



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR (LABOMAR)**  
**CURSO DE GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA**

**WAILER MESQUITA FERNANDES**

**INFLUÊNCIA DAS TOCAS DE CARANGUEJOS CHAMA-MARÉ (GÊNEROS  
*MINUCA* E *LEPTUCA*) NO DESENVOLVIMENTO DE MANGUES PLANTADOS  
PARA A RECUPERAÇÃO DE UMA ÁREA DEGRADADA NO MANGUEZAL DO  
RIO PACOTI, CE**

**FORTALEZA**

**2022**

WAILER MESQUITA FERNANDES

INFLUÊNCIA DAS TOCAS DE CARANGUEJOS CHAMA-MARÉ (GÊNEROS *MINUCA*  
E *LEPTUCA*) NO DESENVOLVIMENTO DE MANGUES PLANTADOS PARA A  
RECUPERAÇÃO DE UMA ÁREA DEGRADADA NO MANGUEZAL DO RIO PACOTI,  
CE

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de graduação em Oceanografia do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de bacharel em Oceanografia.

Orientador: Prof. Dr. Luis Ernesto Arruda Bezerra

FORTALEZA

2022

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)

---

- F412i Fernandes, Wailer Mesquita.  
INFLUÊNCIA DAS TOCAS DE CARANGUEJOS CHAMA-MARÉ (GÊNEROS MINUCA E LEPTUCA) NO DESENVOLVIMENTO DE MANGUES PLANTADOS PARA A RECUPERAÇÃO DE UMA ÁREA DEGRADADA NO MANGUEZAL DO RIO PACOTI, CE / Wailer Mesquita Fernandes. – 2022.  
69 f. : il. color.
- Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Curso de Oceanografia, Fortaleza, 2022.  
Orientação: Prof. Dr. Luis Ernesto Arruda Bezerra.
1. Caranguejos chama-maré. 2. Manguezais. 3. Recuperação de manguezal. I. Título.
- 
- CDD 551.46

WAILER MESQUITA FERNANDES

INFLUÊNCIA DAS TOCAS DE CARANGUEJOS CHAMA-MARÉ (GÊNEROS *MINUCA*  
E *LEPTUCA*) NO DESENVOLVIMENTO DE MANGUES PLANTADOS PARA A  
RECUPERAÇÃO DE UMA ÁREA DEGRADADA NO MANGUEZAL DO RIO PACOTI,  
CE

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de graduação em Oceanografia do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de bacharel em Oceanografia.

Aprovada em: / / .

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Luis Ernesto Arruda Bezerra (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Alexander César Ferreira Roman  
Professor visitante do Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais  
(LABOMAR/UFC).

---

Natalia Beloto  
Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais  
(LABOMAR/UFC).

À minha mãe, família e amigos que estiveram  
comigo nessa empreitada.

## AGRADECIMENTOS

A Deus primeiramente, pois sem ele jamais teria chegado onde cheguei.

A minha mãe pelo apoio, incentivo, investimento e amor além de tudo.

A minha família pelo companheirismo e pelo caráter.

Ao Prof. Dr. Luis Ernesto pela formidável orientação, paciência e amizade.

Ao Prof. Dr. Alexander Ferreira pela preciosa ajuda e idas ao manguezal.

Ao Prof. Dr. Michael Viana pela disponibilidade com um dos equipamentos.

Ao pessoal do Laboratório de Zoobentos: Prof. Wilson, Prof<sup>a</sup> Cristina Rocha, Kcrishna, Ravana, Carol, José Vítor (Zé), André Porfírio, Natalia, Mariúza, Karen e Jonas.

Aos meus colegas de graduação: Victória Terrinha (Toia), Ariane Morelato (Morelanie), Cintia Nascimento, Lucas, Gabriel Abreu, Matheus, Gustavo e César.

Aos amigos que estiveram próximos a mim nesses anos: Iasmim Correia e Sergio Schneider que merecem um agradecimento especial pelo peso que tiveram nesse trabalho.

“Eu posso venerar a natureza e isso satisfaz  
minha carência por milagres e beleza.”

(Neil Peart, p.108, 1996).

## RESUMO

Os manguezais são ecossistemas de transição entre o ambiente terrestre e marinho, desempenham uma importante função para a sua fauna associada, pois, apresentam um ambiente favorável para a reprodução das espécies, desenvolvimento da cadeia trófica e suas diversas condições ambientais permitem que esses ecossistemas sejam o principal habitat para um elevado número de espécies. No decorrer dos anos, parte desses ambientes vem sendo degradados devido a diversas atividades antrópicas inclusive o lançamento de efluentes o desmatamento e os conflitos sociais. Os caranguejos chama-maré (Gêneros *Minuca* e *Leptuca*) são importantes habitantes dos manguezais e desempenham um papel fundamental na ciclagem dos nutrientes e aeração do solo devido ao hábito de escavar tocas. No manguezal do estuário do Rio Pacoti tem sido desenvolvido um projeto de recuperação, especificamente em uma área de salina abandonada há cerca de 30 anos. E esse projeto consiste na recuperação hidrológica por meio da abertura de canais e plantio de propágulos de mangue vermelho (*Rhizophora mangle*). De modo que o objetivo desse estudo foi verificar se os caranguejos chama-maré são capazes de influenciar quanto ao desenvolvimento de propágulos e plantas de uma área em recuperação. Para tanto, no final de março/2017 foram efetuados plantios de *Rhizophora mangle* ao longo dos canais, dentre estes, 973 propágulos de dessa espécie foram plantados na borda dos canais 30 cm de distância um do outro, e estes passaram a ser monitorados continuamente quanto à altura e número de indivíduos por canal. Para a contagem das tocas de chama-maré foi utilizado um quadrado de PVC de 0,25m<sup>2</sup> (0,5cm), colocado na borda dos canais e distribuídos em porções equidistantes (distância de no mínimo 3 metros). Fatores abióticos como salinidade, temperatura, umidade do solo, teor de matéria orgânica e granulometria foram mensurados nas áreas dos canais. Os resultados puderam mostrar que a sobrevivência dos propágulos de *R. mangle* foi de 60% após 20 meses, com um estabelecimento natural de *Avicennia* spp. e *Laguncularia racemosa* também após este período, ao longo dos canais Concomitantemente, o número de tocas de caranguejos chama-marés aumentou na área plantada quando comparada a área controle, indicando uma estrita associação entre o desenvolvimento das plantas e a presença dos caranguejos. Da mesma forma, os fatores sedimentológicos foram possivelmente afetados pela presença dos caranguejos em decorrência às suas atividades bioturbadoras. Desta forma, o presente trabalho revela que as espécies-chave, como caranguejos chama-maré, podem participar de processos de restauração, e seu monitoramento deve estar inserido junto a protocolos de manejo de áreas de manguezais em recuperação.

**Palavras-chave:** Oceanografia Biológica; ODS Vida na Água; Caranguejos chama-maré; Manguezais; Recuperação de manguezal.

## ABSTRACT

The mangrove forests are transitional ecosystems among the marine and terrestrial environments that performs an important role to their associated fauna because it provides a favorable habitat to the reproduction of the several species, development of the food web and your several other environmental conditions that allow these ecosystems to be the main habitat to numerous species of animals. Over the years, part of these habitats has been lost due to human interference as well as other aggregated factors, such as effluent outflow, deforestation and social struggles. The fiddler crabs are very prominent inhabitants of these ecosystems, where they play an important role in the cycling of nutrients and in the soil aeration due to their distinct habit of digging and excavating burrows. On the mangroves of the Pacoti river there's a restoration project being developed inside a saltwork that has been deactivated and abandoned for over 30 years. This project consists of the hydrological recovery of the area through the opening of water canals and the planting of mangrove. The purpose of this paper is to confirm if the fiddler crabs can influence the development of the plants. Therefore, 937 healthy seedlings of *Rhizophora mangle* was planted in the channels over 30 cm away from which other at the ending of March 2017 and their development (height and stalk) was measured and observed since then. The burrow counting was measured through a tube quadrat with 0,25m<sup>2</sup> in dimension (0,5 cm) positioned along channel borders and spread on portions equidistant with a minimal distance equivalent to 3m. Abiotics parameters such as salinity, temperature, soil humidity, organic mater and granulometry was performed on the channel area. The results showed that the seedling survival of *Rhizophora mangle* was 60% after 20 months with the natural establishment of *Avicennia* spp. and *Laguncularia racemosa* on the channel area, where they reached a great development. Simultaneously the fiddler crab density grew up on the planting area compared to the control area, which indicate a nearly relationship between the seedling development and the crab presence. Likewise the soil parameters was modified by the crab presence due the burrowing activity. These data reveals that the presence of crab communities are highly associated to the mangrove recovery and must be regarded on the mangrove rehabilitation protocols management.

**Keywords:** Biological Oceanography; Fiddler crabs; Mangroves; Mangrove restoration.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização da área de estudo.....	22
Figura 2 - Área de estudo. A - Fotografia do fim dos anos 1950 evidenciando a salina que operou na área entre o fim dos anos 1950 e início dos anos 1980. B - Fotografia atual, com áreas parciais de recuperação natural.....	23
Figura 3 - Canais abertos para a recuperação hidrológica da área em restauração. A - Porção norte da área de estudo no manguezal do Rio Pacoti durante maré baixa de sizígia. B e C - Canais abertos para conexão com área de inundação. D e E - Canais abertos para conexão com o rio.....	24
Figura 4 – Procedimento realizado para obter as alturas das plântulas.....	25
Figura 5 – Quadrante de PVC utilizado na contagem de tocas.....	26
Figura 6 – Contagem das tocas em canais com densa vegetação.....	26
Figura 7 – Estufa de secagem.....	27
Figura 8 – Dessecador utilizado após secagem.....	27
Figura 9 – Gral com pistilo para maceração.....	28
Figura 10 – Peneiramento úmido utilizando a peneira de 0.062 mm.....	29
Figura 11 – Amostras no dessecador. (A); Mufla utilizada no método de PMI. (B); Peneiras granulométricas. (C); Balança analítica. (D).....	30

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1a – Variação entre as variáveis densidade (quantidade) e altura (cm) das plantas da área de recuperação.....	34
Gráfico 1b – Variação entre as variáveis densidade (quantidade) e altura (cm) das plantas da área de recuperação.....	35
Gráfico 2 – <i>R. mangle</i> nos 5 canais de 2017 a 2021.....	37
Gráfico 3 – <i>Avicennia</i> spp. nos 5 canais de 2017 a 2021.....	38
Gráfico 4 – <i>L. racemosa</i> nos 5 canais de 2017 a 2021.....	40
Gráfico 5 – Regressão linear com valores de $r^2$ para parâmetros abióticos e bióticos.....	43
Gráfico 6 – Densidade de caranguejos (Tocas/m <sup>2</sup> ) nos canais e área controle (Out/2021).....	46
Gráfico 7 – Teor de matéria orgânica (%) nos canais e área controle (Out/2021).....	47
Gráfico 8 – Sedimento total (%) nos canais e área controle (Out/2021).....	48
Gráfico 9 – Teores de silte + argila (%) nos canais e na área controle (Out/2021).....	49
Gráfico 10 – Correlação das variáveis nos cinco canais de plantio.....	50

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Tabela 1 – Taxa de crescimento (A= altura±DP) de espécies de mangue (Rh = <i>R. mangle</i> ; Lag = <i>L. racemosa</i> ; Av= <i>Avicennia</i> ssp.) plantadas (n = número de indivíduos mensurados por canal) na área de recuperação (canal 1, 2, 3, 4 e 5).....	33
Tabela 2 – Dados abióticos e bióticos para o primeiro ano de restauração com os períodos seco e chuvoso.....	41
Tabela 3 – Dados abióticos e bióticos para o segundo ano de restauração com os períodos seco e chuvoso.....	41
Tabela 4 – Dados abióticos e bióticos para o quinto ano de restauração com os períodos seco e chuvoso.....	41

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>14</b>
<b>1.1 O ecossistema manguezal.....</b>	<b>14</b>
<b>1.2 Caranguejos chama-maré.....</b>	<b>15</b>
<b>1.3 Recuperação de áreas de manguezal.....</b>	<b>16</b>
<b>2 OBJETIVO GERAL.....</b>	<b>21</b>
<b>2.1 Objetivos específicos.....</b>	<b>21</b>
<b>3 MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>22</b>
<b>3.1 Área de estudo.....</b>	<b>22</b>
<i>3.1.1 Recuperação hidrológica e plantio.....</i>	<i>23</i>
<i>3.1.2 Amostragem populacional de caranguejos chama-maré.....</i>	<i>25</i>
<i>3.1.3 Análises sedimentológicas.....</i>	<i>26</i>
<b>4 RESULTADOS.....</b>	<b>31</b>
<b>5 DISCUSSÃO.....</b>	<b>51</b>
<b>5.1 Salinidade e recuperação.....</b>	<b>51</b>
<b>5.2 Mudanças abióticas e bióticas associadas à recuperação.....</b>	<b>53</b>
<b>5.3 Perspectivas na reabilitação de manguezais.....</b>	<b>55</b>
<b>6 CONCLUSÃO.....</b>	<b>55</b>
<b>7 REFERÊNCIAS.....</b>	<b>57</b>

# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 O Ecossistema Manguezal

Os manguezais são definidos como um ecossistema costeiro, situado em uma zona de transição entre os ambientes terrestre e marinho. É característico de regiões tropicais e subtropicais ficando sempre sujeitos às variações dos níveis de maré (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995).

Uma floresta de mangue pode ser composta por uma ou mais espécies de plantas, sendo que no mundo estima-se que haja cerca de 69 espécies vegetais que podem ocorrer neste ambiente (LUGO & SNEDAKER, 1974; DUKE, 1992).

De acordo com Wilkie e Fortuna (2003), suas áreas abrangem 14.7 milhões de hectares nas regiões tropicais pelo mundo, sendo importantes por apresentar uma alta produtividade proporcionando um ambiente favorável para o desenvolvimento do ciclo de vida de inúmeros organismos marinhos (SCHULER, 2000).

Os manguezais têm sido fortemente impactados por degradação e desmatamento, com 20 a 35% desses ecossistemas perdidos nos últimos 50 anos (POLIDORO *et al.*, 2010). Essas perdas foram largamente desencadeadas ao longo do século 21 por desmatamento, exploração de madeira, crescimento da população costeira e expansão urbana (RICHARD & FRIESS, 2016; THOMAS *et al.*, 2017).

No Brasil, as florestas de mangue distribuem-se ao longo de 7.408 km se estendendo do cabo Orange do Amapá, à Laguna em Santa Catarina (SAENGER *et al.*, 1983), ocupando uma área de 13.000 km<sup>2</sup> representando 7% das áreas de manguezal do mundo e 50% da América Latina, incluindo o país com a terceira maior área de manguezal do mundo (FAO, 2007; GIRI *et al.*, 2010).

Comenta-se ainda que, os manguezais atraem diversas espécies viventes em ambientes adjacentes, sejam estes terrestres ou marinhos sendo assim e nota-se que apesar de algumas espécies não serem exclusivamente deste ambiente, estas demonstram estrita dependência do uso do manguezal, em pelo menos uma fase de seu ciclo de vida (LACERDA, 2002).

Dentre os animais que presentes nesse ambiente mencionam-se os crustáceos, com uma alta diversidade, contabilizando mais de 68.000 (MARTIN & DAVIS, 2006). Os crustáceos são organismos mais característicos de manguezais, e desempenham um papel relevante quanto a ciclagem de nutrientes, transporte de material particulado, aeração dos solos, e por ser parte importante da cadeia trófica. (AVELINE, 1980; ROBERTSON,

1991).

No Ceará os manguezais ocorrem preferencialmente em zonas estuarinas, desenvolvendo-se a partir da desembocadura dos rios e acompanhando suas margens até as áreas de influência das marés (MIRANDA *et al.*, 1988). Os estuários do Ceará são feições geológicas recentes com menos de 15.000 anos, onde a elevação repentina do nível do mar foi o principal fator para a sua formação (COUTINHO, 1986).

A presença dos mangues ocorre acompanhando as condições mais favoráveis ao seu desenvolvimento, tais como: elevadas temperaturas de taxas de umidade; ocorrência de água salobra; presença de solos aluviais onde predominam lodos finos e ricos em matéria orgânica (MIRANDA & NÓBREGA, 1992).

## 1.2 Caranguejos chama-maré

Os caranguejos chama-maré são amplamente distribuídos através dos trópicos e sub-trópicos do mundo ocorrendo em todos os continentes, com exceção ao continente antártico. Das cerca de 104 espécies conhecidas, ao menos 30 são endêmicas da costa pacífica da América Central e norte da América do Sul (LEVINTON *et al.*, 1996). Todas as espécies ocorrem nas regiões entre-marés, principalmente de estuários e baías protegidas (CRANE, 1975), vivendo em regimes de salinidade que variam de completamente doce a hipersalino (CRANE, 1975; BARNWELL & THURMAN, 1984).

Os caranguejos chama-maré constroem galerias no solo no qual permitem que eles se abriguem e se protejam de temperaturas extremas, predadores, salinidade, dessecação, conflitos agonísticos e também onde realizam os eventos de reprodução e muda (CRANE, 1975; KOGA *et al.*, 2000). Estes caranguejos apresentam dimorfismo sexual característico no qual os machos apresentam uma quela expressivamente desenvolvida. A quela maior do macho é empregada tanto em combates (intra e interespecíficos), quanto na corte de fêmeas (CRANE, 1975).

A alimentação ocorre fora das tocas, durante a maré baixa, sendo composta primordialmente de matéria orgânica particulada do substrato, que é constantemente enriquecido com a deposição de bactérias, microflora bentônica, e pequenos organismos assentados pela ação das marés (DÍAZ & CONDE, 1989; BENEDETTO, 2009).

Com relação à taxonomia, a família Ocypodidae, está dividida em três subfamílias: Ocypodinae, Gelasiminae e Ucidinae (SHIH *et al.*, 2016). A primeira compreende os representantes do gênero *Ocypode*, o qual conta com 25 espécies popularmente conhecidos como “Maria-farinha” ou “Caranguejo-fantasma”, são típicos de praias arenosas, além dos representantes dos gêneros *Uca* e *Afruca*, com 9 e uma

espécies, respectivamente.

A segunda compreende os antigos representantes do gênero *Uca*, popularmente conhecidos como caranguejos “Chama-maré” ou “Violinistas” (“fiddler crab”), com 104 espécies, as quais são típicos das regiões de mangue (NG *et al.*, 2008) e a terceira subfamília compreende duas espécies do gênero *Ucides*. Bott (1973) dividiu o gênero *Uca* em outros 10 gêneros. Contudo, Crane (1975) manteve a unidade do gênero, dividindo-o em 9 subgêneros, sendo esta a classificação seguida pelos autores subsequentes. Rosenberg (2001), por exemplo, realizou uma análise filogenética com base em caracteres morfológicos e demonstrou que os subgêneros eram parafiléticos, eliminando dois subgêneros propostos por Crane (1975) (*Boboruca* e *Afruca*), mas manteve a unidade do gênero.

Beinlich & von Hagen (2006) também fizeram uma proposta filogenética com base em caracteres morfológicos, onde propuseram a criação de um subgênero novo para a espécie *Uca inversa* (subgênero *Cranuca*), mantendo o gênero e adotando os nomes propostos por Bott (1973).

E finalmente, Shih *et al.*, (2016) com base em dados moleculares de citocromo oxidase (COI) e gene nuclear 16S propôs a divisão do gênero *Uca* em 11 gêneros, distribuídos em duas subfamílias, sendo a classificação taxonômica mais aceita atualmente.

### 1.3 Recuperação de áreas de manguezal

Diante da problemática da degradação de áreas de manguezal, seja por ações antrópicas ou da própria natureza, surge a necessidade da utilização de meios para a recuperação dessas áreas.

Watson (1928) foi um dos primeiros a perceber essa problemática e a desenvolver métodos para recuperação de áreas degradadas. Desde então, diversos autores vêm publicando trabalhos a respeito de como e por que fazer esse tipo de experimento.

Destaca-se que autores como Chapman (1976), Lewis (1982), Hamilton & Snedaker (1984), buscaram promover projetos de recuperação e restauração, especificamente para os ecossistemas de manguezal.

E a partir disso, houve então, a popularização de métodos para a recuperação de manguezais ao redor do mundo. Muitos destes projetos para manguezais foram aplicados na região da Ásia, nas Américas, Pacífico ocidental e na região do Caribe. Esses dois últimos sendo os pontos chave em biodiversidade, perda e degradação do manguezal (ELLISON *et al.*, 2020). No Brasil, os primeiros trabalhos sobre recuperação de

manguezais ocorreram apenas a partir de 1990 (HERZ, 1991; MOSCATELLI *et al.*, 1997; MENEZES *et al.*, 2005).

Ecossistemas de manguezal reabilitados e recuperados têm elevada importância econômica, ecológica e social, especificamente para comunidades costeiras (ELLISON *et al.*, 2020). Sendo os valores ecológicos relacionados ao habitat que é essencial para muitas espécies marinhas, residentes e/ou associadas. Além de serem regiões importantes para o cuidado parental e desova de espécies marinhas e estuarinas, e por fornecerem grandes quantidades de matéria orgânica relevante por constituir como base à cadeia alimentar detritívora (HAMILTON & SNEDAKER 1984, LEWIS *et al.*, 1985).

A depender do tipo de impacto gerado, é possível definir o tipo de recuperação que se pretende adotar na região. Pode-se utilizar um experimento para uma reabilitação ou uma recuperação no qual é mais abrangente e com foco também no ecossistema como um todo. Para isso, há uma distinção por parte do objetivo e do tipo de experimento que se deseja realizar para restaurar esses ecossistemas. Gann *et al.*, (2019) descrevem essas distinções:

Qualquer atividade com o foco em aperfeiçoar substancialmente a recuperação do ecossistema relacionado a um modelo apropriado, sem levar em consideração o tempo requisitado para aperfeiçoar a recuperação. Nesse contexto, restauração distingue-se de reabilitação no qual o idealizador deseja uma recuperação substancial da biota nativa e suas funções no ecossistema. Ao passo que esse último não se empenha em recuperar um ecossistema inteiro formado apenas por espécies nativas, mas apenas para reintegrar um nível de funcionamento suficiente para prover serviços contínuos e definitivos para o ecossistema. (GANN *et al.*, 2019, p. 7).

Ao se compreender essa distinção e relacionar os fatores, um ecossistema reabilitado pode incluir componentes não nativos (ELLISON *et al.*, 2020).

Elliot *et al.*, (2007) sugeriram que o termo ‘restauração’ descreve qualquer atividade focada em promover qualquer tipo de recuperação de ecossistemas costeiros e estuarinos, o que inclui os manguezais.

Compreende-se toda a importância quanto à recuperação dos ambientes costeiros, sendo assim, Field (1999), lista razões, considerada por ele, como principais:

- a) Conservação
- b) Paisagem
- c) Uso de múltiplos sistemas para a produção sustentável
- d) Proteção de áreas costeiras

Todo o esforço de recuperação e reabilitação de manguezais fornece um custo às partes interessadas, e estes pode ser maiores, caso o projeto não seja bem planejado e executado.

Spurgeon (1998) relacionou os custos necessários para se restaurar áreas de

manguezal que foram impactadas ou destruídas, e constatou um custo entre 3,000 dólares/ha e 510,000 dólares/ha. Por isso, há a necessidade de haver um estudo prévio antes de qualquer experimento de recuperação (FERREIRA & LACERDA, 2016).

Os manguezais provem uma ampla variedade de benefícios, também conhecidos como ‘serviços de ecossistema’ para populações humanas (ELLISON, 2008; BARBIER *et al.*, 2011), sendo as comunidades costeiras estritamente dependentes dos recursos dos manguezais, tais como extração de lenha (DAHDOUH-GUEBAS *et al.* 2000; CHOW, 2018), captura de alimento como crustáceos, peixes e moluscos (ELLISON, 2008; CARRASQUILLA-HENAO *et al.*, 2019).

Esses ecossistemas também possuem um potencial para oferecer serviços em termos morfológicos tais como proteção costeira (HORCHARD *et al.*, 2019; RANJAN, 2019), assimilação de poluentes (TAM & WONG, 1995) e na regulação do macroclima e mitigação do aquecimento global por parte do armazenamento e do ‘sequestro’ de carbono (ADAME *et al.*, 2018).

Com essa intensa interação com os seres humanos, esses ecossistemas estão passíveis de impactos antrópicos e que contribuem para perdas significativas e degradação em massa por parte de exploração e determinados empreendimentos. Pelo menos 16% desses ecossistemas no mundo estão constantemente associados a interesses em conservação (POLIDORO *et al.*, 2010), sendo assim demonstrado uma forte necessidade para reestabelecer ou restaurar esses manguezais, e com isso, o número de projetos de recuperação e restauração triplicaram nos últimos 20 anos (DUARTE *et al.*, 2020).

Desde o início do milênio com a utilização de sensoriamento remoto, foi possível estimar e ter um maior panorama da área relacionada aos manguezais. Desta forma, alguns estudos vieram estimar a área total em que os manguezais estão presentes no globo. Um estudo mais completo estimou uma cobertura de 137,760 km<sup>2</sup> entre 2001 e 2001 (GIRI *et al.*, 2011) e com um estudo posterior para o ano de 2010 o valor reduziu para 137,600 km<sup>2</sup> (BUNTING *et al.*, 2018).

Hamilton & Casey (2016) estimaram médias da ordem de 0.26% a 0.66% em perdas globais de área de mangue entre 2000 e 2012.

Na região da Ásia observa-se essa perda em países como Myanmar (0.70%), Malásia (0.41%), Índia (0.27%), Indonésia (0.26%). E nas Américas: EUA (0.22%) seguido pelo México (0.08%) e por último o Brasil (0.05%) totalizando 0.16% para uma média global (RICHARDS, 2016; HAMILTON & CASEY, 2016).

A partir das perdas estimadas, e da situação do local, é possível identificar os indicativos de que o ecossistema requer uma recuperação ou uma reabilitação.

A reabilitação é frequentemente solicitada em função do uso desses locais, extração excessiva de materiais, contaminação química e mudanças na hidrologia do lugar; e isso pode se agravar além do tempo por causa dos impactos climáticos que tem destruído a vegetação natural. (FIELD, 1999, p. 47).

Devido à grande densidade populacional do litoral brasileiro e um alto grau de industrialização, são notáveis os impactos antrópicos sobre os manguezais. Os principais impactos constituem no desflorestamento de áreas para projetos industriais, urbanísticos, turísticos, além disto, há a constante contaminação dos mangues e seus recursos por substâncias químicas e por resíduos sólidos urbanos. (BRAGA *et al.*, 1989; LACERDA, 1999).

Abreu *et al.*, (2006) destacam o alto valor desses ecossistemas para a retirada de madeira e posterior utilização em usinas de cana-de-açúcar. Além disto, há ocupações ilegais que intensificam a poluição por meio de aterros impróprios e que poluem gradativamente os rios e mares.

Os trabalhos de Oliveira (1975) e Oliveira & Krau (1976) foram os primeiros a apresentar preocupações sobre recuperação de manguezais no Brasil que a exemplo de outros autores, recomendavam o plantio de árvores de mangue (MENEZES *et al.*, 2005).

Após isso, diversos autores começaram a estudar essa problemática no Brasil, alguns já na região Nordeste e Centro-oeste desenvolvendo inclusive plantios de espécies de mangue.

Moscatelli *et al.*, (1994) desenvolveram o plantio de *L. racemosa*, *A. schaueriana* e *R. mangle* na lagoa Rodrigo de Freitas no Rio de Janeiro e ainda outro experimento na cidade de Angra dos Reis também no Rio de Janeiro. No estado da Bahia, César (1995) desenvolveu um projeto de educação ambiental na cidade de Maragogipe, com foco na recuperação e preservação dos manguezais existentes na região.

E no Ceará, de acordo com Miranda *et al.*, (1988), havia cerca de 21.848,3 ha de manguezal distribuídos nas áreas estuarinas de 12 rios e na área litorânea do município de Itarema. Porém em 2004, segundo a Superintendência Estadual Do Meio Ambiente do Ceará (SEMACE) estimava-se uma área de 17.420 ha de manguezais. Ainda com relação aos manguezais do estado, houve também, um registro de aumento nas áreas de 32%, relativo a uma sucessiva recuperação, comparativamente a um declínio de área observado entre 1988 e 2004.

Sales (1993) apontou que as maiores agressões a esse ecossistema no Estado do Ceará, são geralmente registradas nas planícies fluviomarinhas de Fortaleza adjacências, especialmente nos manguezais dos Rios Cocó e Ceará, no qual é observada a construção de avenidas e equipamentos comerciais assim como indústrias e conjuntos residenciais,

respectivamente.

Meireles *et al.*, (2007) pontuaram que no mundo todo há a substituição de regiões de mangue por viveiros de criação de camarão. Personificando uma atividade primordialmente relacionada aos impactos nesses ecossistemas. No Ceará, 84,1% das fazendas de carcinicultura causaram danos significativos ao meio ambiente, sendo ele a fauna e a flora do manguezal (IBAMA, 2005).

Esses empreendimentos despejam efluentes que pode contaminar a biodiversidade como um todo e com o aumento do aporte desses nutrientes, matéria orgânica e outros compostos há a contaminação de animais e mortalidade da fauna e flora (SANTOS *et al.*, 2005).

Esse problema foi relatado por Silva (2017) que observou que os efluentes gerados por fazendas no estuário do Rio Acaraú no Ceará, apresentam um potencial toxicológico para os propágulos de mangue, por serem abundantes em ferro e que acabam impedindo o desenvolvimento dessas espécies.

Assim, com a significativa perda de mangue, foram elaboradas alternativas que visam a recuperação desses ecossistemas, e estas podem ser aplicadas no plantio.

## 2 OBJETIVO GERAL

Verificar se os caranguejos chama-maré (gêneros *Minuca* e *Leptuca*) podem estar influenciando o desenvolvimento (altura e número de indivíduos) de propágulos de plantas de mangue (*R. mangle*; *Avicenia* spp. e *L. racemosa*) em uma área de plantio e recuperação hidrológica em uma região de manguezal em recuperação na APA do estuário do Rio Pacoti, Ceará.

### 2.1 Objetivos específicos

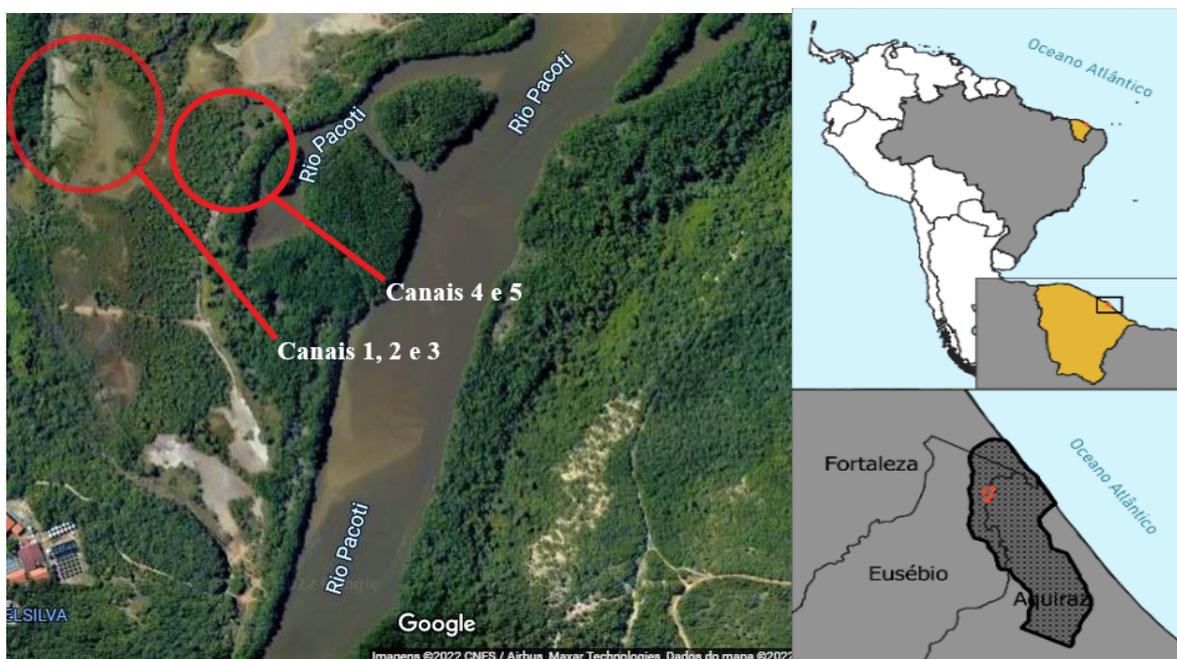
- Analisar o processo de sucessão ecológica ocorrida nos locais de plantio.
- Acompanhar a relação entre a presença de tocas e o desenvolvimento dos propágulos e plantas ao longo do tempo.
- Observar a influência de fatores abióticos no desenvolvimento dos propágulos e plantas.

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 Área de estudo

O local selecionado para o estudo compreende uma área de manguezal situada no estuário do Rio Pacoti, próximo ao Centro de Estudos Ambientais Costeiros (CEAC) do LABOMAR/UFC, região metropolitana de Fortaleza, no Estado do Ceará, Nordeste brasileiro, entre as latitudes  $3^{\circ} 53' 15''$  S e  $3^{\circ} 55' 0''$  S e entre as longitudes  $38^{\circ} 22' 30''$  W e  $38^{\circ} 26' 5''$  W (Figura 1).

Figura 1 – Localização da área de estudo.



Fonte: Google Maps/Adaptado de RODRIGUES (2021).

A maior parte do estuário está compreendido na APA (Área de Proteção Ambiental) do estuário do Rio Pacoti. Esta é caracterizada por apresentar um clima tropical, com média anual de chuva em torno de 1.200 mm, distribuídas no período chuvoso de fevereiro a junho, e o período seco de julho a janeiro. A temperatura média oscila entre 25 a 27°C, com máximas de 34°C e mínimas de 22°C (OLIVEIRA, 1993).

Durante as décadas de 1950 a 1980 uma área do estuário do rio Pacoti abrigou uma salina, construída em uma área adjacente ao rio e desde o seu desligamento, a área vem passando por um processo de recuperação natural (Figura 2A).

Na área ainda é possível observar restos das paredes dos tanques de evaporação, e estes atuam impedindo a entrada de água do rio. Imagens atuais mostram que houve apenas um leve aumento natural da área de mangue nos últimos anos (Figura 2B).

Figura 2 - Área de estudo. A - Fotografia do fim dos anos 1950 evidenciando a salina que operou na área entre o fim dos anos 1950 e início dos anos 1980. B - Fotografia atual, com áreas parciais de recuperação natural.



Fonte: A. Autoria desconhecida (2021). B. Marcus Vinicius.

### 3.1.1 Recuperação hidrológica e plantio

No ano de 2016 foram abertos canais de 1 m de largura por 30 cm de profundidade, para recuperação hidrológica da área. Inicialmente, cinco canais foram abertos na porção norte da área, conectando a área degradada ao Rio Pacoti e às áreas de inundação (Figura 3A-E).

Um dos canais sofreu erosão e precisou ser corrigido, de modo que foi fechado para evitar maiores danos ao ecossistema, restando então cinco canais funcionais.

Figura 3 – Canais abertos para a recuperação hidrológica da área em restauração. A - Área de estudo no manguezal do Rio Pacoti durante maré baixa de sizígia. B e C - Canais abertos para conexão com área de inundação. D e E - Canais abertos para conexão com o rio.



Fonte: Autoria própria (2021).

A espécie selecionada para o plantio dos canais foi *R. mangle* popularmente conhecida como mangue-vermelho. Essas plantas são comumente encontradas em florestas de manguezal e foram escolhidas por conta de seu fácil manejo, baixa predação, crescimento rápido e uma elevada produção primária permitindo assim o rápido retorno da vegetação e de grupos-chave da fauna de manguezal, como os caranguejos braquiúros (FERREIRA *et al.*, 2015; FERREIRA *et al.*, 2019).

Os plantios dos propágulos foram realizados em abril de 2017 ao longo dos canais. O desenvolvimento das plântulas foi acompanhado anualmente em dezembro/2017, dezembro/2018, dezembro/2019 e outubro/2021, totalizando 8, 20, 32 e 54 meses após o mês zero (abril/2017). A ausência de dados em dezembro/2020 (44 meses) se deu devido à pandemia de COVID-19 que impediu a ida ao campo. Durante os monitoramentos, para cada plântula foi medida a altura com auxílio de fita graduada (da base até a gema apical) (Figura 4) e para plantas maiores foi necessário o auxílio de um bastão de PVC graduado. O monitoramento consistiu em medir todos os indivíduos dos canais, assim obtendo a densidade (quantidade) presente nos mesmos.

Figura 4 – Procedimento realizado para obter as alturas das plântulas.



Fonte: Autoria própria (2021).

### ***3.1.2 Amostragem populacional de caranguejos chama-marés***

Na área recuperada é possível observar alterações no solo devido, principalmente, ao estabelecimento de populações de caranguejos, particularmente de caranguejos chama-maré. Para entender como os caranguejos poderiam influenciar no

desenvolvimento do mangue buscou-se verificar quantitativamente sua presença, junto aos canais onde foram realizados os plantios.

Para tanto, foram determinados transectos ao longo dos canais abertos onde foram amostrados 10 quadrados equidistantes de 0,25 m<sup>2</sup> (0,5 m de lado) e distribuídos perpendicularmente a cada canal, com uma distância mínima de 3 metros de um para o outro (Figura 5). Durante a campanha em 2021, os canais mais próximos ao rio apresentaram um tamanho reduzido, e um deles estava bem fechado pelas *R. mangle* plantadas, então algumas adaptações foram feitas (Figura 6).

Figura 5 – Quadrante de PVC utilizado na contagem de tocas.



Fonte: Autorial própria (2021).

Figura 6 – Contagem das tocas em canais com densa vegetação.



Fonte: Autorial própria (2021).

### 3.1.3 Análises sedimentológicas

Foram realizadas coletas de sedimento de cada canal para avaliar o teor de matéria orgânica e granulometria. Em campo as amostras foram coletadas com o auxílio de uma pá de jardinagem, e o material foi coletado a uma profundidade aproximada de 30 cm, sempre próximo ao canal. Uma vez coletadas as amostras foram alocadas em sacos plásticos devidamente identificados e mantidas em refrigeração por aproximadamente 5 dias.

Após esse período, as amostras foram descongeladas e armazenadas em estufa a 60°C durante aproximadamente 10 dias (Figura 7). Após a secagem completa das amostras, estas foram realocadas em um dessecador, durante 1 hora para a retirada completa da umidade (Figura 8). E por último as amostras foram maceradas utilizando-se um gral com pistilo (Figura 9).

Figura 7 – Estufa de secagem



Fonte: Aatoria própria (2021).

Figura 8 – Dessecador utilizado após secagem.



Fonte: Aatoria própria (2021).

Figura 9 – Gral com pistilo para maceração.



Fonte: Autorial própria (2021).

Após maceradas as amostras foram pesadas com o auxílio de uma balança analítica, porções de 100g para granulometria, com posterior peneiramento úmido para a determinação da fração de silte e argila utilizando uma peneira de 0.062mm (Figura 10). Para a determinação da matéria orgânica, buscou-se seguir o proposto por Schulte & Hopkins (1996), onde a matéria orgânica é mensurada após a perda de massa por ignição (PMI).

Figura 10 – Peneiramento úmido utilizando a peneira de 0.062 mm.



Fonte: Autorial própria (2021).

Para tal, porções de 2g foram colocadas em cadinhos de porcelana (Figura 11a) que, foram pesados vazios e depois pesados com a amostra, para a definição da matéria orgânica. As respectivas amostras ficaram aproximadamente 24 horas em um dessecador e levadas à mufla no dia seguinte durante 2 horas 450°C (Figura 11b).

Após esse período, as amostras retornaram ao dessecador e na sequência foram pesadas. O teor de matéria orgânica foi determinado pela diferença entre o peso após secagem a 60°C e peso final após mufla a 450°C; sua porcentagem foi definida seguindo a razão: do peso inicial (g),  $m_0$  o peso após o uso da mufla e por fim dividido pela amostra pesada (sedimento 2g) como determina a fórmula abaixo:

$$MO(\%) = 100 \times \frac{m_0 - m}{M}$$

A análise granulométrica foi realizada utilizando 11 peneiras (2.00 a <90mm) em um RO-TAP com o tempo de 10 minutos cada amostra (Figura 11c). Após o procedimento, as peneiras foram cuidadosamente manuseadas, tendo sido extraídas as porções de grânulos, areia média e fina de cada amostra. Tais porções foram pesadas em balança analítica (Figura 11d).

Figura 11 – Amostras no dessecador. (A); Mufla utilizada no método de PMI (B); Peneiras granulométricas das amostras (C); Balança analítica (D).



Fonte: Aatoria própria (2021).

## 4 RESULTADOS

No início do monitoramento, no ano de 2017 (8 meses após o plantio) já puderam ser observadas elevadas taxas de sobrevivência e desenvolvimento de indivíduos de *R. mangle*. Durante esses primeiros 8 meses (estação seca), notou-se sobrevivência média de 91% dos propágulos, e estes apresentavam diversos pares de folhas e aumento de tamanho. Especificamente nos canais 1, 2 e 3 houve sobrevivência média 94,51%, 97,86% e 98,80% respectivamente. Enquanto ao longo do canal 4 e 5, a taxa foi de 93,51% e 70,38% respectivamente.

No segundo ano (dez/2018), após 20 meses do início do plantio, notou-se uma taxa de sobrevivência dos propágulos de *R. mangle* de 63,27% especificamente no canal 2 82,53% no canal 3, 96,03% no canal 4 e 80,32% no canal 5 (Tabela 1). A sobrevivência se mostrou inferior no canal 1 (0,07%) em comparação ao ano anterior (94,51%).

Após o terceiro ano (nov/2019), os indivíduos de *Avicennia* spp. começaram a colonizar nos canais 1, 2 e 3, porém apresentando um crescimento mais lento, quando comparado a *R. mangle*. Alguns indivíduos de *L. racemosa* e *Avicennia* spp. puderam também ser registradas ao longo do canal 4.

Ao longo dos canais 1 ao 3 (nov/2019) notou-se que os propágulos de mangue vermelho começaram a desaparecer, em decorrência de predação por caranguejos herbívoros. Tendo a taxa de sobrevivência reduzida drasticamente no canal 1 (de 0,07% para 0,06% em 2019), porém no canal 3 se manteve elevada (de 96,03% em 2018 para 83,94% em 2019). A taxa elevada também foi registrada no canal 5 (de 80,32% em 2018 para 93,19% em 2019). No canal 2 a taxa de sobrevivência apresentou decréscimo em relação ao monitoramento anterior (82,53% para 25,28% em 2019) enquanto que no canal 4 ainda se manteve uma taxa elevada de sobrevivência (96,03% para 87,62% em 2019).

No canal 5, 23,7% secaram ou foram arrancados pelo fluxo de água e 22,3% desapareceram ou foram parcialmente predados. Dentre os propágulos predados, notou-se que houve corte e danificação de sua base devido a ações de *U. cordatus* (Caranguejo-uçá). Algumas mudas de *Avicennia* spp. começaram a se estabelecer nesse canal.

Em relação às *Avicennia* spp. e *L. racemosa*, durante este terceiro monitoramento, observou-se que houve um estabelecimento natural de indivíduos, especialmente nos canais 1 e 3, comenta-se ainda que nesses locais estes indivíduos ultrapassaram os de *R. mangle* em altura. Em canais onde as porcentagens de sobrevivência de *R. mangle* foram superiores, a sobrevivência de *Avicennia* spp. e *L. racemosa* acabou sendo inferior, havendo assim uma relação inversa entre essas espécies.

Os indivíduos de *L. racemosa* presentes no canal 5, medidos em 2019 ultrapassaram 2 m de altura. No entanto não sobreviveram.

Constatou-se que após os 32 meses de plantio, no monitoramento de dez/2019 houve a mensuração 290 e 463 unidades de *L. racemosa* e *Avicennia* spp. respectivamente se estabeleceram.

No quarto ano de monitoramento (out/2021) após 54 meses do plantio, o número de indivíduos caiu para 34 e 179 (11.72% e 38.66%) nos canais 1, 2 e 3 para *L. racemosa* e *Avicennia* spp. respectivamente. A média da altura das plantas por canal (considerando todas as espécies observadas) foi de: Canal 1:  $129.5 \pm 53.11$ ; Canal 2:  $121.9 \pm 81.40$ ; Canal 3:  $213.0 \pm 60.19$ ; Canal 4:  $75.9 \pm 17.42$ ; e Canal 5:  $187.9 \pm 62.67$

À medida que se desenvolveram as espécies de *Avicennia* spp. e *L. racemosa*, as plântulas de *R. mangle* desapareceram (Tabela 1) e houveram maiores índices de sobrevivência (54.11% e 49.63%) para o canal 4 e 5, respectivamente. Para os canais 1, 2 e 3, todas as *R. mangle* morreram, restando apenas uma ou duas plântulas por canal.

A sobrevivência ao fim de 54 meses (dez/2021) em comparação ao início do plantio (2017) apresentou as seguintes taxas para *R. mangle*: 0% no canal 1, 0% no canal 2, 0,01% no canal 3, 42,59% no canal 4 e 26,15% no canal 5.

Tabela 1 – Taxa de crescimento (A = altura $\pm$ DP) de espécies de mangue (Rh = *R. mangle*; Lag = *L. racemosa*; Av = *Avicennia* spp.) plantadas (n = número de indivíduos mensurados por canal) na área de recuperação (canal 1, 2, 3, 4 e 5).

Ano/ Meses	Espécie	Esquerdo						Direito			
		Canal 1		Canal 2		Canal 3		Canal 4		Canal 5	
		n	a (cm)	n	a (cm)	n	a (cm)	n	a (cm)	n	a (cm)
0	Rh	164	25 $\pm$ 2.0	281	25 $\pm$ 2.0	168	25 $\pm$ 2.0	108	25 $\pm$ 2.0	260	25 $\pm$ 2.0
1 8 meses	Rh	155	37.49 $\pm$ 8.79	275	43.66 $\pm$ 9.35	166	41.62 $\pm$ 9.41	101	39.69 $\pm$ 8.29	183	41.17 $\pm$ 13.94
2 20 meses	Rh	11	59.57 $\pm$ 13.73	174	57.60 $\pm$ 13.67	137	57.58 $\pm$ 14.77	97	50.72 $\pm$ 13.23	147	61.28 $\pm$ 23.56

											<b>31</b>
	<i>Rh</i>	0	--	44	66.81± 14.47	115	71.10± 15.37	85	18.33± 15.82	137	80.80± 35.46
3 32 meses	<i>Av</i>	182	85.60± 23.20	154	87.17± 25.90	127	110.64± 30.65	0	--	ns	ns
	<i>Lag</i>	43	110.91 ± 40.03	65	113.03 ± 32.84	182	157.42± 43.91	0	--	ns	>200
	<i>Rh</i>	0	--	1	105	2	140.00± 56.56	46	75.95± 17.42	68	187.92± 62.67
4 54 meses	<i>Av</i>	41	136.82 ±53.28	66	122.90 ±83.12	72	204.76± 53.08	0	--	0	--
	<i>Lag</i>	11	102.63 ±44.92	2	100.00 ±14.14	21	249.76± 68.17	0	--	0	--

Os dados (2021), indicando a variação da média de altura com a densidade (número de indivíduos por canal) são demonstrados através de um gráfico de colunas (Gráfico

---

Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Gráfico 1a – Variação entre as variáveis densidade (quantidade) e altura (cm) das plantas da área de recuperação.

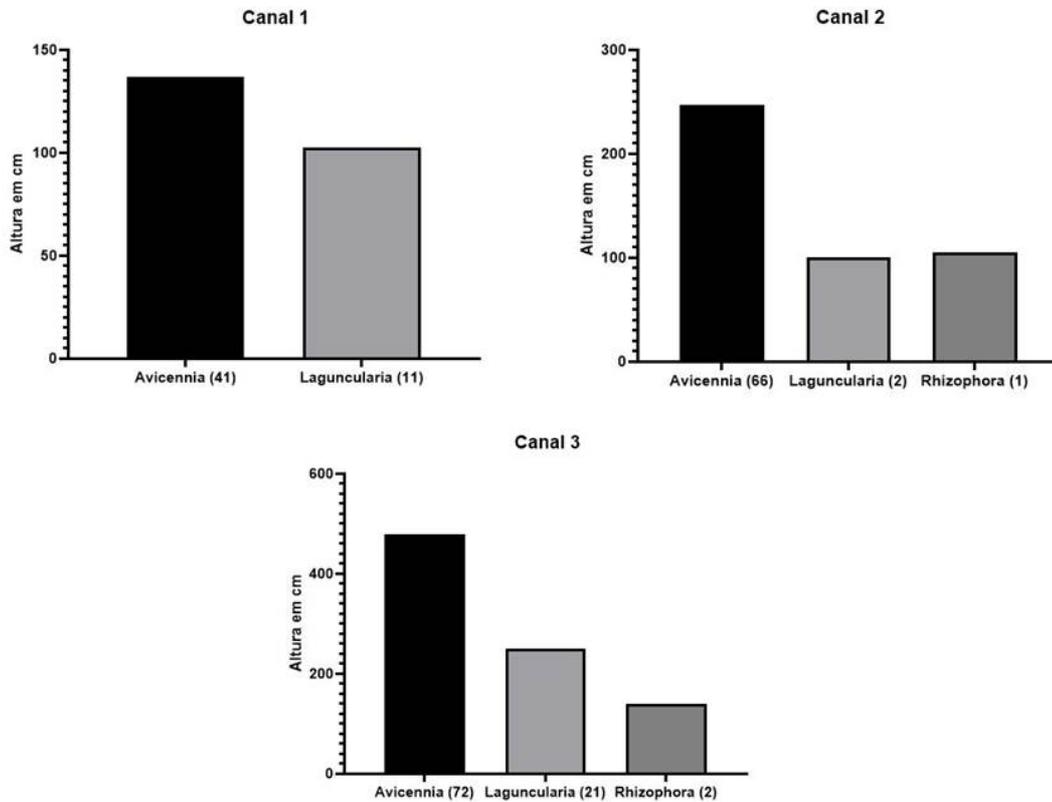
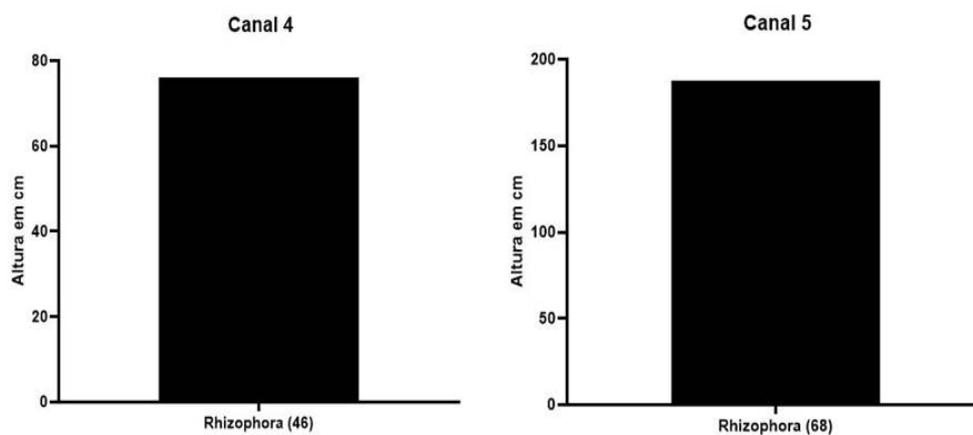


Gráfico 1b – Variação entre as variáveis densidade (quantidade) e altura (cm) das plantas da área de recuperação.



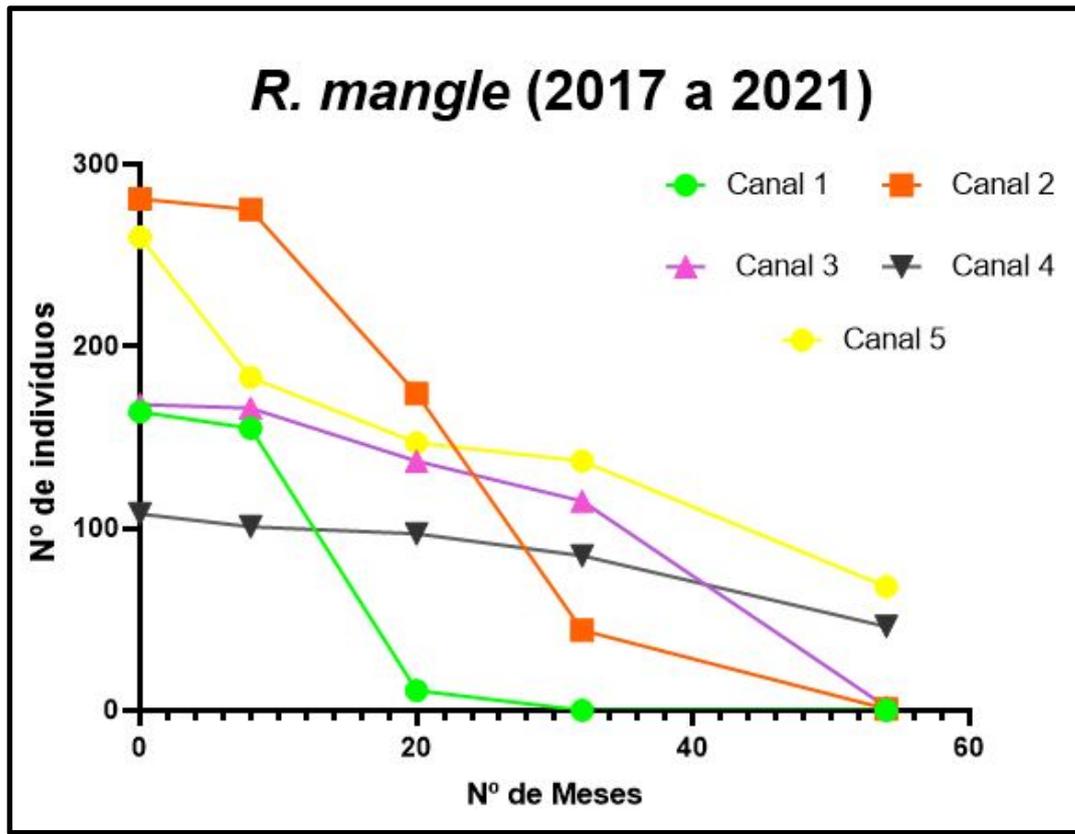
Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Em geral, nos canais 1, 2 e 3 a partir do terceiro ano de monitoramento houve *Avicennia* spp. com variações de <150 cm até aproximadamente 500 cm. Ainda a partir do terceiro ano de monitoramento, não foi observada *R. mangle* nos canais 1, 2 e 3. Por outro lado, nos canais 4 e 5 houve ocorrência, apresentando também variabilidade de alturas, com quase todas as plantas com valores superiores a 50 cm e inferiores a 150 cm no canal 4 e 400 cm com uma média de aproximadamente 80 cm) enquanto no canal 5 a plantas apresentaram uma média em torno de 200 cm (Gráfico 1a).

A presença de *R. mangle* teve um decréscimo ao longo dos 54 meses a partir do início do plantio realizado em 2017. Mesmo os canais 4 e 5 com os maiores quantitativos de indivíduos apresentaram um decréscimo no número de indivíduos em especial nos anos entre 2019 e 2021.

No início do plantio, a quantidade de *R. mangle* apresentava valores da ordem de 164 plantas, 281, 168, 108 e 260 nos canais 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente. No primeiro monitoramento realizado ainda em 2017 (8 meses), esses valores caíram para 155, 275, 166, 101 e 183 (canais 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente), em 2018 (20 meses, segundo monitoramento) os valores continuaram a apresentar um decréscimo considerável em alguns canais especialmente no canal 1 (11 indivíduos) e canal 4 (97 indivíduos). Para os canais 2, 3 e 5 (174, 137 e 147 respectivamente) a quantidade se manteve elevada. Em 2019 (32 meses) ano do quarto monitoramento já não houve registros de *R. mangle* no canal 1, tendo apenas registros nos canais 2 (44 indivíduos), canal 3 (115 indivíduos), canal 4 (85 indivíduos), canal 5 (137 indivíduos). Em 2021 (54 meses), o quinto monitoramento registrou baixíssimos valores em quantidade de *R. mangle* (0, 1, 2, 46 e 68 nos canais 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente), sendo os canais 4 e 5 apresentando médias de altura superiores (75.95 e 187.92 respectivamente) ao que foi registrado no monitoramento anterior (2019).

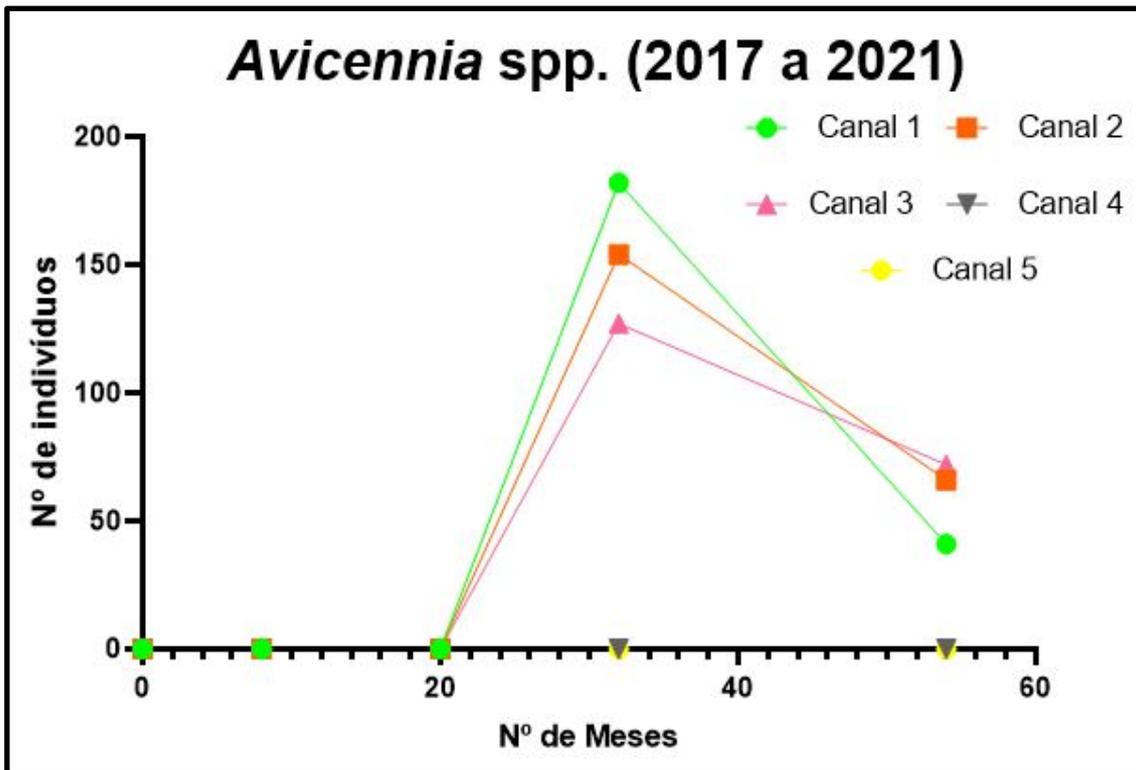
A título de comparação, os canais 4 e 5 apresentaram um maior número de indivíduos em relação aos canais 1, 2 e 3 onde a mortalidade foi quase completa (Gráfico 2). A queda do número de indivíduos de *R. mangle* ao longo das áreas de recuperação ficaram evidentes, e os motivos pelos quais isso ocorreu, serão discutidos posteriormente.

Gráfico 2 – Número de indivíduos de *R. mangle* nos 5 canais de 2017 a 2021.

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Ao passo que as *R. mangle* teve redução no número de indivíduos outras espécies se estabeleceram naturalmente, sendo a mais representativa delas a *Avicennia* spp. O número de indivíduos aponta que essas plantas surgiram nos canais 1, 2 e 3 a partir de 2019 (32 meses) quando praticamente não havia mais *R. mangle* presente nesta área de recuperação.

Em 32 meses o registro do número de indivíduos de *Avicennia* spp. foi de 182 plantas para o canal 1, 154 para o canal 2 e 127 para o canal 3 e nos canais 4 e 5 não houve registros. Para o último monitoramento realizado (2021), esses valores apresentaram uma redução para 41, 66 e 72 respectivamente (Gráfico 3).

Gráfico 3 – Indivíduos de *Avicennia* spp. nos 5 canais de 2017 a 2021.

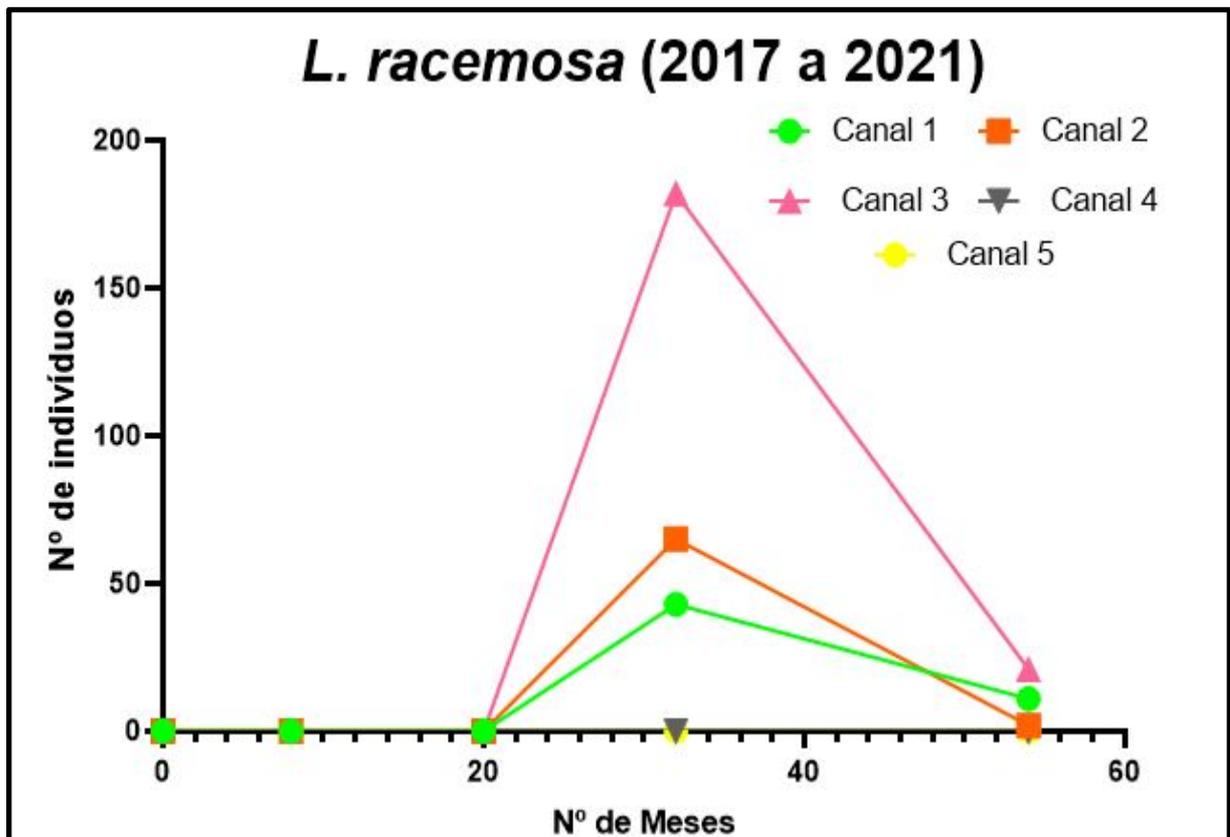
Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Com o desenvolvimento das plantas ao longo dos canais e o surgimento de caranguejos e o estabelecimento das *Avicennia* spp. a *L. racemosa* também se desenvolveu nos canais, demonstrando um comportamento semelhante ao observado das *Avicennia* spp.

Essas plantas (*L. racemosa*) também se estabeleceram nos canais oeste e a partir do monitoramento realizado com 32 meses (2019) apresentando um total de 43, 65 e 182 nos canais 1, 2 e 3 respectivamente.

Aos 54 meses (2021), houve também uma notável redução no número de indivíduos de *L. racemosa* com registros de 11, 2 e 21 plantas nos canais 1, 2 e 3 respectivamente (Gráfico 4).

No entanto como já explanado, tanto a *Avicennia* spp. e *L. racemosa* apresentaram dados significativos em altura entre os monitoramentos de 2018 e 2021 variando entre 30 centímetros até 60 centímetros e em alguns casos quase 1 metro de diferença.

Gráfico 4 – Indivíduos de *L. racemosa* nos 5 canais de 2017 a 2021.

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Os parâmetros abióticos e bióticos foram mensurados desde o primeiro ano do plantio (2017), no entanto os dados não foram obtidos em 2019 e 2020 sendo analisados somente em 2021.

Esses parâmetros abióticos e bióticos tiveram suas medidas obtidas durante o período chuvoso e o período seco (Tabelas 2 e 3) tendo em vista os dados de salinidade (ppm), penetrabilidade (cm), teor de matéria orgânica (%), densidade de caranguejos (m<sup>2</sup>), teor do sedimento total (%) e teor de silte e argila (%).

Tabela 2 – Dados abióticos e bióticos para o primeiro ano de restauração durante períodos seco e chuvoso. **S%** salinidade (ppm); **%MO** porcentagem de matéria orgânica; **%Si+Ar** porcentagem sedimentos finos (Silte+Argila); **%sed** porcentagem de sedimento total; **Penet** penetrabilidade (suavidade do solo em cm); **car/m<sup>2</sup>** densidade de chama-maré (tocas por m<sup>2</sup>).

2017	Período Chuvoso Primeiro Ano (Sem Canais)						Período Seco Primeiro Ano					
	S%	%MO	%Si+Ar	%sed	Penet	car/m <sup>2</sup>	S%	%MO	%Si+Ar	%sed	Penet	car/m <sup>2</sup>
Ca. 1	5	0.77	18.25	81.73	5.9	14.8	55	1.13	18.51	81.33	6.8	22.8
Ca. 2	7	1.01	24.69	75.25	5.6	13.6	57	1.35	22.04	77.96	5.4	23.2
Ca. 3	5	1.24	24.32	75.63	6.2	15.8	69	1.06	21.46	78.52	5.9	19.6
Ca. 4	10	0.81	14.66	85.24	--	21.6	72	1.42	14.37	85.60	6.1	84
Ca. 5	6	1.58	22.78	77.16	5.0	--	46	2.00	21.21	78.71	4.1	--
Cont	7	0.78	15.21	84.69	5.7	17.37	>100	1.01	14.69	85.12	4.2	42

Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Tabela 3 – Dados abióticos e bióticos para o segundo ano (2018)

2018	Período Chuvoso Segundo Ano						Período Seco Segundo Ano					
	S%	%MO	%Si+Ar	%sed	Penet	car/m <sup>2</sup>	S%	%MO	%Si+Ar	%sed	Penet	car/m <sup>2</sup>
Ca. 1	12	1.80	20.39	79.61	11.9	29.2	92	1.66	26.45	73.53	9.7	68.8
Ca. 2	12	0.87	19.81	80.06	10.1	23.4	90	2.19	25.43	74.57	9.6	56.8
Ca. 3	10	1.27	21.72	78.27	12.0	21.2	77	2.14	26.57	73.39	8.8	57.6
Ca. 4	2	0.94	12.04	87.89	6.2	121.6	67	1.10	21.19	78.80	3.0	56
Ca. 5	2	1.04	23.50	76.26	5.6	--	56	1.24	20.21	79.09	4.0	--
Cont	23	0.94	14.11	85.85	6.5	6.2	>100	1.09	20.03	79.70	3.0	22

Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Tabela 4 – Dados abióticos e bióticos para o quinto ano (2021)

2021	Período Chuvoso Quinto Ano						Período Seco Quinto Ano					
	S%	%MO	%Si+Ar	%sed	Penet	car/m <sup>2</sup>	S%	%MO	%Si+Ar	%sed	Penet	car/m <sup>2</sup>
Ca. 1	--	--	--	--	--	--	--	1.87	16.59	83.40	--	33
Ca. 2	--	--	--	--	--	--	--	1.85	19.56	80.73	--	26.4
Ca. 3	--	--	--	--	--	--	--	1.75	20.06	79.93	--	53.6
Ca. 4	--	--	--	--	--	--	--	1.97	13.38	86.61	--	182.4
Ca. 5	--	--	--	--	--	--	--	1.75	17.88	82.11	--	38.8
Cont	--	--	--	--	--	--	--	1.75	20.28	79.71	--	12.4

Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Os dados abióticos e bióticos foram obtidos para o monitoramento de 54 meses (2021), com foco principal no período seco e no teor de matéria orgânica (%), teor de sedimentos finos (si+ar), teor de sedimento total (%) e densidade dos caranguejos (tocas por m<sup>2</sup>) (Tabela 4).

Em comparação ao resultado dos dados obtidos aos 32 meses, o teor de matéria orgânica foi menor nas análises mais recentes com exceção dos canais 1, 4, 5 e a área controle, que para 2021 foi maior. Para o teor de sedimentos finos houve um decréscimo em todos os canais, mas não na área controle. A redução variou entre 3% e 10% para o teor de silte e argila dentre os canais, a área controle registrou um acréscimo de 0,25% em comparação com o monitoramento anterior.

O teor de sedimento total também se mostrou acima das porcentagens dos dados de 2018, praticamente todos os canais ficaram na faixa de 79 a 86%.

De acordo com a análise granulométrica a maioria dos canais concentrou um teor de areia média e areia fina. Os canais 1, 2, 3 e 5 registraram maiores teores (%) de areia fina (26.51%; 22.76%; 20.22%; e 20.15% respectivamente), e os canais 4 e a área controle apresentaram teores de areia muito fina (22.69% e 23.47% respectivamente). Um resultado esperado ao passo que a área controle e o canal 4 tiveram os maiores teores de matéria orgânica.

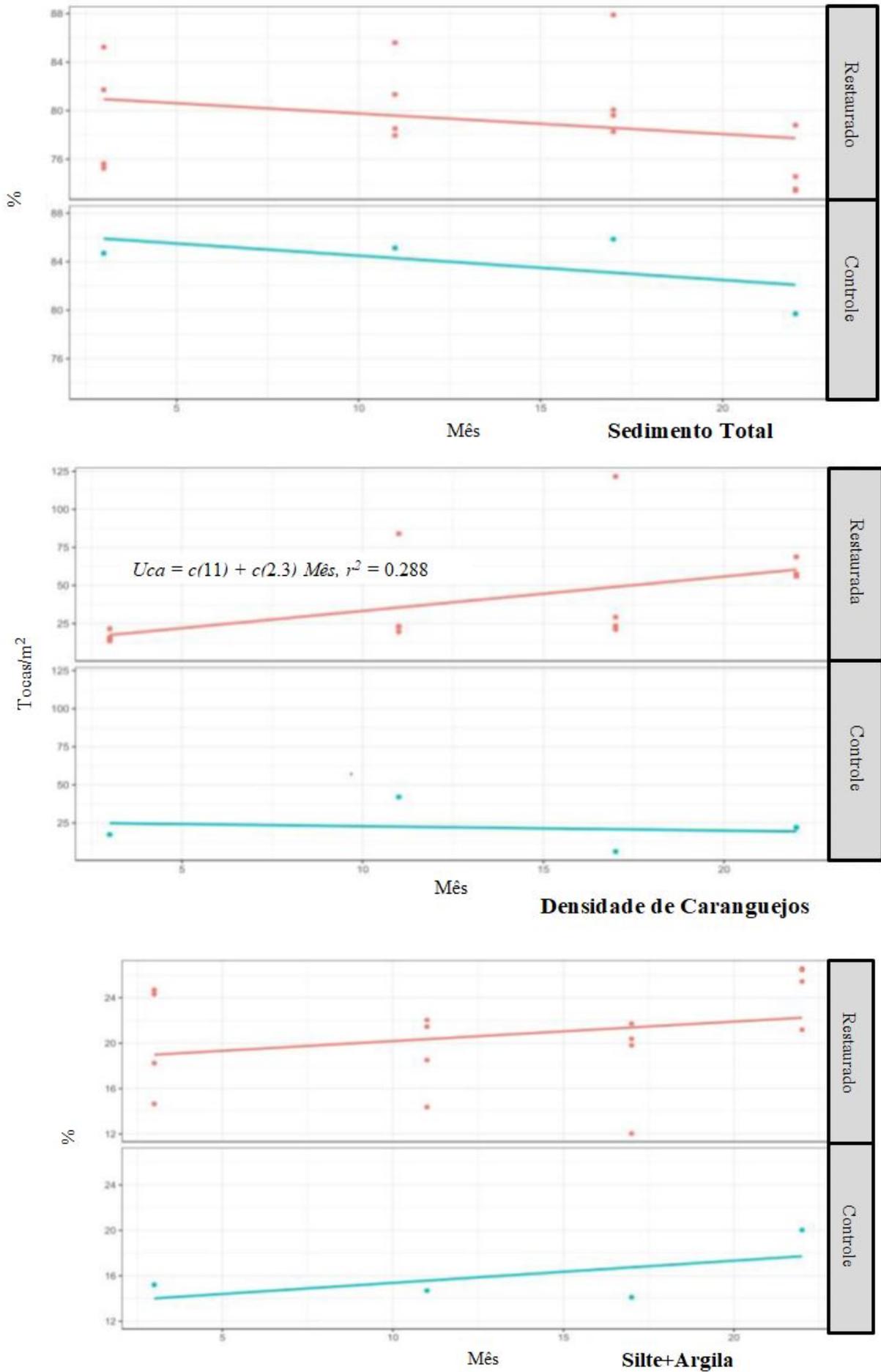
Para a densidade de caranguejos houve um decréscimo principalmente nos canais 1, 2 e 3 (redução de mais de 50 tocas/m<sup>2</sup> para o canal 1; 30 tocas/m<sup>2</sup> para o canal 2 e 4 tocas/m<sup>2</sup> para o canal 3) e um aumento para o canal 4 (126 tocas/m<sup>2</sup>).

No canal 5 (em 2021) houve um surgimento da população de caranguejos (38 tocas/m<sup>2</sup>) considerando que no monitoramento anterior (2019), nenhuma toca havia sido registrada. Para o controle, a redução foi de 10 tocas/m<sup>2</sup> o que não demonstrou muita variação, ao passo que a área controle apresentou durante ao decorrer do estudo baixa densidade (Tabela 4).

Os níveis dos dados abióticos e bióticos foram descritos a partir de uma regressão linear relacionando os dados de cada canal para os 20 primeiros meses demonstrando a linha de tendência (Gráfico 5).

Nos primeiros 20 meses, a matéria orgânica, densidade e níveis do teor de silte+argila apresentaram uma tendência de aumento na área restaurada, ao contrário do que foi analisado para o sedimento total, que tanto na área restaurada como na área controle apresentaram tendência de queda.

Gráfico 5 – Regressão linear com valores de  $r^2$  para parâmetros abióticos e bióticos.



A regressão descreve para matéria orgânica um aumento de sua porcentagem na área restaurada embora haja uma maior dispersão nos teores de matéria orgânica, tanto para maiores valores quanto para menores ao final de 20 meses. Ao longo da série temporal, os valores variaram pouco principalmente em torno de 12 meses no decorrer do experimento, indicou uma leve dispersão, mas ainda muito distante de representar uma proximidade com a linha de tendência ( $r^2= 0.377$ ). E para área controle os dados de porcentagem da matéria orgânica quase não se dispersaram apresentando uma linearidade ao passo que a linha evidencia quase nenhum acréscimo ao longo dos 20 meses avaliados (Gráfico 5).

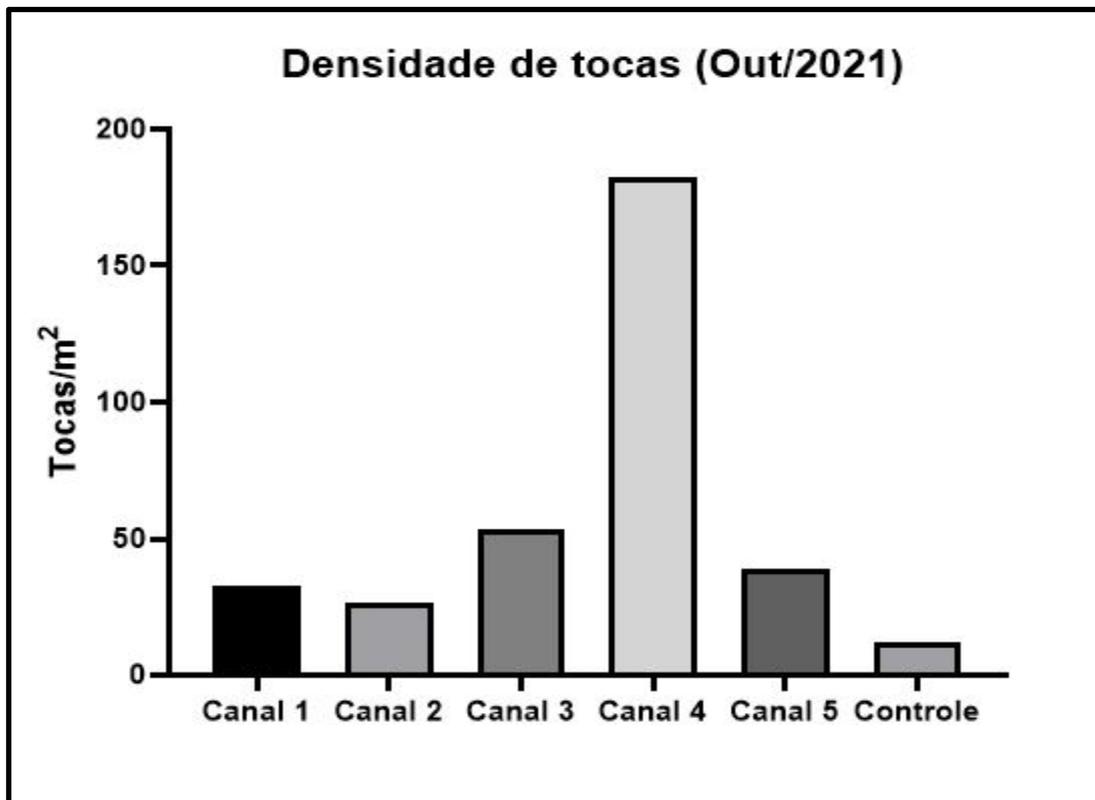
Para a área controle, houve uma leve redução para a densidade de tocas, no entanto, não houve dispersão significativa para a densidade. Na área restaurada a densidade de tocas mostra valores dispersos ao longo da série temporal, e que evidenciou um pico em torno de 16 meses. Para esses valores, o fator de determinação demonstrou uma baixa interação à linha de tendência ( $r^2= 0.288$ ) indicando uma forte variação. Esse resultado demonstra que na área restaurada houve a presença da carcinofauna ao longo dos 20 meses e que em comparação à área controle, o número de tocas foi bem maior.

Aos 54 meses, os dados também foram avaliados a partir de uma regressão linear simples, observando-se as relações entre as variáveis bióticas e abióticas nos canais de recuperação e área controle.

Os dados de densidade (Tocas/m<sup>2</sup>) indicaram uma tendência de aumento, no entanto os dados variaram dentre os canais, demonstrando um significativo aumento para o canal 4 e em seguida uma queda para o canal 5 com valores se estabelecendo abaixo da linha de tendência (Gráfico 6).

A densidade na região do controle manteve-se bem abaixo registrando o menor valor dentre as áreas analisadas. O valor de  $r^2$  (0.002) indicou uma baixa interação dos dados em relação à linha de tendência demonstrando uma dispersão dos valores nos canais e na área controle.

Gráfico 6 – Densidade de caranguejos (Tocas/m<sup>2</sup>) nos canais e área controle (Out/2021).

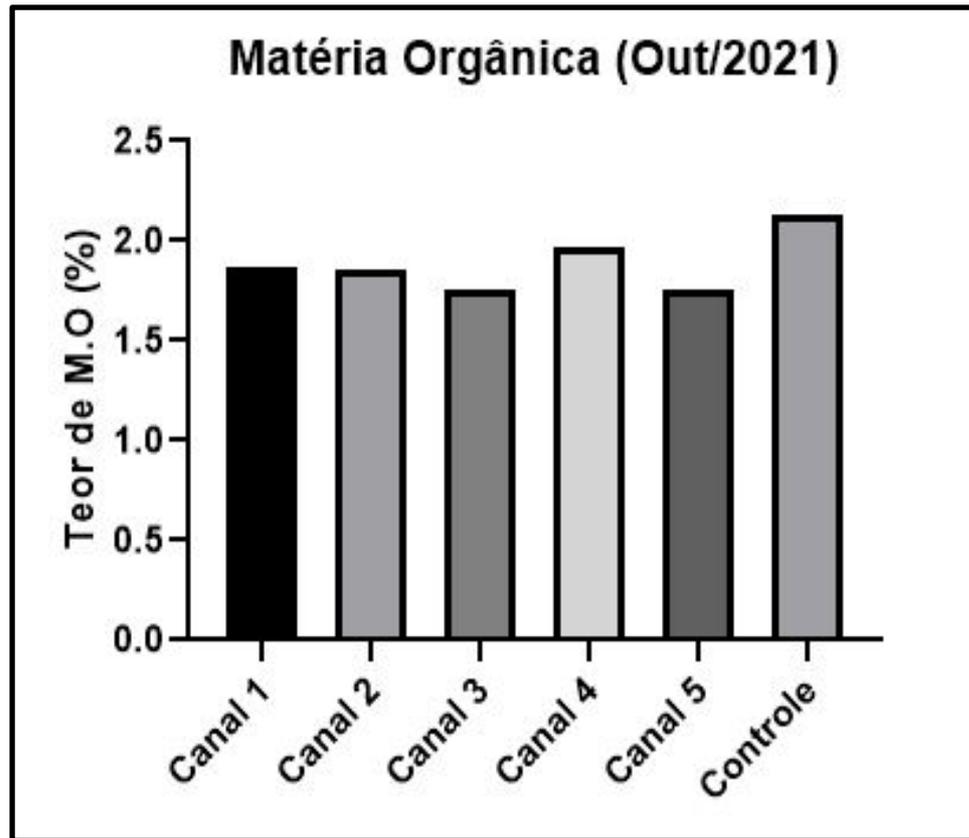


Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Os dados de matéria orgânica (%) evidenciaram uma tendência de continuidade para o que foi descrito em 20 meses. Os valores continuaram maiores na área controle, no qual a densidade de caranguejos registrou menor valor dentre as áreas avaliadas em 2021.

Esses respectivos valores dentro da regressão, apresentaram uma relação neutra com a linha de tendência ( $r^2= 0.202$ ) em alguns pontos, mais precisamente na região restaurada. Como já esperado, na área controle o resultado variou em relação aos outros pontos (Gráfico 7).

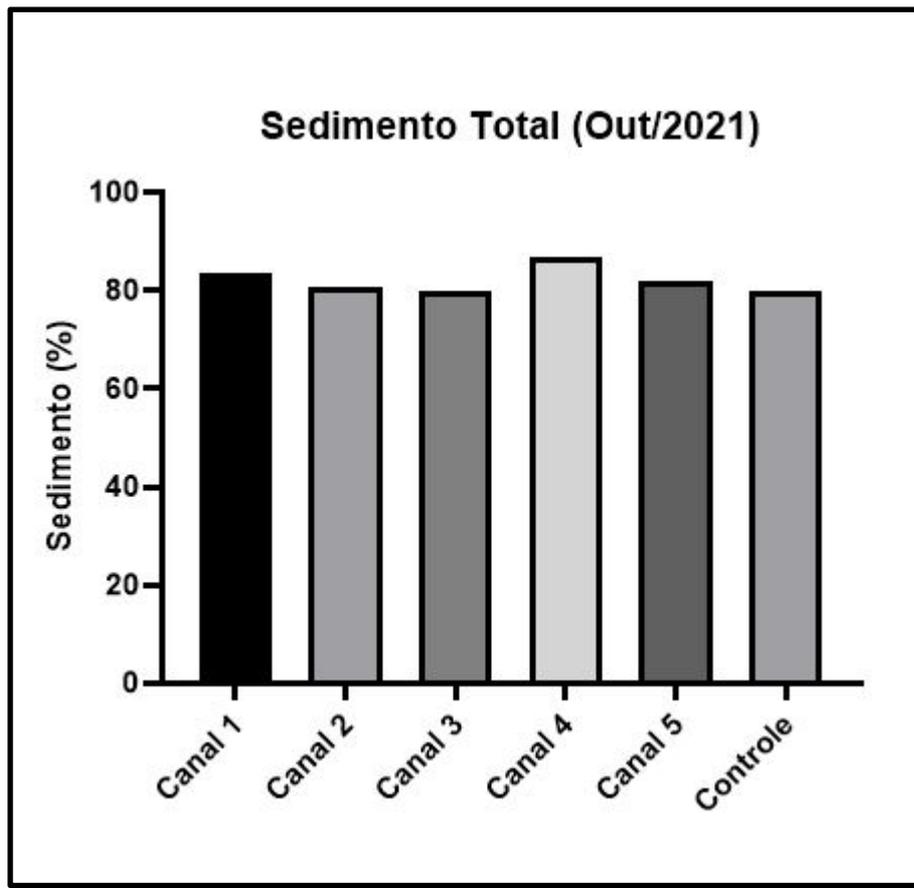
Gráfico 7 – Teor de matéria orgânica (%) nos canais e área controle (Out/2021).



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

A porção de sedimento total (%) variou pouco em função dos valores, indicando porções em torno de 80% em quase todos os canais. Para a aplicação da regressão, os dados indicaram decréscimo e também uma baixa interação com a linha de tendência de acordo com o coeficiente de determinação  $r^2 = 0.024$  (Gráfico 8).

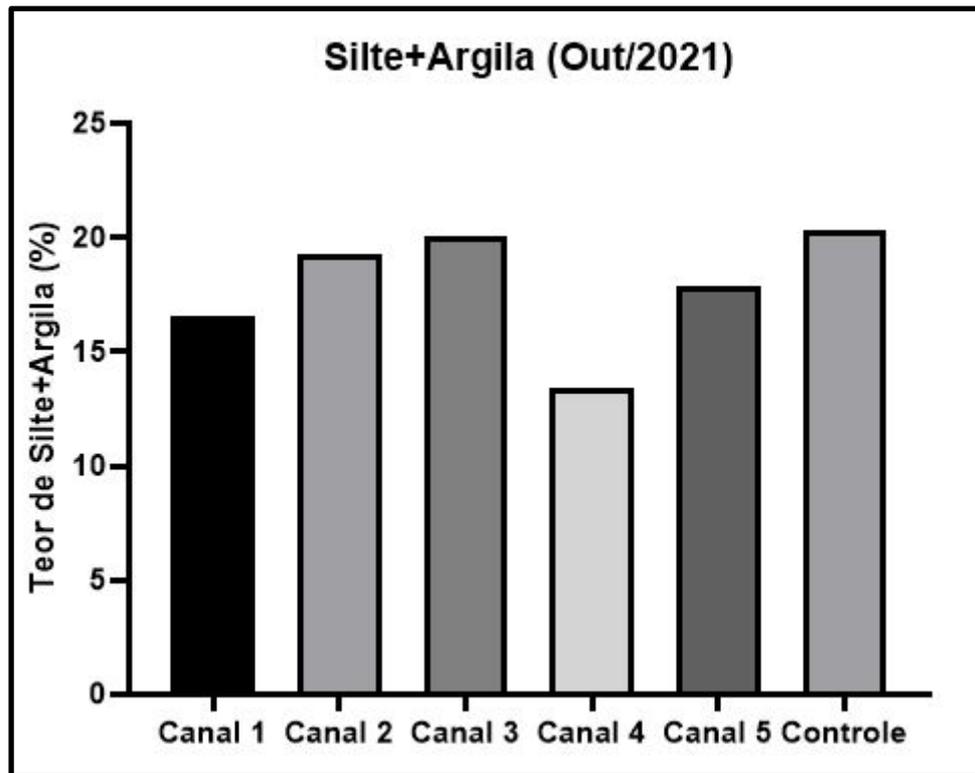
Gráfico 8 – Sedimento total (%) nos canais e área controle (Out/2021).



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Para os teores de silte + argila (%) assim como nas análises realizadas para os 20 meses de monitoramento, para 54 meses também demonstrou um aumento para a maioria dos canais, com exceção do canal 4 que se registrou um menor valor (17.88%) em comparação aos outros canais que apresentaram valores entre 20 e 16% (Gráfico 9), o coeficiente de determinação indicou uma baixa relação com sua linha de tendência ( $r^2= 0,024$ ).

Gráfico 9 – Teores de silte + argila (%) nos canais e na área controle (Out/2021).



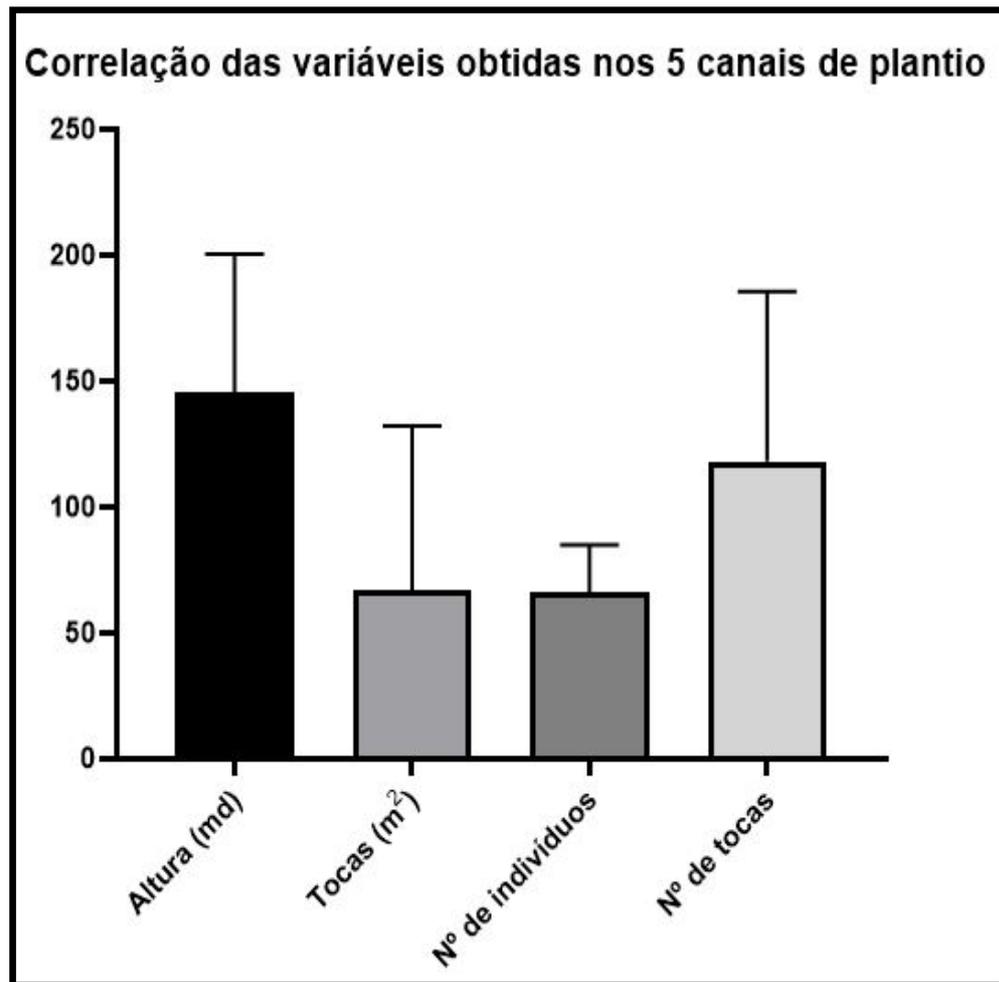
Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Os dados de densidade (plantas e tocas) foram avaliados utilizando-se uma correlação de Pearson para determinar o grau de correlação entre esses parâmetros ocorridos nos 5 canais. Para o parâmetro altura (cm), utilizou-se uma média dentre o total de plantas avaliadas para cada canal e o parâmetro para densidade de caranguejos foi de tocas/m<sup>2</sup> e o número de indivíduos foi a contagem total das plantas presentes em cada canal (Gráfico 10).

Entre os parâmetros avaliados, a densidade de plantas e a altura apresentou uma forte correlação ( $R^2 = 0.739$ ) seguida pela densidade de tocas (m<sup>2</sup>) com a altura ( $R^2 = 0.362$ ) que apesar de ser uma correlação fraca, ainda indica alguma influência para a média.

Não foram observadas correlações entre densidade total de tocas e altura das plantas ( $R^2 = 0.133$ ), e também a quantidade total de plantas com a densidade total de tocas ( $R^2 = 0.055$ ).

Gráfico 10 – Correlação das variáveis nos cinco canais de plantio.



Fonte: Elaborado pelo Autor (2021).

## 5 DISCUSSÃO

### 5.1 SALINIDADE E RECUPERAÇÃO

A salina que antes funcionava na região de floresta de mangue, e que mais tarde foi desativada, acarretou em mudanças principalmente no que diz respeito à capacidade de se recuperar naturalmente. Na região dos apicuns o regime hidrológico é bem restrito, o que favorece uma evaporação e uma maior salinidade do solo, mantida por processos biogeoquímicos avançados como a sulfuração (ALBUQUERQUE *et al.*, 2014). Após o encerramento das atividades na salina, alguns resquícios dos tanques que ficam próximos ao apicum dificultam o regime hidrológico e conseqüentemente alterando a salinidade do local. No ano em que o plantio foi realizado, a salinidade era bastante elevada (91 ppm), com o crescimento sendo maior durante o período chuvoso entre abril e junho e com a ocorrência de maré equinocial, e declinou no período seco onde a salinidade aumenta, demonstrando que o desenvolvimento ocorreu quando as condições hidrológicas como chuva e maré cheia reduziram o sal presente na área e a temperatura.

Após 32 meses do início do plantio na área de restauração, indivíduos de *Avicennia* spp. e *L. racemosa* se estabeleceram naturalmente. Analisando imagens aéreas, e de acordo com o histórico do local, pode-se inferir que a área estava passando por uma recuperação natural. Este processo é geralmente estimulado por pico de crescimento de plantas no período chuvoso.

Essas mudanças ocorrem com o aprimoramento das propriedades hidrológicas e edáficas devido à influência das variáveis de maré e do clima (MONCUNILL, 2006).

Apesar de essas variações e condições hidrológicas favoreçam um desenvolvimento natural, a mortalidade dos propágulos de *R. mangle* e *L. racemosa* a partir de 20 meses, pode ser associada a extremas condições ambientais como salinidade elevada, temperatura e limitações hidrológicas (ELSTER, 2000).

Dessa forma o estabelecimento de uma restauração hidrológica do local foi adotada, com o objetivo de deixar a região mais úmida, o que permitiu a sobrevivência de 90% nas plântulas de *R. mangle* permanecendo alto ainda no primeiro ano.

No canal 4 os propágulos de *R. mangle* foram capazes de resistir à competição e ao período seco, devido a entrada de água estuarina sendo que os propágulos plantados no canal 5 foram os mais desenvolvidos mostrando que a pré-existência de *Avicennia* spp não interfere no desenvolvimento do mangue vermelho podendo assim serem usadas juntas em projetos de restauração.

Muito embora a restauração de mangue seja menos eficiente em regiões secas e com um ciclo de maré limitado (TOLEDO *et al.*, 2001), as condições que foram geradas nos canais 1, 2 e 3 aperfeiçoaram o estabelecimento de *Avicennia* spp. e *L. racemosa*.

Após a abertura dos canais, plântulas de *L. racemosa* começaram a se desenvolver e muitos outros propágulos oriundos dessas plantas cresceram nesses canais. Além disso, as plântulas cresceram rápido ao ponto de desenvolver uma cobertura sobre as *R. mangle* já plantadas e contribuíram para a produção primária através da queda de suas folhas.

O gradiente de salinidade pode ter sido um fator determinante para uma redução na sobrevivência das *R. mangle*. Esse gradiente de salinidade tem sido reconhecido como um estressor potencial e um importante fator que regula os processos fisiológicos tais como crescimento, altura, sobrevivência e padrões de distribuição nos manguezais (LIN & STERNBERG, 1993). Essas plantas como já observado, resistiram e mantiveram seu crescimento nos canais 4 e 5, onde há uma maior interação com a maré.

De acordo com Lin & Sternberg (1992), plantas de mangue são encontradas em regiões de ampla variação de salinidade e algumas espécies têm sido encontradas crescendo em regimes de baixa salinidade (2 ppt).

Apesar da abertura dos canais para aperfeiçoar o regime hidrológico e controlar a salinidade, as plântulas de *R. mangle* sofreram com infecção por lepidópteras, algas e algumas cianofíceas que liberam toxinas. Esses fatores foram bastante intensos no canal 1. A partir do terceiro ano de monitoramento, as taxas de sobrevivência das *R. mangle* já estavam quase chegando a 0%, ao mesmo tempo que *Avicennia* spp. começou a colonizar nos canais 1, 2 e 3 e apresentou um pico aos 32 meses (2019), certamente em consequência do período chuvoso ou até mesmo pela a atividade dos caranguejos ao revolver o solo.

O crescimento de *Avicennia* spp. pode ser explicado pela extrema tolerância ao sal por parte dessas espécies (KIRUI *et al.*, 2008), indicando a permanência dessas plantas ao longo dos 54 meses.

A sobrevivência de *Avicennia* spp. apresentou uma taxa mais baixa em 2021 (54 meses) assim como a taxa de *L. racemosa* e *R. mangle* (no canal 4 e 5), mas médias maiores em altura juntamente com o elevado número de caranguejos e tocas/m<sup>2</sup>, o que pôde ser constatado por meio da correlação utilizada.

## 5.2 MUDANÇAS ABIÓTICAS E BIÓTICAS ASSOCIADAS À RECUPERAÇÃO

Com a abertura dos canais era esperado níveis menores de salinidade devido ao fluxo de água presente na região, mas as análises mostraram que isso não aconteceu,

provavelmente devido a grande quantidade de sal depositada no ambiente.

Uma correlação positiva entre o número de tocas e a salinidade foi observada, algo que não era esperado, pois supunha que haveria um efeito dessalinizador no solo devido ao elevado fluxo de água promovido pelo intenso ato dos caranguejos cavarem tocas (PÜLLMANS *et al.*, 2015; STIEGLITZ *et al.*, 2000).

O efeito de dessalinização proporcionado pelos caranguejos pode ser em partes contrariado pela presença de raízes de *R. mangle* desenvolvida nos canais (PESTANA *et al.*, 2017), o que não se observa nos canais 4 e 5 por exemplo, onde há uma elevada quantidade de tocas de caranguejos e *R. mangle*.

A respeito da porção de sedimentos finos (silte e argila) encontradas nos canais e na área controle (13 a 20%), é comumente relacionado ao hábito alimentar e bioturbação por parte dos chama-maré desde que a maioria dos *pellets* descartados após a filtragem do *M. rapax* possui um baixo conteúdo de sedimentos finos (SAYÃO-AGUIAR *et al.*, 2012).

Ranjan *et al.*, (2010) argumentaram que os sedimentos de mangue possuem um maior teor de silte e argila que sedimentos estuarinos, o que resulta em uma elevada taxa de carbono orgânico. Assim podendo ser elucidado, o fato de a área controle ter apresentado um maior teor de sedimentos finos que por ventura, representa a matéria orgânica.

No entanto, esses caranguejos são importantes reguladores de matéria orgânica no sedimento (KRISTENSEN, 2008), estudos realizados no Rio Pacoti por Bezerra *et al.*, (2006) mostraram que a abundância de *M. rapax* e *L. leptodactyla*, não correlacionaram e correlacionaram negativamente, respectivamente, com a matéria orgânica demonstrando que essas duas variáveis em alguns casos, podem ser desacopladas.

Caranguejos braquiúros são ‘engenheiros de ecossistema’ de manguezais e desempenham papéis significantes na topografia e biogeoquímica do solo e na diversidade da vegetação, estrutura e biomassa através da herbivoria e bioturbação (FERREIRA *et al.*, 2019).

As duas espécies de caranguejos chama-maré (*M. rapax* e *L. leptodactyla*) observadas nesse estudo, habitam regiões de substrato mais arenoso e expostos ao sol que outras espécies e são capazes de tolerar um elevado estresse no ambiente salino ao cavar tocas. Crane (1975) relacionou essas características em relação à toca e ao estresse salino como uma alternativa de se manter em um ambiente mais favorável e conservar suas próprias fontes de sal.

Em contrapartida, alguns trabalhos relacionam a densidade desses caranguejos com a mortalidade de *Avicennia* spp. e *L. racemosa* através do hábito de cavar tocas. Ferreira *et al.*, (2019) observaram esse efeito em regiões de mangue do nordeste do Brasil, no qual a construção de tocas pode influenciar na fragilidade de propágulos de *L. racemosa* causando

mortalidade em decorrência da construção das tocas e de soterrar os propágulos (DELGADO *et al.*, 2001; FERREIRA *et al.*, 2013).

É conveniente relacionar esse efeito com o que foi observado nos canais 1 e 2, no qual se obtiveram poucas tocas por m<sup>2</sup> e maiores médias de altura e número de indivíduos.

Assim como foi observado por meio da correlação que, onde havia maiores médias em altura também havia maior quantidade no número de indivíduos, indicando então que no canal 3 que além de apresentar a maior média de altura, foi o segundo canal com maior densidade de tocas/m<sup>2</sup>, evidenciando uma possível influência da atividade dos caranguejos nessa região. Para o canal 4 essa influência não foi tão perceptível ao passo que, foi registrada uma alta densidade, porém, plantas menores e um menor número de indivíduos. Entre os canais 1 e 2, o número de tocas foi exatamente o mesmo, o número de indivíduos no canal 2 era maior que o canal 1, porém a densidade foi mais baixa e a média foi menor no canal 2, o que pode reforçar a ideia de, que a densidade pode ter uma maior influência que a quantidade total por exemplo.

Ainda assim, a bioturbação promove um aumento na diversidade da meiofauna do sedimento (CITADIN *et al.*, 2016) e o revolvimento do solo tem sido um benefício quanto à aeração de solos anóxicos e crescimento das plantas de mangue (KRISTENSEN 2008; SMITH *et al.*, 2009; MOKHTARI *et al.*, 2016).

Para o canal 5, alguns sinais de herbivoria foram observados em monitoramentos passados (2018). Podendo ter ocorrido por parte de caranguejos maiores, tais como *U. cordatus* e *G. cruentata* pois estes são considerados consumidores dos propágulos (FERREIRA *et al.*, 2007).

Outro fator observado durante o monitoramento foi a infestação por lepidópteros (mariposa, borboleta e etc) após 20 meses do início do plantio, que foi responsável pela mortalidade de 26% dos propágulos de *R. mangle*.

Há evidências de que intensa desfolhação causada por insetos pode afetar negativamente a reprodução de plantas de mangue (ANDERSON *et al.*, 1995).

Menezes & Peixoto (2009) relataram desfoliação e necrose de *A. schaueriana* devido à ação de uma mariposa (*H. puera*) que se espalhou na região de mangue no Rio de Janeiro.

### 5.3 PERSPECTIVAS NA REABILITAÇÃO DE MANGUEZAIS

Na intenção de minimizar os efeitos sociais e ambientais causados pelo aquecimento global, o reflorestamento de manguezais é conhecido por promover a fixação do

carbono atmosférico e outros fatores (FERREIRA *et al.*, 2019; HOEGH-GULDBERG *et al.*, 2019).

Apesar dos manguezais em regiões semi-áridas serem sub-representados nos mapas globais por sua baixa altura e baixo estoque de carbono, ainda assim contribuem para a fixação do carbono e reduzir o aquecimento na região (ADAME *et al.*, 2019; DITTMAN *et al.*, 2019).

E desta forma, a recuperação de manguezais de acordo com condições específicas como o local e a recuperação hidrológica podem ser medidas efetivas para a recuperação do manguezal, podendo também ser utilizada em larga escala, para recuperar áreas ainda maiores.

A auto-recuperação dessas áreas degradadas, pode ser uma solução de baixo custo para a reabilitação desses ecossistemas (FERREIRA *et al.*, 2015), apesar da recuperação ser lenta (REIS-NETO *et al.*, 2013).

## 6 CONCLUSÃO

A região do manguezal do Rio Pacoti vem sendo alvo de atividades antrópicas que ameaçam a biodiversidade e capacidade de recuperação ambiental. A presença de uma salina que funcionou há cerca de 30 anos promoveu alterações de salinidade e fluxo hídrico, desfavorecendo a continuidade quanto ao desenvolvimento da flora e fauna local.

Com a abertura de canais, houve o reestabelecimento da hidrodinâmica local, um balanceamento na salinidade, e conseqüentemente a formação de uma região mais favorável ao desenvolvimento das plantas de mangue e sua fauna associada.

As relações entre as plantas de mangue e os caranguejos foram conjuntas e ambas desempenham um papel de interdependência sobre o outro. No entanto, outras variáveis como fatores geológicos, sazonais, físicos e até químicos, podem também exercer influências ou até mesmo definir o sucesso quanto à restauração de uma região impactada.

O regime hidrológico pode ser um fator chave para a recuperação, não só das plantas como também para a população de caranguejos braquiúros. Os caranguejos, por meio da aeração do solo, demonstram favorecer o crescimento de plantas mas, por outro lado, podem ser dependendo das espécies envolvidas na região, uma influência negativa interferindo no crescimento e desenvolvimento através de herbivoria e também da bioturbação.

Outra característica determinante pode ser a infestação por insetos, que é tão maléfica quanto o efeito contrário que se espera dos caranguejos como “engenheiros de ecossistema” podendo de fato dizimar plântulas em desenvolvimento e de fato determinar a ineficiência de uma recuperação em áreas de mangue.

No mangue do Rio Pacoti, a partir dessas observações, constata-se que a eficiência de um sistema de recuperação está inteiramente atrelada ao que diz respeito à própria região e suas condições específicas.

Para um melhor desempenho da recuperação desses ecossistemas, é de extrema importância que haja sanções legais e meios mais eficientes para evitar empreendimentos como esses, que interrompem o processo natural desses ecossistemas e causam impactos muitas vezes irreversíveis.

Uma solução para esse problema seria, talvez, uma melhor compreensão das partes interessadas que utilizam regiões de manguezal e áreas adjacentes seja para extração de recursos ou até mesmo para o cultivo de crustáceos. A natureza como um todo, depende unicamente da consciência dos humanos em respeitar o espaço um do outro e possuir a iniciativa de promover ações que sejam para preservar e restaurar e produzir mesmo que haja um antagonismo entre eles.

## REFERÊNCIAS

- ABREU, M.O., MEHLIG, U., NASCIMENTO, R.E.S.A & MENEZES, M.P.M. 2006. **Análise de composição florística e estrutura de um fragmento de bosque de terra firme e de um manguezal vizinhos na península de Ajuruteua, Bragança, Pará.** Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi 2(3):27-34.
- ADAME, M. F., E., N., LOVELOCK, C. E., AND BROWN, C. J., 2018. **Avoided emissions and conservation of scrub mangroves: potential for a Blue Carbon project in the Gulf of California, Mexico.** Biol. Lett. 14:20180400. doi: 10.1098/rsbl.2018.0400
- ADAME, M.F., REEF, R., SANTINI, N.S., NAJERA, E., 727 TURSCHWELL, M.P., HAYES, M.A., MASQUE, P., LOVELOCK, C.E., 2021. **Mangroves in arid regions: ecology, threats, and opportunities.** Est. Coast. Shelf Sci. 248, 106796.
- ALBUQUERQUE, A.G.B.M., FERREIRA, T.O., CABRAL, R.L., NÓBREGA, G.N., ROMERO, R.E., 734 MEIRELES, A.J.A., OTERO, X.L., 2014. **Hypersaline tidal flats (apicum ecosystems): the weak link in the tropical wetlands chain.** Environ. Rev. 22, 1-11.
- ANDERSON, C.; LEE, S.Y., 1995. **Defoliation of the mangrove *Avicennia marina* in Hong Kong : Cause and consequences.** Biotropica, 27(2), 218–26.
- AVELINE, L.C., 1980. **Fauna de manguezais brasileiros.** *Revista Brasileira de Geografia*, 42(2):786-821.
- BARBIER, E. B., HACKER, S. D., KENNEDY, C., KOCH, E.W., STIER, A. C., AND SILLIMAN, B. R., 2011. **The value of estuarine and coastal ecosystem services.** Ecol. Monogr. 81, 169–193. doi: 10.1890/10-1510.1
- BARNWELL, F.H. & THURMAN, C.L., 1984. **Taxonomy and biogeography of the fiddler crabs (Ocypodidae: Genus *Uca*) of the Atlantic and Gulf coasts of eastern North America.** Zoological Journal of the Linnean Society of London ISSN: 1096-3642.
- BENEDETTO, M. D., MASUNARI, S., 2009. **Estrutura populacional de *Uca maracoani* (Decapoda, Brachyura, Ocypodidae) no baixo Mirim, Baía de Guaratuba, Paraná;** *Iheringia*, v. 99, n. 4, p. 381-389.

BEINLICH, B. & VON HAGEN, H.O., 2006. **Materials for a more stable subdivision of the genus *Uca* Leach**; *Zoologische Mededelingen*, 80: 9-32.

BEZERRA, L.E.A., DIAS, C.B., SANTANA, G.X., MATTHEWS-CASCON, H., 2006. **Spatial distribution of fiddler crabs (genus *Uca*) in a tropical mangrove of northeast Brazil**. *Sci. Mar.* 70, 759-766.

BOTT, R., 1973. **Die Typus-Art der Gattung *Uca* Leach 1814 (Decapoda: Ocypodidae)**. *Senckenbergiana biologica* 54(4–6):311–314.

BOTT, R., 1973. **Die verwandtschaftlichen Beziehungen der *Uca*-Arten (Decapoda: Ocypodidae)**. *Senckenbergiana biologica* 54(4–6):315–325.

BUNTING P, ROSENQVIST A, LUCAS R, REBELO L, HILLARIDES L, et al. 2018. **The Global Mangrove Watch—a new 2010 global baseline of mangrove extent**. *Remote Sensing* 10:1669

BRAGA, R. A. P.; UCHOA, T. M. M.; DUARTE, M. T. M. B., 1989. **Impactos Ambientais sobre o Mangue de Suape – PE**. *Acta boI. bras. Suplemento*. v 3, n 2,

CARRASQUILLA-HENAO, M., BAN, N., RUEDA, M., AND JUANES, F., 2019. **The mangrovefishery relationship: A local ecological knowledge perspective**. *Mar. Policy* 108:103656. doi: 10.1016/j.marpol.2019.103656

CÉSAR, E. A., 1995. **Lições tiradas da lama**. *Revista Nova Escola*, ano 10, nº87:44-46.

CHAPMAN, V.J., 1976. **Mangrove Vegetation**. Vaduz, Germany: J. Cramer.

CHOW, J., 2018. **Determinants of household fuelwood collection from mangrove plantations in coastal Bangladesh**. *For. Policy Econ.* 96, 83–92. doi: 10.1016/j.forpol.2018.08.007

CITADIN, M., COSTA, T.M., NETTO, S.A., 2016. **The response of meiofauna and microphytobenthos to engineering effects of fiddler crabs on a subtropical intertidal**

**sandflat.** Austral Ecol. 41, 572-579.

COUTINHO, P. N., 1986. **Sugestões para Gerenciamento de Estuários.** Em: Arquivos de Ciências do Mar, Fortaleza, v. 25, p. 77 – 86.

CRANE, J., 1975. **Fiddler Crabs of the World: Ocypodidae: Genus *Uca*.** Princeton, NJ: Princeton University Press.

DAHDOUH-GUEBAS, F., MATHENGE, C., KAIRO, J. G., AND KOEDAM, N., 2000. **Utilization of mangrove wood products around Mida Creek (Kenya) amongst subsistence and commercial users.** Econ. Bot. 54, 513–527. doi: 10.1007/BF02866549

DELGADO P, HENSEL PF, JIME'NEZ JA, DAYD JW., 2001. **The importance of propagule establishment and physical factors in mangrove distributional patterns in a Costa Rican estuary.** Aquat Bot 71:157–178.

DÍAZ, H. & CONDE, J.E., 1989. **Population dynamics and life history of the mangrove crab *Aratus pisonii* (Brachyura, Grapsidae) in a marine environment.** Bulletin of Marine Science, 45(1): 148-163.

DITTMANN, S., MOSLEY, L., CLANAHAN, M., QUINN, J., CROOKS, S., EMMER, I., MIN THOMSON, S. AND SEAMAN, R., 2019. **Proof of concept for tidal re-connection as a blue carbon offset project.** Goyder Institute for Water Research Technical Report Series No. 19/29.

DUARTE, C. M., AGUSTI, S., BARBIER, E., BRITTEN, G. L., CASTILLA, J.C., GATTUSO, J.-P., et al. 2020. **Rebuilding marine life.** Nature 580, 39–51. doi: 10.1038/s41586-020-2146-7.

DUKE, N. C., 1992. **Mangrove floristics and biogeography,** pp. 63-100. Em Robertson, A.I., e Alongi, D. M. (eds.), Tropical Mangrove Ecosystems. Washington, D.C.: Coastal and Estuarine Studies Series, American Geophysical Union, 329 pp.

ELLIOTT, M., BURDON, D., HEMINGWAY, K. L., AND APITZ, S. E., 2007. **Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration: confusing management and science-a revision**

**of concepts.** Estuar. Coast. Shelf Sci. 74, 349–366. doi: 10.1016/j.ecss.2007.05.034

ELLISON, M. A., 2000. **Mangrove restoration: Do We Know Enough?** Restoration Ecology, 8(3), 219-229.

ELLISON, A. M., 2008. **Managing mangroves with benthic biodiversity in mind: moving beyond roving banditry.** J. Sea Res. 59, 2–15. doi: 10.1016/j.seares.2007.05.003

ELLISON A. M, FELSON A. J., AND FRIESS D. A., 2020. Mangrove Rehabilitation and Restoration as Experimental Adaptive Management. Front. Mar. Sci. 7:327. doi: 10.3389/fmars.2020.00327

ELSTER, C., 2000. **Reasons for reforestation success and failure with three mangrove species in Colombia.** Forest Ecol. Manage. 131, 201-214.

FERREIRA, A.C., PIMENTA, H.C.D., DA SILVA, L.D.R., SOUZA, A.S., 2007. **Gestão ambiental de áreas degradadas: um estudo de caso nas nascentes e manguezais do rio Jaguaribe em Natal-RN.** In: Trabalhos Tecnicos do XXIV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitaria e Ambiental. São Paulo, Assoc. Bras. Eng. Sanitária Ambient. (ABES), pp.794 1-11.

FERREIRA, AC, GANADE G, FREIRE FAM, ATTAYDE JL., 2013. **Propagule predation in a Neotropical mangrove: the role of the Grapsid crab Goniopsis cruentata.** Hydrobiologia 707:135–146.

FERREIRA, A.C., GANADE, G., ATTAYDE, J.L., 2015. **Restoration versus natural regeneration in a neotropical mangrove: effects on plant biomass and crab communities.** Ocean Coast. Manag. 110, 38-45.

FERREIRA, A.C, ALENCAR, C.E.R.D.. BEZERRA, L.E.A., 2019. **Interrelationships among ecological factors of brachyuran crabs, trees and soil in mangrove community assemblage in Northeast Brazil.** Comm. Ecol. 20, 277-290.

FERREIRA, A.C., BEZERRA, L.E.A., MATHEWS-CASCON, H., 2019. **Aboveground stock in a restored Neotropical mangrove: Influence of management and brachyuran crab assemblage.** Wetlands Ecol. Manage. 27, 223-242.

FIELD, C. D., 1999. **Mangrove rehabilitation: choice and necessity.** *Hydrobiologia*. R.S 413 Dodd (*ed.*), *Diversity and Function in Mangrove Ecosystems*. Netherlands. 47-52.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION, FAO., 2007. **The world's mangroves 1980-2005.** Rome, Italy: FAO.

GANN, G. D., MCDONALD, T., WALDER, B., ARONSON, J., NELSON, C. R., JONSON, J., et al., 2019. **International principles and standards for the practice of ecological restoration.** Second edition. *Restor. Ecol.* 27, S1–S46. doi: 10.1111/rec. 13035

GIRI, C. et al., 2011. **Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data.** *Global Ecology and Biogeography*, v. 20, p. 154-159.

HAMILTON, L. S. AND S.C. SNEDAKER (eds.), 1984. **Handbook of Mangrove Area Management**, Honolulu: East West Centre.

HAMILTON SE, CASEY D. 2016. **Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21).** *Glob. Ecol. Biogeogr.* 25:729–38.

HERZ, R., 1991. **Manguezais do Brasil.** São Paulo: Instituto Oceanográfico/USP, 277 p.

HOEGH-GULDBERG, O., CALDEIRA, K., CHOPIN, T., GAINES, S., HAUGAN, P., HEMER, M., HOWARD, J., KONAR, M., KRAUSE-JENSEN, D., LINDSTAD, E., LOVELOCK, C.E., MICHELIN, M., NIELSEN, F.G., NORTHROP, E., PARKER, R., ROY, J., SMITH, T., SOME, S., TYEDMERS, P., 2019. **The Ocean as a Solution to Climate Change: Five Opportunities for Action.** Washington, DC: World Resources Institute. <http://www.oceanpanel.org/climate>.

HORCHARD, J. P., HAMILTON, S., AND BARBIER, E. B., 2019. **Mangroves shelter coastal economic activity from cyclones.** *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 116,12232–12237. doi: 10.1073/pnas.1820067116

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Renováveis., 2005. **Diagnóstico da Carcinicultura no Estado do Ceará, relatório final.** Diretoria de Proteção Ambiental

(DIPRO), Diretoria de Licenciamento e Qualidade Ambiental (DILIQ) e Gerência Executiva do Ceará (GEREX-CE). v.1,177p.

KIRUI BYK, HUXHAM M, KAIRO J, SKOV M., 2008. **Influence of species richness and environmental context on early survival of replanted mangroves at Gazi bay, Kenya.** *Hydrobiologia* 603: 171-181.

KOGA, T., M. MURAI, S. GOSHIMA, & S. POOVACHIRANON., 2000. **Underground mating in the fiddler crab *Uca tetragonon*: The association between female life history traits and male mating tactics.** *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 248(1):35–52.

KRISTENSEN, E., 2008. **Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes.** *J. Sea Res.* 59, 30-43.

LACERDA, L. D., 2002. **Mangrove Ecosystems: function and management.** Heidelberg Springer Verlag, v. 1.

LEVINTON, J.S., C. STURMBAUER, AND J.H. CHRISTY., 1996. **Molecular data and biogeography: Resolution of a controversy over evolutionary history of a pan-tropical group of invertebrates.** *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 203(1):117–131.

LEWIS, R.R.,1982. **Mangrove forests,** in R.R. Lewis, ed., *Creation and Restoration of Coastal Plant Communities.* Boca Raton: CRC Press, 153-172

LEWIS, R.R., 1982. **Low marshes, peninsular Florida,** in R.R. Lewis, ed., *Creation and Restoration of Coastal Plant Communities.* Boca Raton: CRC Press, 147-152.

LEWIS, R. R., R. G. GILMORE, JR., D. W. CREWZ AND W. E. ODUM., 1985. **Mangrove habitat and fishery resources of Florida,** in W. Seaman, ed., *Florida Aquatic Habitat and Fishery Resources,* Eustis: Florida Chapter, American Fisheries Society, Florida, 281-336.

LIN G, STERNBERG L., 1992. **Effect of growth form, salinity, nutrient and sulfide on**

**photosynthesis, carbon isotope discrimination and growth of red mangrove (*Rhizophora mangle*).** Aust. J. Plant Physiol. 19:509-517.

LIN G, STERNBERG L., 1993. **Effects of salinity fluctuation on photosynthetic gas exchange and plant growth of the red mangrove (*Rhizophora mangle*).** Journal of Experimental Botany. 44: 9-16.

LUGO, A.E., SNEDAKER, S.C., 1974. **The ecology of mangroves.** Em: Johnson, R.F., Frank, P.W., Michener, C.D. (Eds.), **Annual Review of Ecology and Systematics**, 5, pp. 39-64.

MARTIN, J.W., & DAVIS G.E., 2006. **Historical Trends in Crustacean Systematics.** Crustaceana, 79(11): 1347-1368.

MEIRELES, A. J. A. et al., 2007. **Impactos ambientais decorrentes das atividades da carcinicultura ao longo do litoral cearense, Nordeste do Brasil.** Mercator – Revista de Geografia da UFC, ano 6, n. 12,.

MENEZES, G. V.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; POFFO, I. R. F.; EYSINK, G. G. J., 2005. **Recuperação de Manguezais: um estudo de caso na baixada santista de São Paulo, Brasil.** Brazilian Journal Aquatic Science and Technology, Itajaí, v. 9, n. 1, 67-74 p.

MENEZES, L.F.T.; PEIXOTO, A.L. 2009. **Leaf damage in a mangrove swamp at Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil.** Rev Bras Botânica. 2009, 32(4),715–24.

MIRANDA, P. T. C. ; MARTINS, M. L. R.; SOARES, Z. M. L., 1988. **Levantamento e quantificação das áreas de manguezais no Estado do Ceará Brasil através de sensoriamento remoto.** Em: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento, 5., Natal. Anais. São José dos Campos: INPE. .p 90-94.

MIRANDA, P.T., & NÓBREGA, R.M., 1992. **O que é Manguezal?** Fortaleza: Governo do Ceará/SDU/SEMACE.

MOKHTARI M, GHAFAR MA, USUP G, COB ZC., 2016. **Effects of fiddler crab burrows on sediment properties in the mangrove mudflats of Sungai Sepang, Malaysia.**

Biology 5:1–12.

MONCUNILL, D.F., 2006. **The rainfall trend over Ceará and its implications. In: Proceedings of 8 International Conference on Southern Hemisphere Meteorology and Oceanography (ICSHMO).** Foz do Iguaçu, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais 889 (INPE), p. 315-323.

MOSCATELLI, M. & ALMEIDA, J.R., 1994. **Avaliação de crescimento e sobrevivência de *Rhizophora mangle* em restauração de manguezais no município de Angrados Reis - RJ.** In : I Simpósio Sul-Americano e II Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, Foz do Iguaçu. Anais. Foz do Iguaçu. p.487-499.

MOSCATELLI, M.; DE'CARLI, C. & ALMEIDA, J.R., 1994. **Avaliação preliminar do reflorestamento de manguezais, Lagoa Rodrigo de Freitas.** In: Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira: Subsídios a um Gerenciamento Ambiental, 3, 1993, Serra Negra, Anais. São Paulo: ACIESP, (1):131-34.

MOSCATELLI, M.; TEIXEIRA, M.L.F. & ALMEIDA, J.R., 1997. **O estado da arte na restauração de manguezais no estado do Rio de Janeiro.** In: Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 3. Minas Gerais. Anais. p.525-534.

NG P.K.L., GUINOT D & DAVIE P.J.F., 2008. **Systema Branchyurorum: Part 1. An annotated checklist of extant brachyuran crabs of the world.** Raffles Bullentin of Zoology, Supplement:17, 1-296 p.

OLIVEIRA, L.P.H., 1975. **Recuperação biológica em manguezal na parte oeste da baía de Guanabara.II. Crescimento do manguezal na Ilha do Pinheiro.** Mems Inst. Oswaldo Cruz, 51:503-521.

OLIVEIRA, L.P.H. DE & KRAU, L., 1976. **Estudos aplicados à recuperação biológica da Baía de Guanabara.** Mems Inst. Oswaldo Cruz, 53:435-449.

OLIVEIRA, A. M. E., 1993. **Composição e distribuição ecológica da ictiofauna no estuário do rio Pacoti,** Ceará, Brasil. Tese Professor Titular, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 149p.

- PESTANA, D.F., PÜLMANN, N., NORDHAUS, I., DIELE, K., ZIMMER, M., 2017. **The influence of crab burrows on sediment salinity in a *Rhizophora*-dominated mangrove forest in North Brazil during the dry season.** *Hydrobiologia* 803, 295-305.
- POLIDORO, B. A., CARPENTER, K. E., COLLINS, L., DUKE, N. C., ELLISON, A. M., ELLISON, J. C., et al., 2010. **The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern.** *PLoS ONE* 5:e10095. doi: 10.1371/journal.pone.0010095
- PÜLMANN, N., NORDHAUS, I., DIELE, K., MEHLIG, U., 2015. **Artificial crab burrows facilitate desalting of rooted mangrove sediment in a microcosm study.** *J. Mar. Sci. Eng.* 3, 539-559.
- RANJAN, R. K., ROUTH, J., & RAMANATHAN, A. L., 2010. **Bulk organic matter characteristics in the Pichavaram mangrove – estuarine complex, south-eastern India.** *Applied Geochemistry*, 25(8), 1176–1186.
- RANJAN, R., 2019. **Optimal mangrove restoration through community engagement on coastal lands facing climatic risks: the case of Sundarbans region in India.** *Land Use Policy* 81, 736–749. doi: 10.1016/j.landusepol.2018.11.047
- REIS-NETO, A.S., ANDRADE, A.J., LIGNON, M.C., 2013. **Analyses of the mangroves rehabilitation process in abandoned saltwork area, in the Ceará River, Northeast Brazil.** *Int. J. Appl. Nat. Sci.* 2, 27-36.
- RICHARDS, D. R., & FRIESS, D. A., 2016. **Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000–2012.** *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(2), 344–349. <https://doi.org/10.1073/pnas.1510272113>.
- ROBERTSON, A.I., 1991. **Plant-animal interactions and the structure and function of mangrove forest ecosystems.** *Aust. J. Ecol.*, 16: 433-443.
- ROSENBERG, M.S., 2001. **The Systematics and Taxonomy of Fiddler Crabs: A phylogeny of genus *Uca*.** *Journal of Crustacean Biology*, 21: 839-869.
- SAENGER, P.E., E. HEGERL & DAVIE., 1983. **Global Status of Mangrove Ecosystems.** *The Environmentalist* 3 (Suppl. 3) 1-88.
- SALES, C.V., 1993. **Lagoa do Papicu. Natureza e Ambiente na Cidade de Fortaleza.**

Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo. 344p.

SANTOS, M. et al., 2005. **Proposta de implementação de um sistema para monitoramento e controle na carcinicultura.** Diálogos & Ciência – Revista Eletrônica da Faculdade de tecnologia e Ciências de Feira de Santana, ano 3, n. 6.

SAYÃO-AGUIAR, B., PINHEIRO, M.A.A., COLPO, K.D., 2012. **Sediment bioturbation potential of *Uca rapax* and *Uca uruguayensis* as a result of their feeding activity.** J. Crust. Biol. 32, 223-229.

SILVA, N. R., 2017. **Monitoramento da estrutura vegetal de bosques de mangues sob impactos ambientais como subsídios para recuperação de áreas degradadas no Ceará.** 2017. 167f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.S., 1995. **Manguezal: Ecossistema entre a terra e o mar;** Carribbean Ecological Research; São Paulo. 64p.

SCHULER, C.A.B., ANDRADE V.C & SANTOS D.S., 2000. **O manguezal: Composição e Estrutura.** Em: Barros, H.M., Esquinazi-Leça, S.J.

SCHULTE, E.E & HOPKINS, B.G., 1996. **Estimation of soil organic matter by weight loss-on-ignition.** In: MAGDOFF, F.R.; TABATABAI, M.A. & HANLON Jr., E.A., eds. Soil organic matter: Analysis and interpretation. Madison, SSSAASA, 1996. p.21-31.

SMITH, N.F., WILCOX, C., LESSMANN, J.M., 2009. **Fiddler crab burrowing affects growth and production of the white mangrove (*Laguncularia racemosa*) in a restored Florida coastal marsh.** Mar. Biol. 156, 2255-2266.

SPURGEON, J., 1998. **The socio-economic costs and benefits of coastal habitat rehabilitation and creation,** Marine Pollution Bulletin 37(8-12): 373-382.

STIEGLITZ, T., RIDD, P., MÜLLER, P., 2000. **Passive irrigation and functional morphology of crustacean burrows in a tropical mangrove swamp.** Hydrobiologia 421, 69-76.

TAM, N. F., AND WONG, Y. S., 1995. **Mangrove soils as sinks for wastewater-borne pollutants.** *Hydrobiologia* 295, 231–241. doi: 10.1007/BF00029130

TOLEDO, G., ROJAS, A., BASHAN, Y., 2001. **Monitoring of black mangrove restoration withnursery-reared seedlings on an arid coastal lagoon.** *Hydrobiologia* 444, 101-109.

THOMAS, N., LUCAS, R., BUNTING, P., HARDY, A., ROSENQVIST, A., & SIMARD, M., 2017. **Distribution and drivers of global mangrove forest change, 1996–2010.** *PLoS ONE*, 12(6), 1996–2010. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179302>.

WATSON, J.G., 1928. **Mangrove Forests of the Malay Peninsula.** Malayan Forester, Record No.6. Federated Malay States.

WILKIE, M.L., FORTUNA, S. & SOUKSAVAT, O., 2003. **FAO's database on mangrove area estimates.** Forest Resources Assessment Working Paper no. 62. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.