modelado apresentou um baixo valor do Índice de Ciclagem de Finn e a maior parte da capacidade de desenvolvimento representada pelo Overhead. Tal resultado é o padrão típico encontrado em ecossistemas estuarinos tropicais (Lira *et al.*, 2018; Xavier, 2013 e Villanueva, 2015). O Índice de Ciclagem de Finn baixo significa que o sistema não recicla a maior parte de seus fluxos (Christensen & Pauly, 2004). Os resultados desses parâmetros indicam que o ecossistema do estuário do rio Pacoti está em processo de desenvolvimento com um nível moderado de resiliência. Devido ao seu alto dinamismo, ecossistemas estuarinos (assim como outros ecossistemas costeiros) são considerados sistemas imaturos ou em desenvolvimento (John & Lawson, 1990).

5.3 Simulações de pressão pesqueira

As simulações foram feitas com o intuito de investigar os efeitos que um aumento da pressão pesqueira teria no sistema estudado. O estuário do rio Pacoti faz parte de uma área de expansão da região metropolitana de Fortaleza (Nogueira, 2011). De acordo com o IBGE (2018) desde 2010 a população somada dos municípios de Eusébio e Aquiraz aumentou 11,61%. A tendência com o crescimento da região metropolitana é que esse

aumento população humana continue. Precisar o quanto exatamente que um aumento na população da área geraria em termos de pressão pesqueira é uma tarefa difícil. Entretanto, os experimentos de modelagem aqui feitos são relevantes, uma vez que evidenciam tendências de como os impactos de pressão pesqueira se distribuem ao longo da teia trófica.

A pesca é uma atividade que afeta os organismos de uma rede trófica de maneira seletiva, podendo alterar a estrutura trófica e de tamanhos do ecossistema (Shannon *et al.* 2014). Os principais efeitos deletérios dos impactos simulados se concentraram na assembleia de peixes. Esse grupo experimentou uma drástica depleção ao longo do período simulado. Ao contrário, as Aves e Macroinvertebrados incrementaram suas biomassas. Os demais compartimentos do ecossistema não sofreram efeitos relevantes a nível de biomassa.

O nível trófico das capturas pesqueiras declinou de maneira exponencial ao longo do tempo, enquanto que o nível trófico da comunidade se manteve o mesmo. Tal efeito se explica pela alta biomassa de macroinvertebrados que acaba funcionando como um efeito tampão desse indicador. O nível trófico da comunidade tem sido citado como um dos indicadores passíveis para serem usados no monitoramento de impactos pesqueiros (Coll & Steenbeek, 2017; Libralato *et al.*, 2010). Porém, como demonstrado pelos resultados aqui discutidos, talvez não seja o mais apropriado de ser usado em ambientes com alta biomassa de invertebrados. Isso pelo fato de ter permanecido o mesmo ainda que o aumento de esforço pesqueiro simulado tenha tido um significativo impacto a nível de ecossistema.

A biomassa total do sistema aumentou sutilmente e o Índice de Kempton, diminuiu de maneira considerável (27,7%). Apontando para um cenário de menor biodiversidade induzida pela pressão pesqueira. Tal efeito pôde ser observado porque, embora a biomassa de macroinvertebrados e aves tenha aumentado, os peixes de uma maneira geral declinaram. O Índice de Kempton é proporcional ao inverso da inclinação da curva de espécies-abundâncias (Ainsworth & Pitcher, 2006). Quanto maior esse valor, mais íngreme é essa curva e mais concentração de biomassa existe em poucos compartimentos.

Os macroinvertebrados bentônicos apresentaram respostas distintas, porém o observado na maioria dos compartimentos foi de aumento na biomassa (Camarões, Siris e Chama-maré). O aumento do esforço da Mariscagem em 2,5 vezes não foi suficiente para induzir qualquer mudança nos Bivalves Coletados. Tal fato se deve pela alta biomassa e taxa de produção desses organismos. O compartimento dos Poliquetas também não sofreu mudança significativa. Gastrópodes foi o único que apresentou depleção, causada por um aumento na predação por Siris. O aumento na biomassa de Siris e Chama-maré se deveu principalmente a uma diminuição da mortalidade por predação de *Diapterus* spp. A mortalidade causada por outros predadores desse compartimento se manteve estável ou aumentou de maneira ínfima em relação aos níveis anteriores. No caso dos Camarões, embora a mortalidade causada por *Diapterus* spp. também tenha diminuído, ela não representava uma ampla fração da mortalidade causada por predação desse compartimento. Ademais, a mortalidade causada por outros predadores aumentou,

principalmente Ardeidae e Piscívoros. Isso explica que dentre os macroinvertebrados, esse grupo teve menos incremento em sua biomassa.

O comportamento das espécies alvo em relação ao incremento de pressão pesqueira foi diferente. Os compartimentos de Zoobentívoros, *Mugil* spp., Lutjanidae, e *Diapterus* spp. experimentaram um forte declínio (nesta ordem de intensidade). Todos esses grupos possuem uma alta eficiência ecotrófica (acima de 0,94), ou seja, são bastante consumidos por outros organismos do sistema. Em contraste, *Centropomus parallelus*, Pleuronectiformes, *Hypannus guttata* e Ariidae ao longo da simulação aumentaram suas biomassas, em diferentes taxas e com diferentes tendências. Na matriz de impacto trófico percebe-se que os maiores impactos negativos causados pela Pesca com Tarrafa se concentram em Ariidae e *Hypannus guttata*. Tais compartimentos são justamente os que mais aumentaram sua biomassa na simulação. Portanto, preliminarmente estes resultados sem coerência demonstram a complexidade das respostas que uma rede trófica pode apresentar. No modelo para a Baía do Araçá-SP elaborado por Angelini *et al.* (2018) também foi observado efeito semelhante, com a biomassa de espécies pescadas aumentando após simulação de incremento de pesca.

Segundo os pescadores locais, as únicas espécies pescadas no estuário do rio Pacoti com valor comercial e de consumo próprio são *Mugil* spp. e *Centropomus parallelus*, sendo a primeira o principal pescado comercializado. As outras espécies pescadas são consumidas localmente, mas apenas para subsistência dos pescadores e suas famílias. Apenas *Sphoeroides* spp. é tratado como descarte, não sendo consumido. Assim, ainda que a biomassa de *Centropomus parallelus* aumente durante as simulações, o forte declínio de *Mugil* spp. poderia resultar em expressivos impactos socioeconômicos para a comunidade da área.

Também contribuem para os resultados obtidos uma limitação do processo de modelagem. Os impactos simulados não levam em conta possíveis adaptações que a atividade pesqueira possa fazer para se adaptar a cenários cambiantes. Comunidades pesqueiras apresentam capacidade de lidar com mudanças de curto prazo, diversificando seus instrumentos e/ou recursos explorados (Perry *et al.*, 2011). Na Lagoa dos Patos-RS, após o declínio dos estoques de peixes a atividade pesqueira passou a explorar outros recursos, como os siris (Maier & Quevedo-Neto, 2009). No cenário obtido pelas simulações essa poderia ser também uma estratégia adotada pelos pescadores locais.

Entre as espécies não pescadas também houve respostas distintas. Engraulidae, *Atherinella brasiliensis* e *Eucinostomus* spp. apresentaram leve diminuição de biomassa e Plactívoros um leve aumento. Três grupos de peixes que apresentaram um padrão diferente com relação aos supracitados. Piscívoros, Carangidae e Gobiidae demonstraram aumento de biomassa significativo. O compartimento dos Piscívoros é o que possui mais alto índice de espécie-chave do sistema. Por sua vez, Carangidae possui também um impacto significativo, ocupando o sexto lugar no ranking dos índices de espécie-chave (Apêndice D).

O aumento da pressão pesqueira influenciou negativamente uma espécie-chave, *Diapterus* spp., enquanto que *Centropomus parallelus*, Ardeidae e Piscívoros tiveram repostas positivas com aumento de suas biomassas. A isso soma-se também o aumento da biomassa de Carangidae, outro compartimento que realiza controle *top-down*. É

possível dizer, portanto, que no sistema simulado esse tipo de controle foi mantido. Logo, os efeitos detectados dizem respeito principalmente à perda dos papéis que *Diapterus* spp. desempenhava dentro do ecossistema, tanto como nexos entre níveis tróficos como controlador da biomassa de níveis inferiores (efeito *top-down*).

6. CONCLUSÕES

- Estuários rasos e de baixo fluxo fluvial apresentam uma maior parte dos seus fluxos sustentados por detritos, característica que o distinguem do padrão esperado para estuários tropicais típicos.
- A espécie-chave *Diapterus* spp. é o compartimento mais afetado por um aumento da pressão pesqueira.
- Embora também sejam pescados, os compartimentos Ariidae, *Hypanus guttata*, *Centropomus parallelus* e Pleuronectiformes aumentam sua biomassa após um aumento de 2,5 vezes na pressão pesqueira.
- O cenário de pressão simulado aponta para um aumento da biomassa de invertebrados e aves, porém com perda de biodiversidade.
- As espécies tipicamente pescadas em estuários da costa Nordeste desempenham importantes funções na estrutura da comunidade.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho integrou dados de diferentes origens e de um amplo espectro de organismos para produzir um retrato do ecossistema como um todo. Os parâmetros básicos das teias tróficas de estuários rasos e de baixo fluxo são ainda desconhecidos. Portanto, os resultados aqui apresentados representam contribuições inéditas a essa área do conhecimento.

Os experimentos de simulação aqui apresentados permitem compreender os efeitos a nível de ecossistema de um incremento na pressão pesqueira nesse tipo de estuário. Chamam a atenção também para o papel que espécies comumente pescadas nos estuários da região desempenham para manter a estrutura da comunidade.

Consideramos este o primeiro passo para a modelagem da teia trófica do estuário do rio Pacoti. O modelo resultante deve servir de arcabouço e ser melhorado conforme são produzidos mais dados sobre a região. Assim, a confiabilidade de suas previsões aumentaria e ele poderia ser usado para projetar cenários com impactos diferentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDUL, W. & ADEKOYA, E. Preliminary Ecopath model of a tropical coastal estuarine ecosystem around bight of Benin, Nigeria. **Experimental Biology of Fishes**. v. 99, n. 12, p 909–923, 2016.
- AINSWORTH, C.H., PITCHER, T.J. Modifying Kempton's species diversity index for use with ecosystem simulation models. **Ecological Indicators**. v. 6 n. 3, p. 623-630, 2006.
- ALLEN, R.R. Relation between production and biomass. **Journal of Fisheries Research Board of Canada**, n. 28, p. 1573–1581, 1971.
- AMORIM, A. L. A. Comparação da dieta de *Hyporhamphus unifasciatus* (Ranzani, 1841) (Beloniformes: Hemiramphidae) em dois estuários do Nordeste do Brasil. Trabalho de Conclusão de Curso. Curso de Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Estadual da Paraíba-UEPB, 2015.
- ANGELINI, R. & GOMES, L.C.O. **O Artesão de ecossistemas: construindo modelos com dados**. Maringá: Eduem, 173 p., 2008.
- ANGELINI, R., CONTENTE, R. F., ROSSI-WONGTSCHOWSKI C. L.D.B., SOARES, L., SCHAEFFER-NOVELLI, Y., LOPES, R. M., MANCINI, P. L., COLL, Marta & C.Z. Amaral, Antonia. Ecosystem modeling as a framework to convert a multi-disciplinary research approach into a useful model for the Araçá Bay (Brazil). **Ocean & Coastal Management**, v. 164, p. 92-103, 2018.
- ANGELINI, R., TUBINO, R. A. 2018. Parametrização dos dados para construção de modelo de teia trófica. In: Amaral, A. C. Z., Turra, A. , Ciotti, A. M, Wongtschowski, C., Schaeffer-Novelli, Y.(editores). **Métodos de estudo em ecossistemas costeiros: biodiversidade e funcionamento**. Campinas, SP. Unicamp, 2018.
- ANGELINI, R., TUBINO, R.A. O processo de elaboração de um modelo Ecopath e a escolha de indicadores ecossistêmicos para avaliar a dinâmica da plataforma continental da Bacia de Campos (RJ). in: Angelini, R., Araújo, J.N., Falcão, A.P.C., editores. **Modelagem Ecossistêmica para integração e manejo na Bacia de Campos (Atlântico sudoeste)**. Rio de Janeiro, RJ: Elsevier. Habitats, v. 8. p. 25-35, 2017.
- BARBIER, E.B., HACKER, S.D., KENNEDY, C., KOCK, E.W., STIER, A.C., SILLMAN, B.R. The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecological Monographs**. v. 81, p. 169–193, 2011.
- BARROSO, H. S.; BECKER, H.; MELO, V. M. M. Influence of river discharge on phytoplankton structure and nutrient concentrations in four tropical semiarid estuaries. **Brazilian Journal of Oceanography**., São Paulo, v. 64, n. 1, p. 37-48, mar. 2016.

BARROSO, H. S, TAVARES, T. C. L, SOARES, M. O, GARCIA, T. M., ROZENDO, B., VIEIRA, A. S. C., VIANA, P. B., PONTES, T. M., FERREIRA, T. J. T, FILHO, J. P., SCHETTINI, C. A. F & SANTAELLA, S. T. Intra-annual variability of phytoplankton biomass and nutrients in a tropical estuary during a severe drought. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 213, p. 283-293, 2018.

BATISTA, G. & SILVA, D. & FURTADO-NETO, M. Morfologia e alimentação da raia *Dasyatis guttata* (Chondrichthyes:Dasyatidae) na enseada do Mucuripe, Fortaleza, Ceará. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 34, p. 67-75, 2011.

BEZERRA L. E. A. & MATTHEWS-CASCON H. Population and reproductive biology of the fiddler crab *Uca thayeri* Rathbun, 1900 (Crustacea: Ocypodidae) in a tropical mangrove from Northeast Brazil. **Acta Oecologica** v. 31: p. 251-258, 2007.

BEZERRA, L. E. E. & MATTHEWS-CASCON, H. Population structure of the fiddler crab *Uca leptodactyla* Rathbun, 1898 (Brachyura: Ocypodidae) in a tropical mangrove of northeast Brazil. **Thalassas** v. 22 , n. 1, p. 65-74, 2006.

BOYD, H. Mortality and fertility in European Charadrii. **Ibis**, v.104, p.368 – 387, 2008.

BREY, T. A multiparameter artificial neural network model to estimate macrobenthic invertebrate productivity and production. **Limnology and Oceanography: methods**, v.10, p.581-589, ago. 2012.

BRITO, G. J. S. Partição trófica de *Atherinella brasiliensis* (Actinopterygii: Atheronopsidae) e *Anchovia clupeioides*(Actinopterygii: Engraulidae) no estuário do rio Mamanguape, Paraíba-Brasil. Trabalho de conclusão de curso. Curso de Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Estadual da Paraíba, UEPB, 2012.

BURGER, A. E.; LAWRENCE, A. D. **Seabird monitoring handbook for Seychelles**: suggested methods for censusing seabirds and monitoring their breeding performance. Seychelles: Birdlife Seychelles, 2000.

CAMARGO, M., & ISAAC, V. Food categories reconstruction and feeding consumption estimates for the Sciaenid *Macrodon ancylodon* (Bloch & Schneider), and the congeneric fishes *Stellifer rastrifer* (Jordan) and *Stellifer naso* (Jordan) (Pisces, Perciformes) in the Caeté Estuary, Northern Coast of Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.21, n. 1, p. 85-89, 2004.

CEARÁ, **Decreto nº 25.778**, de 15 de fevereiro de 2000. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental – APA do Rio Pacoti nos municípios de Fortaleza, Eusébio e Aquiraz e dá outras providências. Disponível em http://antigo.semace.ce.gov.br/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=75.

CHEN, Z., XU, S., QIU, Y. Using a food-web model to assess the trophic structure and energy flows in Daya Bay, China. **Continental & Shelf Research**, v. 111, p. 316–326, 2015.

CHRISTENSEN V, WALTERS C Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. **Ecological Modelling**, v. 72, p. 109-139, 2004.

- CHRISTENSEN, V., PAULY, D. ECOPATH II - a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. **Science** 61, 169–185, 1992.
- CHRISTENSEN, V., PAULY, D. **Trophic Models of Aquatic Ecosystem.** International Center for Living Aquatic Resources Management – ICLARM, 1993.
- CHRISTENSEN, V., WALTERS, C. J., & PAULY, D. **Ecopath with Ecosim: a user's guide.** Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, 2005.
- CHRISTENSEN, V., WALTERS, C.J. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. **Ecological . Modelling**, n. 172, p. 109–139, 2004.
- CHRISTENSEN, VILLY & WALTERS, CARL & PAULY, DANIEL. **Ecopath with Ecosim: A User's Guide.** Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada and ICLARM, Penang, Malaysia, 2005.
- COLL, M., STEENBEEK, J. Standardized ecological indicators to assess aquatic food webs: the ECOIND software plug-in for Ecopath with Ecosim models. **Environmental Modelling and Software**, v. 89, p. 120-130, 2017.
- COLLÉTER, M., GASCUEL, D., ECOUTIN, J.M. TITO DE MORAIS, L. Modelling trophic flows in ecosystems to assess the efficiency of marine protected área (MPA), a case study on the coast of Sénégal. **Ecological Modelling**, v. 232, p. 1-13, 2012.
- COLLÉTER, M., VALLS, A., GUITTON, J., GASCUEL, D., PAULY, D., & CHRISTENSEN, V. Global overview of the applications of the Ecopath with Ecosim modeling approach using the EcoBase models repository. **Ecological Modelling**, v. 302, p. 42-53, 2015.
- DENADAI, M. & SANTOS, F. & BESSA, E. & SILVA FERNANDEZ, W. & LORCA, L. & TURRA, A. Population biology and diet of Pomadasys corvinaeformis (Perciformes: Pomadasyidae) in Caraguatatuba Bay, Southeastern Brazil. **Revista de Biología Tropical**, v. 61, n. 4, p. 1947-1954, 2013.
- DENADAI, M. R., SANTOS, F. B., BESSA, E., FERNANDEZ, W. S., LUVISARO, C., & TURRA, A. Feeding habits of whitemouth croaker Micropogonias furnieri (Perciformes: Sciaenidae) in Caraguatatuba Bay, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 63, n. 2, p. 125-134, 2015.
- ELLIS, H.I., GABRIELSEN, G.W. Energetics of free-ranging seabirds, *in*: Schreiber, E.A., Burger, J. (Orgs.), **Biology of Marine Birds**, CRC Marine Biology Series. CRC Press, USA, p. 359–407, 2002.
- ENDRÉDI, A.; SENÁNSZKY, V.; LIBRALATO, S.; JORDÁN, F. Food web dynamics in trophic hierarchies, **Ecological Modelling**, v. 368, p. 94-103, 2018.
- FIUZA, A. B. de Q.; LEHUGEUR, L. G. de O., QUEIROZ, B. J. Análise Ambiental do estado de conservação do baixo curso do rio Pacoti. **Arquivos de Ciências do Mar**. v. 43, n. 1, p. 18–29, 2010.

FREIRE, G.S.S., MAIA, L.P. Regime hidrodinâmico do estuário do Rio Pacoti. **Revista de Geologia da UFC**, v. 4, p. 9–32, 1991.

FROESE, R., BINOHLAN, C. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. **Journal of Fish Biology**, v. 56, p. 758–773, 2000.

FROESE, R., PAULY, D., ed. 2018. **FishBase**. World Wide Web electronic publication. Acesso em: 07/08/18; disponível em: www.fishbase.org

GARCIA, T. M. **Ecologia do Mesozooplâncton de um estuário semiárido tropical**. Tese de Doutorado - Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, LABOMAR-UFC, 2012.

GODOY, M. D. P.; MEIRELES, A. J. A. & LACERDA, L. D. Mangrove Response to Land Use Change in Estuaries along the Semiarid Coast of Ceará, Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 34, n. 3, p. 524-533, 2018,

GORAYEB, A., & VICENTE, E. Impactos ambientais e propostas de manejo sustentável para a planície flúvio-marinha do rio Pacoti– Fortaleza / Ceará. **Sociedade & Natureza**, v.17, n. 33, p. 143–152, 2005.

HEYMANS, J. & COLL, M. & LINK, J. & MACKINSON, S. & STEENBEEK, J. & WALTERS, C. & CHRISTENSEN, V. Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. **Ecological Modelling**, v. 331, p. 173-184, 2016.

HEYMANS, J., COLL, M., LIBRALATO, S., MORISSETTE, L., CHRISTENSEN, V. Global Patterns in Ecological Indicators of Marine Food Webs: A Modelling Approach. **PloS one**, v. 9, n. 4, p. 1-21, 2014.

HUMPHREYS, W.F. Production and respiration in animal populations. **Journal of Animal Ecology**, v. 48, p. 427-453, 1979.

IBGE. Cidades. Disponível em: <http://cidades.ibge.gov.br/v3/cidades/home-cidades>. Acesso em 18/11/18 às 11:00

JOHN, D.M., LAWSON, G.W. A review of mangrove and coastal ecosystems in West Africa and their possible relationships. **Estuarine, Coast & Shelf Science**, n.31, p. 505–518, 1990.

JUNK, W.J.; SOARES, M.G.M.; SAINT-PAUL, U. The fish. pp. 385-408. *In*: JUNK, W.J. (Ed.). The central amazon foodplain: ecology of a pulsing system. **Ecological Studies**, 126. 526, 1997.

KAHL, M. Mortality of Common Egrets and Other Herons. **The Auk**, v.80, n.3, p. 295-300, 1963.

KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar

aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto de Oceanografia de São Paulo**, v. 29, n.2, p. 205-207, 1980.

KENT, D. Behavior, Habitat Use, and Food of Three Egrets in a Marine Habitat. **Colonial Waterbirds**, v. 9, n. 1, p. 25-30, 1986.

KOBER, K. & BAIRLEIN, F. Shorebirds of the Bragantian Peninsula II. Diet and foraging strategies of shorebirds at a tropical site in Northern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, v. 17, p. 549-562, 2006.

LACERDA, L. D.; MENEZES, M. O. T.; MOLISANI, M. M. Changes in mangrove extension at the Pacoti River estuary, CE, NE Brazil due to regional environmental changes between 1958 and 2004. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 67-72, 2007.

LE QUESNE, W.J.F., JENNINGS, S. Predicting species vulnerability with minimal data to support rapid risk assessment of fishing impacts on biodiversity. **Journal of Applied Ecology**, v.49, p. 20–28, 2012.

LIBRALATO, S., COLL, M, TEMPESTA, M, SANTOJANNI, A., SPOTO, M, PALOMERA, I, ARNERI, E, SOLIDORO, C. Food-web traits of protected and exploited areas of the Adriatic Sea, **Biological Conservation**, v. 143, n 9, p. 2182-2194, 2010.

LIN, H.J., SHAO, K.T., JAN, R.Q., HSIEH, H.L., CHEN, C.P., HSIEH, L.Y., HSIAO, Y.T. A trophic model for the Danshuei River Estuary, a hypoxic estuary in northern Taiwan. **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, p.1789–1800, 2007.

LINDEMAN, R. The trophic-dynamic aspect of ecology. **Ecology**, v. 23, n. 4, p. 399-417, 1942.

LINK, J. Adding rigor to ecological network models by evaluating a set of pre-balance diagnostics: A plea for PREBAL. **Ecological Modelling**, v. 221. p. 1580-1591, 2010.

LINK, J. Does food web theory works for marine ecosystems? **Marine Ecology Progress Series**, v. 230:1-9, 2002.

LIRA, A.; ANGELINI, R.; LE LOC'H, F.; MÉNARD, F. ; LACERDA, C. ;FREDOU, T.; LUCENA F. Trophic flow structure of a neotropical estuary in northeastern Brazil and the comparison of ecosystem model indicators of estuaries. **Journal of Marine Systems**, v. 182, p. 31-45, 2018.

LOURENÇO, R. C. G. Assembléia de peixes de estuários negativos do Nordeste Brasileiro: atualização taxonômica, padrões espaço-temporais e aspectos funcionais. Dissertação de Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, LABOMAR/UFC, 2016.

MAIER, É. L. B.; QUEVEDO-NETO, P. A Pesca do Siri no Estuário da Lagoa dos Patos- RS. **Geografia, Ensino & Pesquisa (UFSM)**, v. 13, p. 363-370, 2009.

MEDEIROS, A. P. M.; XAVIER, J. H. A.; ROSA, I. M. L. Diet and trophic organization of the fish assemblage from the Mamanguape River Estuary, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 45, p. 879-890, 2017.

MENDOZA, J.J. A preliminar biomass budget for the Northeastern Venezuela shelf ecosystem, p.285-297. In: Christensen, V. & D. Pauly (eds.). **Trophic Models of Aquatic Ecosystems**. Manila: ICLARM Conference Proceedings, 26, 390p, 1993.

MOLISANI, M. M., CRUZ, A. L. V., & MAIA, L. P. Estimativa da descarga fluvial para os estuários do Estado do Ceará. **Arquivos de Ciências do Mar**, v.39, p.53–60, 2006.

MORISSETTE, L., HAMMILL, M.O., SAVENKOFF, C. The trophic role of marine mammals in the northern gulf of St. Lawrence. **Marine Mammal Science**, v. 22, p. 74–103, 2006.

NEUMANN-LEITÃO, S. et al. Variação diurna e sazonal do zooplâncton no estuário do rio Ipojuca, PE (Brasil). **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**, v. 24, p. 103-133, 1996.

NOGUEIRA, Cleiton Marinho Lima. **Expansão metropolitana e dinâmica imobiliária: o município de Eusébio no contexto da região metropolitana de Fortaleza (RMF)**. 153f. Dissertação (Mestrado em Geografia)- Centro de Ciências, Programa de pós-graduação em Geografia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

ODUM, E. & BARRET, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. Thomson, São Paulo. 2007.

ODUM, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. **Science**, 104:262-270.

OPTIZ, S. 1996. Trophic interactions in Caribbean Coral Reefs. Manila: ICLARM Technical Reports, 341p.

PAINE, R. T. Food web complexity and species diversity. **American Naturalist** v. 100, p. 65–75, 1966.

PAINE, R. T. A note on trophic complexity and community stability. **The American Naturalist**, v.103, p. 91–93, 1969.

PALOMARES, M. L. D., AND PAULY, D. Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. **Marine & Freshwater Research**, v.49, n. 5, p. 447-453, 1998.

PAULA-E-SILVA, R. DE, M.I. SOUSA & A.M. CAMELO. The Maputo Bay ecosystem (Mozambique). p. 214 – 223. In: Christensen, V. & D. Pauly. (eds.) **Trophic Models of Aquatic Ecosystems**. Manila: ICLARM Conference Proceedings 26, 390p, 1993.

PAULY, D. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. **ICES Journal of Marine Science**, v. 39, p. 175-192, 1980.

PAULY, D., SORIANO-BARTZ, M. L. & PALOMARES, M. L. D. (1993) Improved construction, parameterisation and interpretation of steady-state ecosystem models. In: Christensen, V and D. Pauly (eds) **Trophic models of aquatic ecosystems**. ICLARM Conf. Proc. 26: 1-13.

PEREIRA, B. F. **Modelagem trófica de um estuário hipersalino com alta intervenção antrópica (Ceará, Brasil)**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, UFC, 2018.

PERRY, RI, RE OMMER, M BARANGE, S JENTOFT, B NEIS, AND UR SUMAILA. Marine social-ecological responses to environmental change and the impacts of globalization. **Fish and Fisheries**, v. 12, n. 4, p. 427–450, 2011.

PINTO, L. M. **Os coletores de moluscos da comunidade da Mangabeira (Eusébio, Ceará): Caracterização da atividade e percepções**. Monografia de Conclusão de Curso, Curso de Ciências Ambientais, UFC, 2016.

POLOVINA, J.J. Model of a coral reef ecosystems. I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. **Coral Reefs**, v.3, p. 1–11, 1984.

RAMOS, J., BARLETTA, M., DANTAS, D. & LIMA, A., COSTA, M. Trophic niche and habitat shifts of sympatric Gerreidae. **Journal of Fish Biology**, v. 85, p. 1446-1469, 2014.

RAOUX, A., TECCHIO, S., PEZY, J.P., LASSALLE, G., DEGRAER, S., WILHELMSSON, D., CACHERA, M., ERNANDE, B., LE GUEN, C., HARALDSSON, M., GRANGERÉ, K., LE LOC'H, F., DAUVIN, J.C., NIQUIL, N. Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm: which effects on the trophic web functioning? **Ecological Indicators**, v. 72, p. 33–46, 2017.

ROCHA, G. H. M. **Morfodinâmica de Desembocaduras de Sistemas Estuarinos Barrados: o caso do rio Pacoti-Ceará**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Geografia –UECE, 2013.

SALES, N. S. **Influência da salinidade na distribuição e dieta da ictiofauna em um estuário hipersalino**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba, UEPB, 2015.

SANTOS, T. G. et al. Zooplâncton como indicador biológico da qualidade ambiental nos estuários dos rios Carrapicho e Botafogo, Itamaracá – PE. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 4, n. 1, p. 41-56, 2009.

SCHETTINI, C., VALLE-LEVINSON, A. & TRUCCOLO, E. Circulation and transport in short, low-inflow estuaries under anthropogenic stresses. **Regional Studies in Marine Science**, v. 10, p. 52-64, 2017.

SCHRÖDINGER, E. Discussion of probability relations between separated systems. In: **Proceedings of the Cambridge Phil. Soc. XXXI**, 1935, Berlim. Berlim, 1935. p.555-563.

SHANNON, J.L., COLL, M., BUNDY, A., SHIN, Y.J., TRAVERS-TROLET, M., GASCUEL, D., KLEISNER, K., TAM, J., PIRODDI, C., HEYMANS, J.J., LYNAM, C.P. Trophic level based indicators to track fishing impacts across marine ecosystems. **Marine Ecology. Progress. Series**, v. 512, p. 115-140, 2014.

SHIN YJ, BUNDY A, SHANNON LJ, BLANCHARD JL, CHUENPAGDEE R. Global in scope and regionally rich: an IndiSeas workshop helps shape the future of marine ecosystem indicators. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v.22, n.3, p. 835-845, 2012.

SILVA, A. F.; FRANKLIN-JÚNIOR, W.; ROCHA-BARREIRA, C. A. Variação em pequena escala da macrofauna bentônica em uma planície de maré do estuário do rio Pacoti - Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 50, n. 1, p. 107-123, 2017.

SIMON, L. N., RAFFAELLI, D. A Trophic Model of the Cameroon Estuary Mangrove with Simulations of Mangrove Impacts. **International Journal of Scientific & Technology Research**, v. 4, n. 8, p. 137-155, 2015.

SOUSA, A. W. **Condicionantes ambientais e sua relação com a pesca artesanal em dois estuários do Ceará**. Monografia de conclusão de curso. Curso de Oceanografia, Instituto de Ciências do Mar/LABOMAR-UFC, 2016.

ULANOWICZ, R.E. 1986. **Growth and development: ecosystem phenomenology**. New York: Springer Verlag

VALLS, A.; COLL, M. & CHRISTENSEN, V. Keystone species: Toward an operational concept for marine biodiversity conservation. **Ecological Monographs**. v.85, n. 1, p. 29-47, 2015.

VILLANUEVA, M. C. Contrasting tropical estuarine ecosystem functioning and stability: a comparative study. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 155, p.89-103, 2015.

WHITFIELD, A. K. Fishes and freshwater in southern African estuaries- A review. **Aquatic living resources**, n. 18, p. 275-289, 2005.

WOLFF, M., V. KOCH & V. ISAAC. A trophic flow model of the Caeté Mangrove Estuary (North Brazil) with considerations for the sustainable use of its resources. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**,v. 50, p. 789-803, 2000.

XAVIER, Josias Henrique Amorim de. **Teia trófica e fluxo de energia no Estuário do Rio Mamanguape, Paraíba, Brasil**. 180 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2013.

APÊNDICE A – Valores de densidade e peso individual das espécies que compõem os parâmetros dos compartimentos do modelo do rio Pacoti.

Espécie	Densidade (ind/m ²)	Peso (g/ind)	Fonte
<i>Laonereis culveri</i>	10422,98	0,31	Silva <i>et al.</i> (2017); Angelini <i>et al.</i> (2018)
<i>Capitella spp.</i>	2141,41	0,17	Silva <i>et al.</i> (2017) e Angelini <i>et al.</i> (2018)
<i>Heteromastus similis</i>	483,59	0,17	Silva <i>et al.</i> (2017) e Angelini <i>et al.</i> (2018)
<i>Tagelus plebeius</i>	80,81	9,82	Silva <i>et al.</i> (2017) e Angelini <i>et al.</i> (2018)
<i>Macoma constricta</i>	53,03	9,82	Silva <i>et al.</i> (2017) e Angelini <i>et al.</i> (2018)
<i>Anomalocardia brasiliiana</i>	36,2	8,41	Silva <i>et al.</i> (2017) e Angelini <i>et al.</i> (2018)
<i>Lucina pectinata</i>	16,41	9,82	Silva <i>et al.</i> (2017) e Angelini <i>et al.</i> (2018)
<i>Uca leptodactyla</i>	17	3,56	Bezerra & Matthews-Cascon(2006) e Angelini <i>et al.</i> (2018)
<i>Uca thayeri</i>	8,5	3,56	Bezerra & Matthews-Cascon (2007) e Angelini <i>et al.</i> (2018)

APÊNDICE B – Referências bibliográficas consultadas para elaborar a matriz de composição de dieta do modelo do rio Pacoti.

Grupo ou espécie	Referência de dieta
Zooplâncton	Lira <i>et al.</i> (2018)
Poliquetas	Lira <i>et al.</i> (2018)
Bivalves	Lira <i>et al.</i> (2018)
Siri	Lira <i>et al.</i> (2018)
Camarão	Angelini <i>et al.</i> (2018)
Gastropode	Angelini <i>et al.</i> (2018)
Chama-Maré	Lira <i>et al.</i> (2018)
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	Amorim (2015)
<i>Eugerres brasilianus</i>	Ramos <i>et al.</i> (2014)
<i>Micropogonias furnieri</i>	Denadai <i>et al.</i> (2015)
<i>Stellifer naso</i>	Camargo & Isaac (2004)
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	Denadai <i>et al.</i> (2013)
<i>Hypanus guttata</i>	Batista <i>et al.</i> (2001)
<i>Anchovia clupeioides</i>	Brito (2012)
<i>Mugil curema</i>	Medeiros <i>et al.</i> (2017)
<i>Eucinostomus argenteus</i>	Medeiros <i>et al.</i> (2017)
<i>Lile piquitinga</i>	Sales (2015)
<i>Opisthonema oglinum</i>	Medeiros <i>et al.</i> (2017)
Ardeidae	Kent (1986)
Charadriidae	Kober & Bairlein (2006)
Scolopacidae	Kober & Bairlein (2006)

APÊNDICE C – Modelo do questionário aplicado aos pescadores com objetivo de avaliar a produção pesqueira.

PESCADOS DURANTE A ÚLTIMA SEMANA			
Nome do pescador(a)	Tipo de pescado	Quantidade	Peso (g)

APÊNDICE D – Tabela com Nível Trófico, Impacto Total Relativo e Índice de Espécie-Chave de todos os compartimentos avaliados no rio Pacoti.

Compartimento	Nível Trófico	Impacto total relativo	Índice de espécie-chave
Piscívoros	3,43	0,62	1,28
Carangidae	3,42	0,23	0,97
Ardeidae	3,37	0,38	1,00
<i>Centropomus parallelus</i>	3,31	0,48	1,07
Pleuronectiformes	3,27	0,45	0,98
<i>Diapterus</i> spp.	3,19	0,59	1,00
<i>Hypanus guttata</i>	3,18	0,06	0,26
<i>Atherinela brasiliensis</i>	3,18	0,08	0,28
Zoobentívoros	3,16	0,10	0,43
Sphoeroides spp.	3,14	0,25	0,43
Scolopacidae	3,10	0,05	0,17
Charadriidae	3,07	0,09	0,50
Lutjanidae	3,05	0,06	0,34
Ariidae	3,00	0,06	0,37
<i>Eucinostomus</i> spp.	3,00	0,15	0,44
Planctívoros	2,85	0,16	0,51
Engraulidae	2,74	0,11	0,67
Siris	2,57	0,55	0,53
Gastrópodes	2,51	0,47	0,76
Gobiidae	2,24	0,04	0,12
Zooplâncton	2,11	0,44	0,79
<i>Mugil</i> spp.	2,07	0,21	0,50
Poliquetas	2,05	1,00	0,19
Camarões	2,00	0,54	0,70
Chama-maré	2,00	0,67	0,72
Bivalves coletados	2,00	0,39	0,08
Bivalves	2,00	0,32	0,17
Fitoplâncton	1,00	0,16	0,78