



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA EM GESTÃO AMBIENTAL

NEILSON ROCHA DA SILVA

MONITORAMENTO DA ESTRUTURA VEGETAL DE BOSQUES DE MANGUES
SOB IMPACTOS AMBIENTAIS COMO SUBSÍDIO PARA RECUPERAÇÃO DE
ÁREAS DEGRADADAS NO CEARÁ

FORTALEZA

2018

NEILSON ROCHA DA SILVA

**MONITORAMENTO DA ESTRUTURA VEGETAL DE BOSQUES DE MANGUES
SOB IMPACTOS AMBIENTAIS COMO SUBSÍDIO PARA RECUPERAÇÃO DE
ÁREAS DEGRADADAS NO CEARÁ**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – *Campus* Fortaleza, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Orientador (a): Profa. Dra. Rafaela Camargo Maia

Fortaleza - CE

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação Instituto Federal do Ceará - IFCE
Sistema de Bibliotecas - SIBI
Ficha catalográfica elaborada pelo SIBI/IFCE, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S586m Silva, Neilson Rocha da.
MONITORAMENTO DA ESTRUTURA VEGETAL DE BOSQUES DE MANGUES SOB
IMPACTOS AMBIENTAIS COMO SUBSÍDIO PARA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS
NO CEARÁ / Neilson Rocha da Silva. - 2018.
162 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal do Ceará, Mestrado em Tecnologia e Gestão
Ambiental, Campus Fortaleza, 2018.
Orientação: Prof. Dr. Rafaela Camargo Maia.

1. Conservação de manguezais. 2. Gestão ambiental. 3. Mudanças de mangue. I. Título.
CDD 628

NEILSON ROCHA DA SILVA

**MONITORAMENTO DA ESTRUTURA VEGETAL DE BOSQUES DE MANGUES SOB
IMPACTOS AMBIENTAIS COMO SUBSÍDIOS PARA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS
DEGRADADAS NO CEARÁ**

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal do Ceará como requisito para a obtenção do título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Aprovada em 08/03/2018

BANCA EXAMINADORA



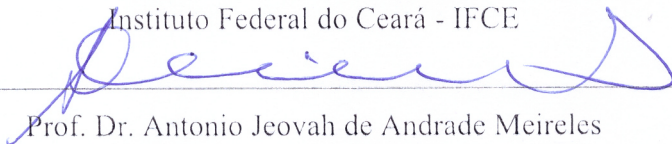
Presidente Profa. Dra. Rafaela Camargo Maia

Instituto Federal do Ceará - IFCE



Membro Prof. Dr. Gemmelle Oliveira Santos

Instituto Federal do Ceará - IFCE



Prof. Dr. Antonio Jeovah de Andrade Meireles

Universidade Federal do Ceará - UFC

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, em especial a minha mãe,
Helenice Rocha, por apoiar as minhas decisões.
A todos que se dedicam a qualidade ambiental
e a conservação dos ecossistemas.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, que sempre me guiou e não me desamparou diante dos obstáculos impostos pelos homens.

Aos meus familiares e amigos que me deram força, incentivo e apoio.

À Cledina que teve atenção e bom senso para resolver questões burocráticas referentes ao mestrado e pelas conversas agradáveis em momentos de descontração.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa que me permitiu cursar e realizar esta pesquisa.

À professora Rafaela Camargo Maia, pela oportunidade de realizar essa pesquisa, pela confiança, pelo aprendizado e orientação.

Aos membros passados e atuais da equipe de pesquisa do Laboratório de Ecologia de Manguezais pelo esforço e participação das coletas de dados desta pesquisa.

A todos que contribuíram para a realização desta pesquisa, muito obrigado!

RESUMO

Os manguezais têm sido alvo de muitos impactos diretos e indiretos, de origem natural e antrópica. No Estado do Ceará, os bosques de mangue são impactados por diferentes atividades como construções de barragens na bacia hidrográfica, resíduos sólidos, desmatamento e instalações de empreendimento de carcinicultura, além das condições geoclimáticas desfavoráveis. Neste contexto, o objetivo do presente trabalho foi monitorar a estrutura vegetal de mangues sob impactos de carcinicultura e desmatamento como subsidio para recuperação de áreas degradadas. Para tanto, os bosques de mangue nas áreas impactadas foram monitorados nos anos de 2008, 2011, 2014 e 2016, sendo avaliado a altura, DAP, área basal, densidade, frequência, dominância, valor de importância da espécie e relações com fatores ambientais. Também foram produzidas mudas de espécies pioneiras sob efeito de efluente (presença e ausência) e níveis de sombreamento (0%, 30%, 50% e 70%), para essas mudas foram avaliadas a altura, diâmetro do coleto, matéria seca, teor de água contida na plântula, crescimento primário e secundário, índice de qualidade de Dickson e relações com fatores ambientais. As análises estatísticas utilizadas foram Análise de Variância (ANOVA), Teste de Tukey, Teste-t e Correlação Linear. Os resultados mostram que a expansão dos empreendimentos de carcinicultura (área ocupada) teve correlação forte e positiva com a mortalidade do bosque de mangue. Em área impactada por carcinicultura o bosque está tornando-se monoespecífico, dominado por *Rhizophora mangle*. Nas áreas desmatadas a recolonização ocorre lentamente, pois as espécies secundárias não conseguem manter uma população equilibrada, havendo maior resistência e permanência da espécie pioneira *Laguncularia racemosa*. Os propágulos das espécies pioneiras de tamanho e peso maior são melhores para a produção de mudas, pois desenvolveram plântulas mais vigorosas e de maior qualidade. O efluente diluído a 22,22% não interferiu na taxa de germinação e no estabelecimento de plântulas, porém, apresentou potencial toxicológico nas plântulas de mangue pelo acúmulo de ferro, restringindo o desenvolvimento. Fisiologicamente, as plântulas de *Laguncularia racemosa* tiveram maior resistência aos impactos do desmatamento. Quanto aos efeitos do efluente, *Laguncularia racemosa* foi mais susceptível, apresentando menor crescimento e desenvolvimento. Por fim, o melhor sombreamento para as espécies pioneiras foi a de 50%, promovendo melhor desenvolvimento. Assim, este trabalho gerou uma série de informações importantes para ações de recuperação de áreas degradadas de mangue.

Palavras-chave: Conservação de manguezais, gestão ambiental, mudas de mangue.

ABSTRACT

Mangroves are the targets of many direct and indirect impacts, of natural and anthropogenic origin. In the State of Ceará, Brazil, mangrove forests are impacted by different activities such as dam constructions in the river basin, solid waste, deforestation and shrimp farming facilities, as well as unfavorable geoclimatic conditions. In this context, the objective of this work was to monitor the vegetation structure of mangroves under shrimp and deforestation impacts as a subsidy for the recovery of degraded areas. To that end, the mangrove forests in the impacted areas were monitored in the years of 2008, 2011, 2014 and 2016. The height, collecting diameter, basal area, density, frequency, dominance, importance value of the species and relations with environmental factors were evaluated. Seedlings were also produced under effluent effect (presence and absence) and shading levels (0%, 30%, 50% and 70%). The height, collection diameter, dry matter, of water contained in the seedling, primary and secondary growth, Dickson quality index and relationships with environmental factors. The statistical analysis used were Analysis of Variance (ANOVA), Tukey's Test, t-Test and Linear Correlation. The results show that the expansion of the shrimp farms (occupied area) had a strong and positive correlation with the mortality of the mangrove forest. In an area impacted by shrimp farming the forest is becoming monospecific, dominated by *Rhizophora mangle*. In the deforested areas, recolonization occurs slowly, because the secondary species can not maintain a balanced population, with greater resistance and remaining of the pioneer species *Laguncularia racemosa*. The propagules of the pioneer species of larger size and weight are better for the production of seedlings, since they have developed more vigorous and higher quality seedlings. The effluent diluted to 22.22% did not interfere with the germination rate and the establishment of seedlings, it presented toxicological potential in mangrove seedlings due to the accumulation of iron, restricting development. Physiologically, the seedlings of *Laguncularia racemosa* had greater resistance to the impacts of deforestation. Finally, the best shade for the pioneer species was 50%, promoting better development. Thus, this work generated a series of important information on actions for the recovery of degraded mangrove areas.

Keywords: Mangrove conservation, environmental management, mangrove forest seedlings.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Mapa de localização do Município de Acaraú – CE, localizado na Latitude - 2.888126° e Longitude -40.117764°.	44
Figura 2 - Mapa da ocupação do solo do manguezal do rio Acaraú, com indicação das áreas escolhidas para o monitoramento da estrutura vegetal nos anos de 2008 a 2016.	45
Figura 3 - Representação gráfica da metodologia utilizada no estudo da estrutura vegetal, ilustrando os transectos, parcelas, posição referente ao rio e suas delimitações.	46
Figura 4 - Ilustração do procedimento em campo para estimar a altura das árvores utilizando um clinômetro rustico feito com transferido.	48
Figura 5 – Abundância de árvores vivas nos anos de 2008, 2014 e 2016.	50
Figura 6 – Altura, média com erro padrão das árvores vivas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2008, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de Tukey.	52
Figura 7 – DAP, média com erro padrão das arvores vivas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2008, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de Tukey.	53
Figura 8 – Área basal, média com erro padrão das arvores vivas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2008, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de Tukey.	53
Figura 9 – Abundância de indivíduos dos gêneros <i>Rhizophora</i> , <i>Avicennia</i> e <i>Laguncularia</i> nos anos de 2008, 2014 e 2016.	54
Figura 10 – Altura, média com desvio padrão das arvores mortas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2008, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de Tukey.	55
Figura 11 – DAP, média com desvio padrão das arvores mortas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2008, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de Tukey.	56
Figura 12 – Área basal, média com desvio padrão das arvores mortas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2008, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de Tukey.	56
Figura 13 - Altura, média com desvio padrão das plantas juvenis vivas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2014 e 2016.	58

Figura 14 - DAP, média com desvio padrão das plantas juvenis vivas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2014 e 2016.	59
Figura 15 – Área basal, média com desvio padrão das plantas juvenis vivas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2014 e 2016.	59
Figura 16 – Abundância de indivíduos vivos e mortos nos anos de 2011, 2014 e 2016.	61
Figura 17 - Altura, média com desvio padrão das arvores vivas da área amostral impactada por desmatamento nos anos de 2011, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de Tukey.	63
Figura 18 - DAP, média com desvio padrão das arvores vivas da área amostral impactada por desmatamento nos anos de 2011, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de Tukey.	64
Figura 19 - Área basal, média com desvio padrão das arvores vivas da área amostral impactada por desmatamento nos anos de 2011, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de Tukey.	64
Figura 20 - Fragmentos do bosque de mangue impactado por desmatamento com Solo exposto e perda de solo e de matéria orgânica (percepção visual pela descaracterização da cor, típica de solo mangue). Sendo A : visão geral do bosque de mangue impactado e B : visão da área amostral com observação de galhos e troncos cortados, ambas as figura A e B possibilitam a visão do solo pobre e a intensa luminosidade.	65
Figura 21 – Porcentagem de árvores cortadas ao longo dos anos de 2011, 2014 e 2016.	66
Figura 22 – Porcentagem de indivíduos por parcelas na área amostral em 2016.	66
Figura 23 - Altura, média com desvio padrão das arvores mortas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2008, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de Tukey.	68
Figura 24 - DAP, média com desvio padrão das arvores mortas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2008, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de Tukey.	68
Figura 25 - DAP, média com desvio padrão das arvores mortas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2008, 2014 e 2016.	69
Figura 26 - Representatividade em porcentagem das plantas juvenis nos anos de 2014 e 2016.	70
Figura 27 - Altura, média com erro padrão das plantas juvenis vivas da área amostral impactada por desmatamento nos anos de 2014 e 2016.	72

Figura 28 - DAP, média com erro padrão das plantas juvenis vivas da área amostral impactada por desmatamento nos anos de 2014 e 2016. _____	72
Figura 29 - Área basal, média com erro padrão das plantas juvenis vivas da área amostral impactada por desmatamento nos anos de 2014 e 2016. _____	73
Figura 30 – Barragem do rio Acaraú pelo projeto de abertura de reservatórios e canais de água no perímetro Irrigado do Baixo Acaraú, com destaque para a redução da vazão do rio em 2012. _____	78
Figura 31 - Necrose das raízes secundárias da espécie <i>Laguncularia racemosa</i> durante a germinação. _____	88
Figura 32 - Diferença significativa da matéria seca da raiz, matéria seca da parte aérea, tamanho da raiz e matéria fresca total por peso dos propágulos de <i>Laguncularia racemosa</i> , com média e erro padrão. _____	90
Figura 33 - Diferença significativa do grupo 3 em altura e matéria fresca total por peso dos propágulos de <i>Avicennia schaueriana</i> , com média e erro padrão. _____	91
Figura 34 - Diferença significativa do grupo 3 em matéria seca da raiz, matéria seca da parte aérea e matéria seca total por peso dos propágulos de <i>Avicennia schaueriana</i> , com média e erro padrão. _____	91
Figura 35 – Propágulos das espécies <i>Avicennia schaueriana</i> e <i>Laguncularia racemosa</i> foram separados visualmente pelo tamanho, de maneira que ambos os tratamento recebessem propágulos semelhantes. As numerações 1, 2 3 são referentes as repetições. _____	97
Figura 36 – Substrato de mangue, seco e destorroado, pronto para ser utilizado. _____	98
Figura 37 – Estrutura de madeira coberta com filme plástico para proteção contra chuva utilizada para a realização do experimento. _____	99
Figura 38 – Altura média e erro padrão das plântulas da espécie <i>Laguncularia racemosa</i> ao longo das semanas (1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7) para os tratamentos com e sem efluente, Análise de Variância (ANOVA). _____	103
Figura 39 – Altura média e erro padrão das plântulas da espécie <i>Avicennia schaueriana</i> ao longo das semanas para os tratamentos com e sem efluente. _____	103
Figura 40 – Diâmetro do coleto (DC) média e erro padrão para a espécie <i>Laguncularia racemosa</i> . _____	104
Figura 41 – Diâmetro do coleto (DC) média e erro padrão para a espécie <i>Avicennia schaueriana</i> . _____	104
Figura 42 – Crescimento primário média e erro padrão das espécies <i>Laguncularia racemosa</i> e <i>Avicennia schaueriana</i> de acordo com os tratamentos com e sem efluente. _____	105

Figura 43 – Crescimento secundário da espécie <i>Laguncularia racemosa</i> de acordo com os tratamentos com e sem efluente.	106
Figura 44 – Crescimento secundário da espécie <i>Avicennia schaueriana</i> de acordo com os tratamentos com e sem efluente.	106
Figura 45 - Desenvolvimento foliar da espécie <i>Avicennia schaueriana</i> .	107
Figura 46 - Desenvolvimento foliar da espécie <i>Laguncularia racemosa</i> .	108
Figura 47 – Disposição dos mini viveiros com sombrite de diferente níveis de sombreamento (0%, 30%, 50% e 70%), com distribuição casualizada.	118
Figura 48 – Altura média e erro padrão entre os níveis de sombreamento (0%, 30%, 50% e 70%) para as plântulas de <i>Laguncularia racemosa</i> , submetidos a ANOVA.	121
Figura 49 - Altura média e erro padrão entre os níveis de sombreamento (0%, 30%, 50% e 70%) para as plântulas de <i>Avicennia schaueriana</i> , submetidos a ANOVA.	122
Figura 50 – Diâmetro do coleto das plântulas de <i>Laguncularia racemosa</i> , Análise de Variância entre os níveis de 0%, 30%, 50% e 70% de sombreamento.	123
Figura 51 – Crescimento primário média e erro padrão das espécies <i>Laguncularia racemosa</i> e <i>Avicennia schaueriana</i> de acordo com os tratamentos de 0%, 30%, 50% e 70%.	124
Figura 52 - Crescimento secundário média e erro padrão das espécies <i>Laguncularia racemosa</i> e <i>Avicennia schaueriana</i> de acordo com os tratamentos de 0%, 30%, 50% e 70%.	125
Figura 53 – Matéria seca total média e erro padrão das espécies <i>Laguncularia racemosa</i> de acordo com os tratamentos de 0%, 30%, 50% e 70%.	126
Figura 54 - Água contida nas plântulas de <i>Laguncularia racemosa</i> , Análise de Variância entre os níveis de 0%, 30%, 50% e 70% de sombreamento.	127
Figura 55 – Porcentagens de ramificações nas espécies de mangue por nível de sombreamento.	130
Figura 56 – Representação em porcentagem das características fisiologias, germinação e mortalidade das plântulas de <i>Laguncularia racemosa</i> .	130
Figura 57 – Representação em porcentagem das características fisiologias, germinação e mortalidade das plântulas de <i>Avicennia schaueriana</i> .	131

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resultado da análise química do solo dos mangues impactados da camada de 0 à 20cm.	47
Tabela 2 - Dominância, Frequência, Densidade e Valor de Importância das Espécies relativas das árvores vivas do bosque de mangue impactado por carcinicultura.	51
Tabela 3 - Dominância das espécies de árvores mortas do bosque de mangue impactado por carcinicultura.	55
Tabela 4 - Dominância, Frequência, Densidade e Valor de Importância das Espécies relativas das plantas juvenis vivas do bosque de mangue impactado por carcinicultura.	57
Tabela 5 - Dominância, Frequência, Densidade e Valor de Importância das Espécies relativas das plantas juvenis mortas do bosque de mangue impactado por carcinicultura.	60
Tabela 6 - Dominância, Frequência, Densidade e Valor de Importância das Espécies das árvores vivas do bosque de mangue impactado por desmatamento.	62
Tabela 7 - Dominância, Frequência, Densidade e Valor de Importância das Espécies relativas das árvores mortas do bosque de mangue impactado por carcinicultura.	67
Tabela 8 - Dominância, Frequência, Densidade e Valor de Importância das Espécies relativas das plantas juvenis vivas do bosque de mangue impactado por desmatamento.	70
Tabela 9 - Dominância, Frequência, Densidade e Valor de Importância das Espécies relativas das plantas juvenis mortas do bosque de mangue impactado por carcinicultura.	74
Tabela 10 - Intervalo de confiança: correlação linear entre a estrutura do bosque de mangue impactado por carcinicultura e fatores ambientais para os anos de 2008, 2014 e 2016. Onde NAV = número de árvores vivas, NAM = número de árvores mortas, R. = reservatório e Precip. = precipitação.	76
Tabela 11 - Intervalo de confiança: correlação linear entre a estrutura do bosque de mangue impactado por desmatamento e fatores ambientais para os anos de 2011, 2014 e 2016. Onde NAV = número de árvores vivas, NAM = número de árvores mortas, R. = reservatório e Precip. = precipitação.	76
Tabela 12 – Correlação entre dados estruturais do bosque mangue e a expansão da carcinicultura próxima da área de estudo. Onde NAV = número de árvores vivas e NAM = número de árvores mortas.	79
Tabela 13 - Dados estruturais dos propágulos testados no experimento.	85
Tabela 14 - Resultados da média da dimensão (Dim) em mm, matéria fresca (M. fresca) em gramas, tempo de germinação (tempo G) em dias, germinação (G) em porcentagem, índice de	

velocidade de germinação (IVG) e índice de qualidade de Dickson (IQD) das espécies <i>Laguncularia racemosa</i> e <i>Avicennia schaueriana</i>	87
Tabela 15: Resultados da análise de variância unidirecional (ANOVA) conduzida entre diferentes parâmetros morfológicos das mudas: tamanho da raiz (cm); matéria fresca total (g); peso seco das raízes (g); peso seco da parte aérea (g) e o peso dos grupos do propágulo de <i>Laguncularia racemosa</i> . Onde SS = soma dos quadrados sequenciais, DF = grau de liberdade, MS = quadrados médios, F = valor de variância e P = evidência contra a hipótese nula.	89
Tabela 16 - Resultados da análise de variância unidirecional (ANOVA) realizado entre diferentes parâmetros morfológicos das mudas: matéria fresca total em grama; peso seco das raízes (g); peso seco da parte aérea (g); altura da parte aérea (cm); matéria seca total (g) e o peso dos grupos do propágulo de <i>Avicennia schaueriana</i> . Onde SS = soma dos quadrados sequenciais, DF = grau de liberdade, MS = quadrados médios, F = valor de variância e P = evidência contra a hipótese nula.	89
Tabela 17 – Peso de 10 propágulos em gramas das espécies <i>Avicennia schaueriana</i> e <i>Laguncularia racemosa</i> para cada réplica dos tratamentos.	97
Tabela 18 – Porcentagem de plântulas vivas de <i>Avicennia schaueriana</i> e <i>Laguncularia racemosa</i> por semana durante o experimento.	102
Tabela 19 – Desenvolvimento secundário, ramificações em centímetro da espécie <i>Laguncularia racemosa</i> ao longo das semanas para tratamento sem efluente.	109
Tabela 20 – Desenvolvimento secundário, ramificações em centímetro da espécie <i>Avicennia schaueriana</i> ao longo das semanas.	109
Tabela 21 – Resultados do Índice de Qualidade de Dickson aplicado nas plântulas das espécies <i>Laguncularia racemosa</i> e <i>Avicennia schaueriana</i> , irrigadas com e sem efluente.	110
Tabela 22 – Resultado da análise química do tecido vegetal das plântulas irrigadas com e sem efluente. Onde Trat. = tratamento, Avicen. = <i>Avicennia schaueriana</i> e Lagun. = <i>Laguncularia racemosa</i>	110
Tabela 23 – Resultado da análise do substrato antes e depois da irrigação com e sem efluente.	111
Tabela 24 – Resultado da análise química e física do substrato do solo impactado por desmatamento.	117
Tabela 25 – Temperatura nas unidades experimentais.	118
Tabela 26 – Porcentagem de plântulas da espécie <i>Laguncularia racemosa</i> por semana.	119
Tabela 27 – Porcentagem de plântulas da espécie <i>Laguncularia racemosa</i> por semana.	120

Tabela 28 – Teste ANOVA para o diâmetro do coleto das plântulas de <i>Avicennia schaueriana</i>	124
Tabela 29 – Teste de ANOVA não significativa para matéria seca da espécie <i>Avicennia schaueriana</i>	126
Tabela 30 – Teste de ANOVA não significativa para o teor de água na espécie <i>Avicennia schaueriana</i>	127
Tabela 31 – Índice de qualidade das plântulas produzidas sob diferentes níveis de sombreamento.....	129

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	19
1.1	Justificativa	20
1.2	Objetivos	21
1.2.1	<i>Objetivo geral</i>	21
1.2.2	<i>Objetivos específicos</i>	21
	CAPÍTULO 1	22
2	REFERENCIAL TEÓRICO	22
2.1	O Ecossistema de Manguezal	22
2.2	A Flora do Manguezal	24
2.3	A Estrutura Vegetal do Bosque de Mangue	27
2.4	Manguezais Impactados: Alterações ambientais por carcinicultura e desmatamento	31
2.5	Regeneração de Bosque de Mangue	33
2.6	Monitoramento do Bosque de Mangue	37
2.7	Medidas Protetivas Referentes ao Ecossistema de Manguezal	39
	CAPÍTULO 2	42
3	MONITORAMENTO DA ESTRUTURA VEGETAL DOS BOSQUES DE MANGUE IMPACTADOS POR CARCINICULTURA E DESMATAMENTO NO ESTUÁRIO DO RIO ACARAÚ	42
3.1	Introdução	42
3.2	Materiais e Método	43
3.3	Resultados e Discussão	50
3.3.1	<i>Análise da Estrutura Vegetal dos Bosques de Mangue Impactados por Carcinicultura</i>	50
3.3.1.1	<i>Análise estrutural das árvores adultas vivas</i>	50
3.3.1.2	<i>Análise estrutural das árvores adultas mortas</i>	54
3.3.1.3	<i>Análise estrutural de plantas juvenis</i>	57

3.3.2	<i>Análise da Estrutura Vegetal do Bosque de Mangue Impactado por Desmatamento</i>	61
3.3.2.1	<i>Análise estrutural das árvores adultas</i>	61
3.3.2.2	<i>Análise estrutural de plantas juvenis</i>	69
3.3.3	<i>Reflexos dos Mangues Monitorados em Resposta aos Fatores Ambientais, Instalações de Empreendimentos e o Desmatamento</i>	75
3.4	Conclusões	81
CAPÍTULO 3		83
4	AVALIAÇÃO DO TAMANHO E PESO DE PROPÁGULOS DAS ESPÉCIES PIONEIRAS DE MANGUE NA FORMAÇÃO DE PLÂNTULAS	83
4.1	Introdução	83
4.2	Material e Método	84
4.2.1	<i>Área de Estudo e Coleta de Sementes</i>	84
4.2.2	<i>Procedimentos em Laboratório</i>	85
4.2.3	<i>Análise dos Dados</i>	86
4.3	Resultados e Discussão	87
4.4	Conclusões	92
CAPÍTULO 4		94
5	O EFEITO DO EFLUENTE DA CARCINICULTURA NO CRESCIMENTO E SOBREVIVÊNCIA DE PLÂNTULAS DE MANGUE NO NORDESTE DO BRASIL	94
5.1	Introdução	94
5.2	Material e Métodos	95
5.2.1	<i>Área, Escolha de Espécies e Descrição do Estudo</i>	95
5.2.2	<i>Coleta de Propágulos e Procedimentos em Laboratório</i>	96
5.2.3	<i>Coleta do Substrato</i>	98
5.2.4	<i>Irrigação das plântulas</i>	98
5.2.5	<i>Estrutura e Delineamento Experimental</i>	98
5.2.6	<i>Coleta de Dados e Análises Laboratoriais do Tecido Vegetal das Plântulas, Substrato e do Efluente</i>	99
5.2.7	<i>Análise dos Dados</i>	100

5.3	Resultados e Discussão	101
5.4	Conclusões	114
CAPÍTULO 5		115
6	AVALIAÇÃO DO CRESCIMENTO E SOBREVIVÊNCIA DE PLÂNTULAS DE MANGUE SOB DIFERENTES INTENSIDADES LUMINOSAS: SIMULANDO O EFEITO DO DESMATAMENTO DOS MANGUEZAIS	115
6.1	Introdução	115
6.2	Material e Métodos	116
6.2.1	<i>Irrigação</i>	116
6.2.2	<i>Coleta e Caracterização Físico-química do Substrato</i>	116
6.2.3	<i>Estrutura e Delineamento Experimental</i>	117
6.2.4	<i>Análise dos Dados</i>	118
6.3	Resultados e Discussão	119
6.4	Conclusão	131
7	CONCLUSÃO FINAL	133
REFERÊNCIAS		135

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os manguezais são ecossistemas costeiros, característicos de zonas tropicais, que realizam diversos serviços ecossistêmicos, dentre eles, controle da hidrodinâmica e erosão, proteção contra tempestades, estabilização das condições climáticas da linha costeira, são base de cadeias alimentares estuarinas e marinhas, oferta de recursos para flora, fauna e para o homem (ALONGI, 2008; BARBIER et al., 2008; UNESCO, 2016).

É um ecossistema que se enquadra na definição de Área de Proteção Permanente (APP), com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012), tendo sua proteção instituída no Brasil pela Lei nº 12.651 de 2012.

Os manguezais brasileiros ocorrem entre os Estados do Amapá e de Santa Catarina, e sua flora é conhecida como mangue (BRASIL, 2012). Esses bosques de mangue são constituídos de seis espécies de árvores (SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986; SCHAEFFER-NOVELLI, 1987), No Estado do Ceará foram descritas quatro espécies verdadeiras de mangue: *Laguncularia racemosa*, *Avicennia schaueriana*, *Avicennia germinans* e *Rhizophora mangle* (MAIA; COUTINHO, 2012).

A composição e estrutura dos bosques de mangue fornecem habitats, nicho e recursos para vários organismos, oferecendo estabilidade ambiental, perpetuação das espécies e recursos para o homem. Entretanto, os bosques têm sido constantemente desmatados tanto para extração da madeira quanto para uso e ocupação do solo por empreendimentos aquícolas.

No município de Acaraú – CE, o desmatamento do manguezal é um dos pontos mais críticos quanto à degradação e descaracterização da paisagem e da dinâmica desse ecossistema (ARAÚJO; FREIRE, 2007b). A expansão da carcinicultura também tem contribuído para desmatamento. Segundo Pessoa (2015) no município de Acaraú de 2001 a 2014, o aumento da área produtora desta atividade foi da ordem de mais 700%. Além de provocar impactos secundários como aumento da luminosidade, temperatura ambiente, perda da qualidade do solo e grandes lançamentos de efluentes.

Neste contexto, a dissertação apresenta informações fitoecológicas das espécies de bosques de mangue sob impactos ambientais, importantes para a conservação dos manguezais, estando dividida em capítulos. O capítulo 1 apresenta o referencial teórico, com uma série de informações de apoio ao melhor entendimento da dissertação. O capítulo 2 é uma análise da estrutura de bosques de mangues impactados por desmatamento e efluentes de carcinicultura,

visando o compreensão de seus efeitos sob o mangue aliado aos efeitos da gestão da bacia hidrográfica e do clima a médio prazo. O capítulo 3 trata-se de uma análise da qualidade, taxa de germinação e vigor das plântulas formadas por diferentes tamanhos e pesos de propágulos; subsidiando os capítulos 4 e 5, uma vez que os propágulos de mangue não são comercializados e conseqüentemente não possuem selos de qualidade, taxa de germinação e pureza. O capítulo 4 buscou avaliar a germinação e o desenvolvimento das plântulas pioneiras de mangue sob o efeito do efluente de carcinicultura. No capítulo 5 foi avaliado a germinação e o desenvolvimento das plântulas pioneiras de mangue sob o efeito de diferentes níveis de luminosidade, simulando as conseqüências da redução do sombreamento pelo desmatamento. Todos os capítulos estão interligados, contendo informações que subsidiam a recuperação e conservação dos bosques de manguezais.

1.1 Justificativa

Os manguezais têm grande importância econômica, social e ecológica, entretanto (SOARES, 1999), o desenvolvimento econômico, o crescimento urbano e demográfico têm sobrecarregado esse ecossistema. A extração de recursos naturais e o uso e ocupação do solo de forma excessiva, insustentável e com uma gestão deficiente, tem gerado inúmeros impactos antrópicos negativos, como verificado no trabalho de Campanili e Prochnow (2006), Copque e Cunha (2009).

As medidas protetivas são importantes para a integridade desse ecossistema. Em âmbito internacional, os manguezais são protegidos por dispositivos legais de preservação de zonas costeiras. No Brasil, esses ecossistemas são protegidos pelo Código Florestal (Lei nº 12.651 de 2012), que reconhece o manguezal em toda a sua extensão como Área de Preservação Permanente (APP). Entretanto, a execução das medidas protetivas tem se demonstrado ineficientes, desta maneira, tornando os ecossistemas de manguezais vulneráveis e frágeis com o avanço dos impactos antrópicos.

Neste contexto, os estudos dos impactos ocorridos nesses ecossistemas são de grande valia, pois seus resultados permitem melhor compreensão de como o ecossistema absorve e reage aos impactos; dão suporte para adequação ou aprimoramento de normativas, geram informações para trabalhos com educação ambiental, Planos de Recuperação de Áreas Degradadas, EIA/RIMA, entre outros.

Assim, o monitoramento de dados físicos, químicos e biológicos, é de suma importância para avaliação do ambiente, e fundamental para futuras propostas de conservação

e manejo acerca do manguezal (SOVERNIGO, 2009). O monitoramento da flora torna-se mais eficiente do que aquele baseado na mensuração de parâmetros físico-químicos, pois se atribui a estrutura vegetal dos manguezais uma importante ferramenta que pode ser considerada indicadora de áreas alteradas (SOARES, 1999; PAULA, 2016). Com isso, o monitoramento da estrutura vegetal realizado no presente trabalho contribuirá com importantes informações sobre manguezais impactados por desmatamento e carcinicultura na bacia hidrográfica do rio Acaraú. A produção de mudas de mangue sob diferentes luminosidades e na presença de efluentes de carcinicultura também contribuirá com informações sobre o desenvolvimento de mangues em áreas impactadas por estes tensores e o entendimento das possibilidades de recomposição natural dessas áreas.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

Monitorar a estrutura vegetal de mangues sob impactos de carcinicultura e desmatamento como subsidio para recuperação de áreas degradadas.

1.2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar a estrutura vegetal dos bosques de mangue impactados por desmatamento e carcinicultura;
- Comparar os dados atuais da estrutura vegetal dos bosques de mangues impactados com os dados pretéritos obtidos para região;
- Produzir mudas de mangue experimentalmente;
- Avaliar o crescimento e a sobrevivência de mudas de mangue sob diferentes intensidades luminosas, simulando o efeito do desmatamento;
- Avaliar o crescimento e a sobrevivência de mudas de mangue sob o efeito dos efluentes de carcinicultura.

CAPÍTULO 1

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 O Ecossistema de Manguezal

Os manguezais são ecossistemas compostos por duas zonas, uma vegetada e outra de transição para ambientes de solo consolidado (conhecida como *salt flat*). As zonas dominadas pela vegetação são denominadas de mangue e a zona de transição se divide em Salgado e Apicum. As áreas cuja salinidade varia entre 100 e 150 ppm são denominadas de Salgado, podendo ocorrer a presença de vegetação herbácea específica, e, áreas com salinidade variando entre 150 e 1000 ppm, são denominadas de Apicum, e são desprovidas de vegetação (BRASIL, 2012).

Os solos dos manguezais são halomórficos (PUPIN, 2013; ALBUQUERQUE et al., 2015), caracterizados por serem saturados de água, salinos, com baixo teor de oxigênio e altos teores de nutrientes e matéria orgânica (CINTRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI, 1983). O perfil dos solos dos manguezais varia de acordo como o seu material de origem, podendo ser solos quartzarênicos, Glay, Orgânicos e Aluviais (EMBRAPA, 1978; OLIVEIRA, 1979; LANI, 1998; ROSSI; MATTOS, 2002). Com relação à coloração desses solos, as cores predominantes ao longo do perfil são variações do amarelo ao cinza para amostras secas e a cor preta com variações oliva, bruna e acinzentada para amostras úmidas (ROSSI; MATTOS, 2002).

Esse ecossistema ocorre em margens de corpos hídricos como rios, lagunas e áreas de remanso na interface entre a terra e o mar (ALVES, 2008; PUPIN, 2013). São encontrados em regiões tropicais e subtropicais geograficamente localizado em zonas costeiras podendo se estender até as latitudes de aproximadamente de 32° N e 39°S (SESSEGOLO, 1997) e representam um quarto da costa tropical e 3% do total das florestas tropicais do mundo (SPALDING et al., 1997; MISHRA et al., 2012).

No Brasil, os manguezais existem desde a foz do rio Oiapoque, no Estado do Amapá (4° 30' N), até o Estado de Santa Catarina, tendo como limite sul o município de Laguna (latitude 28° 30' S) (REIS, 2007; DIAS; HANAZAKI; VIEIRA, 2011; BRASIL, 2012; THIERS, 2013). Na região nordeste do Brasil, os manguezais localizados entre o Maranhão e o Rio Grande do Norte são conhecidos como zona de mangues secos (ALVES, 2001). Esses manguezais geralmente estão associados a estuários e lagunas (MAIA et al., 2005).

No Estado do Ceará, em virtude das características hídricas da região semiárida, as drenagens de pequeno porte apresentam condições de hipersalinização nos períodos de estiagem (MORAIS et al. 2006). Nessas condições, os mangues ocorrem em pequenas extensões principalmente em estuários onde são afetados por regime de maré entre dois a quatro metros (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990; MAIA et al., 2006). O rio Acaraú, com uma das maiores áreas com ecossistemas de manguezais no Estado, associado ao complexo de cordões arenosos e planícies de marés lamosas no litoral, propiciou a formação de lagunas salinas com a colonização de mangues (MORAIS et al. 2006).

Os manguezais apresentam características como estrutura, produtividade, decomposição de serapilheira e exportação de detritos distintas, o que possibilitou Lugo e Snedaker (1974) a classificarem os manguezais em ribeirão, franja, bacia, rede, ilha e anão. Posteriormente, Cintrón e Schaeffer-Novelli (1983) revisaram e reduziram esta classificação para três categorias (franja, ribeirão e bacia).

As florestas de franja ocorrem em terrenos mais elevados que a linha média da preamar, nas bordas das costas protegidas e ilhas recebendo relevantes quantidades de nutrientes e carbono de origem marinha (LACERDA; KJERFVE, 1993). Os bosques ribeirinhos se caracterizam pela presença constante de nutrientes, fluviais e de água doce. Devido a isso os bosques ribeirinhos possuem maior desenvolvimento estrutural (LACERDA; KJERFVE, 1993; CINTRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI, 1992). As florestas do tipo bacia crescem em depressões onde a renovação das águas ocorre mais lentamente mantendo condições físicas e químicas do solo mais uniformes (CINTRÓN e SCHAEFFER-NOVELLI, 1992).

Esse ecossistema destaca-se por sua alta produtividade e diversidade funcional, fornecendo abrigo, reprodução, nidificação e forragem para Mollusca, Crustacea, Plâncton, ictiofauna e aves (Theropoda) residentes e migratórias (BARAN; HAMBREY, 1998; ALVES, 2001; NAGELKERKEN et al., 2008; THATOI; BISWAL 2008; MARIANO, 2009; MARTINS; COUTO; DELABIE, 2011). Os principais fatores que explicam a alta produtividade e diversidade funcional dos manguezais são a quantidade constante de matéria orgânica, concentração dos nutrientes, turbidez da água, diversidade estrutural das plantas, predação reduzida, aumento do espaço vivo (a diversidade, a complexidade estrutural e a superficialidade dos habitats estuarinos fornecem múltiplos nichos espaciais e tróficos favoráveis aos juvenis) e domínio de abastecimento alimentar (BARAN; HAMBREY, 1998; NAGELKERKEN et al., 2008).

A alta produção de matéria orgânica é fundamental nos processos de ciclagem de nutrientes que influenciam a rica cadeia alimentar presente aos manguezais (ALVES, 2001). A

mineralização microbiana da matéria orgânica são os principais processos por trás da disponibilidade de nutrientes (ALVES, 2001; MISHRA et al., 2012; LUO et al. 2015). No ecossistema de manguezal ocorrem vários grupos de bactérias de vida livre, fungos e leveduras fixadoras de nitrogênio, solubilizadores de fosfato, decompositores de celulose, nitrificantes e desnitrificadoras, oxidantes de enxofre, oxidantes de ferro e redutores de ferro (GUTKNECHT; GOODMAN; BALSER, 2006; HOLGUIN et al., 2006; MISHRA et al., 2012; LUO et al., 2015).

Os manguezais desempenham um papel importante nos ciclos biogeoquímicos, recebem solos de uma variedade de fontes, bem como detritos da vegetação franja, principalmente material orgânico gerado dentro do próprio estuário, além de entradas de solos e insumos induzidas pelo homem (HUSSAIN, BADOLA, 2008) e disponibilizam nutrientes como fósforo inorgânico, nitrogênio, potássio e carbono orgânico para zonas costeiras adjacentes, bem como os ecossistemas terrestres por meio do transporte ativo e passivo (MENGHINI, 2008).

O ecossistema de manguezal realiza diversos serviços ambientais como filtros biológicos, habitat para espécies produtoras e exportadoras de detritos, controladores da hidrodinâmica e erosão, proteção contra tempestades, estabilização das condições climáticas da linha costeira, purificação e armazenamento de água, retenção de contaminantes; e valores, como base de cadeias alimentares estuarinas e marinhas, oferta de recursos para flora, fauna e para o homem (ALONGI, 2008; BARBIER et al., 2008; UNESCO, 2015).

Assim, os ecossistemas de manguezais possuem elevada importância ecológica, econômica e social (SOARES, 2006). No entanto, atualmente, há um grande desafio na preservação dos ecossistemas de manguezal, pois são direta e indiretamente afetados por perturbações antrópicas, promovendo mudanças ambientais que afetam os ciclos hidrológicos e biogeoquímicos (MANDAL; RAY; GHOSH, 2013). Havendo a indicação de que o valor dos serviços ecossistêmicos estão se deteriorando constantemente devido à expansão de reservatórios de água salobra, lançamento de efluentes como a atividade de carcinicultura e o desenvolvimento da economia local (ZHANG et al., 2007).

2.2 A Flora do Manguezal

A flora do ecossistema de manguezal é também conhecida popularmente como mangue, uma vegetação composta por poucas espécies de angiospermas (SCHAEFFER-NOVELLI, 1991). A sua baixa riqueza de espécies é atribuída as condições instáveis desse ambiente (estressante) (CALEGARIO, 2012; PUPIN, 2013), pois os solos são hidromórficos,

apresentando alta concentração de sais, carência de oxigênio e constantemente inundados (ROSSI; MATTOS, 2002). No mundo, a flora é constituída por 70 espécies, sendo 17 espécies encontradas somente neste ecossistema (MAIA, 2005; AMORIM, 2009).

Na América, as espécies de mangue estão distribuídas em cinco gêneros (*Rhizophora*, *Avicennia*, *Laguncularia*, *Conocarpus* e *Pelliciera*) (SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986). No Brasil, ocorrem seis espécies vegetais verdadeiras de mangue: *Avicennia germinans*, *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle*, *Rhizophora racemosa* e *Rhizophora harrisonii* (SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986; SCHAEFFER-NOVELLI, 1987).

No Estado do Ceará, os bosques de mangue comportam quatro espécies vegetais lenhosas (*Avicennia germinans*, *Avicennia schaueriana*, *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*) (MAIA; COUTINHO, 2012). No estuário do Rio Acaraú, foram encontradas as mesmas espécies vegetais verificadas no Estado além da espécie *Conocarpus erectus* (L. 1753) (PAULA; MAIA, 2012), característica de regiões não pantanosas, como praias arenosas e costas rochosas onde as concentrações de sais são mais amenas, não sendo considerado mangue verdadeiro (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995; SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986).

Espécies do gênero *Rhizophora* são conhecidas popularmente por mangue vermelho ou mangue verdadeiro. A árvore podem alcançar em média 19 metros de altura e 30 centímetros de DAP (diâmetro à altura do peito, medido a 1,30 m do solo), na idade adulta (MAIA et al., 2006). O tronco possui casca lisa e clara, que ao ser raspado mostra uma cor vermelha (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995). Suas folhas com formato arredondado apresentam cor verde escuro, brilhantes. O fruto, chamado de propágulo, é cilíndrico com cerca de 15-20 cm de comprimento (PAULA, 2015).

O gênero *Avicennia* é conhecido popularmente por mangue preto ou mangue siriúba. A árvore pode alcançar 11 metros de altura e 20 centímetros de DAP (diâmetro à altura do peito, medido a 1,30 m do solo), na idade adulta (MAIA et al., 2006). As folhas são bicolores, sendo verdes em cima e esbranquiçadas em baixo, isso devido a minúsculas escamas (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995; SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986). A distinção básica das duas espécies do gênero *Avicennia* são os formatos das folhas, as de *A. germinans* possuem formato lanceolada, enquanto em *A. schaueriana* as folhas são obovadas (SEMACE, 2006). O propágulo é oval e pequeno, com cerca de 2-5 centímetros de comprimento (PAULA, 2015).

O gênero *Laguncularia* é conhecido popularmente por mangue branco, mangue manso ou tinteira. É um gênero monoespecífico. A árvore que pode alcançar cerca de 12 metros de altura e 30 centímetros de DAP (diâmetro à altura do peito, medido a 1,30 m do solo), na idade

adulta (MAIA et al., 2006). Suas folhas obovadas com ápices arredondados e emarginados, apresenta folhas com pecíolo vermelho e duas glândulas em sua parte superior, junto à lâmina da folha (MAIA et al., 2006). Os propágulos medem cerca de 1,5 a 2 cm de comprimento (SCHAEFFERNOVELLI, 1995; SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986).

A flora possui um alto grau de especialização com características morfológicas e adaptações capazes de resistir a alterações de salinidade, variações de maré, ventos fortes, altas temperaturas e solos com diferentes condições anaeróbicas, dispersão de propágulos pelas correntes controlada pelas marés, ausência de anéis de crescimento entre outros (SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986; ALONGI, 2002; GRANEK; RUTTENBERG, 2008).

Os sistemas radiculares da flora são adaptadas à solos inconsolidados e pouco oxigenado. O gênero *Rhizophora* possuem as raízes adventícias (rizóforos) com função de escora que auxiliam na sustentação da planta no solo inconsolidado, impedindo que sejam arrancados pela energia das ondas (TOMLINSON, 1986; DUKE, 2002; MENEZES, 2006). Nos gêneros *Laguncularia* e *Avicennia*, podem-se observar estruturas pneumatóforos, essas estruturas são ramificações com geotropismo negativo que surgem das raízes axiais, desempenhando importante função no processo de respiração das raízes (DUKE, 1992). Tanto os rizóforos quanto os pneumatóforos apresentam pequenos orifícios em seu caule, denominados lenticelas, que auxiliam nas trocas gasosas (TOMLINSON, 1986).

As folhas das espécies que compõem a flora necessitam eliminar ou diluir o excesso de sal em nível de folhas. Por exemplo, as glândulas de sal, localizadas nas folhas das espécies de *Avicennia* e *Laguncularia* permitem que essas plantas eliminem o excesso do sal, evitando que este circule juntamente com a seiva elaborada (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995; TOMLINSON, 1986; DUKE, 1992). Já o gênero *Rhizophora* tolera salinidade de até 55 ppm, e eliminam o excesso de sal pelas cutículas (SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986).

A reprodução da flora também exibem adaptações, já que muitas espécies apresentam viviparidade. Neste caso a semente germina ainda presa à planta mãe, produzindo propágulos que acumulam grande quantidade de reservas nutritivas. Após se desprenderem da planta mãe, os propágulos podem flutuar por longos períodos até encontrarem local adequado para sua fixação (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995).

A flora do manguezal possui sua zonação condicionada pela interação de diferentes variáveis ambientais, como a influência da amplitude de marés, clima, topografia, matéria orgânica, salinidade e fertilidade do solo, solo e competição das espécies por recursos (SMITH; DUKE, 1987; LIMA; TOGNELLA, 2012; MANDAL; RAY; GHOSH, 2013; COSTA; ROCHA; CESTARO, 2014; LUO et al., 2015).

As espécies vegetais do gênero *Rhizophora* dominam ambientes de franja em recepção ao mar, bordas de canais ou locais lamosos com alto grau de inundação (LUGO; SNEDAKER, 1974; SCHAEFFER-NOVELLI, 1995; SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986). Já os gêneros *Avicennia* e *Laguncularia* dominam os locais mais afastados da água e abrigados com topografia elevada, com solo mais seco (LUGO; SNEDAKER, 1974; MAIA, 2010).

Outra característica que atua na zonação destes gêneros é o tamanho e o peso das estruturas reprodutivas (JIMÉNEZ; SAUTER, 1991; FRUEHAUF, 2005). Dessa forma, explica-se a ocupação das áreas próximas à água por *Rhizophora*, já que esse gênero possui propágulos maiores e mais pesados, podendo alcançar o substrato mesmo com a maré cheia. Enquanto os gêneros *Avicennia* e *Laguncularia* possuem propágulos pequenos e leves que flutuam na água, e assim, só conseguem se fixar e desenvolver em locais onde o substrato fique um período prolongado sem ser atingido pelas marés. Essas condições são encontradas nos locais mais elevados e afastados dos rios e do mar (MAIA, 2010).

Esse padrão de zonação, embora muito comum, não é obrigatoriamente encontrado em todos os locais, devido à variabilidade das características ambientais de cada manguezal (FRUEHAUF, 2005; OLIVEIRA; TOGNELLA, 2014). Havendo manguezais sem padrão de zonação evidente, caso encontrado em regiões estuarina do Estado do Ceará, podendo haver sobreposição de espécies (PAULA; MAIA, 2012).

Dessa forma, alterações nas características do ecossistema de manguezal podem causar sensíveis mudanças na distribuição, zonação, composição e estrutura da flora (JIMENEZ et al., 1985). A estrutura vegetal demonstra a grande maleabilidade e potencialidade de acomodação diante das alterações de origem natural quanto antrópica (SILVA; BERNINI; CARMO, 2005; BARBOSA, 2010), sendo esta frequentemente estudada no entendimento das respostas das alterações ocorridas no ecossistema.

2.3 A Estrutura Vegetal do Bosque de Mangue

A estrutura e fisiologia vegetal dos bosques de mangue são regidas pela interação de fatores em escala global, regional e local. Apesar de existirem fatores em escala global que determinam a sua ocorrência, os atributos estruturais são determinados pela interação de fatores em escala regional e em escala local (LUGO et al, 1980; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990; SOARES et al, 2003).

Em escala global, os bosques de mangues apresentam adaptações estruturais e fisiológicas para sobreviver em um ecossistema com solo não consolidado, pouco oxigenado,

frequentemente inundado pelas marés (SHAEFFER-NOVELLI, 1995; SOBRINHO; ANDRADE, 2009) e com desenvolvimento estrutural máximo próximo à Linha do Equador, onde há grandes amplitudes de maré, pluviosidade elevada e temperaturas altas e constantes (CINTRON; SCHAEFFERNOVELLI, 1983; SHAEFFER-NOVELLI, 1995;).

Em escala regional, as condicionantes ambientais como relevo, geomorfologia, temperatura média anual, biológicas, evapotranspiração potencial e amplitude de marés são importantes para classificação do manguezal (THOM, 1982; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990; PELLEGRINI et al., 2009). No Brasil, tais condicionantes ambientais permitiram Schaeffer-Novelli et al. (1990) classificar o litoral em oito unidades fisiográficas. De acordo com essa divisão, cada unidade apresentaria um desenvolvimento estrutural similar por estar submetida às mesmas condições ambientais regionais (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990).

Em escala local, o bosque de mangue apresenta uma característica bastante marcante devido a sua capacidade de modelar-se de acordo com as variações ambientais, se tornando distinta em relação a bosques com uma mesma composição de espécies (BERNINI; REZENDE, 2010; LIMA; TOGNELLA, 2012). Isso por que, a estrutura do bosque de mangue é resultante das influências das variáveis ambientais. Odum (1967) denomina essa capacidade de modelar-se e torna-se distinta em relação a outros bosques com mesma composição de espécies de “Assinatura energética”.

As características dos bosques de mangue em escala local são influenciadas principalmente pela amplitude da maré, topografia do relevo e uso e ocupação de solos adjacentes; tipo de solo, aporte de água doce, frequência de inundação, capacidade de dispersão e competição intraespecífica, salinidade, umidade do solo, textura do solo e nutrientes (FERNANDES, 2003; MCLEOD; SALM, 2006; SEIXAS; FERNANDES; SILVA, 2006; BERNINI; REZENDE, 2010; LIMA; TOGNELLA, 2012; LONDE et al, 2013; COSTA; ROCHA; CESTARO, 2014; SOUZA et al., 2014).

Lima e Tognella (2012) fizeram uma revisão conceitual sobre a estrutura e função dos manguezais, explanando que os gradientes ambientais reguladores (salinidade, pH, concentração de sulfetos); recursos (nutrientes, espaço, luz) e hidroperíodo (duração e frequência de inundação) em conjunto, determinam a estrutura e a função do ecossistema manguezal, que serão limitados de acordo com o nível de stress imposto pelos fatores globais, regionais e locais.

Destaca-se ainda, em escala local, a importância dos fatores bióticos no desenvolvimento estrutural dos bosques de manguezais, como os caranguejos das famílias Ocypodoidea e Grapsoidea (Brachyura, Decapoda), que constroem suas tocas entre as raízes da

vegetação, principalmente entre as raízes de *Rhizophora mangle*, que proporciona sombra, solo macio úmido e abrigo contra predadores (ARAÚJO, 2013). A escavação constante de galerias permite o transporte de oxigênio para dentro da galeria (LINHARES, 2010; FREITAS, 2011), a aeração do solo, além de servir como forma alternativa de eliminação do gás sulfídrico (H_2S), considerado tóxico para as plantas de mangue, restringindo a absorção de nutrientes e em concentrações de $2,5 \text{ mg L}^{-1}$ pode matar as raízes (LIMA; TOGNELLA, 2012). Outro fato, é que a maioria destes caranguejos são detritívoros, ajudando assim na ciclagem de nutrientes, além de ter um importante efeito sobre a atividade microbiana (ARAÚJO, 2013). Assim, os fatores bióticos desempenham papéis importantes na topografia do relevo e biogeoquímica dos solos, importante para o desenvolvimento da floresta (MOTTA; BARCELLOS, 2007).

Cabe ressaltar também que em regiões de clima úmido, o desenvolvimento estrutural dos bosques é significativamente mais elevado do que em regiões de clima seco (BERNINI; REZENDE, 2004). Entende-se que o desenvolvimento estrutural do bosque de mangue apresenta relação direta com índice de precipitação e umidade do substrato (POOL et al., 1977). Em ambientes com recursos limitados como baixas temperaturas, geadas, secas e altas salinidades intersticiais, o desenvolvimento estrutural é significativamente menor do que em áreas sujeitas a altas descargas de águas doces e *inputs* de nutrientes (LUGO; SNEDAKER, 1974; DUKE et al., 1998).

A salinidade é uma das medidas importantes para a caracterização de manguezais (COSTA; ROCHA; CESTARO, 2014; SOUZA et al., 2014), pois mesmo crescendo em um ambiente inundado, a salinidade elevada reduz o potencial osmótico das plantas (PASCOALINI et al., 2014). Devido a isso, os bosques de mangue diminuem seu potencial hídrico nos tecidos com relação ao solo, um mecanismo para regular o excesso de sais. Sendo a relação entre as concentrações de íons de Na^+ , Cl^- e K^+ determinantes na diversidade estrutural e funcional (PASCOALINI et al., 2014). A hipersalinidade afeta a aquisição de carbono, pode causar desintegração de cloroplastos e promove a redução na concentração de clorofila devido à fotoinibição crônica (PASCOALINI et al., 2014), que por sua vez aumenta os gastos energéticos e reduz os fotoassimilados.

Em alta salinidade, os bosques de mangue podem apresentar baixo porte estrutural ou anões, como por exemplo, na Ilha de Itarana no município de São João de Pirabas – PA, que durante o período chuvoso favoreceu o aparecimento de uma vegetação de pequeno porte, composta principalmente de *Rhizophora mangle* (SOUZA et al., 2014) e na região Nordeste do Brasil, onde verifica-se a ocorrência de florestas anãs devido a elevada salinidade (CINTRÓN; SCHAEFFER – NOVELLI, 1985). Segundo Costa, Rocha e Cestaro (2014) também há uma

redução da altura dos indivíduos no sentido da foz do estuário em direção ao interior do mangue, devido ao aumento da salinidade.

Contudo, alterações no ecossistema de manguezal por eventos naturais ou antrópicos podem gerar no ambiente um novo padrão estrutural. Novos padrões estruturais tendem a ocorrer principalmente por alterações antrópicas que frequentemente resultam na degradação do manguezal e limitações do ecossistema (MISHRA et al., 2012; CASASCO et al., 2014). As limitações do ecossistema de manguezal podem ser inferidas por meio de estudos da estrutura vegetal dos bosques como altura média do bosque, diâmetro das árvores, área basal e densidade das árvores. Soares (1999) e Soares et al. (2003) atribuem a estrutura pouco desenvolvida a alteração antrópica em área de mangue.

Bernini e Rezende (2010) estudaram a estrutura da vegetação de 13 sítios no manguezal do estuário do rio Itabapoana, ES-RJ. Dos 13 sítios estudados, um grupo de seis sítios exibem dominância de *L. racemosa* em área basal e em número de troncos. Nesse grupo, a contribuição em área basal de indivíduos vivos >10,0cm variou de 0 a 33%, o DAP médio de 3,7 a 5,5 cm e a densidade de troncos de 5.846 a 21.000 troncos.ha⁻¹. Segundo os autores, a presença de *L. racemosa* está associada as florestas alteradas, pode ser verificado em três sítios, que apresentaram sinais de perturbação causados pela alteração da circulação hídrica, assoreamento e aterros. Em tais locais, observou-se a disposição de lixo, corte de vegetação e lançamento de efluentes domésticos (BERNINI; REZENDE, 2010).

Santos et al. (2012) observaram que o manguezal estudado, situado na porção leste do estuário do rio São Francisco, apresenta um baixo desenvolvimento estrutural, como altura da floresta variando entre 4,34 e 8,36 m, DAP médio de 4,59 e 8,66 cm, área basal viva de 3,22 a 19,63 m²/ha⁻¹ e a densidade de troncos vivos de 766,66 a 3175, troncos por ha⁻¹, pois encontra-se sob tensão de fatores antrópicos e naturais (erosão marinha), e que a pressão humana foi o tensor de maior relevância sobre os bosques, resultando em alterações estruturais.

Paula (2015) em seu trabalho, no Norte do Estado do Ceará, verificou que os padrões de estrutura vegetal observados foram alterados em função dos diferentes tipos de impactos ambientais, sendo que nas áreas impactadas há maior frequência de *Laguncularia racemosa* e *Avicennia germinans*. Paula (2015) também verificou que as áreas impactadas por desmatamento e resíduos sólidos tiveram baixos valores de altura, DAP e área basal.

Em áreas de carcinicultura foi observado o oposto, mangues estruturalmente mais desenvolvidos, devido as grandes quantidades de nutrientes e matéria orgânica disponível em excesso nas águas que são jogadas para os canais de maré do manguezal (PAULA, 2015). Ela

ainda conclui que as áreas impactadas apresentaram mais plantas juvenis de *A. germinans* e *L. racemosa*, já que estas espécies são mais resistentes.

Soares et al. (2003) consideram que o mosaico estrutural é reflexo da sobreposição da natureza variável dos distúrbios, suas características, variabilidade espacial e temporal, variação na frequência e capacidade do sistema de se recuperar frente ao distúrbio. Assim, os manguezais exibem uma grande variabilidade estrutural, reflexos das características e os hábitos de crescimento das espécies que o constituem, dos diferentes fatores ambientais e alterações ou degradações que atuam no sistema variando em qualidade, tempo e intensidade (CINTRON-MOLERO; SCHAEFFER-NOVELLI, 1992; SOARES et al., 2003; SANTOS, 2009; LIMA, 2011).

De maneira geral, a heterogeneidade estrutural pode ser atribuída principalmente à diferença de idade das florestas em virtude da intervenção antrópica (SOARES, 1999), mas há casos em que os bosques estudados apresentam diferentes estágios de desenvolvimento, no entanto, poderiam ser fruto de um processo de declínio natural na densidade populacional (MENEZES; BERGER; WORBS, 2003).

A caracterização estrutural da vegetação dos manguezais constitui importante ferramenta no que diz respeito compreensão de processos como sucessão, produção primária, grau de desenvolvimento, nível de degradação ou estado de preservação, a diversidade, o porte da comunidade e resposta dos bosques de mangue ao estresse, tanto de origem natural como antrópica (PELLEGRINI et al., 2009; KILCA et al., 2011).

2.4 Manguezais Impactados: Alterações ambientais por carcinicultura e desmatamento

No Brasil, os manguezais também são submetidos aos efeitos do crescimento humano e pressão econômica com suas diversas atividades (setor industrial, desenvolvimento urbano, barragem de rios, aquicultura, agropecuária, lançamento de resíduos sólidos, lixão, produção de sal, aterros visando a construção civil, turismo entre outros) que resultam em pressões sobre o balanço de solos e águas em estuários, fluxo de nutrientes e poluentes, além do desmatamento direto das florestas (CAMARGO et al. 2004; MAIA, 2005; NANNI; NANNI, 2005; WAYCOTT et al. 2009; JUNIOR, 2011) . Os efeitos sobre o ambiente costeiro podem se dá por meio da erosão e sedimentação, eutrofização e mudanças nas cadeias alimentares e na estrutura de comunidades (MAIA, 2005).

No município de Acaraú-CE, o manguezal do Rio Acaraú passa principalmente por impactos de implantação de empreendimentos de eólicas, poluição do rio, crescimento urbano,

disposição inadequada de resíduos sólidos, construções de barragens e reservatórios, e a expansão da carcinicultura (ARAÚJO; FREIRE, 2007a; SOUZA, 2016). Segundo Araújo e Freire, (2007b), na faixa litorânea de Acaraú, o desmatamento do manguezal é um dos pontos mais críticos quanto à degradação e descaracterização da paisagem e da dinâmica desse ecossistema, com índice de abundância de indivíduos inferior a maioria dos demais estuários do Estado (MAIA et al., 2005).

Além disso, em 2005, Acaraú contemplava 32 empreendimentos de carcinicultura, destes, 78,1% interferiam diretamente em áreas de mangue, 82,8% não faziam recirculação da água e 89,7% não possuíam bacia de sedimentação; 18 empreendimentos promoviam o desmatamento arbóreo de forma expressiva e 30 empreendimentos estavam instalados em Área de Preservação Permanente (IBAMA, 2005). Em 2011, o município destaca-se como o segundo maior produtor de camarão do Estado, com 32 produtores, dos quais 29 captam água dos estuários e 18 não tem licença ambiental para funcionamento (ABCC/MPA, 2013). Segundo Pessoa (2015), no município de Acaraú de 2001 a 2014, ou seja, em 13 anos o aumento da área produtora desta atividade foi da ordem de mais 700%, tornando-se o principal produtor brasileiro.

A remoção da cobertura da vegetação do manguezal para abertura de tanques de carcinicultura ou extração de madeira altera bruscamente tanto a estrutura das populações arbóreas, como da comunidade em um todo (ALBUQUERQUE et al., 2015). O desmatamento gera no ambiente aumento da erosão, temperatura, evapotranspiração, redução da biodiversidade, diminuição da área de mangue, mudança na paisagem, contaminação dos corpos hídricos pelo aumento de carga orgânica, geração de solos, assoreamento, aumento no fornecimento de detritos para o sistema de drenagem, aumento da turbidez e eutrofização (REIS, 2007; ORMOND et al., 2004; SILVA; OLIVEIRA; JUNIOR, 2013).

Os empreendimentos de carcinicultura além de promover o desmatamento geram águas residuárias no desenvolvimento de suas atividades, e, esse efluente é descartado no ecossistema de manguezal sem o devido tratamento (PAULA; MORAIS; PINHEIRO, 2006). Os impactos ambientais mais comumente causados pela carcinicultura são: bloqueio do fluxo das marés; contaminação da água por efluentes dos viveiros das fazendas; disseminação de larvas e pós-larvas de espécie exótica; salinização do lençol freático; impermeabilização do solo; erosão dos taludes, dos diques e dos canais de abastecimento e de drenagem; soterramento de gamboas e canais de maré; redução e extinção de habitats; comprometimento de atividades pesqueiras em zonas adjacentes às fazendas; disseminação de doenças infecciosas; expulsão de comunidades tradicionais de suas áreas de trabalho; mudança da base da cadeia alimentar; desequilíbrio do

ecossistema entre outros (ORMOND, 2004; IBAMA, 2005; FIGUEIRÊDO et al., 2006; OSTRENSKY; BORGHETTI; SOTO, 2008; FERREIRA, 2011).

As alterações no uso do território e dos recursos ameaçam a biodiversidade e têm reduzido os estoques pesqueiros (SILVA, 2004). Segundo Latorre (2014) o desenvolvimento da carcinicultura no Equador causou danos ecológicos em massa, particularmente nas áreas de mangue. Os impactos gerados pelo desmatamento e efluente de carcinicultura afetam a fauna, a flora, o solo, a água, como também o sociocultural. Várias áreas de mariscagem e captura de caranguejos são extintas, gerando um grande impacto social com a expulsão de pescadores e catadores de suas áreas de trabalho, contribuindo para o abandono da atividade pesqueira (RIBEIRO, 2004; KRUG; LEÃO; AMARAL, 2007; SILVA; OLIVEIRA; JUNIOR, 2013).

Além disso, na bacia hidrográfica do rio Acaraú são construídas grandes barragens e reservatórios, por ser uma das maiores bacias hidrográficas do Estado do Ceará e de grande importância para o abastecimento, produção industrial e agropecuária no semiárido cearense, possibilitando o controle da vazão do rio principal (THIERS; MEIRELES; SANTOS, 2016). O controle da vazão pode comprometer a quantidade ideal de água doce que chega até o manguezal, comprometendo o desenvolvimento vegetal (MENEZES; LACERDA, 2006; MAIA, 2005). Por isso, drenando uma área tão extensa, acumulam-se variados problemas e impactos que vão se refletir diretamente no estuário, e por conseguinte, na vegetação característica desse ambiente de mangue (THIERS; MEIRELES; SANTOS, 2016).

2.5 Regeneração de Bosque de Mangue

A regeneração é resultante de processos naturais de sucessão ecológica, após supressão total ou parcial de vegetação primária por ações antrópicas ou causas naturais, podendo ocorrer árvores remanescentes de vegetação primária (CONAMA, 1994). A regeneração natural decorre da interação de processos naturais de restabelecimento do ecossistema florestal (GAMA; BOTELHO; BENTES-GAMA, 2002), sendo que um mesmo ecossistema pode constituir em diferentes mosaicos de situações ambientais, fruto de um histórico de distúrbios aleatórios naturais e/ou resultantes das ações antrópicas (ISERNHAGEN et al., 2009).

Os processos de regeneração da floresta podem ser caracterizados por fases distintas quanto à densidade e área basal dos indivíduos (GONZAGA, 2016). Segundo Jiménez, Lugo e Cintrón (1985), o processo de desenvolvimento do povoamento de bosque de mangue é caracterizado por quatro fases: colonização, desenvolvimento inicial, maturidade e senescência, marcadas por densidades diferenciadas.

Assim, o ambiente entra em estado de regeneração inicial com o aumento de área basal e densidade (GONZAGA, 2016), seguida por uma fase intermediária diferenciada pela morte de indivíduos menores e crescimento dos indivíduos sobreviventes, e, posteriormente o ecossistema pode atingir/retomar o estado clímax da floresta, caracterizada por uma estrutura mais complexa e estratificada (MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010).

Esses processos de regeneração podem ser observados em estudos de áreas com diferentes estágios sucessionais, havendo maior riqueza e densidade em processos iniciais, que passam por um declínio com o avanço da sucessão e posteriormente um aumento da estrutura (altura, DAP e AB) e domínio de uma espécie quando se aproxima do clímax (SOARES, 1999; SOUZA; SAMPAIO, 2013; KILCA et al., 2010).

De modo geral, no Brasil, os mangues em processos de regeneração são frequentemente dominados por *Laguncularia racemosa* em estágio inicial de sucessão apresentando maior densidade, frequência e valor de importância. Na medida em que o avanço da sucessão se aproxima do clímax, a vegetação demonstram decréscimo na densidade e aumento na estatura das florestas no sentido maior-menor degradação e passam a ser dominados por *Rhizophora mangle* e/ou *Avicennia germinans* (BERNINI; REZENDE, 2004; SILVA et al., 2005; MATNI; MENEZES, 2006; ABREU et al., 2006; ESPINOZA; ROSA, 2009).

A regeneração da área é inicialmente estabelecida por plantas pioneiras que aumentam consideravelmente o sombreamento e a fertilidade do solo, que são progressivamente substituídas por espécies mais exigentes em termos de luminosidade e fertilidade do solo (BALBINOT, 2009; CARVALHO, 2010).

No nordeste brasileiro, a espécie *Laguncularia racemosa* apresentou grandes populações em mangue com estágio inicial de sucessão, com tendência de crescimento rápido em altura nos solos arenosos sujeitos à elevada luminosidade e alagamento diário (KILCA et al., 2010). Por outro lado, *Rhizophora mangle* demonstrou maior densidade e desenvolvimento em mangues com idades mais avançadas de sucessão, onde há menor luminosidade disponível (KILCA et al., 2010).

O surgimento e estabelecimento da regeneração natural em florestas tropicais estão relacionados a fatores condicionantes como a fenologia, a dispersão de sementes, as condições adequadas de umidade, temperatura, oxigênio, luz, herbivoria de plantas, dispersores, aspectos físicos e químicos do solo, entre outros (YAERD, 1996; TORIOLA; CHAREYRE; BUTTLER, 1998; HOLL; KAPPELLE, 1999). Neste sentido, os ecossistemas de manguezais podem ter o seu surgimento e estabelecimento de regeneração natural condicionado a eficiência nutricional,

eficiência fotossintética e tolerância a luminosidade e salinidade, o que pode ser deduzido por meio dos seguintes trabalhos:

Madi; Boeger e Reissmann (2015) analisaram a química do solo e das folhas, e a eficiência do uso de nutriente num manguezal de Guaratuba – PR, e, concluíram que a eficiência do uso de nutrientes seguiu a ordem *Laguncularia racemosa* > *Rhizophora mangle* > *Avicennia shaueriana*.

Pascoalini et al. (2014) observaram que plantas tolerantes a salinidade como as espécies de *Laguncularia racemosa* e *Avicennia germinans*, apresentam maior eficiência fotossintética com o aumento da salinidade, uma vez que promovem melhor assimilação de CO₂ quando comparadas a espécies menos tolerantes ao sal, como a *R. mangle*.

Lopes et al. (2013) concluíram que a condição de pleno sol favoreceu o crescimento das mudas de *Laguncularia racemosa*. Já a espécie *Rhizophora mangle*, segundo os mesmos autores, ocorre independentemente do nível de luminosidade enquanto que as mudas de *Avicennia germinans* apresentaram maior altura a 30% e 60% de sombreamento, indicando que a exposição direta a altas taxas de radiação solar pode não ser favorável para o crescimento em altura dessa espécie. Contudo, em áreas degradadas, com perdas da qualidade do solo (nutrientes, estrutura, matéria orgânica...), como por exemplo, o desmatamento, apresentam baixa resiliência, podendo não retornar às condições anteriores ou retornar muito lentamente (CARPANEZZI, et al., 1990).

As áreas degradadas podem vir a se regenerar naturalmente por meio de processos sucessionais, desde que seja permeável à fauna e que contenha fragmentos, fontes de propágulos (MAGNAGO et al., 2012), pois sua oferta pode ser considerada um fator limitante para a regeneração de algumas áreas (CLARK; POULSEN, 2001).

Para uma análise estrutural completa da regeneração natural deve-se considerar as estruturas horizontal, volumétrica, diamétrica e vertical, além do perfil estrutural e composição florística (CARVALHO, 1984). Os dados sob processos de regeneração são importantes para Planos de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), pois o replantio de espécies é viável e importante para manutenção do ecossistema (CASASCO et al. 2014). A distinção entre florestas plantadas e naturais pode ser feita por meio de medidas da altura e diâmetro de troncos (BERNINI et al. 2014).

Os dados publicados por Bosire et al. (2008) indicam que a densidade de troncos é mais elevada em manguezais restaurados do que em povoamentos naturais ocorrendo o inverso para a área basal. Segundo Luo et al. (2010) os traços na estrutura de suporte foram variáveis no

talhão plantado do que na posição natural, indicando maior heterogeneidade espaço-temporal no desenvolvimento e sucessão desses manguezais.

Em relação ao tempo de regeneração de bosques de mangue, Lewis e Streever (2000) acreditam que a distinção entre florestas plantadas e naturais tornar-se indistinguível dentro de um curto espaço de tempo. Souza e Sampaio (2001) concluíram que a regeneração completa de áreas impactadas em Suape (PE) levaria mais que oito anos. Rezende et al. (2015) observam a preferência por uma restauração moderada em menos de 10 anos, havendo também uma forte preferência para a restauração completa entre 11 e 20 anos, que implica em melhorias na saúde de vegetação e extensão da área de floresta de mangue em 20%.

No entanto, em áreas onde a vegetação original foi retirada, a nova vegetação cresce e se desenvolve de acordo com o gradiente ambiental, o nível de degradação e as condições ambientais regionais (clima, precipitação, características físico-químicas do solo). À exemplo disso, áreas degradadas por salinas não assoreadas, após 23 anos de processo de regeneração foram semelhantes aos da área pouco antropizadas. Já nas áreas assoreadas, em consequência da construção de uma ponte, o bosque apresentava-se pouco desenvolvido (SOUZA; SAMPAIO, 2013).

Assim, em área de mangue plantado após nove anos, a assembleia de gastrópodes, é oportunista, indicando que o manguezal plantado é desequilibrado estando em um estado de transição para um estágio de maturação (ZVONAREVA et al., 2015). Fato verificado no trabalho de Pereira et al. (2009), onde o período de 13 anos não foi suficiente para que uma floresta de mangue impactada em Pernambuco atingisse sua maturidade estrutural. Segundo Lewis e Streever (2000), no sul da Flórida e outras regiões tropicais ou subtropicais, florestas com árvores mais altas do que 5 m, com redes de raiz e pneumatóforos bem estabelecidos e com copas fechadas, podem se desenvolver dentro de 15 anos.

Na China, foi verificado que aos 50 anos, mangues plantados são semelhantes em estrutura, arranjo espacial de suporte com características, auto-desbaste e associações de espécies de florestas de mangue naturais (LUO et al., 2010). Nas Filipinas, Asaeda et al. (2016) concluem que a floresta plantada parece ter atingido um estágio estacionário após 60 anos.

Por fim, os trabalhos aqui citados reforçam os dados de Fromard et al. (1998) baseado no modelo de regeneração de Jimenez et al. (1985), onde a fase de desenvolvimento inicial encontra-se na classe de 0-15 anos, maturidade na classe de 15-70 anos e senescência na classe de 70-90 anos.

2.6 Monitoramento do Bosque de Mangue

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (2009), entende-se por monitoramento ambiental o conhecimento e acompanhamento sistemático da situação dos recursos ambientais dos meios físico e biótico, visando a recuperação, melhoria ou manutenção da qualidade ambiental. Uma atividade preventiva, desenvolvida para evidenciar ou medir um risco (PIVETTA et al., 2001), que vai indicar novas práticas a serem adotadas na área em recuperação (ALMEIDA, 2016).

O monitoramento tem como finalidade avaliar os efeitos de medidas mitigadoras dos impactos ambientais de cada atividade, possibilitando adaptações no projeto e nas medidas mitigadoras adotadas, essenciais a uma boa gestão (JANNUZZI, 2014). Com o propósito de subsidiar os gestores com informações mais simples e tempestivas sobre a operação e os efeitos do programa, resumidas em painéis ou sistemas de indicadores de monitoramento (JANNUZZI, 2014).

Cada programa ou política pública demanda um sistema de indicadores específicos à sua gestão (JANNUZZI, 2014). Para o monitoramento ambiental, é utilizada uma série de indicadores que podem ser classificados como indicadores do meio físico, químico e biológicos (ALMEIDA, 2006; SOVERNIGO, 2009). Os indicadores do meio físico e químico podem ser parâmetros como fertilidade do solo, matéria orgânica, condutividade elétrica da solução do solo, estrutura e densidade do solo entre outros (ALMEIDA, 2006). Também pode ser monitorada a qualidade da água de acordo com os parâmetros de classificação de corpos hídricos (ALMEIDA, 2006).

Os indicadores biológicos podem ser tanto da fauna como da flora (PRIMACK; RODRIGUES 2010, SHUTERET et al., 2011). Para o monitoramento da flora deve ser acompanhada a densidade de plantas por área, regeneração natural, riqueza de espécies botânicas, índice de diversidade e de similaridade entre as áreas, além da produtividade em termos de crescimento da biomassa acima do solo e crescimento em altura e diâmetro das espécies presentes também são bons indicadores da evolução do processo de regeneração natural (ALMEIDA, 2006). Para mudas plantadas utiliza-se critérios baseados no crescimento e desenvolvimento das plantas, como: porte das mudas (altura total, altura do fuste, diâmetro do colo ou basal, DAP; riqueza do plantio (número de espécies plantadas) e densidade (número de indivíduos por hectare) (ALMEIDA, 2006).

Para o monitoramento do ecossistema manguezal são marcados transectos e parcelas fixas para facilitar o estudo das características estruturais e a composição florística do bosque

ao longo do monitoramento (SCHAEFFER-NOVELLI; VALE; CINTRÓN, 2015). A orientação das parcelas é importante, pois devem estar posicionadas perpendicularmente aos gradientes ambientais. Em manguezais de franja, a parcela deve estar orientada paralela à margem que seria o curso d'água principal (SCHAEFFER-NOVELLI; VALE; CINTRÓN, 2015). Segundo Schaeffer-Novelli, Vale e Cintrón (2015) uma forma de amostragem empregada com frequência é, por exemplo, a de delimitar uma sequência de 10 ou mais parcelas contíguas, de 10 x 10 m, de forma a cobrir uma faixa de 10 x 100 m perfazendo 0,1 ha⁻¹.

O monitoramento deverá ser feito periodicamente, sendo que em períodos regulares são amostrados os mesmos indicadores selecionados na primeira amostragem de acompanhamento. Assim, as coordenadas geográficas com a leitura do rumo, que pode ser lida também pelo GPS ou por uma bússola são importantes para o monitoramento de um mesmo bosque (SCHAEFFER-NOVELLI; VALE; CINTRÓN, 2015).

Os trabalhos de monitoramento da vegetação de manguezais nativos são poucos, ao longo do tempo, sendo mais frequentes em áreas revegetadas, no acompanhamento do desenvolvimento vegetal da plantas juvenis e jovens. Tognella-de-Rosa et al. (2002), realizaram o monitoramento das atividades de replantio de vegetação do ecossistema manguezal que coloniza o Saco da Fazenda, Itajaí – SC. Além dos procedimentos de replantio, foram realizados estudos visando caracterizar a estrutura e composição de espécies no local, para melhor análise e interpretação da ecologia do manguezal e das consequências geradas pelo processo de replantio do mangue. Nessa análise, comprovou-se que se tratava de um bosque jovem; a densidade de indivíduos plantados foi estabelecido baseado em populações de áreas adjacentes; a taxa de sobrevivência de indivíduos plantados foi de 50%, considerado índice alto, sendo atribuído ao replantio no mesmo dia e sob condições similares ao original.

Menezes et al., (2005), ao monitorar o plantio de propágulos e plantas juvenis, destacam que a recuperação de manguezais degradados de Cubatão é possível por meio do plantio de propágulos e plantas juvenis; os resultados obtidos realizando-se transplante de plantas juvenis e plantio de propágulos de *Rhizophora mangle* torna-se similares após seis meses; para *Laguncularia racemosa* torna-se importante realizar plantios em viveiros e posteriormente transplantar para o campo, devido as pequenas dimensões do propágulo; e o envolvimento da comunidade ribeirinha contribui em projetos de preservação/ recuperação ambiental.

Pellegrini (2010) por meio da caracterização estrutural da floresta do mangue e social, particularmente das marisqueiras usuárias deste ecossistema, observa que o monitoramento sazonal da dinâmica de plantas juvenis e jovens é crucial, assim como a caracterização estrutural,

tanto para se conhecer os processos de regeneração das clareiras, quanto para aprimorar a aplicação dos conceitos de vulnerabilidade e sensibilidade.

Távora (2011) monitorou plantas jovens replantadas com o objetivo de evitar qualquer tipo de interferência, na sua fixação no substrato, já que é difícil essa introdução devido as fortes ações de marés. Ele concluiu que a reintrodução das plantas jovens, é complicada, devido a certas dificuldades de manter-se fixadas, mais apresenta uma resposta boa no sucesso de indivíduos bem sucedidos.

Por fim, ressalta-se a importância da incorporação de bosques maduros no monitoramento que permitem inferir sobre os processos de sucessão secundária, sendo importante o monitoramento a longo prazo (ROVAI, 2012). Vale, Orto-e-Silva e Wanderley (2012) em seu trabalho sobre o monitoramento de um trecho do bosque de mangue situado na foz do rio São Mateus, Conceição da Barra (ES) entre os anos de 1970 e 2011, concluem que o monitoramento dos manguezais, em transectos e parcelas fixas, tem se constituído em uma ferramenta excelente para o estudo dos mesmos, tanto do ponto de vista biogeográfico, ecológico e mesmo do ponto de vista da dinâmica estuarina. A partir desses estudos pode-se inferir em que direção está evoluindo o manguezal de um determinado sítio ao longo da costa.

Desta maneira, o monitoramento ambiental é uma importante ferramenta para a gestão dos recursos naturais (NEVES, 2006; PEREIRA; BRITO, 2012), oferecendo conhecimento e informações básicas para avaliação qualitativa e quantitativa, contínua e/ou periódica, da presença de poluentes, contaminantes e dos sistemas ambientais para dar suporte às políticas ambientais (NEVES, 2006; PEREIRA; BRITO, 2012).

2.7 Medidas Protetivas Referentes ao Ecossistema de Manguezal

Os impactos assumiram grandes proporções nas últimas décadas, desta maneira, no Primeiro Dia Internacional para a Conservação do Ecossistema de Mangue, realizado em 2016, a UNESCO propôs a criação de novos caminhos sustentáveis para o desenvolvimento em harmonia com a Terra. Acordos pelo mundo como a Convenção sobre Diversidade Biológica, a COP no âmbito da Convenção sobre Diversidade Biológica e a COP 13 buscam metas e ações para integrar biodiversidade nas atividades econômicas como agricultura, pesca e silvicultura (UNESCO, 2016), atividades estas também exercidas em ecossistema de manguezal, tornando essas metas e ações válidas para esse ecossistema.

Em âmbito internacional, até então, o ecossistema de manguezal não teve proteção de forma direta, e sim, indiretamente por meio de dispositivos legais que tratam sobre a

necessidade e importância da preservação das zonas costeiras (SOUZA, 2016). No Brasil, os ecossistemas de manguezais não eram enquadrados na Lei nº 4.771 de 1965, pois considerava-se áreas de preservação permanente as florestas e demais formas de vegetação natural situadas nas restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues (BRASIL, 1965, Art.2). A proteção do ecossistema de manguezal só passou a ser de forma direta quando a Lei nº 4.771/1965 foi revogada pela Lei nº 12.651 de 2012, conhecida como Código Florestal.

O Código Florestal, passa então, a considerar o ecossistema de manguezal em toda a sua extensão como Área de Preservação Permanente (APP), sendo ele presente tanto em zonas rurais quanto em urbanas. Em seu regimento, a vegetação situada em APP deverá ser mantida pelo proprietário da área e é transmitida ao sucessor no caso de transferência de domínio ou posse do imóvel rural, sendo permitido a realização de atividades de baixo impacto ambiental (BRASIL, 2012).

Ocorrido supressão da vegetação, o proprietário da área é obrigado a promover a recomposição da vegetação. A intervenção ou a supressão da vegetação nativa em APP somente ocorrerá nas hipóteses de utilidade pública, de interesse social ou de baixo impacto ambiental (BRASIL, 2012), havendo exceções:

A intervenção ou a supressão de vegetação nativa em Área de Preservação Permanente de que tratam os incisos VI e VII do caput do art. 4º poderá ser autorizada, excepcionalmente, em locais onde a função ecológica do manguezal esteja comprometida, para execução de obras habitacionais e de urbanização, inseridas em projetos de regularização fundiária de interesse social, em áreas urbanas consolidadas ocupadas por população de baixa renda (BRASIL, 2012. Art. 8º. § 2º).

A Zona Costeira é patrimônio nacional, nos termos da Constituição Federal, devendo sua ocupação e exploração dar-se de modo ecologicamente sustentável. Sendo assegurada a regularização das atividades e empreendimentos de carcinicultura e salinas cuja ocupação e implantação tenham ocorrido antes de 22 de julho de 2008, desde que o empreendedor, por termo de compromisso, se comprometa a proteger a integridade dos manguezais arbustivos adjacentes (BRASIL, 2012).

Embora o ecossistema de manguezal seja respaldado na legislação, existem questionamentos na literatura a respeito da inclusão do salgado e apicum como parte integrante do ecossistema de manguezal, pois o atual Código Florestal apresenta o manguezal como uma feição separada dos salgados e apicuns (MEDEIROS; CARVALHO; PIMENTA, 2014; ALBUQUERQUE et al., 2015).

No Estado do Ceará são encontrados 22 estuários (MAIA et al., 2006), destes, seis apresentam ecossistemas de manguezais contidos em Unidades de Conservação, podendo ser citadas as seguintes: APA do Rio Pacoti (Decreto Nº 25.778 de 2000), Parque Estadual do Rio Cocó/APA (DECRETO Nº 20.253 de 1989 e do DECRETO Nº 22.587 de 1993), APA do Estuário do Rio Ceará (DECRETO Nº 25.413 de 1999), APA do Estuário do Rio Curú (DECRETO Nº 25.416 de 1999), APA do Estuário do Rio Mundaú (DECRETO Nº 24.414 de 1999) e APA do Manguezal da Barra Grande (Lei Municipal Nº 298/00 de 2000) (CEARÁ, 1989; 1993; 1999a; 1999b; 2000; ICAPUÍ, 2000).

Desta maneira, os manguezais contidos em Unidade de Conservação passam a ser amparados também pela Lei nº 9.985 de 2000 (Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC). Esta Lei estabelece critérios e normas para a criação, implantação e gestão das unidades de conservação, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção (BRASIL, 2000).

Em âmbito Municipal, o município de Acaraú dispõe de normativas que podem auxiliar na proteção do ecossistema de manguezal, como a Lei nº 1571 de 2014 que dispõe sobre a Política Ambiental do Município de Acaraú e as Leis nº 1687 de 2017 e nº 1.412 de 2011 que dispõe sobre o Parcelamento do Solo do Município de Acaraú (ACARAÚ, 2011, 2014 e 2017).

Contudo, Medeiros, Carvalho e Pimenta (2014a) observam que embora a legislação ambiental tenha evoluído de forma significativa, tem se mostrado de baixa efetividade (ALVES, 2013; MEDEIROS; CARVALHO; PIMENTA, 2014a), e que evidencia-se então, que a aplicabilidade da legislação, bem como a proteção do ecossistema manguezal demanda esforços políticos, econômicos e sociais (VIANA, 2003; MEDEIROS; CARVALHO; PIMENTA, 2014b).

CAPÍTULO 2

3 MONITORAMENTO DA ESTRUTURA VEGETAL DOS BOSQUES DE MANGUE IMPACTADOS POR CARCINICULTURA E DESMATAMENTO NO ESTUÁRIO DO RIO ACARAÚ

3.1 Introdução

Os ecossistemas de manguezais são característicos de regiões tropicais podendo abranger zonas de transição entre regiões tropicais e subtropicais, ocorrendo em margens de baías, enseadas, barras, lagunas, reentrâncias, margens de rios e áreas de remanso na interface entre a terra e o mar (ALVES, 2008).

Os manguezais possuem poucas espécies vegetais conhecidas como mangue. No Estado do Ceará, os bosques de mangue são compostos pelas espécies *Laguncularia racemosa*, *Avicennia germinans*, *Avicennia schaueriana* e *Rhizophora mangle* (MAIA; COUTINHO, 2012), que são bem adaptadas as condições instáveis desse ambiente, pois os solos são hidromórficos, apresentando alta concentração de sais, carência de oxigênio e constantemente inundados (ROSSI; MATTOS, 2002).

Entretanto, alterações das condições ambientais de alto impacto promovem modificações na estrutura dos bosques de mangue. Os bosques com impactos negativos tendem a apresentarem baixa estrutura, com valores menores em altura, DAP e área basal (PAULA, 2015); alteram a dominância, frequência e densidade modificando a importância de cada espécie no ecossistema e outros bosques apresentam uma tendência de se tornarem monoespecíficos, adaptando-se as novas condições ambientais (BERNINI; REZENDE, 2004; KILCA et al., 2010).

O manguezal do rio Acaraú tem sofrido impactos ocasionados pelo desmatamento e expansão da carcinicultura resultantes da implantação dos empreendimentos e construções de barragens na bacia hidrográfica do rio Acaraú. O desmatamento do manguezal é um dos pontos mais críticos quanto à degradação e descaracterização da paisagem e da dinâmica desse ecossistema na região (MAIA et al., 2005; ARAÚJO; FREIRE, 2007b). A expansão da carcinicultura promove além do desmatamento, o aumento do descarte de efluentes (CUNHA et al., 2005). As barragens nas micro e macro bacia do rio Acaraú reduzem considerável a vazão do rio, assim, os bosques recebem menor aporte de água doce podendo ter seu desenvolvimento restringido (MENEZES; LACERDA, 2006; MAIA, 2005).

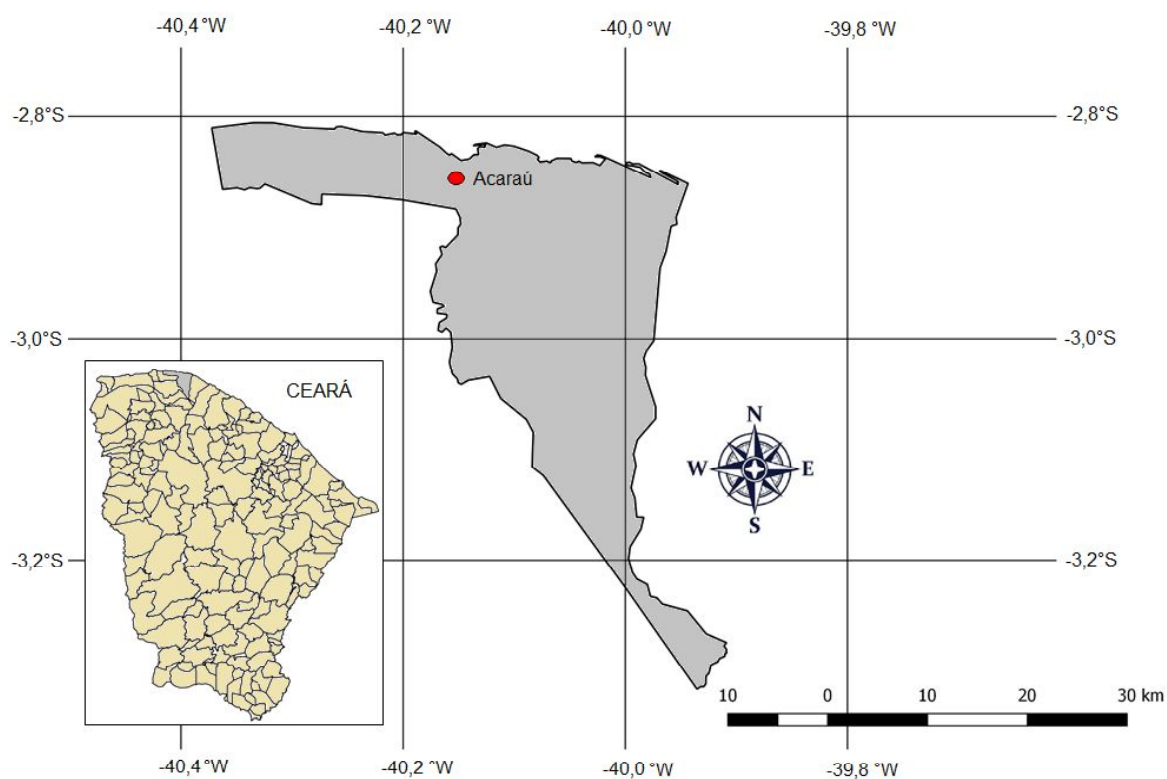
Os bosques de mangue alterados no rio Acaraú podem responder de diferentes formas no processo de regeneração, pois dependem das características e hábitos de crescimento das espécies, dos fatores ambientais e do nível do impacto ou degradação que atuam no sistema, variando em qualidade, tempo e intensidade (CINTRON-MOLERO; SCHAEFFER-NOVELLI, 1992; SOARES et al., 2003; SANTOS, 2009; LIMA, 2011).

Neste contexto, torna-se necessário compreender o funcionamento dos mangues impactados por desmatamento e efluente de carcinicultura a longo prazo. Desta maneira, o objetivo deste trabalho foi monitorar as mudanças ocorridas na vegetação de mangue por meio da caracterização estrutural em áreas de mangue desmatado e receptora de efluentes da carcinicultura no estuário do rio Acaraú.

3.2 Materiais e Método

A área de estudo está localizada no município de Acaraú no Estado do Ceará (FIGURA 1). O município apresenta clima regional do tipo Sub-Úmido Úmido ($65 \leq IA < 100$), segundo o índice de aridez para diversos postos pluviométricos do Estado do Ceará (FUNCEME, 2016), com temperatura anual média de 27,6°C, umidade relativa (UR) de 80,73% e velocidade do vento de 4,2m/s no período de 1976 a 2011 dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) (LIMA JUNIOR et al., 2016). Os solos do município são classificados em Aluviais, Areias Quartzosas Marinhas, Planossolo Solódico, Solonetz Solodizado, Podzólico Vermelho-Amarelo e Solonchak (CEARÁ; IPECE, 2015).

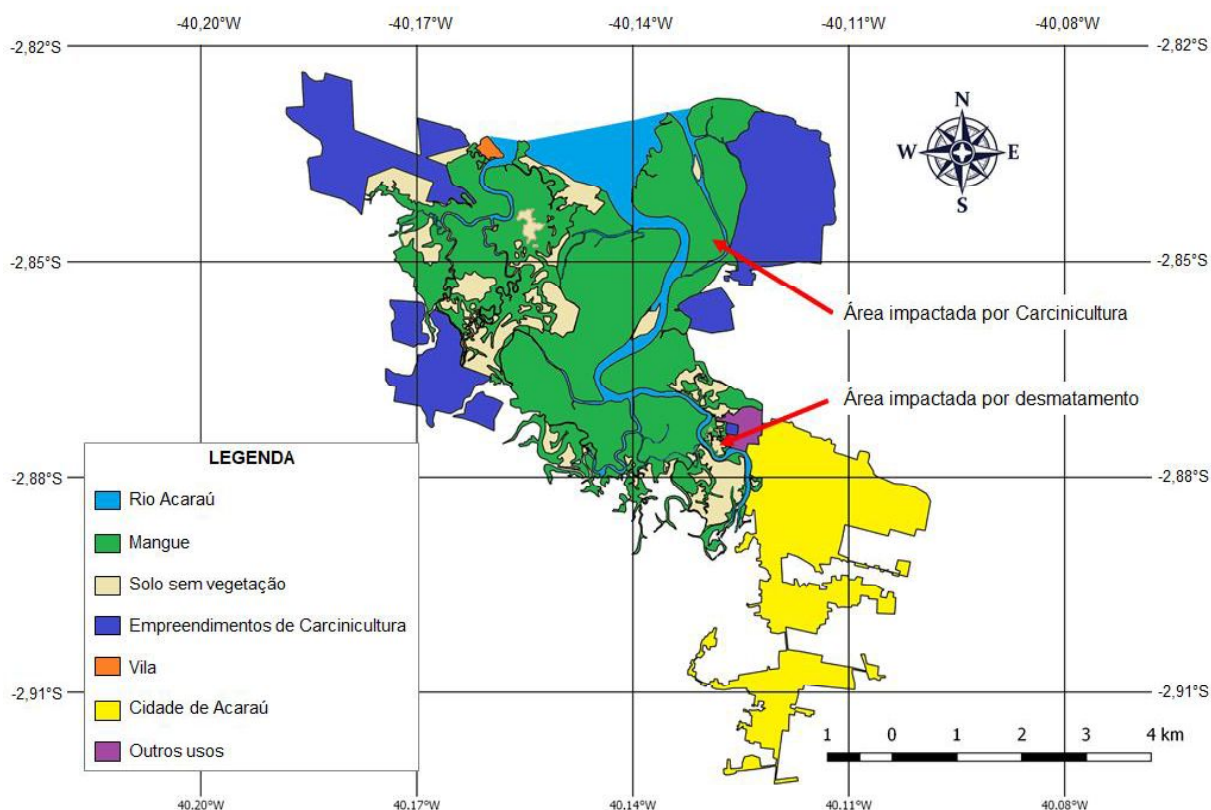
Figura 1: Mapa de localização do Município de Acaraú – CE, localizado na Latitude -2.888126° e Longitude -40.117764° .



Fonte: Dados do IBGE, 2012, organizado pelo Autor.

Para análise da estrutura vegetal foram escolhidas duas áreas de mangues impactados. As áreas escolhidas foram o manguezal das Cacimbas ($-2.849420^{\circ}\text{S}$ e $-40.131307^{\circ}\text{W}$) – área impactada por efluente de carcinicultura, sendo monitoradas nos anos de 2008 e 2014; e o manguezal do Porto ($-2.876921^{\circ}\text{S}$ e $-40.126909^{\circ}\text{W}$) – área impactada por desmatamento, monitorada em 2011 e 2014 pelo Laboratório de Ecologia de Manguezais- ECOMANGUE, sendo estas áreas reavaliadas em 2016 (FIGURA 2), os dados da estrutura vegetal foram analisados separadamente em faixas etárias, sendo obtidos dados para plantas adultas nos anos de 2008, 2011, 2014 e 2016. Já os dados da estrutura vegetal das plantas juvenis foram de 2014 e 2016.

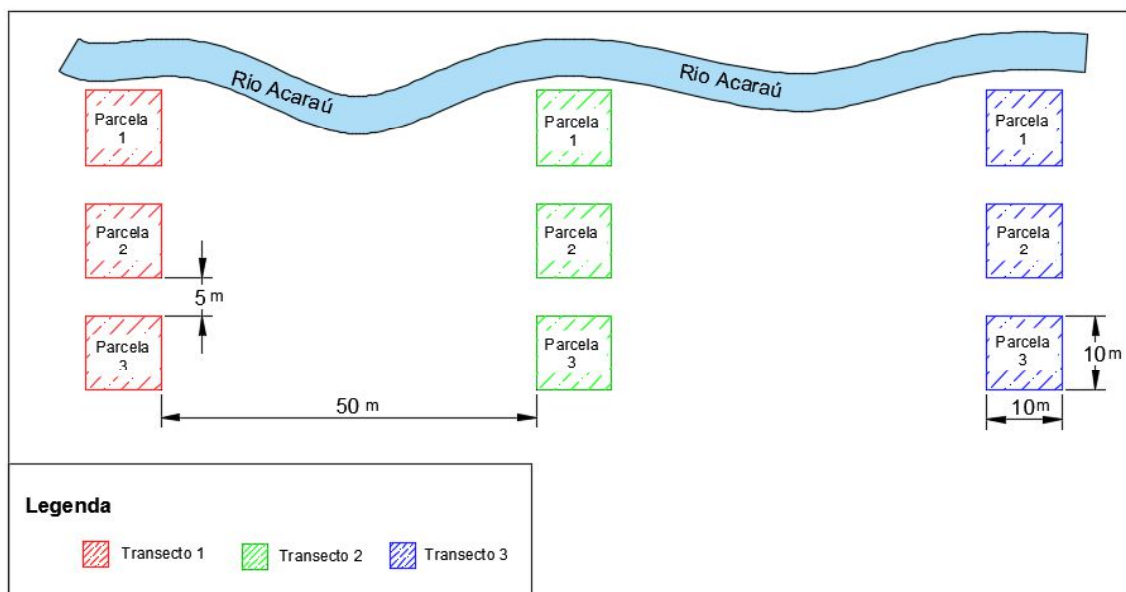
Figura 2 - Mapa da ocupação do solo do manguezal do rio Acaraú, com indicação das áreas escolhidas para o monitoramento da estrutura vegetal nos anos de 2008 a 2016.



Fonte: Dados do Google Earth Pro, 2017, organizado pelo autor.

A caracterização da estrutura vegetal seguiu a metodologia do Guia para Estudo de Áreas de Manguezais proposto por Schaeffer-Novelli e Cintrón (1986) adaptada por Maia e Coutinho (2012). A amostragem foi realizada em três transectos distantes a 50 metros entre si e posicionadas paralelamente ao leito do rio. Cada transecto é composto por três parcelas com dimensões de 10x10m, compondo uma área de 100m² cada parcela e distante entre si 5m (FIGURA 3). O material utilizado foram trena para fazer a delimitação dos transectos e das parcelas; um GPS (Sistema de Posicionamento Global) para localização das parcelas monitoradas anteriormente e estacas e fita zebreada para marcação das parcelas.

Figura 3 - Representação gráfica da metodologia utilizada no estudo da estrutura vegetal, ilustrando os transectos, parcelas, posição referente ao rio e suas delimitações.



Fonte: Autor.

Na parcela central de cada transecto analisado, foi coletado uma amostra de solo para análise físicoquímica para o ano de 2016, como caracterização do solo da área de estudo, com auxílio de um amostrador cilíndrico de PVC (“core”) com 15 cm de diâmetro, enterrados a 10 cm de profundidade.

As amostras de solos foram encaminhadas ao Laboratório de Análise de Solo e Planta do Instituto Agrônomo (IAC) da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo para verificação das condições químicas. As metodologias para análise dos substratos seguiram a metodologia de Quaggio et al. (2001). As amostras de solos também foram encaminhadas ao laboratório de solos da empresa Agroanálise (certificado pelo IAC e pela EMBRAPA solos) para a análise física (granulométrica). Os métodos utilizados para a análise física foram dispersante Na OH e determinação por densímetro.

Os resultados mostram que o solo das áreas impactadas possuem fertilidades semelhantes, porém o solo da área desmatada apresentou mais fértil, com maiores concentrações de matéria orgânica, fosforo, potássio, magnésio, CTC, sódio e enxofre, isso se deve, provavelmente, por ser uma área adjacente zona urbana recebendo esgoto doméstico. O solo do mangue impactado por carcinicultura tem textura franco arenosa e o mangue do desmatamento franco argilosa (TABELA 1).

Tabela 1 – Resultado da análise química do solo dos mangues impactados da camada de 0 à 20cm.

Determinação	Unidade	Método	Carcinicultura	Desmatamento
Matéria Orgânica	g/dm ³	-	14	45
pH (CaCl ₂)	mmolc/dm ³	Cloreto de Cálcio 0,01	7,4	7,5
Hidrogênio + Alumínio	-	Tampão SMP	6,0	7,0
Fósforo (Resina)	mg/dm ³	Resina	17,0	17,0
Potássio (Resina)	mmolc/dm ³	Resina	6,1	11,7
Cálcio	mmolc/dm ³	Resina	153,0	137,0
Magnésio	mmolc/dm ³	Resina	74,0	123,0
Soma de Bases	mmolc/dm ⁴	-	233,2	272,1
Cap. Troca Catiônica	mmolc/dm ³	-	239,2	279,1
Saturação de Bases	%	-	97,0	97,0
Sódio	mmolc/dm ³	Acetato de amônio pH7	0,1	0,4
Alumínio	mmolc/dm ³	Cloreto de Potássio	0,0	0,0
Enxofre (Fosf. Cálcio)	mg/dm ³	Fosfato de Cálcio	421,0	800,0
Areia	g/Kg	Dispersante Na OH e determinação por densímetro	623,0	540,0
Silte	g/Kg		084,0	116,0
Argila	g/Kg		293,0	344,0

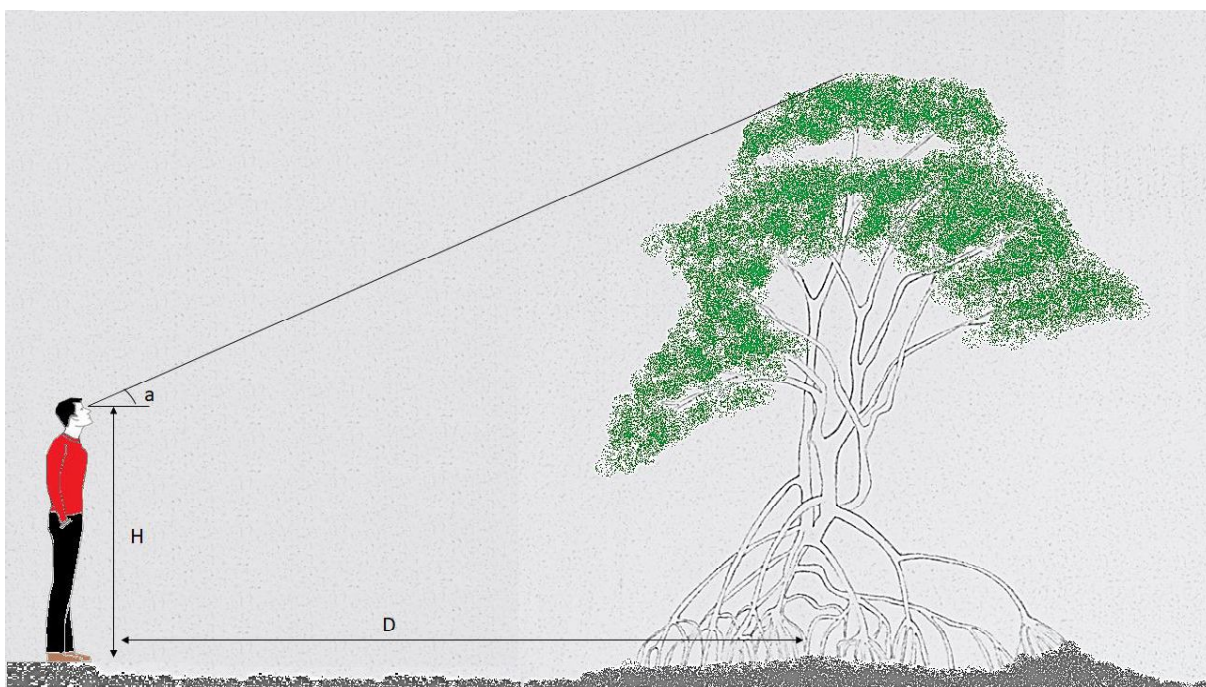
Os fatores abióticos analisados foram: precipitação, temperatura, insolação, níveis dos reservatórios, níveis do mar e área ocupada por empreendimentos de carcinicultura. Os dados meteorológicos (temperatura, precipitação e insolação) foram obtidos nos boletins agroclimatológicos mensais do Instituto Nacional de Meteorologia para o município de Acaraú. O níveis do mar para os anos de 2008, 2011, 2014 e 2016 foram obtidos no site do GLOSS Brasil (Global Sea Level Observing System) para a cidade de fortaleza. Os níveis de água dos reservatório foram obtidos no site do Portal Hidrológico do Ceará (FUNCEME e COGERH). Os dados da área ocupada pela carcinicultura foram obtidas pelo Google Earth Pro com a ferramenta polígono.

A caracterização estrutural em cada parcela ocorreu a partir da contabilização, identificação das espécies e obtenção de medidas do diâmetro, área basal, altura total e densidade das árvores adultas de mangue. Porém nas plantas juvenis mediu-se o diâmetro na altura da primeira folha (DAF) com paquímetro analógico, e a altura da plântula (medida ao nível do solo até a gema apical) usando uma fita métrica.

Foram medidas com fita métrica a circunferência na altura do peito (CAP = 1,30m do solo) e, posteriormente, os dados do CAP serão transformados em diâmetro à altura do peito ($DAP = CAP/\pi$). A área basal (G) é determinada por meio da medição do DAP de todas as árvores do talhão, conforme a fórmula $G = \pi \times DAP^2/4$. Para as medidas de densidade média utilizou-se o número médio de árvores por hectare.

As medidas de altura foram feitas da base da árvore à extremidade superior da copa, com auxílio de um clinômetro rustico (um transferidor com um pendulo oscilante (utiliza-se um pendulo oscilante que se estabilize por gravidade, neste caso foi utilizada uma chumbada oliva) com função de marcar o ângulo em relação ao olho do operador até o ápice da árvore). Para calcular o valor da altura (h), será somado à altura do observador (H), e a distância entre o observador e o tronco da árvore (D), multiplicado ao valor da tangente do ângulo formado pelo clinômetro ($h=(H+D) \times \text{tg } a$) (FIGURA 4).

Figura 4 - Ilustração do procedimento em campo para estimar a altura das árvores utilizando um clinômetro rustico feito com transferido.



Fonte: Autor.

A partir dos dados coletados da estrutura dos bosques de mangue calculou-se os parâmetros de dominância relativa, frequência relativa, densidade relativa e valor de importância das espécies. A densidade relativa é a porcentagem referente ao número de plantas de cada espécie em relação ao número total de plantas por hectare, calculada pelas fórmulas:

$$\text{Densidade} = \frac{\text{Número de plantas de cada espécie} \times \text{Hectare em m}^2}{\text{Área amostral (m}^2\text{)}}$$

$$\text{Dens. Relativa} = \frac{\text{Densidade de cada espécie}}{\text{Densidade total de plantas por hectare}} \times 100$$

A dominância relativa corresponde à participação em porcentagem de cada espécie na expansão horizontal total. As seguintes fórmulas são utilizadas para cálculos em centímetro:

$$Dominância = \frac{(Diâmetro \times Altura \text{ do Peito})^2 \times \pi}{4}$$

$$Domi. Relativa = \frac{\sum Dominância \text{ de cada espécie}}{\sum Dominância \text{ de todas as espécies}} \times 100$$

A frequência relativa se determina com base na soma total das frequências absolutas considerando-a igual a 100%. Para a determinação das frequências são utilizadas as seguintes fórmulas:

$$Frequência Absoluta = \frac{Número \text{ de parcelas em que ocorre determinada espécie}}{Número \text{ total de parcelas}} \times 100$$

$$Frequência Relativa = \frac{Frequência \text{ Absoluta da espécie}}{\sum Frequência \text{ Absoluta de todas as espécies}} \times 100$$

O índice de valor de importância das espécies (IVE) foi obtido a partir da soma dos valores relativos da densidade, da dominância e da frequência.

As árvores e plantas juvenis da análise estrutural dos bosques impactados foram analisados separadamente. As árvores mortas do gênero *Avicennia* não identificadas devido à ausência de folhas foram nomeadas de *Avicennia* sp., também foi incluso na análise, a vegetação cortada.

Os dados obtidos na caracterização da estrutura dos bosques de mangue foram submetidos também as seguintes análises estatísticas: Análise de Variância (ANOVA) um fator, comparando as variações da estrutura dos bosques de mangue (altura, área basal e DAP) das árvores entre os diferentes anos. Quando verificado diferença de 95% de intervalo de confiança entre os tratamentos, foi aplicado o teste *Tukey*, para distinção das diferenças. Teste-t, testou a variação da altura e diâmetro do coleto da estrutura vegetal das plantas juvenis dos anos de 2014 e 2016, sendo o mais indicado para duas amostragem. Análise de Correlação Linear para verificar houve associação entre os fatores abióticos e a estrutura dos bosques de mangue monitorados, sendo utilizado três números de pares da amostra com 12000 simulações à 95% de intervalo de confiança, os resultados das correlações utilizadas foram o *r* (Pearson).

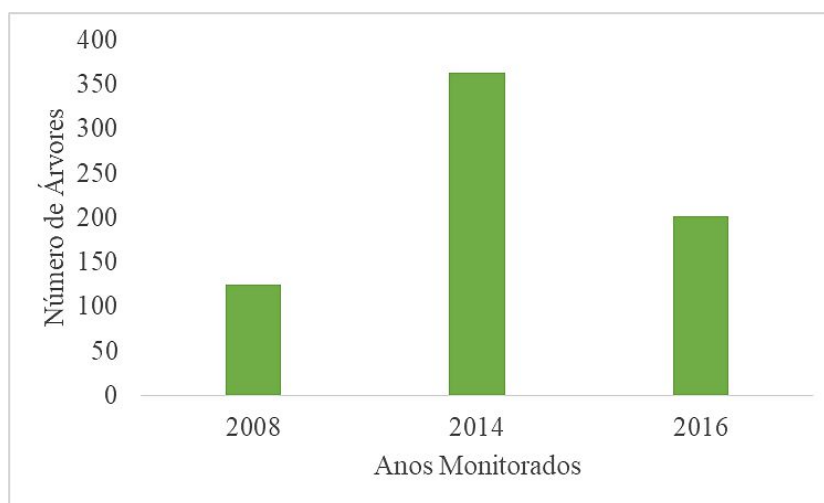
3.3 Resultados e Discussão

3.3.1 Análise da Estrutura Vegetal dos Bosques de Mangue Impactados por Carcinicultura

3.3.1.1 Análise estrutural das árvores adultas vivas

Foi realizada a análise estrutural de 799 árvores de mangue nos anos de 2008, 2014 e 2016. Foram identificadas as espécies de *Avicennia germinans*, *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle*. Houve um aumento no número de indivíduos vivos de 2008 para 2014, seguido de uma redução em 2016 (FIGURA 5), uma resposta ao distúrbio sofrido. Soares et al. (2006) encontram um comportamento parecido, com período de crescimento da população de mangue com posterior decréscimo, ao monitorar durante 5 anos a regeneração de florestas de mangue atingida por óleo, dessa maneira, a comunidade vegetal adulta a longo prazo apresenta um comportamento semelhante aos juvenis em processos de recrutamento, em casos de distúrbios nos gradientes pela alteração dos componentes do meio aquoso.

Figura 5 – Abundância de árvores vivas nos anos de 2008, 2014 e 2016.



A dominância relativa das espécies *Avicennia germinans* e *Rhizophora mangle* regrediram do ano 2008 para o ano de 2014. Entretanto, *Avicennia germinans* se manteve na casa dos 15% de dominância em 2016, enquanto que *Rhizophora mangle* praticamente se reestabelece em 2016, com 37,66% em relação a 2008, com 38,12% e mantendo maior frequência relativa em todos os anos, igualando somente com *Laguncularia racemosa* em 2014

(TABELA 2). Indicando que provavelmente *Rhizophora mangle* substituirá as demais espécies, assim como verificado no trabalho de Bernini e Rezende (2004).

Tabela 2 - Dominância, Frequência, Densidade e Valor de Importância das Espécies relativas das árvores vivas do bosque de mangue impactado por carcinicultura.

PARÂMETROS	ANOS	ESPÉCIES			
		<i>Avicennia germinans</i>	<i>Avicennia schaueriana</i>	<i>Laguncularia racemosa</i>	<i>Rhizophora mangle</i>
Dominância Relativa (%)	2008	34,18	19,74	7,95	38,12
	2014	15,09	23,57	48,06	13,28
	2016	15,49	27,79	19,05	37,66
Frequência Relativa (%)	2008	29,00	29,00	11,00	32,00
	2014	23,00	23,00	27,00	27,00
	2016	22,00	26,00	19,00	33,00
Densidade Relativa (%)	2008	28,00	16,00	12,00	44,00
	2014	13,50	21,49	49,86	15,15
	2016	16,34	25,74	21,29	36,63
Valor de Importância das Espécies (%)	2008	91,18	64,74	30,95	114,12
	2014	51,59	68,06	124,92	55,43
	2016	53,83	79,53	59,34	107,29

Em 2008, havia um ambiente mais desenvolvido com menores valores de dominância, frequência, densidade e Valor de Importância da Espécie para *Laguncularia racemosa*, e o oposto ocorreu em 2014 onde os valores dos índices aumentaram para esta espécie. Em 2016, o bosque parece ter estabelecido um novo padrão estrutural com monodominância de *Rhizophora mangle*. Kilca et al. (2010) também encontraram monodominância de *Rhizophora mangle* em bosques maduros no estuário do rio Piauí, localizado no extremo sul da região fisiográfica do litoral do Sergipe. Os estudos apontam tendências dos bosques de mangue em estágio de sucessão avançada se tornarem monoespecífico, dominado por *Rhizophora* (SOUZA; SAMPAIO, 2001; SOARES et al., 2003; NASCIMENTO FILHO, 2007; SALES et al., 2009; TÉLLEZ-GARCÍA; VALDEZ-HERNÁNDEZ, 2012; HERNÁNDEZ et al., 2015).

A alteração ambiental possibilitou a *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* aumentarem suas dominâncias, frequências, densidades e Valores de Importância das Espécies. Costa (2010) fez uma análise fitoecológica do estuário do rio Apodi em Mossoró-RN, e atribuiu a ocorrência e predominância de *A. schaueriana* e *L. racemosa* ao longo do estuário, o alto potencial dessas espécies para o (re)florestamento, corroborando com presente estudo, pois essas espécies se demonstraram resistentes as alterações ocorridas aumentando os seus valores de importância de espécie nesta área. Segundo Costa (2010) *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* são espécies consideradas pioneiras na colonização de espaços

anteriormente impactados e/ou desprovidos de vegetação, entretanto, *L. racemosa* leva certa vantagem em relação às demais espécies, principalmente com relação ao elevado número de sementes lançadas, assegurando sua rápida colonização.

Entre os anos de 2008 e 2014, provavelmente houve alterações negativas nos gradientes ambientais, possibilitando a *Laguncularia racemosa* assumir maior dominância 48,06% em 2014 em relação às demais espécies e retornando em 2016 entre as menores dominâncias. A redução dos valores dos parâmetros da espécie de *Laguncularia racemosa* sugere que a área está recuperando-se ou adaptando-se as alterações ocorridas, pois bosque dominados por *Laguncularia racemosa* são característicos de locais alterados (SOARES, 1999; SALES et al., 2009).

Não houve diferencia significativa da altura, DAP e área basal comparando o ano de 2008 e o ano de 2016, a estrutura vegetal desses anos apresentaram diferenças significativas em relação ao ano de 2014 ($F_{(2, 181)} = 7,0815$, $p = 0,00109$; $F_{(2, 181)} = 7,0815$, $p = 0,00109$; $F_{(2, 181)} = 5,2368$, $p = 0,00615$), com maior desenvolvimento estrutural (FIGURA 6, 7 e 8). A estrutura vegetal do bosque de mangue em 2014 foi característico de áreas impactadas, com baixo desenvolvimento estrutural (Santos et al., 2012).

Figura 6 – Altura, média com erro padrão das árvores vivas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2008, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de Tukey.

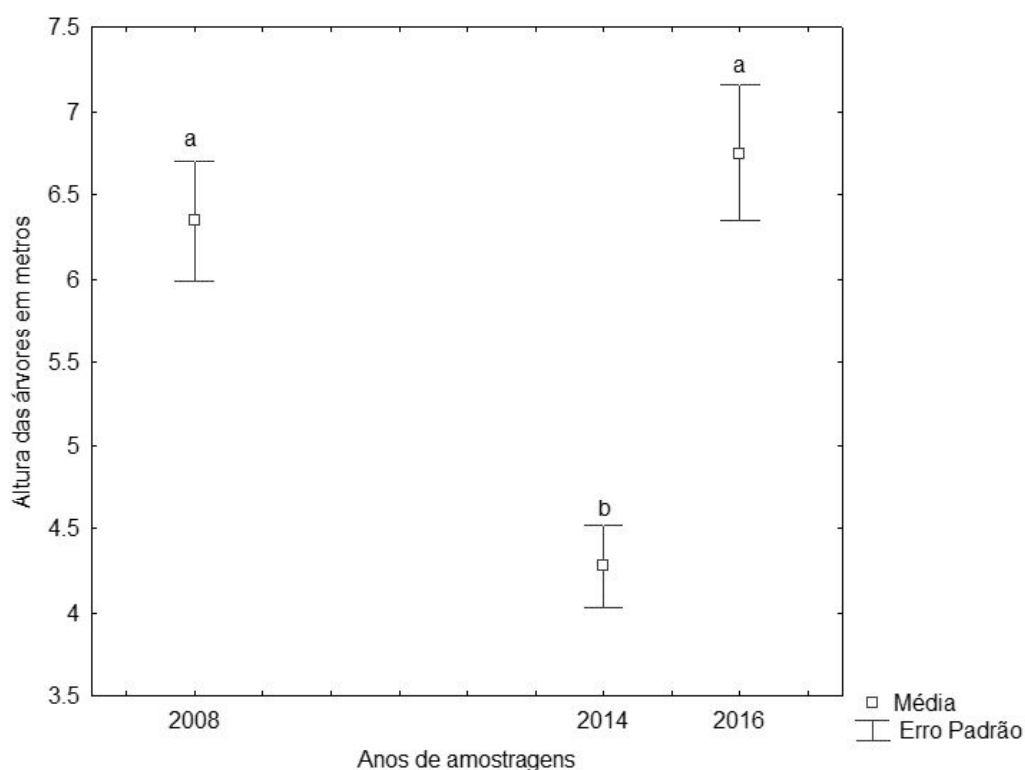


Figura 7 – DAP, média com erro padrão das árvores vivas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2008, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de *Tukey*.

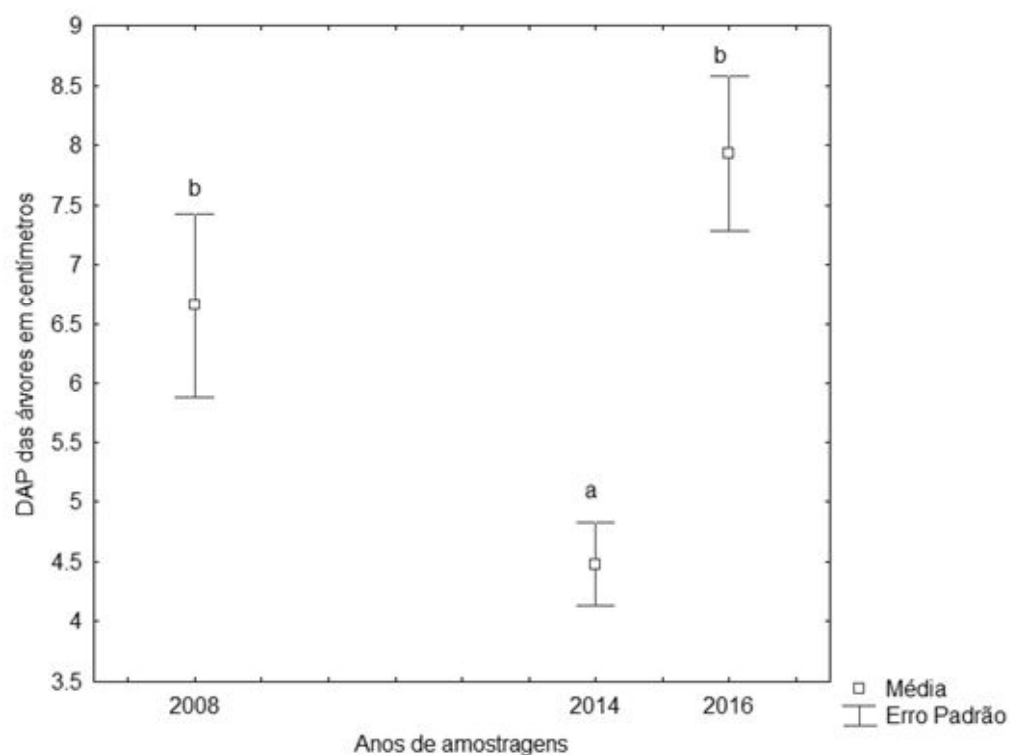
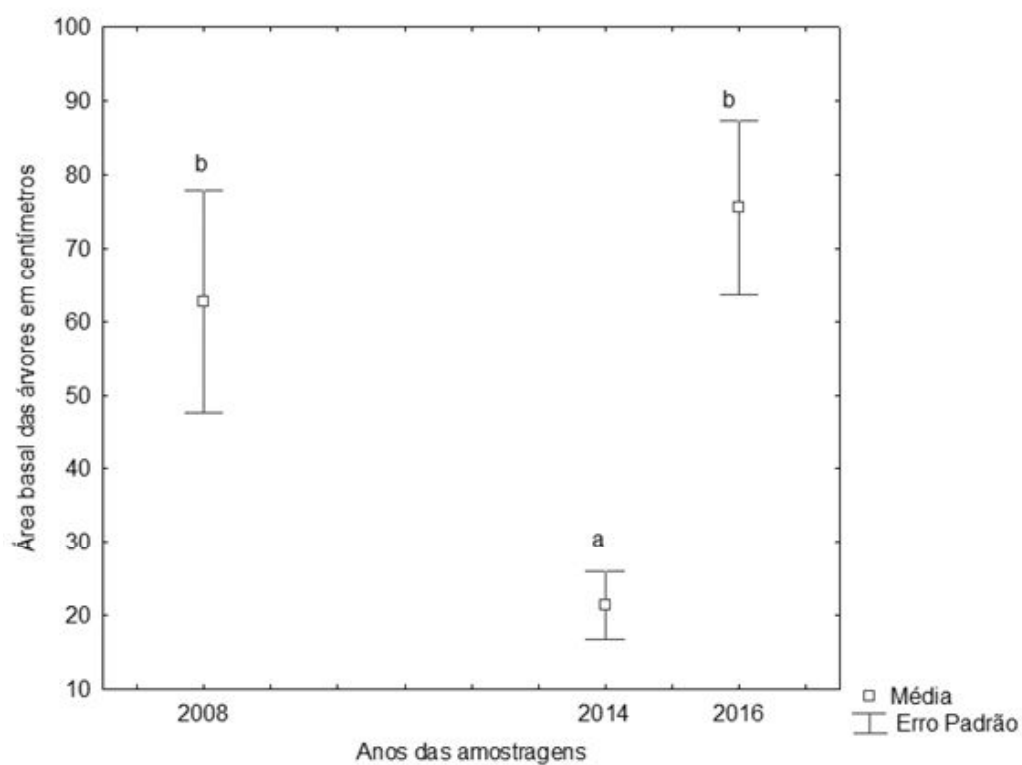


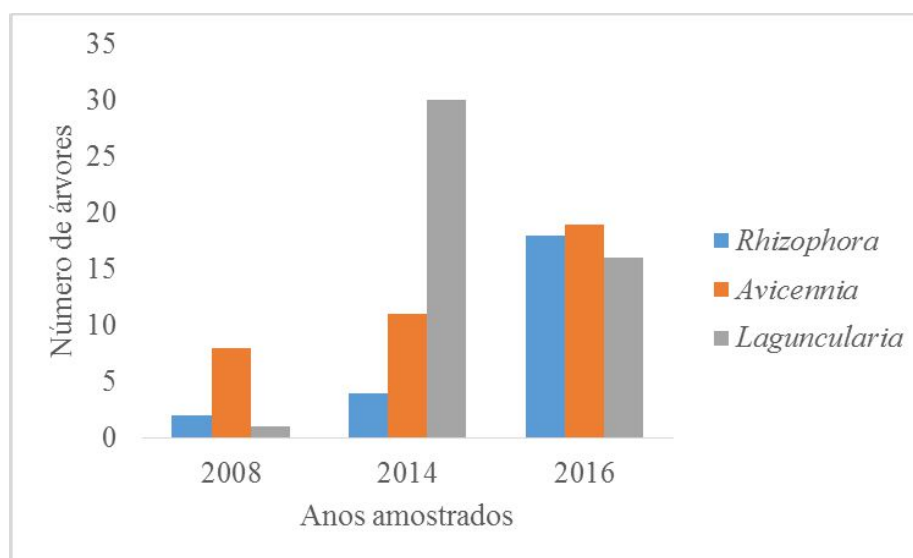
Figura 8 – Área basal, média com erro padrão das árvores vivas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2008, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de *Tukey*.



3.3.1.2 Análise estrutural das árvores adultas mortas

Em relação a mortalidade, foram contabilizadas 109 árvores mortas, com menor representatividade em 2008 (11 indivíduos mortos) e maiores mortalidade nos anos de 2014 e 2016 com 45 e 53 indivíduos mortos respectivamente. Em 2008, havia maior mortalidade de árvores do gênero *Avicennia*, em 2014, houve maior mortalidade do gênero *Laguncularia* e em 2016, todas as espécies tiveram número de mortalidade aproximados (FIGURA 9). A mortalidade de espécies do gênero *Avicennia* em 2008 pode estar relacionado ao processo sucessional (redução da densidade para aumentar em altura, área basal e DAP), já a mortalidade da espécie de *Laguncularia racemosa* está associada a competição intraespecífica em 2014 (BERNINI; REZENDE, 2004) e em 2016.

Figura 9 – Abundância de indivíduos dos gêneros *Rhizophora*, *Avicennia* e *Laguncularia* nos anos de 2008, 2014 e 2016.



A espécie *Avicennia schaueriana* foi dominante com 41,16% entre as árvores mortas em 2008, seguida por *Avicennia germinans* e *Rhizophora mangle* com valores muito próximos. Isso pode ser ocasionado por um declínio natural, onde fatores bióticos podem estar sendo influenciados por fatores como competição e sucessão natural dos indivíduos senescentes (SEIXAS; FERNANDES; SILVA, 2006). A espécie *Laguncularia racemosa* assume maior dominância entre árvores mortas em 2014 e 2016, seguido por *Avicennia* sp. com 37,10% (TABELA 3). Petri et al. (2012) também encontraram resultados parecidos com sequência de

dominância em área basal morta de *L. racemosa*, *A. schaueriana*, *A. germinans* e *R. mangle*, indicando um padrão de mortalidade no processo sucessional.

Tabela 3 - Dominância das espécies de árvores mortas do bosque de mangue impactado por carcinicultura.

PARÂMETROS	ANOS	ESPÉCIES				
		<i>Avicennia germinans</i>	<i>Avicennia schaueriana</i>	<i>Avicennia sp</i>	<i>Laguncularia racemosa</i>	<i>Rhizophora mangle</i>
Dominância Relativa (%)	2008	28,07	41,16	0,00	3,12	27,63
	2014	8,57	0,66	16,87	66,27	7,63
	2016	0,00	0,00	37,10	45,51	17,39

As árvores mortas apresentaram maior altura, DAP e área basal em 2008. Nos anos de 2014 e 2016 não houve diferença significativa com valores médios de DAP (FIGURAS 10, 11 e 12), apresentando distribuição em curva na forma de J invertido, este tipo de curva de distribuição de indivíduos indica um processo de mortalidade natural, além de indicar um processo de colonização recente (OLIVEIRA; TOGNELLA, 2014).

Figura 10 – Altura, média com desvio padrão das arvores mortas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2008, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de *Tukey*.

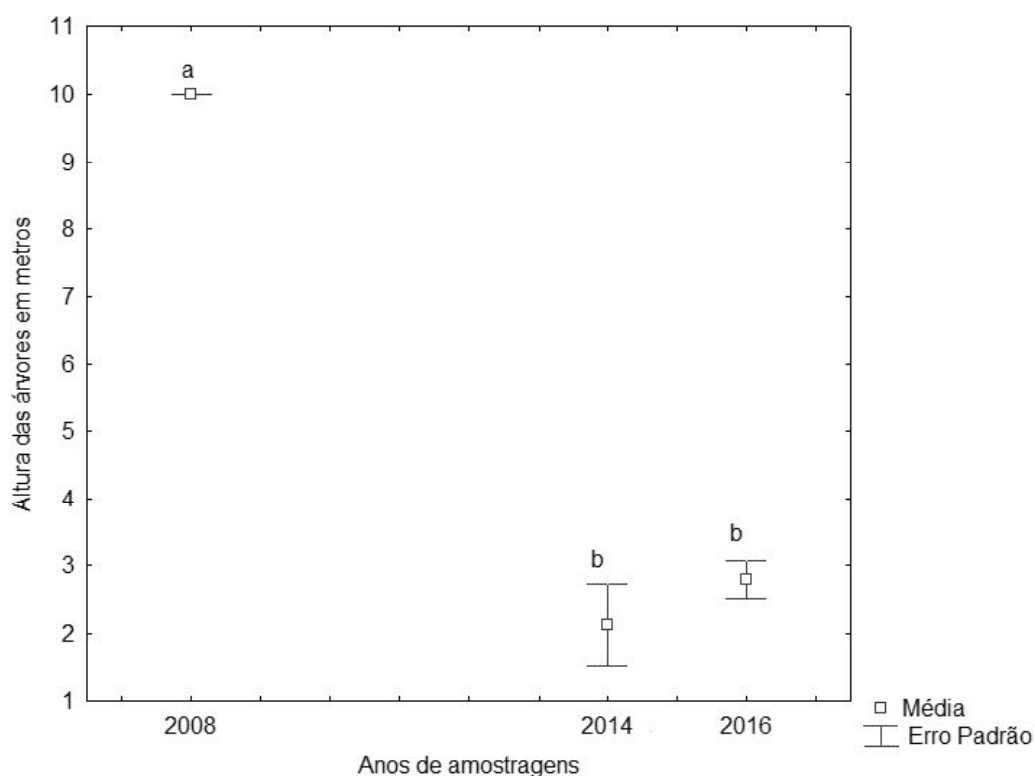


Figura 11 – DAP, média com desvio padrão das árvores mortas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2008, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de *Tukey*.

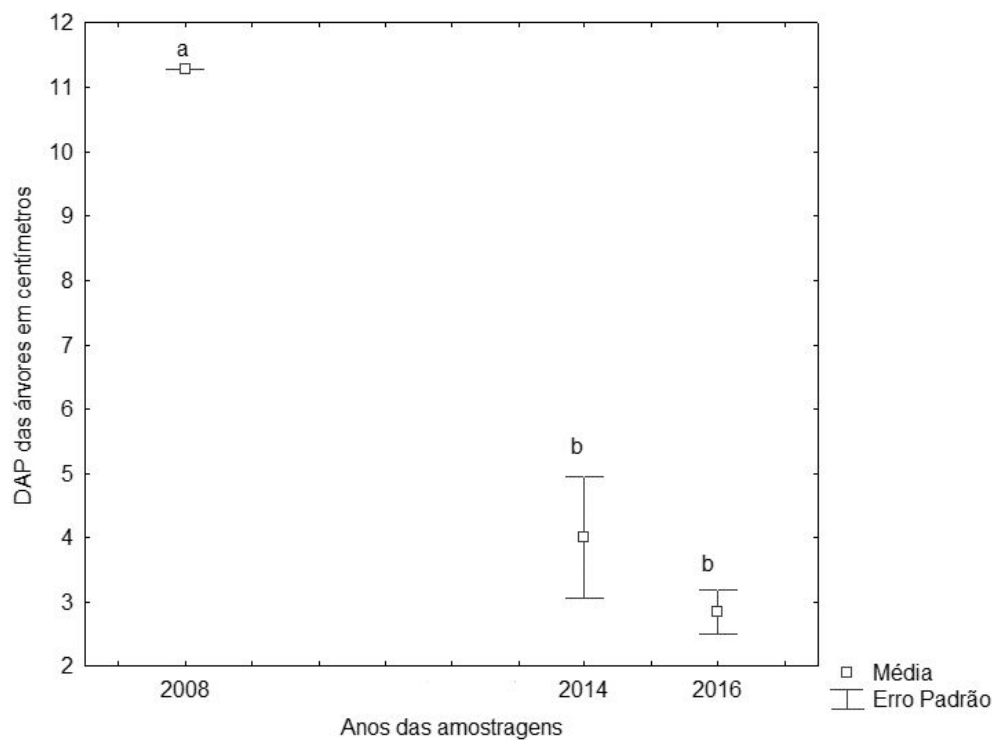
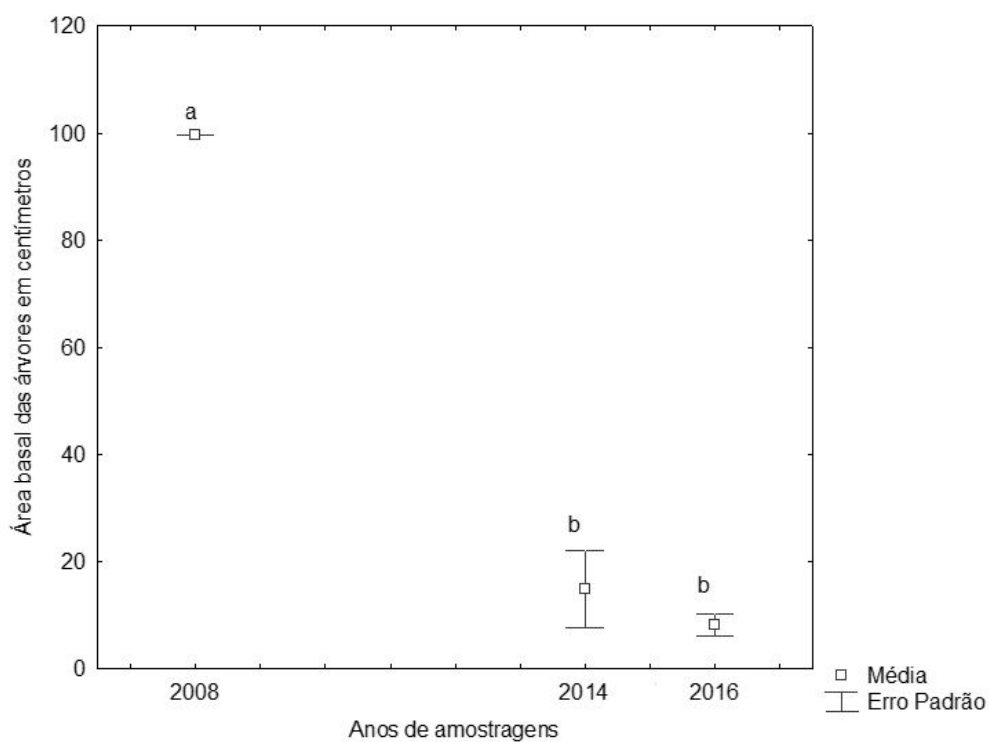


Figura 12 – Área basal, média com desvio padrão das árvores mortas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2008, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de *Tukey*.



Esses resultados permitem inferir que o distúrbio ocorrido entre os anos elevou a densidade de indivíduos na área e que entre 2014 e 2016 está ocorrendo a mudança de fase sucessional, havendo mortalidade dos indivíduos, reduzindo a competição das espécies para que aja um incremento em altura, DAP e área basal no sentido maior-menor degradação (BERNINI; REZENDE, 2004; SILVA et al., 2005; MATNI; MENEZES, 2006; ABREU et al., 2006; ESPINOZA; ROSA, 2009).

3.3.1.3 Análise estrutural de plantas juvenis

Foi realizada a análise estrutural das plantas juvenis, sendo identificados 398 exemplares de mangue, com 11 indivíduos em 2014 e 387 indivíduos em 2016, destes 24 exemplares estavam mortos. Foram identificadas a ocorrência das espécies de *Laguncularia racemosa*, *Avicennia schaueriana* e *Rhizophora mangle*.

As árvores de *Avicennia germinans* parecem ter perdido sua resiliência na área amostral, como visto no valor de importância, esta espécie apresentou os menores valores de dominância e densidade entre 2014 e 2016 (Tabela 1), e na análise estrutural das plantas juvenis não foi identificada nenhuma espécie de *Avicennia germinans*.

Em 2014, as plantas juvenis de *Laguncularia racemosa* foram dominantes, evidenciando seu papel de pioneira (FRUEHAUF, 2005). Já *Rhizophora mangle* apresenta dominância em 2016 e assume maiores valores de frequência, densidade e valor de importância de espécie nos dois anos analisados. A sequência dos valores de importância das espécies do maior para o menor foram *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana* (TABELA 4).

Tabela 4 - Dominância, Frequência, Densidade e Valor de Importância das Espécies relativas das plantas juvenis vivas do bosque de mangue impactado por carcinicultura.

PARÂMETROS	ANOS	ESPÉCIES		
		<i>Avicennia schaueriana</i>	<i>Laguncularia racemosa</i>	<i>Rhizophora mangle</i>
Dominância Relativa (%)	2014	5,00	36,25	12,45
	2016	1,62	6,61	91,77
Frequência Relativa (%)	2014	12,50	25,00	62,50
	2016	21,43	14,28	64,29
Densidade Relativa (%)	2014	18,18	27,27	54,55
	2016	1,42	13,03	85,55
Valor de Importância das Espécies (%)	2014	35,68	88,52	129,5
	2016	24,47	33,92	241,61

Paluzo (2012) estudou a regeneração natural das espécies arbóreas dos manguezais do Paraná, estrutura e morfologia funcional, e observou que o número de plantas juvenis de *Rhizophora mangle* aumenta proporcionalmente com as classes de altura, até 60 cm, apresentando posteriormente um declínio do número de indivíduos. No presente trabalho verificou o mesmo padrão, com aumento do número de plantas juvenis até a altura de 60 cm, sendo na classe de 0-20 cm (16 indivíduos), classe de 21-40 cm (135 indivíduos), classe de 41-60 cm (134 indivíduos), classe de 61-80 cm (20 indivíduos) e classe de 81-100 cm (3 indivíduos), o que justifica os altos valores de importância da espécie nos anos de 2014 e 2016.

As plantas juvenis apresentaram diferença significativa em todos os parâmetros estruturais, com menor valor em altura e maiores valores em DAP e área basal em 2016 (Altura: $t = 2960,846$, $p = 0,00001$); (DAP: $t = 2.498325$, $p = 0,00001$) e (Área Basal: $t = 1.121187$, $p = 0,00001$) (FIGURAS 13, 14 e 15). O sombreamento em baixo do dossel do bosque parece ter atingido os níveis de um bosque maduro em 2016, assim a competição entre as espécies por luz pode influenciar no incremento de diâmetro e consequentemente em área basal, extensão lateral dos ramos e diminuição da altura, é direcionado para a sobrevivência destas plantas juvenis (PALUZO, 2012).

Figura 13 - Altura, média com desvio padrão das plantas juvenis vivas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2014 e 2016.

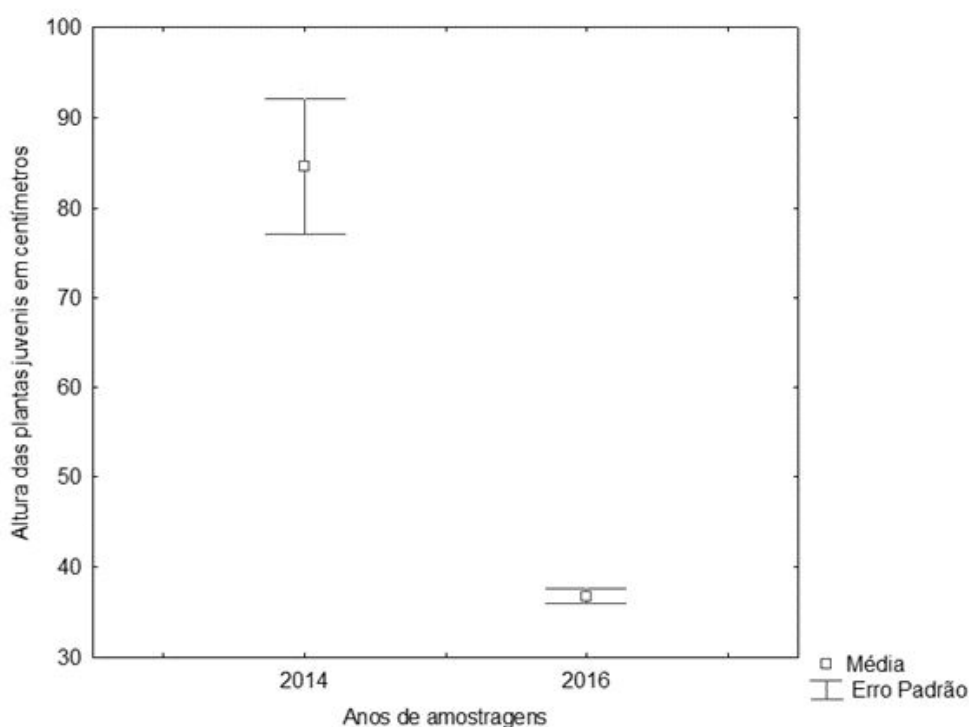


Figura 14 - DAP, média com desvio padrão das plantas juvenis vivas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2014 e 2016.

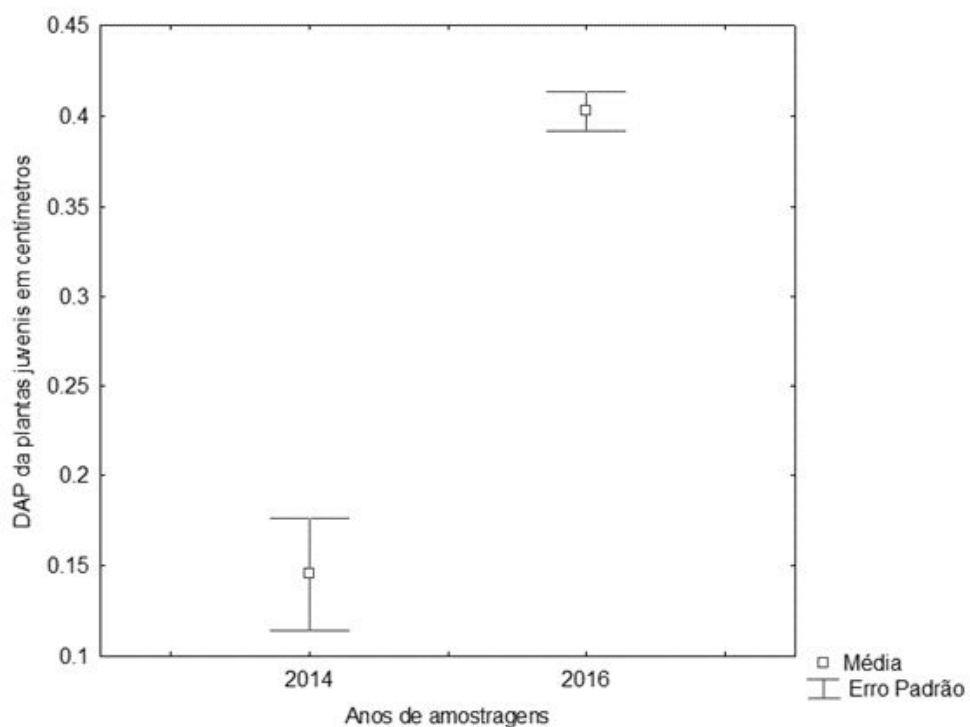
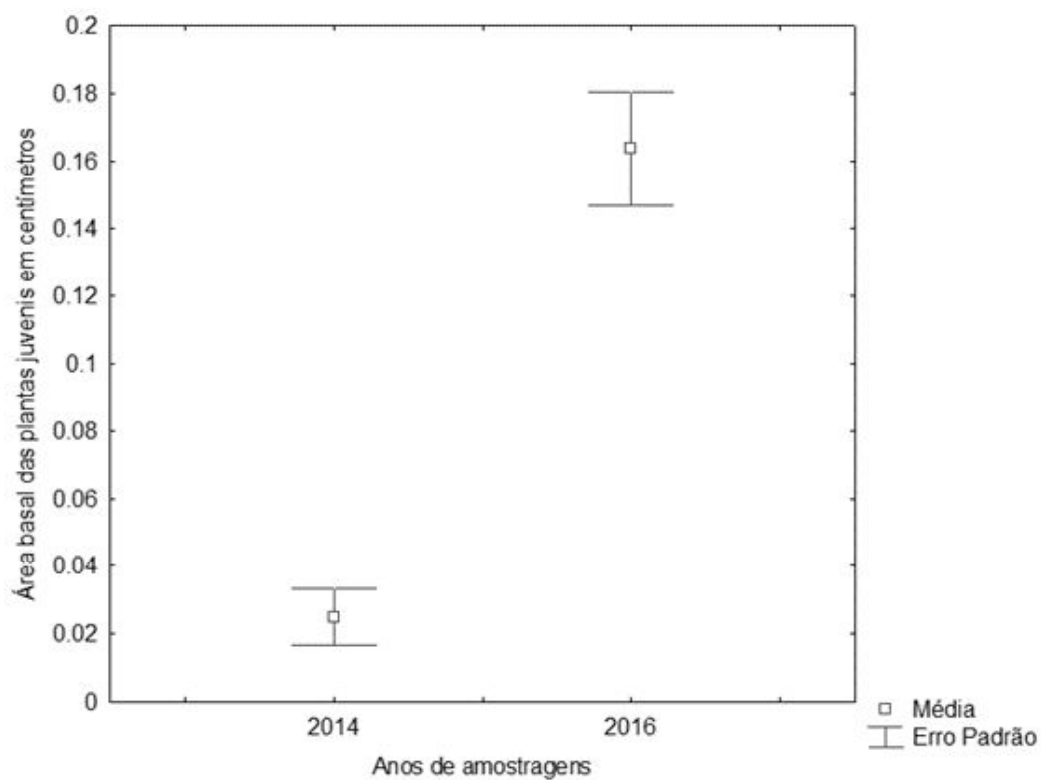


Figura 15 – Área basal, média com desvio padrão das plantas juvenis vivas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2014 e 2016.



Em 2014, não houve mortalidade de plantas juvenis de nenhuma espécie. A mortalidade de *Laguncularia racemosa* teve maior dominância, densidade e valor de importância em 2016 (TABELA 5). Silva et al. (2007) consideraram a luz como a principal causa de morte das espécies, devido ao esgotamento das reservas de fotoassimilados dos cotilédones dos indivíduos. Gonçalves (2009) considerou o grande fluxo diário de água e de matéria orgânica, a intensidade de luz e as características de cada espécie, como sendo os fatores de maior importância para o estabelecimento das plantas juvenis, principalmente para aquelas que estão abaixo do dossel no interior do bosque, e seu ganho em altura. De acordo com Jimenez et al. (1985), copas fechadas inibem a regeneração de florestas de *L. racemosa*, pois esta espécie é intolerante à sombra.

Neste contexto, é atribuída a maior dominância, densidade e valor de importância de *Laguncularia racemosa* mortas a baixa luminosidade embaixo do dossel do bosque. Sugere-se que a qualidade do ambiente elevou, considerando que a espécie *Rhizophora mangle* está conseguindo se estabelecer na área como já foi descrito anteriormente, e agora apresentando menores valores de dominância e densidade de plantas juvenis mortas, e uma frequência de 66,67%, ou seja, estão bem distribuídas no ambiente.

Tabela 5 - Dominância, Frequência, Densidade e Valor de Importância das Espécies relativas das plantas juvenis mortas do bosque de mangue impactado por carcinicultura.

PARÂMETROS	ANOS	ESPÉCIMES	
		<i>Laguncularia racemosa</i>	<i>Rhizophora mangle</i>
Dominância Relativa (%)	2016	63,68	36,32
Frequência Relativa (%)	2016	33,00	66,67
Densidade Relativa (%)	2016	79,41	20,59
Valor de Importância das Espécies (%)	2016	154,20	79,13

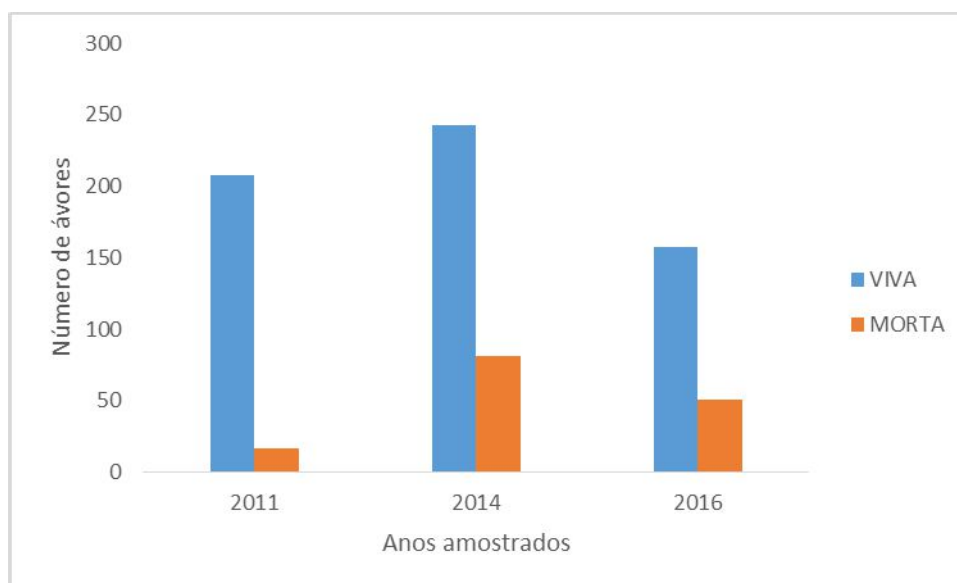
Houve mortalidade de 27 indivíduos da espécie *Laguncularia racemosa*, todas da classe de altura entre 0-10cm, e 7 indivíduos de *Rhizophora mangle*, todas da classe de altura entre 26-42cm. Resultados semelhantes aos observados por Pelozo (2012), pela concentração do número de indivíduos na classe de altura entre 0-20cm e *R. mangle*, que apresentou propágulos de maior tamanho. Pelozo (2012) atribui a maior mortalidade na classe de 0-20m, as espécies com propágulos pequenos como a *Laguncularia racemosa*, por estabelecerem novas populações anualmente, com um alto índice de mortalidade (RABINOWITZ, 1978).

3.3.2 Análise da Estrutura Vegetal do Bosque de Mangue Impactado por Desmatamento

3.3.2.1 Análise estrutural das árvores adultas

Foram realizadas a análise estrutural de 757 árvores de mangue nos anos de 2011, 2014 e 2016, e identificadas as espécies de *Avicennia germinans*, *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle*. Observou-se que em 2011 para 2014 houve um crescimento da população da vegetação de mangue, com auge em 2014, apresentando um declínio em 2016, a mesma tendência ocorrida na área impactada por carcinicultura (FIGURA 5). A mortalidade das árvores, também apresentou um comportamento semelhante a população de árvores vivas, desta área de desmatamento (FIGURA 16).

Figura 16 – Abundância de indivíduos vivos e mortos nos anos de 2011, 2014 e 2016.



A espécie *Laguncularia racemosa* apresentou dominância, frequência, densidade e valor de importância superior em todos os anos amostrados, exceto os valores de densidade e valor de importância da espécie em 2014. Entretanto, mesmo assim *Laguncularia racemosa* apresentou valores bem próximos da espécie *Avicennia germinans* que teve maior densidade neste ano. Paula (2015) encontrou resultados parecidos em áreas de desmatamento nos mangues dos municípios de Acaraú e Itarema no Ceará. Segundo Lima (2011), *Laguncularia racemosa* tendem a dominar áreas com maior profundidade do lençol freático, refletindo sua vantagem competitiva em solos arenosos, e, conseqüentemente, com baixa concentração de nutrientes.

Os dados indicam que essa área apresenta características de regeneração devido aos maiores valores dos parâmetros para a espécie *Laguncularia racemosa* (BARBOSA, 2010). A segunda espécie com maiores valores dos parâmetros analisados foi *Avicennia germinans*. Segundo Bernini e Rezende (2003), *Laguncularia racemosa* se estabelecem em áreas abertas, seguida pelo gênero *Avicennia* e posteriormente por *Rhizophora* no processo sucessional. Pereira et al. (2009) encontram maior contribuição de *Laguncularia racemosa* em áreas desmatadas em relação a mangues conservados, validando a presença dessa espécie em mangues impactados.

O desmatamento e impactos associados as condições ambientais estão agindo fortemente sob as espécies de *Rhizophora mangle* e *Avicennia schaueriana* apresentando os menores valores de dominância, frequência, densidade e valor de importância das espécies, levando a extinção da espécie *Rhizophora mangle* em 2016 da área amostral (TABELA 6). Segundo Smith III (1992), bosques de mangue sujeitos a maior frequência de distúrbios possuem menor representatividade de espécies de Rhizophoraceae. Paula (2015) estudou a estrutura dos bosques de mangue nos municípios de Acaraú e Itarema no Estado do Ceará, onde os bosques de mangue impactados por desmatamento foram ausentes da espécie *Avicennia schaueriana*. Assim, a espécie de *Avicennia schaueriana* é mais susceptível aos distúrbios de desmatamento que *Avicennia germinans*.

Tabela 6 - Dominância, Frequência, Densidade e Valor de Importância das Espécies das árvores vivas do bosque de mangue impactado por desmatamento.

PARÂMETROS	ANOS	ESPÉCIES			
		<i>Avicennia germinans</i>	<i>Avicennia schaueriana</i>	<i>Laguncularia racemosa</i>	<i>Rhizophora mangle</i>
Dominância Relativa (%)	2011	30,14	1,63	62,17	6,06
	2014	44,62	0,20	54,50	0,68
	2016	36,66	10,29	53,05	0,00
Frequência Relativa (%)	2011	33,33	16,67	44,45	5,56
	2014	41,67	8,33	41,67	8,33
	2016	41,67	16,66	41,67	0,00
Densidade Relativa (%)	2011	21,15	2,4	73,56	2,88
	2014	63,46	0,48	50,96	1,92
	2016	22,12	7,21	46,15	0
Valor de Importância das Espécies (%)	2011	84,62	20,7	180,18	14,50
	2014	149,75	9,01	147,13	10,93
	2016	100,45	34,16	140,87	0,00

A altura das árvores foi distinta entre os anos, tiveram maior altura em 2016 e valores médios mais baixos em 2014 ($F(2, 605) = 28,837$, $p = 0,00001$). Nos anos de 2011 e 2014 o DAP e a área basal não demonstraram diferenças significativas, apenas o ano de 2016 se diferenciou dos demais anos ($F(2, 605) = 19,386$, $p = 0,00001$; $F(2, 605) = 19,386$, $p = 0,00001$) (FIGURAS 17, 18 e 19). Nos anos de 2011 e 2014 haviam maiores frequências e densidades de árvores, sendo 2014 marcado por processos sucessionais iniciais, devido apresentar um menor desenvolvimento estrutural do bosque, apresentando distribuição em curva, na forma de J, como já visto, este tipo de curva de distribuição de indivíduos indica um processo de colonização recente (OLIVEIRA; TOGNELLA, 2014), característico de áreas altamente estressante ou impactadas (SOARES, 1999; SOARES et al., 2003; SANTOS et al., 2012).

Figura 17 - Altura, média com desvio padrão das árvores vivas da área amostral impactada por desmatamento nos anos de 2011, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de *Tukey*.

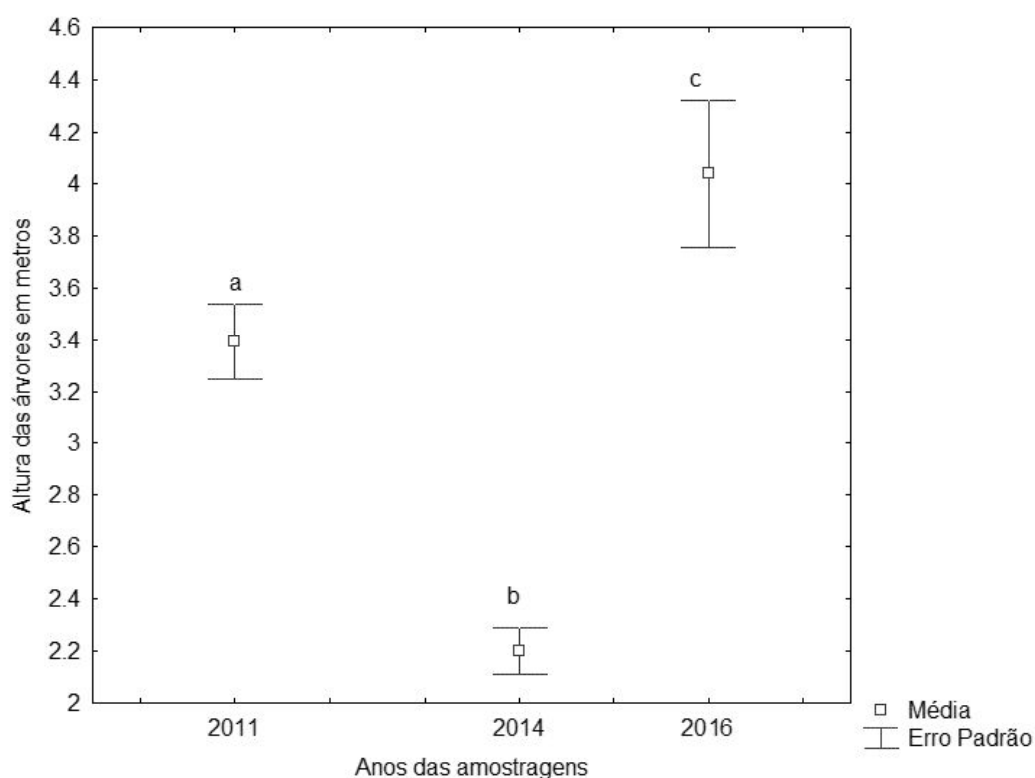


Figura 18 - DAP, média com desvio padrão das árvores vivas da área amostral impactada por desmatamento nos anos de 2011, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de *Tukey*.

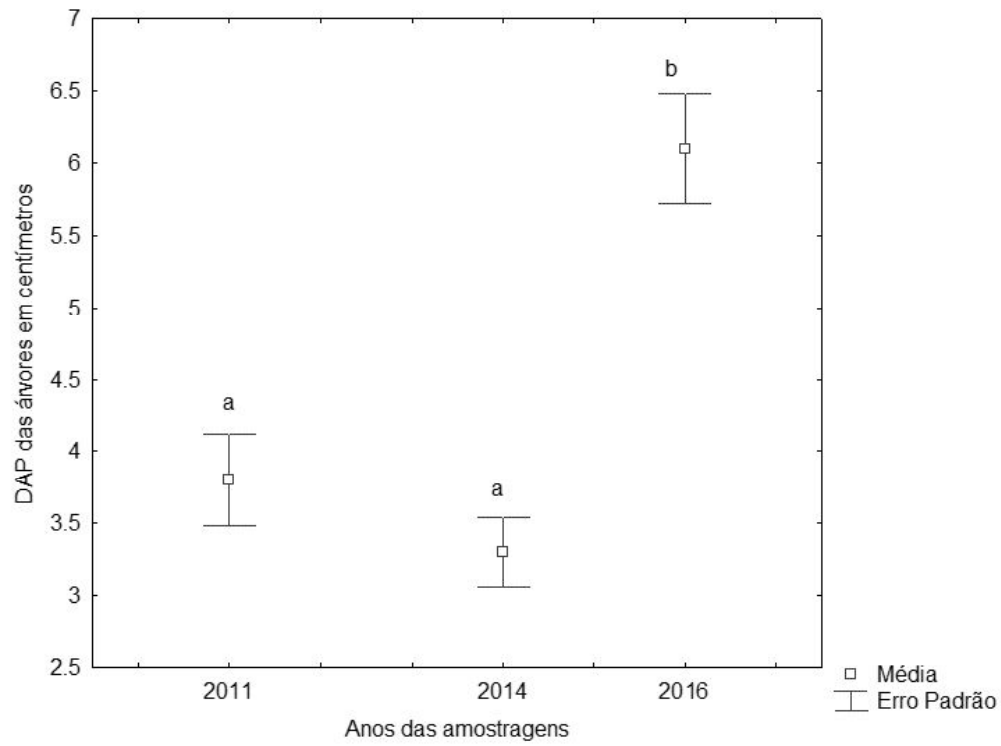
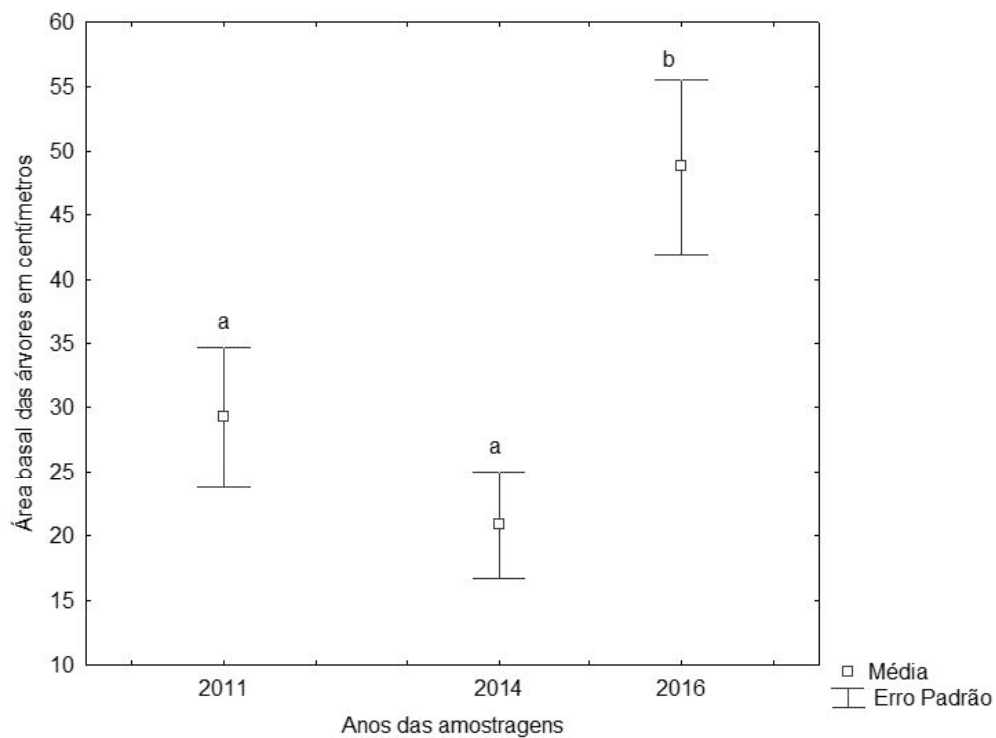


Figura 19 - Área basal, média com desvio padrão das árvores vivas da área amostral impactada por desmatamento nos anos de 2011, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de *Tukey*.



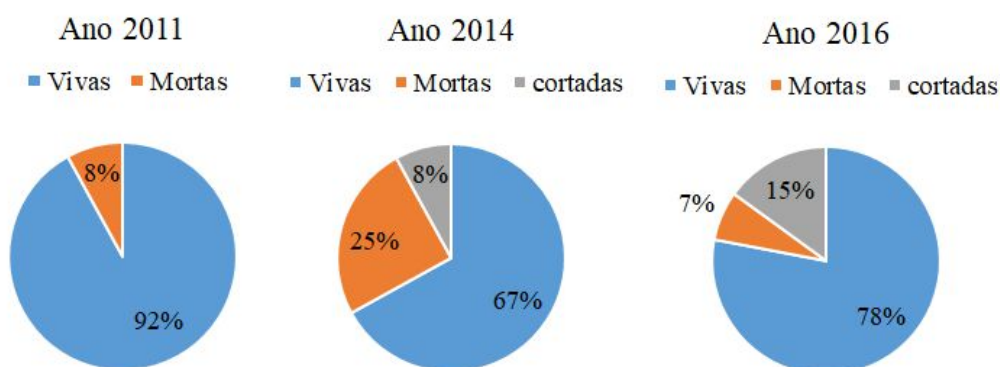
Esses dados de altura, DAP e área basal de árvores vivas nos anos 2011, 2014 e 2016 evidenciam o alto impacto do desmatamento sobre a estrutura do bosque monitorado. Os bosques de mangue da área impactada por desmatamento apresentou desenvolvimento estrutural muito inferior ao bosque da área impactada por carcinicultura (FIGURAS 6, 7 e 8), que teve impactos no mesmo período do desmatamento. Uma das causas que podem ter levado a esse ponto foi o alto estresse ambiental com declínio da fertilidade, perda de solo e destruturação do solo (ARRUDA, 2013), como pode ser observado nas imagens registradas na área amostral (FIGURA 20).

Figura 20 - Fragmentos do bosque de mangue impactado por desmatamento com Solo exposto e perda de solo e de matéria orgânica (percepção visual pela descaracterização da cor, típica de solo mangue). Sendo **A**: visão geral do bosque de mangue impactado e **B**: visão da área amostral com observação de galhos e troncos cortados, ambas as figura A e B possibilitam a visão do solo pobre e a intensa luminosidade.



Como observado em 2016 houve um melhor desenvolvimento estrutural com um DAP bem superior que os demais anos. Barbosa (2010) observou um comportamento semelhante em seu trabalho, atribuindo este fato ao elevado número de cortes, levando a um maior DAP. Isso também se verifica neste trabalho com uma redução na ocorrência de árvores mortas ao longo dos anos e um aumento de árvores cortadas (FIGURA 21).

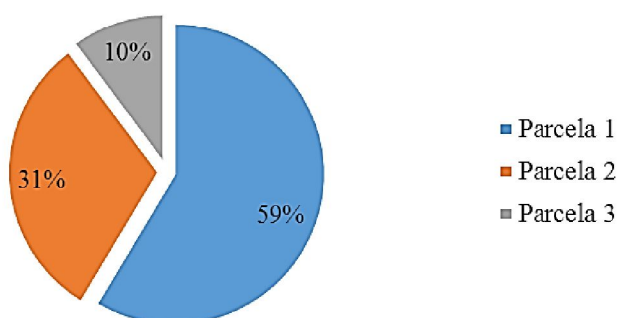
Figura 21 – Porcentagem de árvores cortadas ao longo dos anos de 2011, 2014 e 2016.



Outra situação importante para um melhor desenvolvimento estrutural em 2016 foi a redução de competições das espécies, melhor obtenção de luminosidade pela árvore, melhores condições do solo e nutrientes. Além disso, a vegetação do bosque em 2016 em sua grande maioria encontrava-se nas parcelas 1 (um) de todos os transectos (FIGURA 22), onde os nutrientes são mantidos pela mistura de água salobra e constante deposição de matéria orgânica trazidas pelas correntes hídricas (BARAN; HAMBREY, 1998; ALVES, 2001).

Figura 22 – Porcentagem de indivíduos por parcelas na área amostral em 2016.

Porcentagem de indivíduos por parcela



Em relação a mortalidade, a espécie *Avicennia germinans* teve maiores índices de mortalidade em 2011, seguida pela espécie *Laguncularia racemosa*. A *Avicennia* sp. apresentou maior mortalidade em 2014 e *Laguncularia racemosa* teve índices altos de mortalidade em todos os anos, sendo superior aos demais anos em 2016 (TABELA 7).

Tabela 7 - Dominância, Frequência, Densidade e Valor de Importância das Espécies relativas das árvores mortas do bosque de mangue impactado por carcinicultura.

PARÂMETROS	ANOS	ESPÉCIES			
		<i>Avicennia germinans</i>	<i>Avicennia</i> sp	<i>Laguncularia racemosa</i>	<i>Rhizophora mangle</i>
Dominância Relativa (%)	2011	59,02	0,00	40,98	0,00
	2014	16,27	69,91	12,92	0,89
	2016	15,78	0,49	83,72	0,00
Frequência Relativa (%)	2011	75,00	0,00	25,00	0,00
	2014	28,57	64,29	7,14	0,00
	2016	25,00	12,50	62,50	0,00
Densidade Relativa (%)	2011	58,82	0,00	41,17	0,00
	2014	9,88	65,43	23,46	1,23
	2016	9,80	1,96	88,23	0,00

A altura das árvores mortas decresceu nos anos amostrados e se diferenciando significativamente em todos os anos ($F(2, 146) = 15,281$, $p = 0,00001$) (FIGURA 23). O DAP do ano de 2016 não divergiu dos anos de 2011 e 2014, em 2014 houve diferença significativa em comparação aos anos de 2011 ($F(2, 146) = 3,1006$, $p = 0,04800$) (FIGURA 24), já a área basal não se diferenciou nos anos analisados ($F(2, 146) = 1,0702$, $p = 0,34563$) (FIGURA 25). Isso parece ter relação com o nível de degradação do solo que aumenta no decorrer dos anos e também devido as variáveis climáticas. A cada ano os recursos da área reduzem e a intensidade da luz aumenta, apresentando indivíduos a cada ano menores, com DAP variável, entretanto com índices de área basal semelhantes, não resistindo as condições ambientais e morrem.

Figura 23 - Altura, média com desvio padrão das árvores mortas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2008, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de *Tukey*.

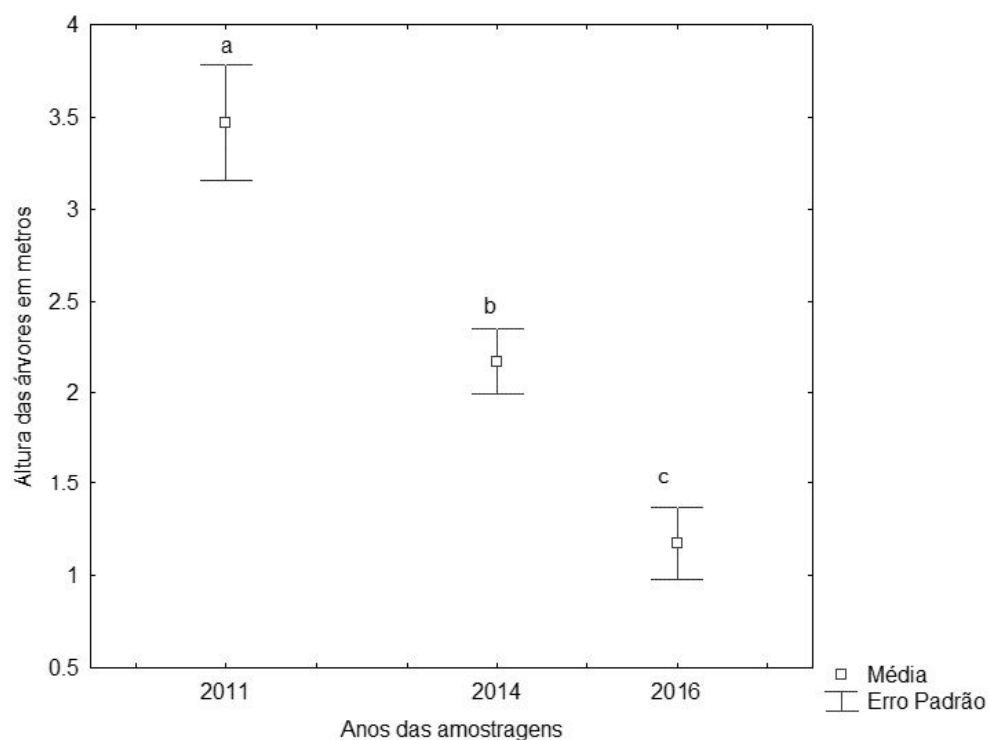


Figura 24 - DAP, média com desvio padrão das árvores mortas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2008, 2014 e 2016. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o Teste de *Tukey*.

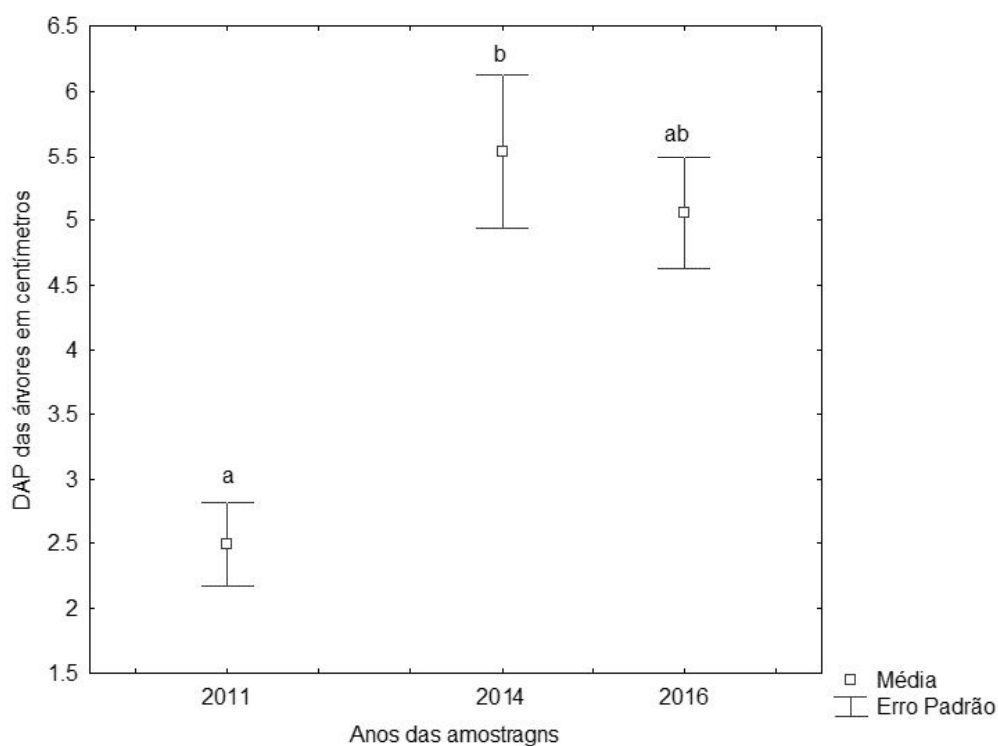
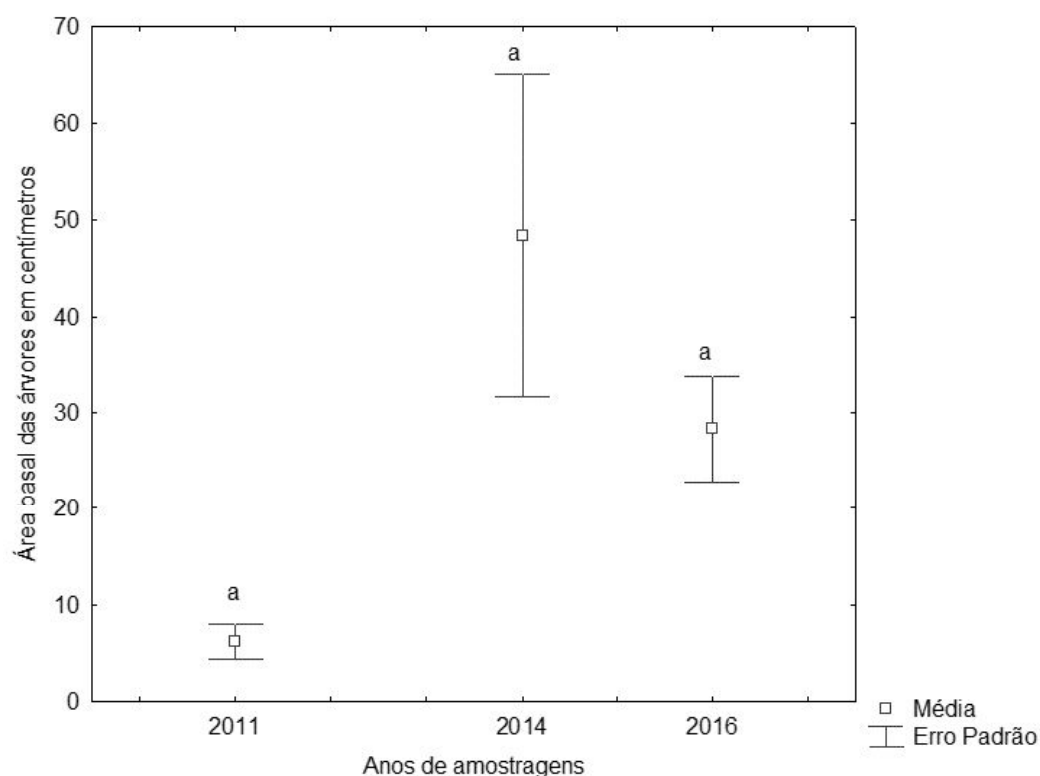
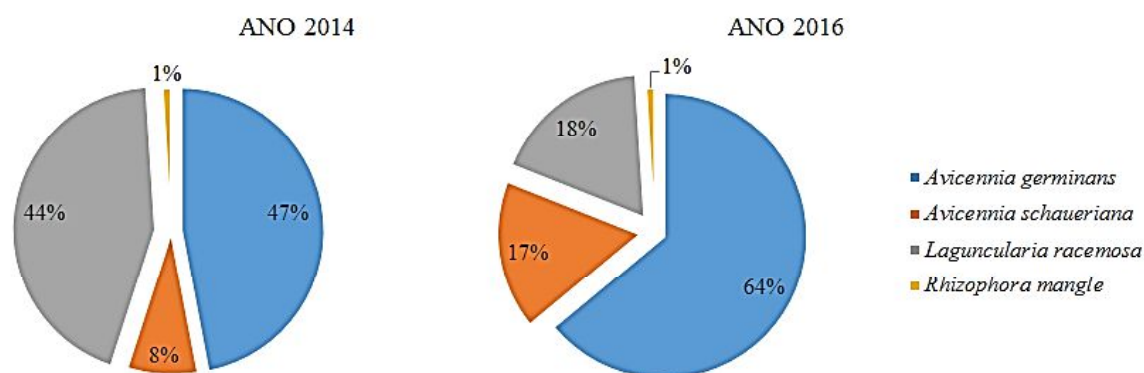


Figura 25 - DAP, média com desvio padrão das árvores mortas da área amostral impactada por carcinicultura nos anos de 2008, 2014 e 2016.



3.3.2.2 Análise estrutural de plantas juvenis

Foram realizadas a análise estrutural das plantas juvenis, sendo identificado 498 exemplares de mangue, com 258 indivíduos em 2014 e 240 indivíduos em 2016, destas 16 exemplares estavam mortos. Foram observadas a ocorrência das espécies de *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia schaueriana* e *Rhizophora mangle* vivas, *Rhizophora mangle* teve sua população constante nos anos analisados. *Laguncularia racemosa* reduziu e *Avicennia schaueriana* aumentou sua população de 2014 para 2016, ambas tiveram em 2016 abundância de indivíduos muito próximas. Já *Avicennia germinans* teve sua população crescente com maior abundância em 2016 (FIGURA 26).

Figura 26 - Representatividade em porcentagem das plantas juvenis nos anos de 2014 e 2016.

As plantas juvenis vivas de *Avicennia germinans* e *Laguncularia racemosa* foram dominantes, frequentes, densas e com maiores valores de importância das espécies no ano de 2014 (TABELA 8). Os parâmetros para *Rhizophora mangle* foram baixos para os dois anos analisados. Esses dados assemelham-se com a conclusão de Fruehauf (2005), no qual o aparecimento de clareiras é importante para *Avicennia germinans* e *Laguncularia racemosa* podendo ser crítico para *Rhizophora mangle*. No caso de desmatamento, onde o gradiente ambiental é altamente impactado, se torna um ambiente crítico para o desenvolvimento de plântulas e plantas juvenis da espécie *Rhizophora mangle*.

Tabela 8 - Dominância, Frequência, Densidade e Valor de Importância das Espécies relativas das plantas juvenis vivas do bosque de mangue impactado por desmatamento.

PARÂMETROS	ANOS	ESPÉCIES			
		<i>Avicennia germinans</i>	<i>Avicennia schaueriana</i>	<i>Laguncularia racemosa</i>	<i>Rhizophora mangle</i>
Dominância Relativa	2014	49,47	9,89	39,22	1,41
	2016	4,38	50,86	41,90	2,89
Frequência Relativa	2014	41,18	17,65	35,30	5,88
	2016	31,58	31,58	31,58	5,26
Densidade Relativa	2014	47,29	8,14	43,8	0,78
	2016	63,84	17,41	18,3	0,45
Valor de Importância das Espécies	2014	137,94	35,68	118,32	8,07
	2016	99,80	99,85	91,78	8,60

Em 2016, observa-se maior domínio e densidade de *Avicennia schaueriana* apresentando índice de frequência e valor de importância semelhantes para as espécies *Avicennia germinans* e *Laguncularia racemosa*. Em geral, a distribuição das plantas juvenis de

Avicennia schaueriana ocorre ao redor de árvores adultas e em depressões protegidas do movimento de água, limitando o seu estabelecimento em regiões com menor influência da maré (DELGADO et al., 2001). Neste estudo, como já foi visto, na área amostral havia baixa densidade, dominância e frequência de árvores adultas, o que provavelmente indica um recrutamento de propágulos de áreas adjacente, se estabelecendo na área amostral caracterizado por solos mais secos (observações visuais de campo, Figura 21), pois *Avicennia schaueriana* apresenta maior resistência às condições de ressecamento, insolação e salinidade das áreas desmatadas (PALUDO; KLONOWSKI, 1999).

Laguncularia racemosa apresentou um dos maiores índices dos parâmetros em todos os anos analisados, pois trata-se de uma espécie pioneira com maior capacidade adaptativa as condições instáveis do ambiente, sobrevive melhor em ambientes ensolarados e podem tolerar sombreamentos de até 60% (LOPES et al., 2013), além de possui baixa exigências da fertilidade do solo, tendo a seu favor um eficiente uso de nutrientes (MADI; BOEGER; REISSMANN, 2015).

As plantas juvenis vivas apresentaram maior altura em 2016 em comparação a 2014 ($t = 7,429653$, $p = 0,000001$), entretanto teve menor valor de DAP e área basal ($(t = -21,8289$, $p = 0,000001)$; $(t = -13,1468$, $p = 0,000001)$) (FIGURAS 27, 28 e 29). Esses dados podem ter relações com a precipitação, pluviometria, salinidade e disponibilidade de nutrientes e umidade do solo. Segundo Petri (2011), as espécies do gênero *Avicennia* possuem mecanismos para a sobrevivência em locais com substrato de alta salinidade e são mais tolerantes ao estresse ambiental, entretanto, atingem menor porte estrutural quando os teores de salinidade são mais elevados (SILVA et al., 2005). A salinidade, uma das principais características do solo responsável pela distinção de áreas, afeta o desempenho das plantas pelo déficit de água, toxidez por íons que provocam desequilíbrio nutricional e indiretamente atuam mediando competições interespecíficas (ESTEVES e SUZUKI, 2008).

Figura 27 - Altura, média com erro padrão das plantas juvenis vivas da área amostral impactada por desmatamento nos anos de 2014 e 2016.

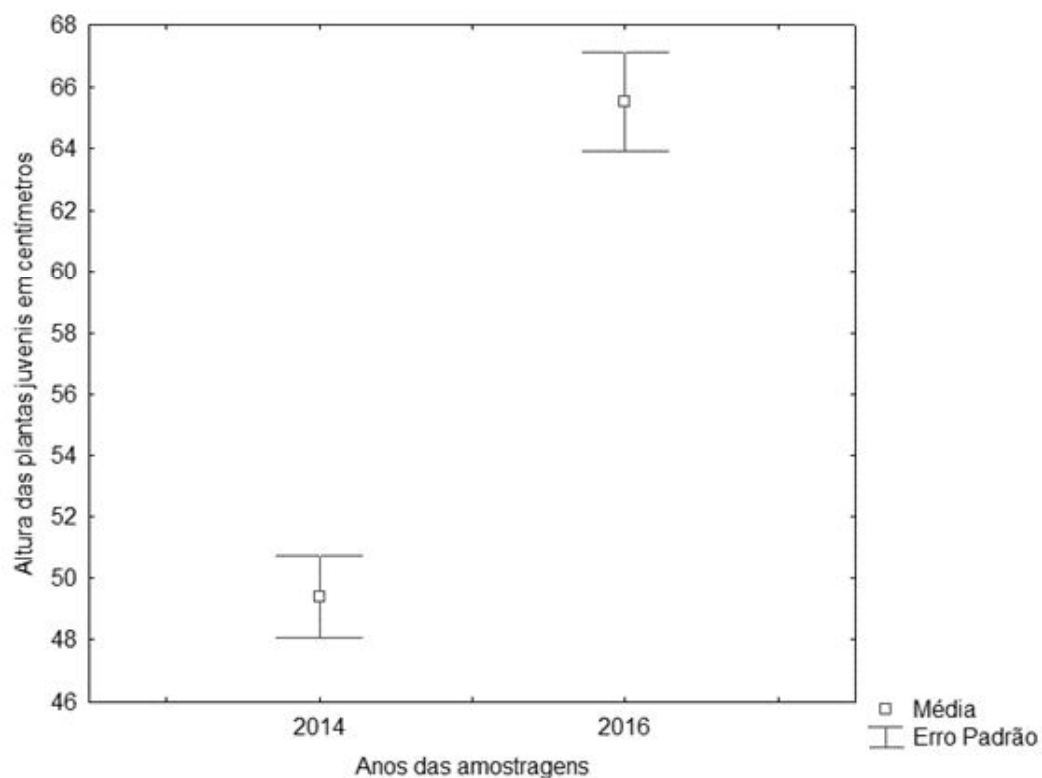


Figura 28 - DAP, média com erro padrão das plantas juvenis vivas da área amostral impactada por desmatamento nos anos de 2014 e 2016.

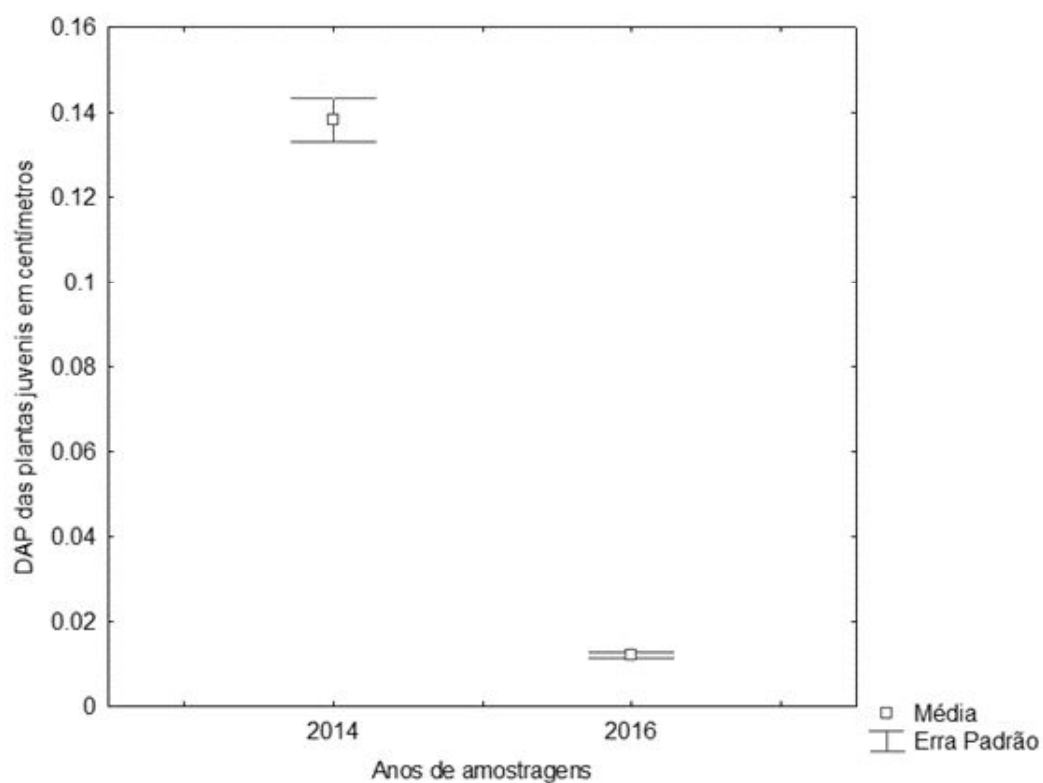
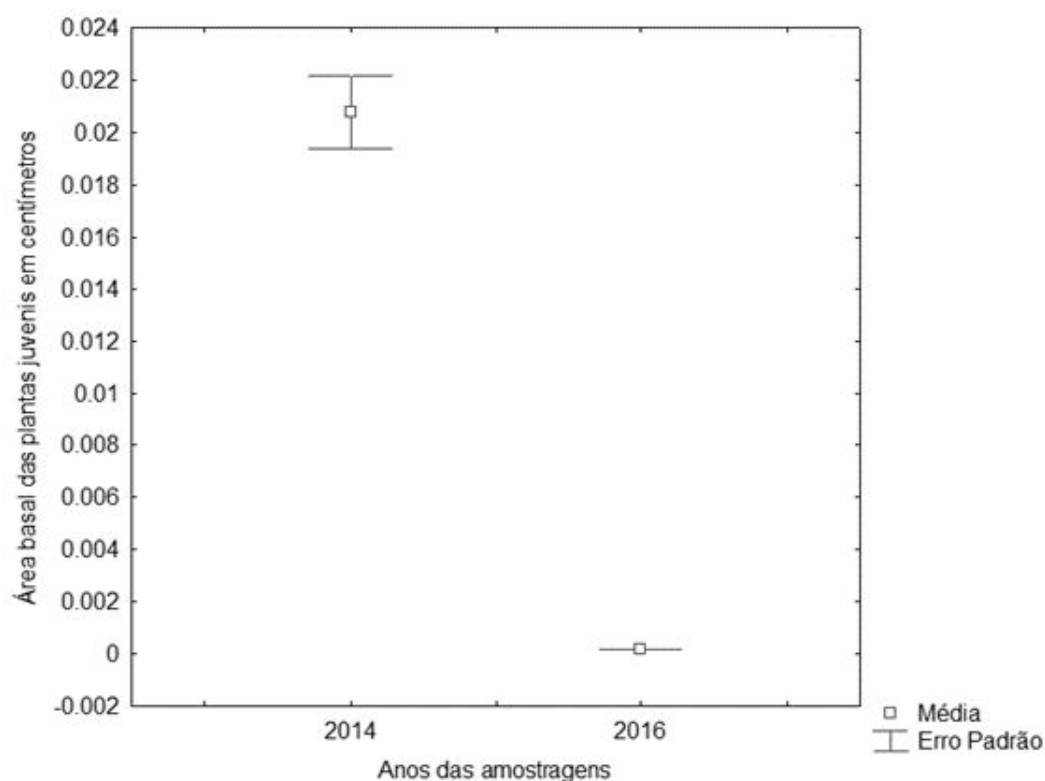


Figura 29 - Área basal, média com erro padrão das plantas juvenis vivas da área amostral impactada por desmatamento nos anos de 2014 e 2016.



Não teve ocorrência de plantas juvenis mortas em 2014, mas em 2016 houve maior dominância e frequência de *Avicennia* sp. e maior densidade de *Laguncularia racemosa* mortas (TABELA 9). Os gêneros *Avicennia* e *Laguncularia* são reconhecidas pelas suas resistências e capacidade de recolonização de áreas alteradas, como visto neste trabalho com maiores valores de importância das espécies de plantas juvenis de *Avicennia germinans*, *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa*. Devido as grandes alterações ocorridas pelo intenso desmatamento, atribui-se a mortalidade destes gêneros a competição intraespecífica e interespecífica por espaço e a exposição a luminosidade, temperatura e insolação, numa área que o suporte a vegetação vem sendo reduzida drasticamente, pois o bosque de mangue ocupou em 2016 praticamente só a primeira parcela de dois transectos dos três transectos analisados. Tognella et al. (2011) atribuem a mortalidade de plantas juvenis das espécies de *Laguncularia racemosa* encontradas em clareiras a competição entre indivíduos por nutrientes e luz. Segundo Clara (2016), a salinidade mostrou influenciar a mortalidade de forma significativa, sendo a mortalidade elevada em salinidades iguais ou superiores a salinidade média da água do mar (35 g/l).

Tabela 9 - Dominância, Frequência, Densidade e Valor de Importância das Espécies relativas das plantas juvenis mortas do bosque de mangue impactado por carcinicultura no ano de 2016.

PARÂMETROS	ESPÉCIES	
	<i>Avicennia sp</i>	<i>Laguncularia racemosa</i>
Dominância Relativa (%)	85,19	14,81
Frequência Relativa (%)	22,22	11,11
Densidade Relativa (%)	31,25	68,75

Considera-se que o intenso desmatamento foi expressivo sobre as árvores da espécie *Rhizophora mangle*, demonstrado pela pouca ocorrência em 2011, decréscimo em 2014 e desaparecimento em 2016, em consequência, os valores dos parâmetros de mortalidade foram insignificantes. A redução e o desaparecimento desta espécie tiveram um impacto sobre a produção de propágulos e consequentemente sobre as plantas juvenis, onde as plantas juvenis encontradas na área amostral são provenientes de propágulos trazidos de outros mangues ou áreas adjacentes pela dinâmica hídrica e com baixos índices de recolonização. Tognella et al. (2011) estudaram a mortalidade de plantas juvenis de *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa* em um bosque de bacia no manguezal do rio Itaunas - ES, e atribuíram a mortalidade de plantas juvenis de *Rhizophora mangle* aos menores índices de precipitação, maior concentração de sais, competição intraespecífica e desmatamento do bosque.

Assim, no período entre 2012 e 2014 houve precipitação inferior ao esperado para estes anos na região hidrográfica do rio Acaraú, o que provavelmente teve correlação com a pluviosidade e a salinidade, acarretando em altura menores das plantas juvenis. Segundo Ye et al. (2005), o aumento da salinidade na germinação de diferentes espécies de mangue (*A. marina* > *A. corniculatum* > *A. illicifolius*) provocou uma diminuição relativa do crescimento, o que poderia se refletir no desenvolvimento da plântula no período pós germinação (CLARA, 2016), inclusive com o possível baixo desenvolvimento das raízes influenciando o crescimento das plantas juvenis (CLARA, 2016). Nos anos de 2015 e 2016 tiveram precipitações próximas da normalidade no município de Acaraú, o que pode ter invertido o valor de altura entre os dois anos analisados reduzindo os teores de sais.

Outro fator que contribuiu para a inversão da altura pode ter sido a elevação da temperatura no ambiente desmatado. Em seu trabalho, Clara (2016) argumenta que a diferença no crescimento de plantas juvenis pode ser explicada devido às condições climáticas distintas durante o período de crescimento dos diferentes grupos, como a temperatura.

No intervalo entre 2014 e 2016, houve um intenso desmatamento na área, tal atividade deixa o solo desprotegido, somado a uma precipitação acima do esperado para os anos, a área

amostral sofreu perdas de solos, a redução do solo supõe perdas de nutrientes, do nível de umidade do solo e do solo, e elevação de temperatura, o que provavelmente levou a redução do DAP e área basal das plantas juvenis de 2014 para 2016. Segundo Clara (2016), o diâmetro do caule das plantas juvenis apresentou comportamento de aumento e diminuição diversas vezes durante o período de acompanhamento e aparenta estar relacionado com o balanço hídrico do indivíduo, uma vez que as medidas tendiam a diminuir em períodos de temperaturas mais elevadas, e onde houve saturação da umidade do solo as plantas juvenis apresentavam menores e menos frequentes variações negativas do diâmetro do caule.

3.3.3 Reflexos dos Mangues Monitorados em Resposta aos Fatores Ambientais, Instalações de Empreendimentos e o Desmatamento

Ambas as áreas de mangue apresentaram alterações estruturais em espaço temporal semelhantes e com menor desenvolvimento estrutural no ano de 2014. Esse sincronismo entre os dois mangues, tem relação com o ciclo hidrológico da bacia do rio Acaraú no período entre os anos de 2008 e 2016, que apresentou baixa precipitação, represamento da macro e micro bacias do rio Acaraú.

As mudanças ocorridas na hidrológia da bacia do rio Acaraú foram relevantes para a alteração da estrutura vegetal dos mangues, que apresentaram correlações fortes com o nível do mar, nível dos reservatórios e da precipitação, além de fatores influenciadores do ciclo hidrológico como temperatura e insolação (Tabelas 10 e 11). Segundo Lima e Tognella (2012) e Calegario (2012) mudanças significativas na descarga fluvial, taxa de sedimentação, marés, e mudanças no nível do mar, influenciam o crescimento e a sobrevivência do manguezal. Assim, os fatores abióticos são reguladores da estrutura vegetal, corroborando com o conceito de Steady state de Twilley e Day (1999).

Tabela 10 - Intervalo de confiança: correlação linear entre a estrutura do bosque de mangue impactado por carcinicultura e fatores ambientais para os anos de 2008, 2014 e 2016. Onde NAV = número de árvores vivas, NAM = número de árvores mortas e R. = reservatório.

VARIÁVEIS	Altura	DAP	Área basal	NAV	NAM
Nível do mar	0.9532	0.9899	0.9873	-0.8864	-0.1836
Nível do R. Acaraú Mirim	-0.1082	0.0488	0.0390	0.2787	0.9274
Nível do R. São Vicente	0.9233	0.8518	0.8569	-0.9759	-0.7745
Nível do R. Sobral	0.4337	0.2872	0.2966	-0.5831	-0.9991
Nível do R. Ayres de Sousa	0.2569	0.1024	0.1121	-0.4204	-0.9732
Precipitação na Bacia hidrográfica	0.7595	0.6482	0.6556	-0.8606	-0.9321
Precipitação na Região hidrográfica	0.7946	0.6897	0.6968	-0.8877	-0.9104
Precipitação no Município de Acaraú	0.9509	0.8906	0.8950	-0.9901	-0.7219
Temperatura	-0.6421	0.5142	-0.5226	0.7652	0.9790
Insolação	-0.4275	-0.2806	-0.2900	0.5776	0.9987

Correlação linear com valor r de Pearson e $p < 5\%$.

Tabela 11 - Intervalo de confiança: correlação linear entre a estrutura do bosque de mangue impactado por desmatamento e fatores ambientais para os anos de 2011, 2014 e 2016. Onde NAV = número de árvores vivas, NAM = número de árvores mortas e R. = reservatório.

VARIÁVEIS	Altura	DAP	Área basal	NAV	NAM
Nível do mar	0.8913	0.7522	0.8302	-0.8907	-0.7529
Nível do R. Acaraú Mirim	0.3825	0.7945	0.7103	-0.6215	0.4965
Nível do R. São Vicente	0.6254	0.1495	0.2746	-0.3871	-0.9999
Nível do R. Sobral	-0.0524	-0.5463	-0.4348	0.3246	-0.7576
Nível do R. Ayres de Sousa	-0.2388	-0.6938	-0.5961	0.4963	-0.6217
Precipitação na Bacia hidrográfica	0.3537	-0.1633	-0.0359	-0.0833	-0.9562
Precipitação na Região hidrográfica	0.4054	-0.1080	0.0199	-0.1387	-0.9710
Precipitação no Município de Acaraú	0.6853	0.2274	0.3500	-0.4590	-0.9954
Temperatura	-0.1951	0.3233	0.1989	-0.0817	0.8950
Insolação	0.0592	0.5521	0.4410	-0.3311	0.7531

Correlação linear com valor r de Pearson e $p < 5\%$.

A estrutura dos bosques de mangue tiveram correlações muito forte e positivas com o nível do mar. Entretanto, por se tratar de duas áreas com topografia diferentes e com localização distantes entre si, o mangue impactado por carcinicultura, sendo uma ilha, teve a abundância de indivíduos reduzida com o aumento do nível do mar. Já o mangue impactado por desmatamento, sendo um mangue de franja, teve a abundância e mortalidade dos indivíduos afetadas pelo aumento do nível mar.

Os níveis dos reservatórios próximos ao manguezal apresentaram correlação positiva com a maioria dos parâmetros estruturais do bosque de mangue. De maneira geral, a estrutura do bosque de mangue impactados pela carcinicultura teve correlações muito forte e positivas com o reservatório São Vicente. Já o mangue impactado pelo desmatamento teve correlação forte e positiva com o nível do reservatório Acaraú Mirim.

Também foram verificadas correlações negativas fortes para o número de árvores vivas e mortas, exceto para o reservatório Acaraú Mirim que teve correlações positiva forte para o número de árvores mortas. Assim, supõe que em períodos de seca prolongado esse reservatório tem sua vazão reduzida para elevar ou manter o nível do mesmo, ocasionado menor número de árvores vivas e aumentando o número de mortas, uma vez, que os demais reservatórios apresentam correlações negativas, havendo maior mortalidade com níveis mais baixos.

A precipitação teve correlação positiva e forte para a estrutura do bosque de mangue impactado pela carcinicultura, porém, apresentou correlação forte e positiva apenas com a altura do bosque de mangue impactado por desmatamento. A precipitação quanto mais próxima foi da zona de manguezal maior o incremento estrutural dos mangues.

No mangue impactado por desmatamento, houve maior mortalidade quando ocorreu menor precipitação, e isso, também, teve relação entre a ocorrência da precipitação e distância da zona de manguezal, ou seja, se o volume anual precipitado na zona do manguezal for baixo a mortalidade será alta em comparação a precipitação em áreas mais afastadas. No mangue impactado por carcinicultura, a precipitação possui correlação negativa forte tanto para número de árvores vivas como mortas, com número de árvores vivas mais relacionadas a precipitação no município de Acaraú e a mortalidade com a precipitações na bacia e regiões hidrográficas.

Em síntese, ambas as áreas impactadas são sensíveis as alterações no ciclo hidrológico da bacia hidrográfica do rio Acaraú e no próprio ecossistema de manguezal, porém, a sensibilidade dos bosques dos mangues respondem de maneira diferenciada de acordo com zona ocorrência do mangue. O mangue impactado por carcinicultura, por ocupar uma área de ilha, é mais dependente da vazão do rio, dessa maneira, apresentou correlações muito fortes com a precipitação na bacia hidrográfica. Por outro lado, o mangue impactado pelo desmatamento, por ser conectado ao solo consolidado do município possui também relações hídricas com o mesmo, apresentando correlações fortes com a precipitação no município de Acaraú.

Quanto maior a temperatura e insolação menor a estrutura do bosque do manguezal e maior o número de árvores vivas e mortas para área impactada pela carcinicultura. Para ambas as áreas de mangue impactadas, a temperatura e a insolação são fatores ambientais que

exerceram grande influência sob a mortalidade das árvores do manguezal, apresentando correlação muito forte e positiva.

O projeto de abertura de reservatórios e canais de água no perímetro irrigado do baixo Acaraú foi outro tensor importante. Esse projeto foi dividido em duas etapas, a primeira concluída em 2008 e a segunda em 2013 (FIGURA 30) (DNOCS, 2012), promovendo uma redução considerável do aporte de água doce nesse período, segundo Menezes e Lacerda (2006) e Maia (2005) a diminuição do fluxo fluvial além de alterar os níveis de salinidade, reduz o transporte de nutrientes e sedimentos que são importantes para a produtividade geral do estuário.

Figura 30 – Barragem do rio Acaraú pelo projeto de abertura de reservatórios e canais de água no perímetro Irrigado do Baixo Acaraú, com destaque para a redução da vazão do rio em 2012.



Fonte: DNOCS, 2012.

As alterações ocorridas na estrutura dos bosques mostram a sensibilidade do mangue a alterações hidrológicas e climáticas, corroborando com a hipótese de Blasco, Saenger e Janadet (1996), no qual os ecossistemas costeiros são tão especializados que qualquer que seja a menor variação em seus regimes hidrológicos ou de maré causa mortalidade notável, e, se a duração da imersão diária fosse modificada por eventos tectônicos, sedimentológicos ou hidrológicos, as espécies reajustaram as novas condições ou sucumbem a condições inadequadas (BLASCO; SAENGER; JANADET, 1996).

O diagnóstico deste estudo também corroborou com o prognóstico de Soares (2009), que desenvolveu o modelo conceitual sobre o comportamento e respostas dos manguezais frente a elevações do nível médio relativo do mar, onde o comportamento dos manguezais dependerá de fatores primários locais, tais como: topografia; fonte de sedimento; taxa de aporte de sedimento; área da bacia de drenagem; amplitude das marés; dinâmica costeira; taxa de elevação do nível médio do mar.

Outro segmento que elevou a pressão sobre o bosque de mangue nesse período de baixa precipitação e seca prolongada na região da bacia do rio Acaraú foram os empreendimentos de carcinicultura com um grande aumento da área produtora (PESSOA, 2015). Essa grande expansão de empreendimentos de carcinicultura gera impactos negativos durante suas instalações (abertura de estradas, barramento, desmatamento, aterramento...) e pós instalação (descarga de efluentes), alterando o ciclo hidrológico regional, a qualidade da água pela adição de efluentes com teores de metabissulfito e outras substâncias potencialmente tóxicas, eutrofização do estuário, turbidez, redução de oxigênio no meio aquoso, consumo de água e salinização do aquífero (NASCIMENTO, 2006; CARVALHO; FONTES, 2007; AMORIM, 2009; OLIVEIRA, 2011).

Esses impactos promovidos pela atividade de carcinicultura podem sobrecarregar o ecossistema de manguezal, principalmente em períodos prologados de redução do aporte de água doce, deixando o ambiente insalubre, restringindo o desenvolvimento vegetal, como pode ser verificado no ano de 2014 com baixo desenvolvimento estrutural (altura, DAP e área basal). Segundo Lugo (1978), os tensores mais prejudiciais ao ecossistema seria justamente a alteração do aporte de água doce ou a influência das marés, alterando a fonte de energia e seu fluxo. Desta maneira, a interação de fatores ambientais e a atividade de carcinicultura geraram ações e reações do mangue, sendo a expansão da carcinicultura correlacionada fortemente com a mortalidade dos bosques de manguezais (TABELA 12).

Tabela 12 – Correlação entre dados estruturais do bosque mangue e a área ocupada pela carcinicultura próxima da área de estudo. Onde NAV = número de árvores vivas e NAM = número de árvores mortas.

	Altura	DAP	Área basal	NAV	NAM
Área ocupada pela carcinicultura	-0,0512	0,1058	0,0961	0,2234	0,9045

Correlação linear com valor r de Pearson e $p < 5\%$.

Ainda no contexto do baixo aporte de água doce, os impactos secundários da atividade de carcinicultura, podem gerar um ambiente de alta salinidade, onde a absorção de água e nutriente é restringida, devido ao processo osmótico ser dificultado (AMORIM, 2009). Os

bosques de mangue evitam a perda de água mantendo altas concentrações de sais no interior de suas células, mas isto ainda não é suficiente, devido à alteração contínua da concentração de sais nos solos lamacentos dos manguezais (AMORIM, 2009).

Segundo Santos e Mochel (2003), o mangue, quando sob efeito de tensores, reduz o crescimento e o tamanho das folhas acarretando em perda fotossintética. Assim, em 2016, quando houve aumento do aporte de água doce entre 2015 e 2016, por meio da elevação da precipitação, o bosque de mangue retomou o seu desenvolvimento e crescimento vegetal, pois provavelmente os elementos tóxicos foram dissolvidos. Na literatura, valores de altura, DAP e área basal mais elevados são indícios de bosques de mangues que sofreram maior influência fluvial e menores ações antrópicas (BERNINI, 2008).

Além do mais, em regiões neotropicais como a Caatinga, Cerrado e a Mata Atlântica com chuvas concentradas em alguns meses do ano, as mudanças nos regimes das chuvas influenciam na produção de novas folhas e ramos (WALTER, 2006; ARAÚJO, 2013). Sendo a altura e a estratificação da vegetação influenciadas principalmente pelas condições de umidade do solo (WALTER, 2006).

Estudos na linha do equador, no Espírito Santo, Ilhéus e no Rio de Janeiro revelam que a estrutura dos bosque de mangue desenvolve-se melhor em áreas de alta pluviosidade ou abundante fornecimento de água doce através da descarga dos rios, refletindo em mudanças nos níveis de salinidade (WALSH, 1974; SILVA et al. 2005; MARTINS et al. 2011; CALEGARIO, 2012).

Quanto ao desmatamento, seus impactos aliados ao período de seca com baixa precipitação provavelmente tornou o solo seco e mais salino, além do aumento da luminosidade, propiciando o estabelecimento das espécies do gênero *Avicennia* e *Laguncularia* na área (LUGO; SNEDAKER, 1974; MARTINS; MOREIRA, 2007; MAIA, 2010). Esse fato ocasionou a maior mortalidade para essas espécies no período de 2011 e 2014, possivelmente devido a competição por recursos, pois o desenvolvimento inicial é uma fase de intensa competição que resulta em elevada mortalidade (LIMA; TOGNELLA, 2012). Assim, em 2016 os índices de precipitação retornaram à normalidade, promovendo alterações na dinâmica hídrica, e na umidade e salinidade do solo, que novamente incide com maiores mortalidades da espécie *Laguncularia racemosa*. Lima e Tognella (2012) consideram que pequenas variações hidrológicas no ecossistema manguezal resultam em grande mortalidade.

Um outra alteração associada ao desmatamento é o albedo sobre floresta de mangue, que em geral é de 18% em ambientes conservados, e em área impactada por desmatamento, o albedo médio foi de 35%, o que implica em uma elevação aproximada de 49%, quando se

substitui a cobertura de floresta natural (QUERINO *et al.*, 2013). Essa alta incidência de radiação solar sobre a vegetação influencia significativamente a estrutura vegetal, a abundância e mortalidade do mangue, pois a temperatura e a insolação são elevadas. Santos et al. (2012) caracterizaram a estrutura horizontal e vertical da floresta de mangue do estuário do rio São Francisco, Sergipe, em suas análises a espécie *Laguncularia racemosa* foi a mais explorada pela extração de madeira (desmatamento), e vem sofrendo gradativamente alteração na sua estrutura, apresentando-se mais ramificada e pouco desenvolvida.

3.4 Conclusões

As espécies *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* mostraram ser importantes para recuperação de áreas, pois teve maior valor de importância no mangue impactado por carcinicultura e recolonização na área desmatada. *Laguncularia racemosa* foi a espécie mais adaptada aos impactos com maior valor de importância.

Os bosques de mangue responderam aos impactos de maneira semelhante à áreas em regeneração, com aumento e posterior redução da população. Os impactos nos mangues resultaram em baixo desenvolvimento estrutural, tanto de árvores adultas quanto juvenis, restringindo principalmente a altura.

O mangue impactado por carcinicultura a espécie *Avicennia germinans* foi a mais vulnerável, afetando também a sua resiliência. Já no mangue impactado por desmatamento as espécies *Avicennia schaueriana* e *Rhizophora mangle* foram as mais vulneráveis aos impactos.

O bosque de mangue impactado por carcinicultura apresentou uma tendência a monodominância de *Rhizophora mangle* após impactos. As plântulas de *Rhizophora mangle* tiveram maior valor de importância e estavam bem distribuídas nesta área, em caso de novos impactos de mesma intensidade, esta espécie pode assumir monodominância. Na área desmatada as condições ambientais não são adequadas para a colonização e resiliência da espécie *Rhizophora mangle*.

A estrutura e composição dos bosques de mangue foram regidas por fatores como a localização geográfica do mangue dentro do ecossistema de manguezal, da hidrologia local e regional da bacia hidrográfica, climáticos, nível do mar e do tipo de impacto gerado pelo homem.

A área de desmatamento possui nível de degradação muito alto, assim a regeneração da área ocorre de forma muito lenta em algumas parcelas, em outras parcelas a regeneração não ocorre, possuindo alta mortalidade da espécie pioneira *Laguncularia racemosa*.

As áreas impactadas requerem tempo de recuperação diferenciadas devido as diferentes intensidades dos impactos. A área impactada por desmatamento requer de um Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD).

CAPÍTULO 3

4 AVALIAÇÃO DO TAMANHO E PESO DE PROPÁGULOS DAS ESPÉCIES PIONEIRAS DE MANGUE NA FORMAÇÃO DE PLÂNTULAS

4.1 Introdução

O manguezal é um ecossistema litorâneo que ocorre em terrenos baixos, sujeitos à ação das marés, às quais se associa, predominantemente, a vegetação natural conhecida como mangue (BRASIL 2012). É protegido pelo Código Florestal (Lei nº 12.651 de 2012), que o considera, em toda a sua extensão, como Área de Preservação Permanente (APP) (BRASIL, 2012).

Ainda assim, mesmo protegido por lei, os ecossistemas de manguezais tem sido degradados, devido várias alterações vinculadas aos efeitos setor industrial, desenvolvimento urbano, barragem de rios, aquicultura, agropecuária, lançamento de resíduos sólidos, lixo, produção de sal, aterros visando a construção civil, turismo entre outros, além do desmatamento direto das florestas (CAMARGO et al. 2004; MAIA, 2005; NANNI e NANNI, 2005; WAYCOTT et al. 2009; JUNIOR, 2011).

Por se tratar de um ecossistema com características específicas, ao se trabalhar com a recuperação destes ambientes, deve-se conhecer seu processo sucessional, a composição florística e estrutura típica de cada estágio (ALMEIDA, 2016). Para as operações de reflorestamento, sugere-se primeiro o plantio das pioneiras, seguido das secundárias iniciais, secundárias tardias e as climácicas (LIMA, 2004). E quanto maior for o nível de degradação na área, deve-se utilizar uma maior densidade de espécies pioneiras (ALMEIDA, 2016).

A floresta do manguezal possui poucas espécies arbóreas, no Brasil, ocorrem seis espécies vegetais verdadeiras. Sendo identificadas como pioneiras, as espécies *Avicennia schaueriana* Stapf e Leechm ex Moldenke e *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f. em processos de colonização ou regeneração de manguezais (SOARES et al., 2008; CALEGARIO, 2012). Segundo Bernini e Rezende (2003), *Laguncularia racemosa* se estabelecem em áreas abertas, seguida pelo gênero *Avicennia* e posteriormente por *Rhizophora* no processo sucessional.

Entretanto, mesmo havendo conhecimento dos processos sucessionais e da importância do reflorestamento de áreas degradadas, existem poucos trabalhos voltados para a produção de mudas de espécies florestais do manguezal, principalmente com as pioneiras. Trabalhos

relacionados a produção de mudas são importantes, pois o sucesso das mudas em campo, depende da capacidade de suportar os estresses ambientais pós-plantio. Segundo Gonçalves et al. (2005), as mudas devem apresentar vigor, sistema radicular formado, adequado aspecto fitossanitário, rustificação entre outros parâmetros.

O vigor das mudas em viveiro florestais é um dos parâmetros chave na seleção de plântulas (SÃO PAULO e SEMA, 2014). O tamanho e peso das sementes são variáveis importantes que influencia o vigor das plântulas, assim, as análises realizadas em sementes florestais, principalmente de espécies nativas, têm como principal objetivo avaliar a porcentagem de germinação e o vigor da espécie (SÃO PAULO e SEMA, 2014).

As sementes das espécies de *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana*, na literatura, são denominadas de propágulos, uma vez que são espécies vivíparas, e possuem variações no tamanho e peso (SOUSA et al., 2003; PURNOBASUK e UTAMI, 2016). Com isso, a avaliação das sementes por peso e tamanho pode ser uma maneira eficiente de melhorar a qualidade de lotes de sementes em relação à uniformidade de emergência, tamanho e vigor das plântulas (PEDRON et al., 2004).

Para muitas espécies vegetais, as sementes maiores ou de maior densidade em uma mesma espécie são, potencialmente, mais vigorosas do que as menores e menos densas e originam plântulas mais desenvolvidas (CARVALHO e NAKAGAWA, 2000). A densidade e o tamanho de sementes, de forma conjunta ou isolada, aliada a adequadas condições meteorológicas, fitossanitárias e nutricionais, são de grande importância para o bom desenvolvimento das plantas (AMARAL, 2010). Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o tamanho e peso dos propágulos das espécies *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana* na germinação e formação de plântulas mais vigorosas para produção de mudas.

4.2 Material e Método

4.2.1 Área de Estudo e Coleta de Sementes

O experimento foi conduzido no Instituto Federal do Ceará – *Campus Acaraú* (-2.889037°S e -40.113054°W), localizado no município de Acaraú no estado do Ceará, com início no dia 15 de maio e finalizado no dia 19 de junho de 2017. As sementes foram coletadas no dia 14 de maio de 2017, no manguezal próximo da vila do Curral Velho no município de Acaraú – CE (-2.889037°S e -40.077642°W), considerado uma área menos impactada por ações antrópicas, por meio de imagens de satélite do Google Earth Pro e observações visuais de campo

da fauna, flora e solo. Essa área também foi considerada conservada devido ao trabalho de Meireles et al. (2007), que relatam de maneira geral, que o mangue sapateiro ou vermelho (*Rhizophora mangle*) chega a 20 metros de altura nas áreas mais conservadas e ao trabalho de Pompei et al. (2014), que trabalha com as percepções da comunidade do Curral Velho sobre os serviços ecossistêmicos do manguezal.

4.2.2 Procedimentos em Laboratório

No Laboratório de Ecologia de Manguezais (ECOMANGUE), os propágulos foram lavados em água corrente, imersos em solução hipoclorito de sódio (NaClO) a 1% (um por cento) durante 5 min (cinco minutos) e posteriormente lavadas em água corrente para a desinfecção. A solução de NaClO é bastante utilizada em assepsia de uma ampla variedade de superfícies (KIKUTI et al., 2005; MUNIZ et al., 2007; PINHO, 2012; SREY et al., 2013). Pereira et al. (2009) obtiveram maior eficiência na desinfestação e estabelecimento *in vitro* de explantes de bananeira 'IAC 2001' com concentrações de hipoclorito de sódio a 1%.

Ainda em Laboratório, os propágulos foram triados por tamanho (dimensão de comprimento e largura utilizando paquímetro analógico, precisão de 0,05 mm) e sanidade aparente (infestação e injúrias por insetos e incidência de fungos), resultando em 30 propágulos de cada espécie, agrupados por tamanho e posteriormente pesadas em balança de precisão (SHIMADZU AY220) com precisão de 0,0001gr, totalizando 3 grupos com 10 propágulos de cada espécie (TABELA 13) e semeados a uma profundidade de 0,5 cm, em embalagens retangular de polietileno transparente com dimensões de 15 x 23 x 10 cm.

Tabela 13 - Dados estruturais dos propágulos testados no experimento.

Espécie	Grupos	Variação do comprimento (mm)	Variação da largura (mm)	Peso do grupo de sementes (g)
<i>Laguncularia racemosa</i>	1	11,0 à 12,5	5 à 5,5	2,4702
	2	14,5 à 15,0	5	2,6437
	3	18,0 à 19,5	4 à 6	3,8949
<i>Avicennia schaueriana</i>	1	17,0 à 18,0	16,0 à 17,0	11,8485
	2	20,5 à 22,0	17,0 à 21,5	16,3235
	3	23,0 à 26,0	20,0 à 24,0	25,3663

O substrato utilizado foi areia lavada, depositada no recipiente de polietileno, com uma camada de 7 cm. O recipiente possuía apenas um dreno, assim, o substrato era saturado com água doce às 8 h da manhã e drenado lentamente, permanecendo em capacidade de campo entre

às 12 e 16 h, e às 17 h o substrato era saturado novamente. O experimento foi conduzido em condições meteorológicas ambiente, com temperatura média de 26,35°C; umidade relativa de 82,01% e radiação de 829,74KJ/ m² (INMET, 2017).

Ao final do experimento, foram coletados dados estruturais de altura (H), diâmetro do coleto (DC) e tamanho da raiz, além do peso da matéria fresca de três exemplares de cada grupo, pegos aleatoriamente. Posteriormente, foram separados a parte aérea da parte do sistema radicular e desidratados a 60°C durante 20h em estufa de secagem, para obtenção de matéria seca da raiz, da parte aérea e da matéria seca total. Para a obtenção de dados estruturais das plântulas foi utilizado um paquímetro analógico. Já para o peso dos propágulos e matéria fresca, matéria seca da raiz e parte aérea foi utilizado balança de precisão (SHIMADZU AY220) com precisão de 0,0001gr.

4.2.3 *Análise dos Dados*

Foram realizadas as seguintes análises de dados:

- ✓ Porcentagem de germinação (G), formula:

$$G = \frac{\text{Número de propágulos germinados} \times 100}{\text{Número de propágulos semeados}}$$

- ✓ Índice de velocidade de germinação (IVG) (MAGUIRE, 1962), formula:

$$IVG = \frac{\text{Número de propágulos germinados}}{\text{Tempo de germinação (em dias)}}$$

- ✓ Índice de qualidade de Dickson (IQD) (DICKSON; LEAF; HOSNER, 1960), formula:

$$IQD = \frac{\text{Massa seca total}}{\left(\frac{H + DC + \text{massa seca da parte aérea}}{\text{Massa seca da raiz}} \right)}$$

Foram aplicados também, o teste de Análise de Variância (ANOVA) para comparar as variações estruturais das plântulas (altura, diâmetro do coleto e tamanho da raiz) e peso da

matéria fresca e seca da raiz, parte aérea e total da plântula, sendo exibidos apenas variações significativas. Assim, apresentando significância de 5%, os dados foram submetidos ao Teste de *Tukey* para verificação dos contrastes entre os grupos de propágulos.

4.3 Resultados e Discussão

As espécies *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana* apresentaram variações intraespecíficas no tamanho e peso dos propágulos utilizados no experimento. Resultados semelhantes foram observados por Kennedy e Mitchel (2003), que investigaram a influência do tamanho do propágulo e o dano provocado por artrópodes no estabelecimento e crescimento precoce das espécies *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle* em manguezal da costa caribenha do Panamá. Neste trabalho, embora tenha sido observada uma variação do tamanho e peso, os propágulos tiveram alta taxa de germinação, variando de 80% à 100% (TABELA 14). Segundo Sousa et al. (2003), os tamanhos dos propágulos também não afetaram as taxas de estabelecimento de plântulas, assim como Purnobasuki e Utami (2016) e Finney (2011), que não observaram diferença significativa na taxa de germinação total de diferentes tamanhos de propágulos de *Avicennia marina* (Forsk) Vierh e *Avicennia germinans*.

Tabela 14 - Resultados da média da dimensão (Dim) em mm, matéria fresca (M. fresca) em gramas, tempo de germinação (tempo G) em dias, germinação (G) em porcentagem, índice de velocidade de germinação (IVG) e índice de qualidade de Dickison (IQD) das espécies *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana*.

Espécie	Grupo	Dim.	M. fresca	Tempo G	G	IVG	IQD
<i>Laguncularia racemosa</i>	1	12,00 x 5,00	2,4702	14	100	0,6666	0,0007
	2	14,83 x 5,16	2,6437	14	100	0,6666	0,0026
	3	18,50 x 5,00	3,8949	14	80	0,5333	0,0024
<i>Avicennia schaueriana</i>	1	17,33 x 16,50	11,8485	17	100	0,5882	0,0206
	2	21,16 x 19,33	16,3235	35	100	0,2857	0,0275
	3	24,16 x 22,00	25,3663	32	100	0,3125	0,0443

Os grupos de propágulos 1 e 2 da espécie *Laguncularia racemosa* apresentaram 100% de germinação e com índice de velocidade de germinação iguais (Tabela 2). Já o grupo 3 teve dois indivíduos com paralização do processo de germinação, provavelmente devido a necrose das raízes secundárias, como pode ser visto na Figura 31. Assim, contendo oito indivíduos com germinação completa, foi considerado 80% de germinação e com menor índice de velocidade de germinação.

Figura 31 - Necrose das raízes secundárias da espécie *Laguncularia racemosa* durante a germinação.



A espécie *Avicennia schaueriana* apresentou melhor índice de velocidade de germinação com propágulos de menor matéria fresca (grupo 1). Contudo, os propágulos de *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* apresentaram alta taxa de germinação e velocidade de germinação (Tabela 1), a temperatura ambiente com média de 26,35°C no período de germinação pode ter contribuído para tal resultado. Segundo Oliveira (2005), a alta velocidade de germinação para estas espécies estão entre temperaturas de 15 e 35°C para *Laguncularia racemosa* e de 20 a 30°C para *Avicennia schaueriana*. A irrigação com água doce também pode ter contribuído para a alta taxa de germinação, pois a taxa de germinação pode ser inversa a concentração de sal, havendo menor germinação com aumento da salinidade para essas espécies (CAVALCANTI et al., 2007), assim como para outras espécies de mangue, podendo ocasionar mortalidade das espécies menos tolerantes (HOSSAIN et al., 2014).

O índice de qualidade de Dickson é um bom indicador da qualidade das mudas, pois no seu cálculo são considerados a robustez e o equilíbrio da distribuição da biomassa na muda, ponderando os resultados de vários parâmetros importantes empregados para avaliação da qualidade (FONSECA et al., 2002). Neste trabalho, o Índice de qualidade de Dickson mostrou que propágulos de peso maior tanto de *Laguncularia racemosa* como *Avicennia schaueriana* são os mais indicados para a produção de mudas (TABELA 14), formando plântulas com maior qualidade. Segundo Turnbull et al. (1999), as espécies com maior massa de semente são mais capazes de estabelecer e sobreviver sob uma ampla variação de condições.

O peso dos propágulos de *Laguncularia racemosa* tiveram interação significativa com o tamanho da raiz, matéria fresca da plântula, matéria seca da raiz e matéria seca da parte aérea (TABELA 15). Já o peso dos propágulos de *Avicennia schaueriana* apresentaram diferença significativa com a altura, matéria fresca total, matéria seca total, matéria seca da parte aérea e matéria seca da raiz (TABELA 16).

Tabela 15: Resultados da análise de variância unidirecional (ANOVA) conduzida entre diferentes parâmetros morfológicos das mudas: tamanho da raiz (cm); matéria fresca total (g); peso seco das raízes (g); peso seco da parte aérea (g) e o peso dos grupos do propágulo de *Laguncularia racemosa*. Onde SS = soma dos quadrados sequenciais, DF = grau de liberdade, MS = quadrados médios, F = valor de variância e P = evidência contra a hipótese nula.

Parâmetros	SS	DF	MS	F	P
Tamanho da raiz	10,380	2	5,191	8,111	0,020*
Matéria fresca total	0,153	2	0,076	6,723	0,029*
Matéria seca da raiz	0,013	2	0,006	11,750	0,008*
Matéria seca aérea	0,003	2	0,001	16,050	0,004*

*significativo a 5 %.

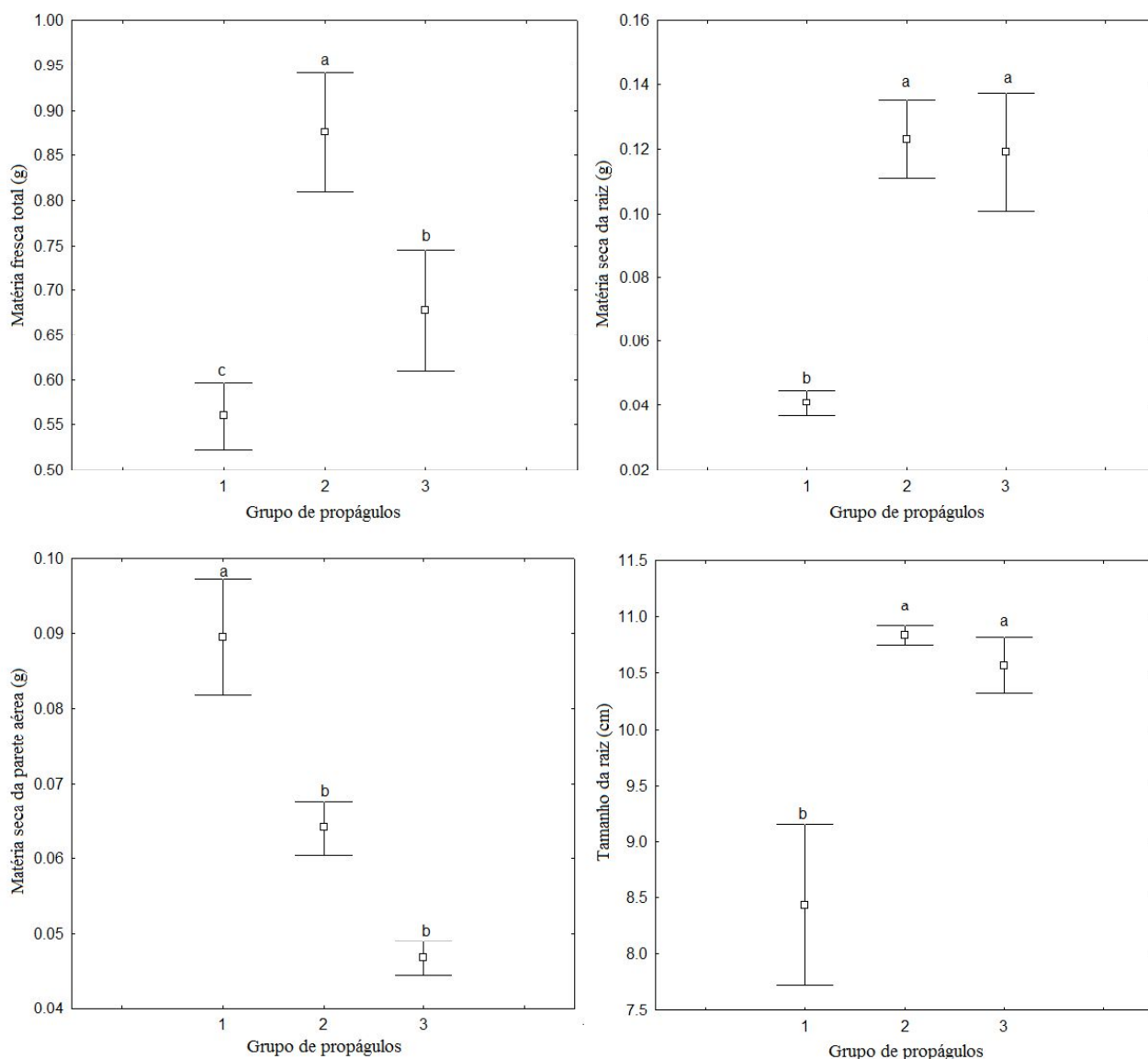
Tabela 16 - Resultados da análise de variância unidirecional (ANOVA) realizado entre diferentes parâmetros morfológicos das mudas: matéria fresca total em grama; peso seco das raízes (g); peso seco da parte aérea (g); altura da parte aérea (cm); matéria seca total (g) e o peso dos grupos do propágulo de *Avicennia schaueriana*. Onde SS = soma dos quadrados sequenciais, DF = grau de liberdade, MS = quadrados médios, F = valor de variância e P = evidência contra a hipótese nula.

Parâmetros	SS	DF	MS	F	P
Altura da parte aérea	2,936	2	1,468	17,61	0,003*
Matéria fresca total	2,636	2	1,318	20,78	0,002*
Matéria seca da raiz	0,084	2	0,042	14,13	0,005*
Matéria seca aérea	0,006	2	0,003	18,01	0,003*
Matéria seca total	0,137	2	0,068	17,10	0,003*

*significativo a 5 %.

Os propágulos de menor peso (grupo 1) de *Laguncularia racemosa* tiveram maior ganho de matéria seca da parte aérea, diferenciando significativamente dos propágulos maiores (grupos 2 e 3). O grupo 2 diferenciou-se dos demais em matéria fresca total, entretanto não se diferenciou do grupo 3 em tamanho da raiz e matéria seca da raiz (FIGURA 32).

Figura 32 - Diferença significativa da matéria seca da raiz, matéria seca da parte aérea, tamanho da raiz e matéria fresca total por peso dos propágulos de *Laguncularia racemosa*, com média e erro padrão.



Os propágulos maiores (grupo 3) da espécie *Avicennia schaueriana* se diferenciaram significativamente dos outros grupos de propágulos menores, para os parâmetros de matéria seca da raiz, matéria seca da parte aérea, matéria fresca total, altura e matéria seca total. Os grupos 1 e 2 não se diferenciaram significativamente em nenhum dos parâmetros analisados (FIGURA 33 e 34).

Figura 33 - Diferença significativa do grupo 3 em altura e matéria fresca total por peso dos propágulos de *Avicennia schaueriana*, com média e erro padrão.

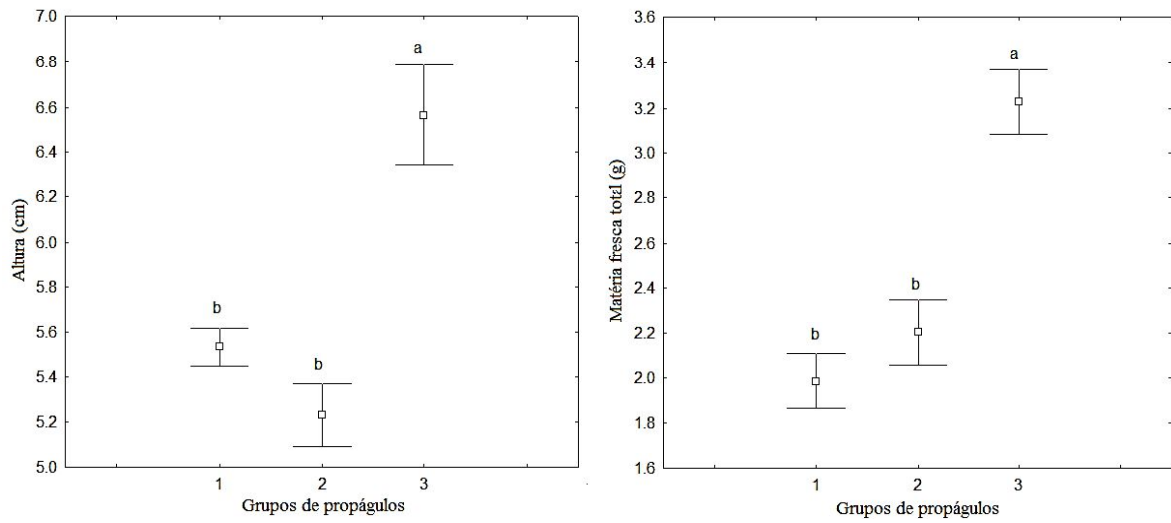
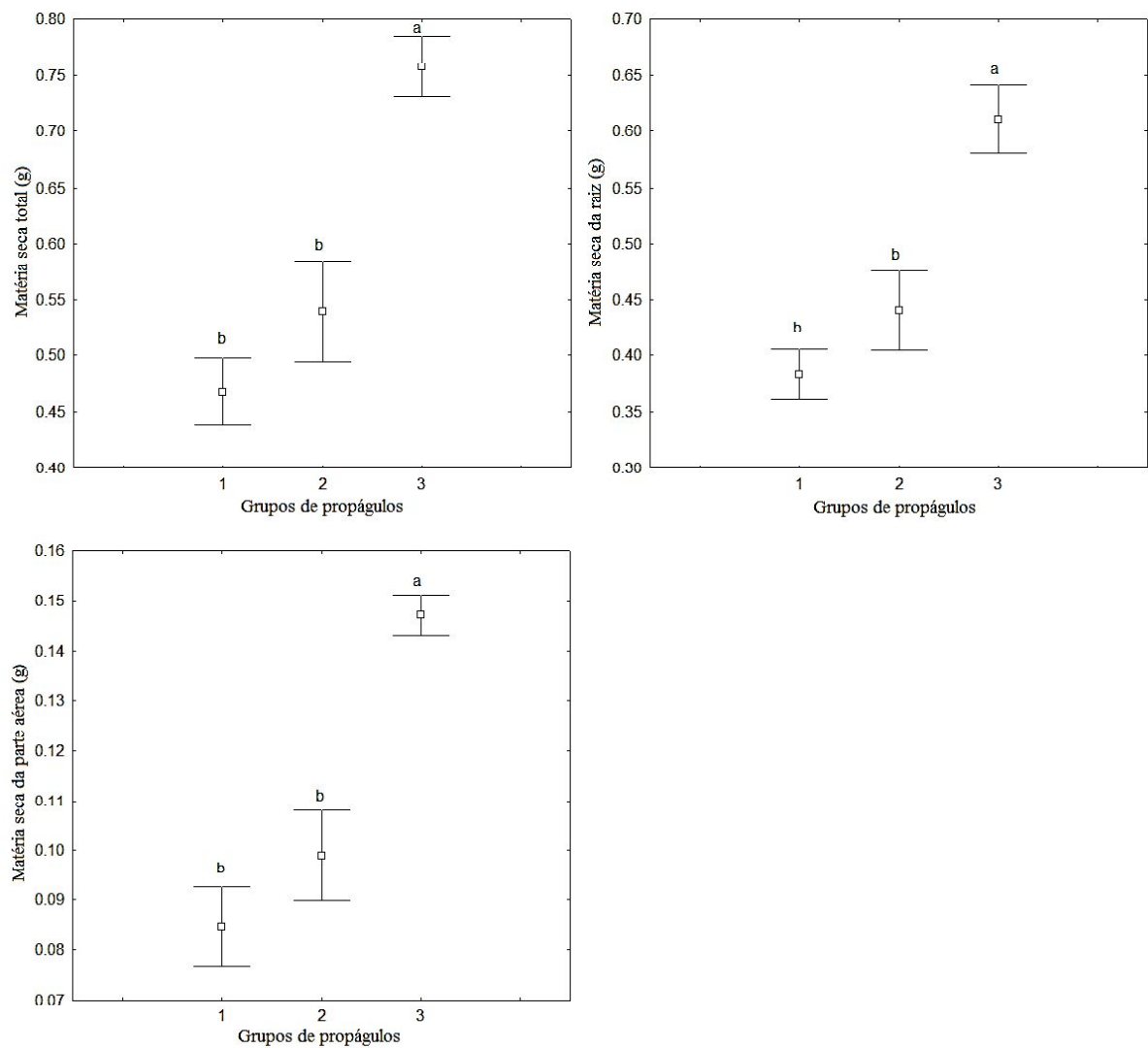


Figura 34 - Diferença significativa do grupo 3 em matéria seca da raiz, matéria seca da parte aérea e matéria seca total por peso dos propágulos de *Avicennia schaueriana*, com média e erro padrão.



Os propágulos de *Laguncularia racemosa* com menor peso (grupo 1) tiveram menor tamanho de raiz, matéria fresca total e matéria seca da raiz, exceto a matéria seca da parte aérea, que foi maior, sendo o oposto observado no grupo 2, com peso de propágulos intermediário. Isso também foi observado nos propágulos da *Avicennia schaueriana*, porém para grupos extremos de menor e maior peso de propágulos (grupos 1 e 3). As espécies com sementes de massa menor tendem a se dispersar melhor, geram mudas menores, dessa maneira, o aumento da massa das sementes tem sucesso na dispersão pela germinação e estabelecimento (SKARPAAS et al., 2011).

Rycka et al. (2012) analisaram as estratégias de dispersão dos propágulos de *Ceriops tagal* (Perr.) C.B. Rob. e *Rhizophora mucronata* var. *alokii*, que possuíam tamanhos distintos, menores no caso de *Ceriops tagal* e maiores para *Rhizophora mucronata*, onde propágulos maiores fornecem uma maior quantidade imediata de água e nutrientes apresentando uma maior probabilidade de estabelecimento devido ao seu grande tamanho, mais reservas de amido e crescimento de raiz mais rápido, sendo mais propensos a estabelecer com sucesso.

Segundo Sousa et al. (2003) o tamanho do propágulo, por meio da sua influência no desempenho das mudas, pode afetar a taxa e o curso da regeneração após perturbação. Uma vantagem de tamanho precoce de plântulas, provenientes de propágulos com peso maior, poderia fazer uma grande diferença para seus destinos, pois durante o auto desbaste natural, as plântulas maiores se sobressaem as menores, pois os propágulos maiores desenvolvem mudas mais altas, de maior peso seco, nos casos de *Avicennia* e *Rhizophora*, essas mudas maiores também tiveram mais folhas do que as que se desenvolveram a partir de pequenos propágulos (SOUSA et al., 2003).

Por fim, o teste de germinação se mostrou eficaz com substrato de areia lavada. Guerrero et al. (1992) testou a germinação de propágulos de mangue em diferentes substratos, como terriço do solo de mangue, serragem, areia de rio e pélete de arroz, obtendo melhores resultados com o substrato proveniente de areia do rio com 98,61% de germinação.

4.4 Conclusões

Não houve diferença em dias totais de germinação para a espécie *Laguncularia racemosa*, porém apresentou diferença na porcentagem e índice de velocidade de germinação, devido a dormência no processo de germinação do grupo de propágulo maiores e mais pesados.

A espécie *Avicennia schaueriana* teve variações nos dias totais de germinação, com porcentagem de germinação total igual para todos os grupos e melhor índice de velocidade de geminação para propágulos menores.

Os propágulos de *Laguncularia racemosa* com peso médio de massa fresca igual a 0,26 g (Dimensão de 14,83 x 5,16 mm) por unidade de indivíduo foram os mais indicados para produção de mudas mais vigorosas.

Para a espécie *Avicennia schaueriana* são indicadas propágulos maiores com peso médio de massa fresca individual de 2,53 g (dimensão de 24,16 x 22 mm), para produção de mudas mais vigorosas.

Os propágulos de *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana* de maior peso e tamanho formaram plântulas mais vigorosas, um característica importante de mudas para reflorestamento.

CAPÍTULO 4

5 O EFEITO DO EFLUENTE DA CARCINICULTURA NO CRESCIMENTO E SOBREVIVÊNCIA DE PLÂNTULAS DE MANGUE NO NORDESTE DO BRASIL

5.1 Introdução

A atividade de aquicultura passou por grande crescimento a partir da década de 90 em âmbito mundial (FAO, 2007). Dentre os segmentos da aquicultura, a carcinicultura teve grande expansão, ocorrendo de forma acelerada em diversos países do mundo (NATORI et al., 2011). O cultivo de camarão marinho já se constitui o principal vetor de desenvolvimento de tecnologias e serviços para o setor aquícola mundial (ABCCAM, 2011).

Entretanto, o rápido e, muitas vezes, desordenado crescimento dessa atividade gerou uma série de problemas ambientais, econômicos e sociais (RIBEIRO et al., 2014), não dimensionada devidamente pelo poder público (MMA, 2017). No Brasil, uns dos principais países produtores de camarão marinho, tendo a maior produção na região Nordeste (MMA, 2017; RIBEIRO et al., 2014; SILVA, 2009), o crescimento da carcinicultura vem sendo associado à destruição de um dos ecossistemas mais complexos do planeta, o manguezal (MMA, 2017).

O manguezal é um ecossistema estabelecido pela interação entre ecossistemas terrestres e aquáticos de água doce e marinha, que ocorre em terrenos baixos, sujeitos à ação das marés, às quais se associa, predominantemente, a vegetação natural conhecida como mangue (BRASIL, 2012), e se destaca por sua alta produtividade e diversidade funcional, fornecendo abrigo, reprodução, nidificação e forragem para várias espécies (BARAN; HAMBREY, 1998; ALVES, 2001; NAGELKERKEN et al., 2008; THATOI; BISWAL 2008; MARIANO, 2009; MARTINS et al., 2011).

Apesar de sua importância, a maioria dos empreendimentos de carcinicultura estão localizadas em ecossistemas de manguezal, por apresentar alta aptidão para o setor como: distância máxima de 1000 metros do corpo hídrico, águas salinas e salobras influenciadas pelas marés e não sujeitas a atividades industriais poluidoras e a esgotos domésticos (WANDERLEY; MAGALHÃES, 2004).

As atividades e empreendimentos de carcinicultura em zonas de manguezal só foram vetadas após o boom do setor pela Lei nº 12.651 de 2012 (BRASIL, 2012). Mesmo após a

proteção dos manguezais por Lei Federal, no Estado do Ceará, ainda ocorrem grandes ocupações em áreas desse ecossistema por empreendimentos de carcinicultura. Essa grande expansão da atividade gera ao longo do seu ciclo de vida altas descargas de efluentes, devido a elevada taxa de renovação de água (CUNHA et al., 2005).

Os efluentes da carcinicultura são frequentemente responsabilizados pelo enriquecimento de nutrientes nas águas receptoras. Uma pesquisa feita em criatórios de camarões na Austrália revelou que a maior parte do nitrogênio proveniente da ração estavam aderidos no solo e no ambiente (JACKSON et al., 2003). No Nordeste brasileiro foi verificado que no efluente pós cultivo teve aumento de matéria orgânica, sólidos suspensos, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) (JERONIMO; BALBINO, 2012).

A composição do efluente pode afetar diretamente o desenvolvimento vegetal do mangue ou indiretamente modificando a fertilidade do solo, e assim, comprometer a sua regeneração natural. Segundo Jimenez et al. (1985) e Stevens (1999) diversos fatores podem limitar o processo de regeneração natural, como a natureza do distúrbio, sua persistência e recorrência, do tipo de floresta afetada e da disponibilidade de propágulos, a predação de plântulas, além de mudanças nas condições ambientais e na composição nutricional do solo.

As mudanças ambientais e na composição química do solo podem afetar a qualidade de plântulas na regeneração florestal. A sobrevivência a essa fase inicial é fundamental para garantir a manutenção de uma população, influenciando a dinâmica de regeneração (HARPER 1977). Afetando não só a abundância e a distribuição dos indivíduos adultos de uma espécie, mas toda a composição e estrutura da comunidade (DENSLOW 1991; LIEBERMAN, 1996).

Neste contexto, torna-se importante estudos sobre o efeito do efluente de carcinicultura na fase inicial da regeneração da vegetação do manguezal. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar experimentalmente a sobrevivência e desenvolvimento das plântulas de mangue sob o efeito dos efluentes de carcinicultura.

5.2 Material e Métodos

5.2.1 Área, Escolha de Espécies e Descrição do Estudo

O experimento foi conduzido no Instituto Federal do Ceará – *Campus Acaraú* (-2.889037°S e -40.113054°W), localizado no município de Acaraú no Estado do Ceará. O município apresenta clima regional do tipo Sub-Úmido Úmido ($65 \leq IA < 100$), segundo o

índice de aridez para diversos postos pluviométricos do Estado do Ceará (FUNCEME, 2016), com temperatura anual média de 27,6°C, umidade relativa (UR) de 80,73% e velocidade do vento de 4,2m/s no período de 1976 a 2011 dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) (LIMA JUNIOR et al., 2016).

Para o experimento foram escolhidas as espécies *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa*, por serem espécies pioneiras e iniciado no dia 18 de maio de 2017 com o semeio dos propágulos, utilizando propágulos e substrato do solo de mangue não impactado por carcinicultura e conservados, submetidos a irrigação com e sem efluente: (i) Irrigação com efluente – água residuária da criação de camarões marinhos capitada no momento da despesca; (ii) Irrigação sem efluente – água de abastecimento público capitada na torneira do IFCE – Campus Acaraú. As coletas dos dados estruturais terminaram no dia 14 de julho de 2017 e encerramento total no dia 21 de julho de 2017 das observações de sobrevivência e fenológicas.

A água residuária foi coletada no dia 9 de maio de 2017, na boca de lobo, onde ocorria a drenagem da água no tanque de carcinicultura para a realização da despesca dos camarões. A água residuária foi transportada para o laboratório ECOMANGUE e armazenada em recipientes escuros e vedados, para preservar ao máximo as propriedades físicas e químicas da solução, e, durante o experimento, não foi verificado a formação de biofilmes na água residuária.

5.2.2 Coleta de Propágulos e Procedimentos em Laboratório

A coleta dos propágulos foi realizada no manguezal próximo da vila do Curral Velho no município de Acaraú – CE (-2.889037°S e -40.077642°W) no dia 17 de maio de 2017. A área foi considerada menos impactada por ações antrópicas, por meio de imagens de satélite do Google Earth Pro e observações visuais de campo (fauna, flora e solo).

Essa área também foi considerada conservada devido ao trabalho de Meireles et al. (2007), que de uma maneira geral, o mangue sapateiro (*Rhizophora mangle*) chegou a 20 metros de altura nas áreas mais conservadas e ao trabalho de Pompei et al. (2014), que abordou as percepções da comunidade do Curral Velho sobre os serviços ecossistêmicos do manguezal.

Os propágulos foram coletados por catação manual, encontrados sob o solo, aparentemente viáveis e não germinados. No Laboratório de Ecologia de Manguezais (ECOMANGUE), os propágulos foram triados por sanidade aparente, tamanho (Visual) (FIGURA 35) e posteriormente pesados em balança de precisão (SHIMADZU AY220) com precisão de 0,0001gr (TABELA 17). A triagem também foi realizada para que ambos os tratamentos recebessem propágulos com características semelhantes.

Figura 35 – Propágulos das espécies *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* foram separados visualmente pelo tamanho, de maneira que ambos os tratamentos recebessem propágulos semelhantes. As numerações 1, 2 3 são referentes as repetições.

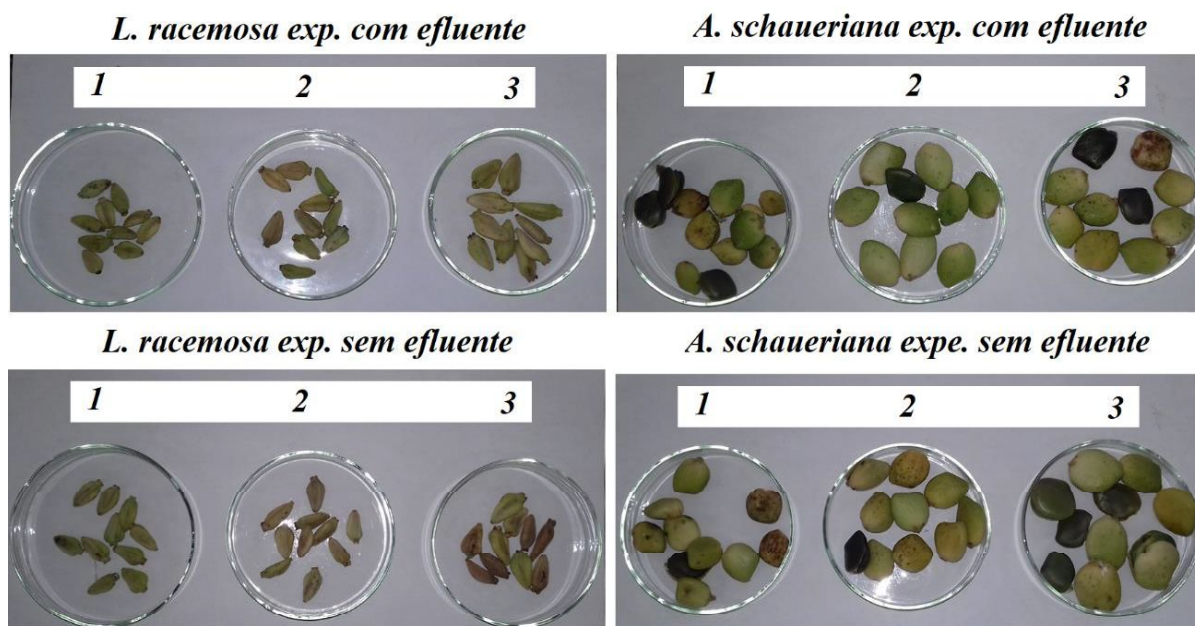


Tabela 17 – Peso de 10 propágulos em gramas das espécies *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* para cada réplica dos tratamentos.

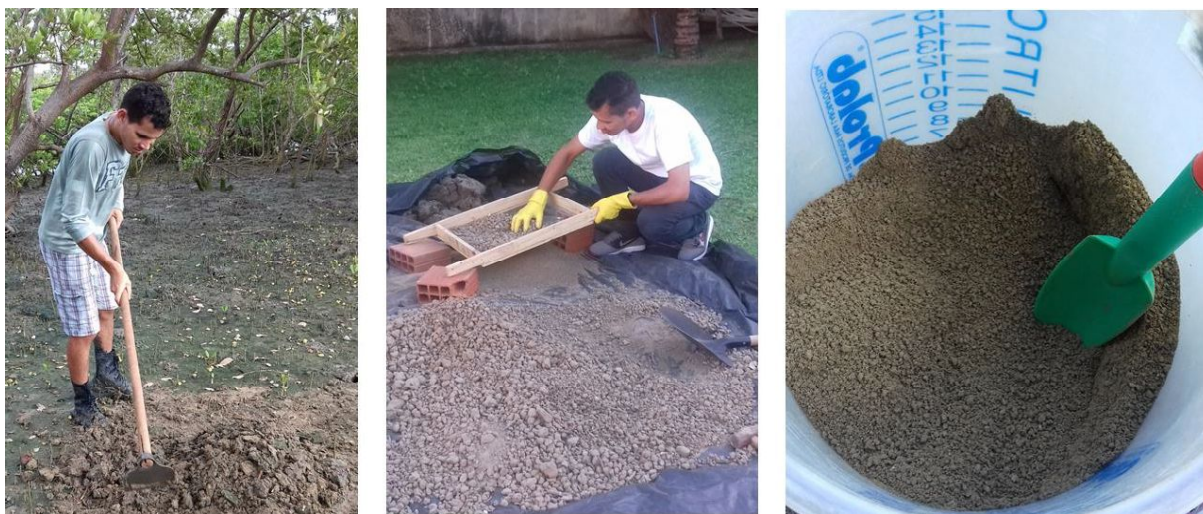
Tratamento	Réplicas	Peso de 10 propágulos em gramas	
		<i>Laguncularia racemosa</i>	<i>Avicennia schaueriana</i>
Com efluente	1	2,7643	14,1956
	2	3,6215	19,3047
	3	5,5863	19,4698
Sem efluente	1	3,3286	13,6302
	2	3,6806	18,1211
	3	4,2684	24,6057

No Laboratório de Ecologia de Manguezais (ECOMANGUE), os propágulos foram lavados em água corrente, imersos em solução hipoclorito de sódio (NaClO) a 1 % (um por cento) durante 5 min (cinco minutos) e posteriormente lavados em água corrente para a desinfecção. A solução de NaClO é bastante utilizada em assepsia de uma ampla variedade superfícies (KIKUTI et al., 2005; MUNIZ; SILVA; BLUME, 2007; PINHO, 2012; SREY; JAHID; HÁ, 2013). Pereira et al. (2009) obtiveram maior eficiência na desinfestação e estabelecimento *in vitro* de explantes de bananeira 'IAC 2001' com concentrações de hipoclorito de sódio a 1 %.

5.2.3 Coleta do Substrato

O substrato foi extraído de solos de manguezal conservado localizado na região de Patos (-2.995143°S e -39.728812°W), descrito por Paula (2015) como uma das áreas mais conservadas da região norte do Estado do Ceará. O substrato foi coletado da primeira camada de 0 à 20 cm do solo, seco ao sol, destorroado e homogeneizado (FIGURA 36).

Figura 36 – Substrato de mangue, seco e destorroado, pronto para ser utilizado.



5.2.4 Irrigação das plântulas

As plântulas foram irrigadas com ausência (água de abastecimento público 0% de salinidade) e presença de água residuária da criação de camarão. A água residuária, por apresentar salinidade de 24% foi diluída a 0% (zero por cento) de salinidade, ficando com proporção de uma parte de solução para três partes e meia de diluente (água de abastecimento público 0% de salinidade), assim, a solução de irrigação tinha concentração de 22,22% do efluente. Após feito esses procedimentos, as plântulas foram irrigadas em média com 40 ml/planta em cada tratamento duas vezes ao dia, as 8:00h e as 17:00h.

5.2.5 Estrutura e Delineamento Experimental

Para o experimento foi construído uma estrutura de madeira com cobertura de filme plástico, com dimensões de 3 x 6 m (18 m² de área), para evitar que a chuva lixiviasse os

nutrientes ou diluísse a água residuária da criação de camarão contido no substrato (FIGURA 37).

Figura 37 – Estrutura de madeira coberta com filme plástico para proteção contra chuva utilizada para a realização do experimento.



Os propágulos foram semeados em embalagens de polietileno com dimensões de 17 x 27 cm, onde permaneceram por 60 dias em unidades experimentais. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, composto de um fatorial 2 x 2 x 3 (duas espécies, dois tratamentos de irrigação e três repetições). Cada tratamento teve 10 mudas de cada espécie, um total de 120 mudas (10 mudas x 2 espécies x 2 tratamentos x 3 repetições).

5.2.6 Coleta de Dados e Análises Laboratoriais do Tecido Vegetal das Plântulas, Substrato e do Efluente

As plântulas foram monitoradas diariamente e os dados da estrutura vegetal coletados a cada 8 (oito) dias após o caule da plântula ter apresentado completamente ereto para a espécie *Avicennia schaueriana* (quando eretas apresentam o primeiro par de folha) e quando o primeiro par de folhas da *Laguncularia racemosa* ficaram expostas.

Os dados estruturais foram altura, diâmetro do coleto (DC) e anotações das condições fenológicas das plântulas (coloração, número de folhas e ramificações). Para a obtenção da

altura das plântulas foi utilizada uma régua graduada, e para dados do diâmetro do coleto utilizou-se um paquímetro analógico com precisão de 0,005mm.

Foram coletadas nove plântulas de cada espécie (três plântulas de cada repetição) por tratamento, aleatoriamente, para obter dados estruturais de altura (H), diâmetro do coleto (DC) e tamanho da raiz, além do peso da matéria fresca. Posteriormente, foram separados a parte aérea da parte do sistema radicular e desidratados a 60°C durante 20h em estufa de secagem, para obtenção de matéria seca da raiz, da parte aérea e da matéria seca total. Para a obtenção de dados estruturais das plântulas foi utilizado um paquímetro analógico. Já para o peso da matéria fresca, matéria seca da raiz e parte aérea foi utilizado balança de precisão (SHIMADZU AY220) com precisão de 0,0001gr.

No final do experimento, as plântulas foram encaminhadas ao Laboratório de Análise de Solo e Planta do Instituto Agrônomo (IAC) da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo para a realização da análise de macro e micro nutrientes do tecido vegetal. As metodologias utilizadas para essa análise foram digestão nítrica-perclórica para os macro e micronutrientes e determinação por espectrometria de plasma, já para o nitrogênio foi utilizado o método Kjeldahl.

Além das plântulas, foram encaminhadas ao IAC amostras dos substratos antes e depois dos tratamentos, para verificação das condições químicas. As metodologias para análise dos substratos seguiram a metodologia de Quaggio et al. (2001).

Uma amostra de substrato também foi encaminhada ao laboratório de solos da empresa Agroanálise (certificado pelo IAC e pela EMBRAPA solos) para a análise física (granulométrica). Os métodos utilizados para a análise física foram dispersante NaOH e determinação por densímetro.

Também foi enviado para análise uma amostra da água residuária com 100% de sua concentração original ao Laboratório de Química Ambiental da Fundação Núcleo de Tecnologia Industrial do Ceará – NUTEC, para a realização de ensaios. Os ensaios foram feitos em conformidade como as diretrizes gerais do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, e, realizados com base nos parâmetros da Resolução nº 02 de julho de 2017 do Conselho Estadual de Meio Ambiente (COEMA).

5.2.7 Análise dos Dados

Foram realizadas análise descritiva como número de plantas vivas, porcentagem de germinação, características fisiológica e fenológica. A seguir, após o teste das premissas, foi

aplicado uma Análise de Variância (ANOVA) de dois fatores (espécie e tratamento) para a avaliação da altura, crescimento primário e secundário (tamanho final - inicial). Também foi realizada uma ANOVA de um fator para análise da variação do diâmetro do coleto entre o tempo experimental. Quando verificado diferença de 95% de intervalo de confiança entre os tratamentos, foi aplicado o teste *Tukey*, para distinção das diferenças.

Foi realizada uma Análise de Correlação Linear para verificar a correlação entre CTC e CE, sendo utilizado três números de pares da amostra com 12000 simulações à 95% de intervalo de confiança. O resultado das correlação utilizada foi o *r* (Pearson), e aplicado o Índice de Qualidade de Dickson (IQD) (DICKSON et al., 1960), para a análise da qualidade das plântulas, cuja a formula é:

$$IQD = \frac{\text{Massa seca total}}{\left(\frac{H + DC + \text{massa seca da parte aérea}}{\text{Massa seca da raiz}} \right)}$$

5.3 Resultados e Discussão

Dos 120 propágulos semeados germinaram 104, equivalentes a 86,66% de germinação: uma taxa de germinação em conformidade com teste de germinação realizado na avaliação do tamanho e peso de propágulos das espécies pioneiras de mangue na formação de plântulas (Capítulo 4).

A germinação foi equilibrada para ambos os tratamentos, sendo que, na última semana de avaliação o tratamento com efluente continha 25 indivíduos (83,33%) da espécie *Avicennia schaueriana* e 26 (86,66%) da espécie *Laguncularia racemosa*. Já o tratamento sem efluente teve 26 indivíduos (86,66%) para ambas as espécies (TABELA 18). Esses resultados estão em conformidade com o teste de germinação realizado (Capítulo 4), em condições de diluição do efluente para 22, 22%.

Tabela 18 – Porcentagem de plântulas vivas de *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* por semana (1 a 7), durante o experimento (Tratamento com e sem efluente).

Semanas	Tratamento com efluente		Tratamento sem efluente	
	<i>A. schaueriana</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>A. schaueriana</i>	<i>L. racemosa</i>
1	33,33%	66,66%	23,33%	70,00%
2	63,33%	86,66%	63,33%	90,00%
3	80,00%	86,66%	60,00%	86,66%
4	86,66%	86,66%	83,33%	83,33%
5	83,33%	86,66%	83,33%	86,66%
6	83,33%	86,66%	86,66%	83,33%
7	83,33%	86,66%	86,66%	86,66%

O tratamento sem efluente apresentou variações na porcentagem de indivíduos da espécie *Laguncularia racemosa* ao longo das semanas experimentais devido a dormência do processo de germinação e posterior retomada da germinação. Os propágulos da espécie *Laguncularia racemosa* apresentaram dormência do processo de germinação de três propágulos, pertencente ao grupo com peso de 10 propágulos igual a 3,6806g. Essa ocorrência também foi verificado no teste de germinação, onde foi observado dois propágulos com dormência do processo de germinação, com peso de 10 propágulos igual a 3,8949g (TABELA 14).

As plântulas de *Laguncularia racemosa* irrigadas sem efluente apresentaram maior altura média em relação as irrigadas com efluente (FIGURA 38). Já as plântulas de *Avicennia schaueriana* apresentaram crescimento menor na irrigação sem efluente, tendo dois picos de crescimento mais alto do que plântulas irrigadas com efluente (FIGURA 39). Contudo, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana* não se diferenciaram significativamente entre os tratamentos com e sem efluente, com valores de variância igual a $p = 0,83573$ e $p = 0,95152$ respectivamente.

Figura 38 – Altura média e erro padrão das plântulas da espécie *Laguncularia racemosa* ao longo das semanas (1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7) para os tratamentos com e sem efluente, Análise de Variância (ANOVA).

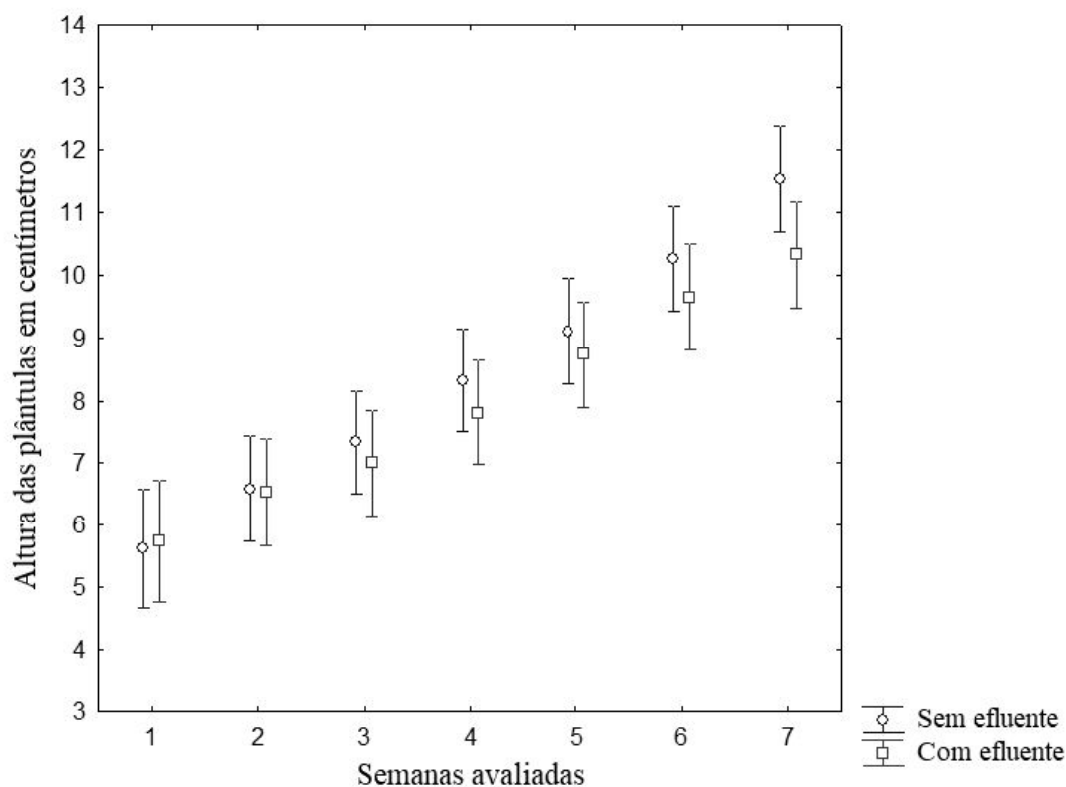
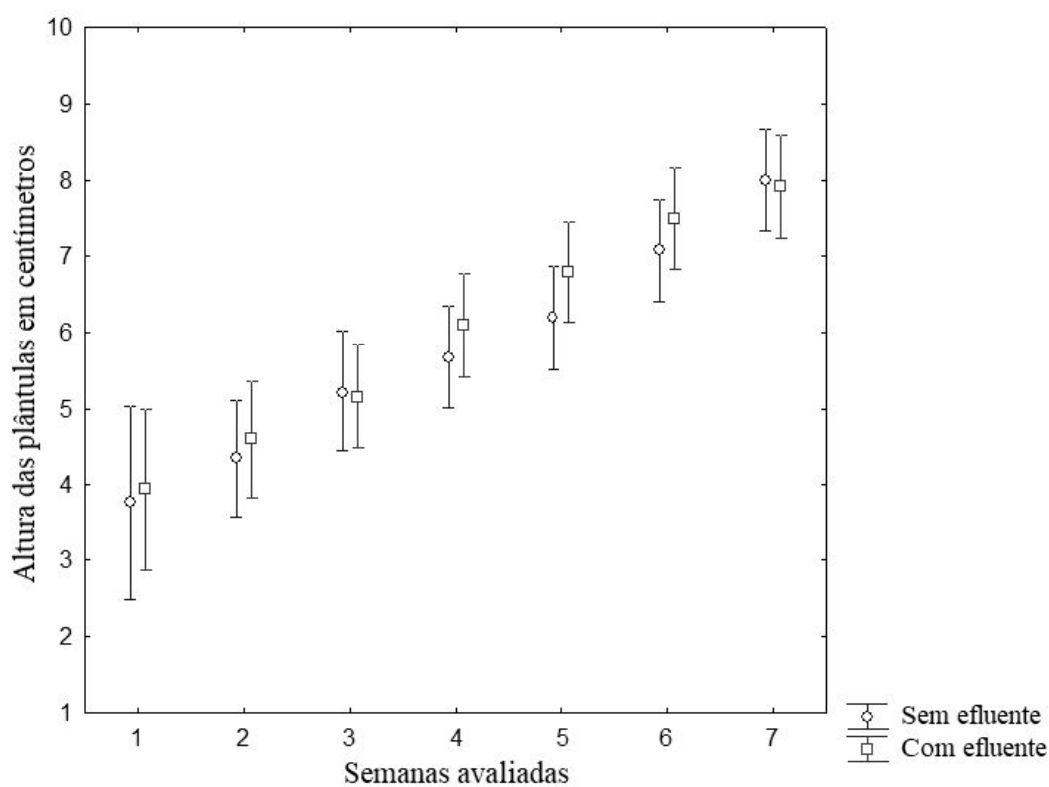


Figura 39 – Altura média e erro padrão das plântulas da espécie *Avicennia schaueriana* ao longo das semanas para os tratamentos com e sem efluente.



As plântulas de *Laguncularia racemosa* irrigadas sem efluente tiveram maior DC, com 2,82mm versus 2,55mm das irrigadas com efluente, não apresentando diferença significativa ($F_{1, 51} = 4,4665$, $p = 0,03948$) (FIGURA 40). *Avicennia schaueriana* teve DC de 2,15mm com tratamento sem efluente e 2,11mm com efluente e também não teve diferença significativa ($F_{1, 49} = 0,10890$, $p = 0,74281$) (FIGURA 41).

Figura 40 – Diâmetro do coleto (DC) média e erro padrão para a espécie *L. racemosa*.

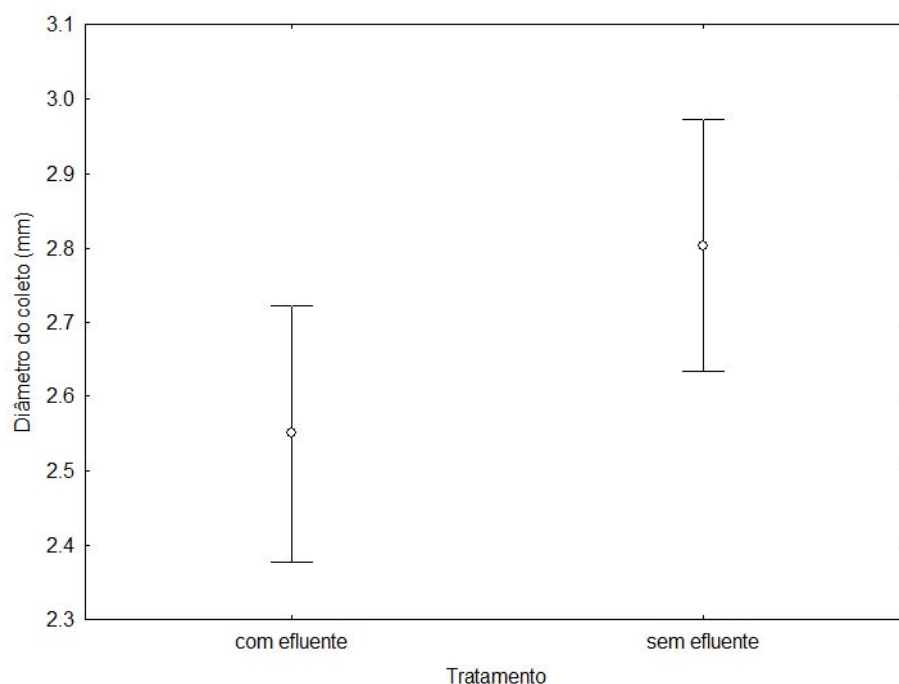
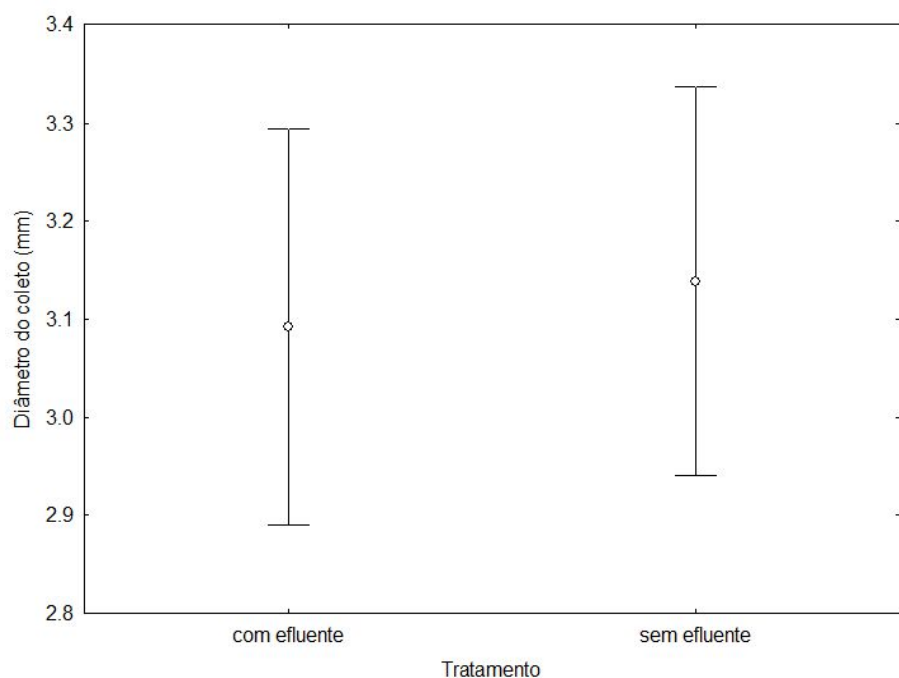


Figura 41 – Diâmetro do coleto (DC) média e erro padrão para a espécie *A. schaueriana*.



O crescimento primário não teve diferença significativa entre os tratamentos, todavia, as plântulas irrigadas sem efluente tiveram maior crescimento, principalmente para a espécie *Laguncularia racemosa* (FIGURA 42). Assim, o efluente nas condições experimentais, não teve influência sob a formação da plântula nos sistemas de tecidos protoderme, procâmbio e meristema fundamental. As plântulas tratadas com efluente tiveram menor crescimento secundário, se diferenciando significativamente das plântulas tratadas sem efluente, que apresentou maior crescimento (FIGURAS 43 e 44), sendo a *Laguncularia racemosa* a espécie que mais respondeu aos tratamentos. Desta maneira, o efluente teve maior atuação sob o desenvolvimento secundário das plântulas.

Figura 42 – Crescimento primário média e erro padrão das espécies *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana* de acordo com os tratamentos com e sem efluente.

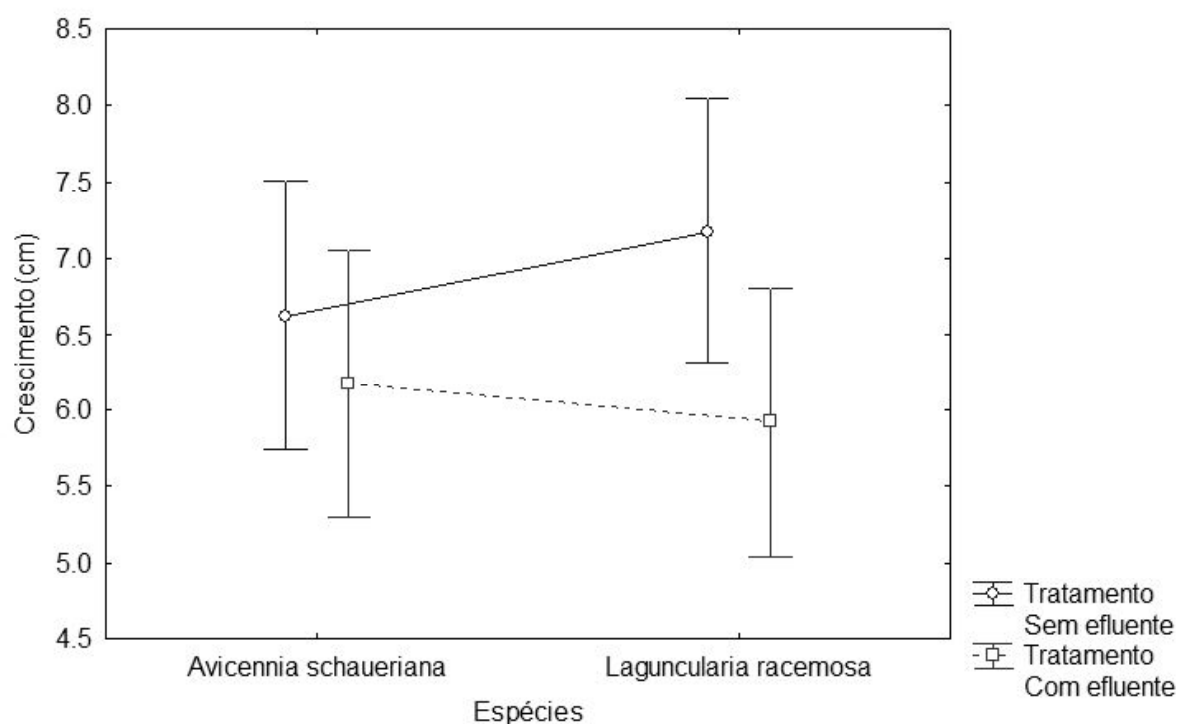


Figura 43 – Crescimento secundário da espécie *Laguncularia racemosa* de acordo com os tratamentos com e sem efluente.

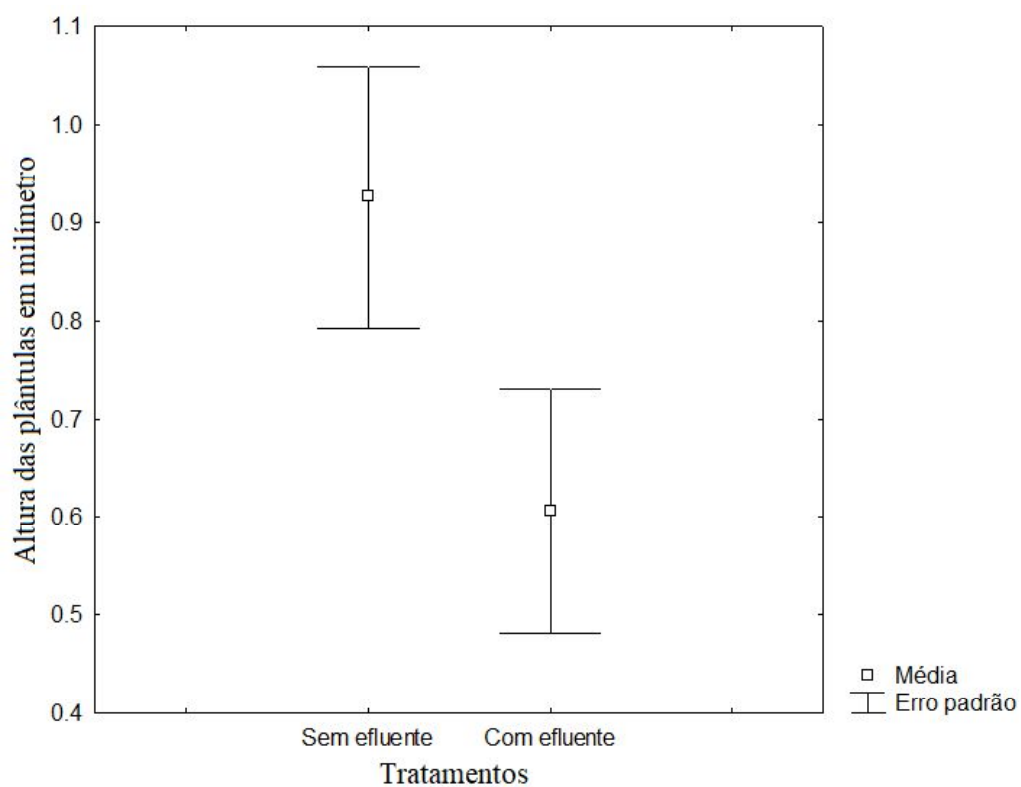
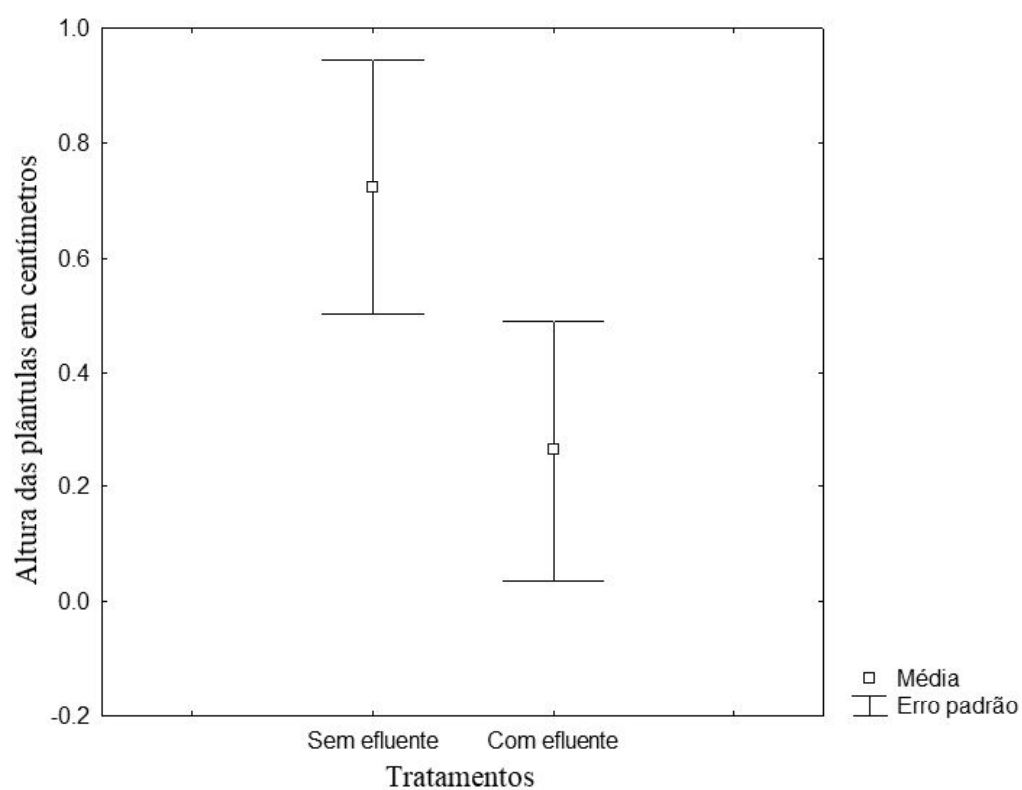


Figura 44 – Crescimento secundário da espécie *Avicennia schaueriana* de acordo com os tratamentos com e sem efluente.



O desenvolvimento foliar também se diferenciou entre os tratamentos, onde 80% das plântulas da espécie *Avicennia schaueriana* do tratamento com efluente estavam no segundo par de folha e 8% no terceiro par de folha. Já o tratamento sem efluente apresentou 57% com o segundo par de folha e 32% no terceiro par de folha. O tratamento sem efluente teve 23% de plântulas sem cotilédono, e o tratamento com efluente 12% com o segundo par de folha (FIGURA 45). O desenvolvimento foliar da espécie *Laguncularia racemosa* também foi diferente entre os tratamentos. As plântulas do tratamento com efluente foram representadas com 81% no terceiro para de folha e 19% no quarto par de folha. O tratamento sem efluente teve 27% para o terceiro par de folha, 69% no quarto par de folhas e 4% para o quinto par de folha (FIGURA 46). Yim e Tam (1999), também evidenciaram em manguezal que recebem águas residuais com altas concentrações de metais pesados, a redução significativamente do número da folha.

Figura 45 - Desenvolvimento foliar da espécie *Avicennia schaueriana*.

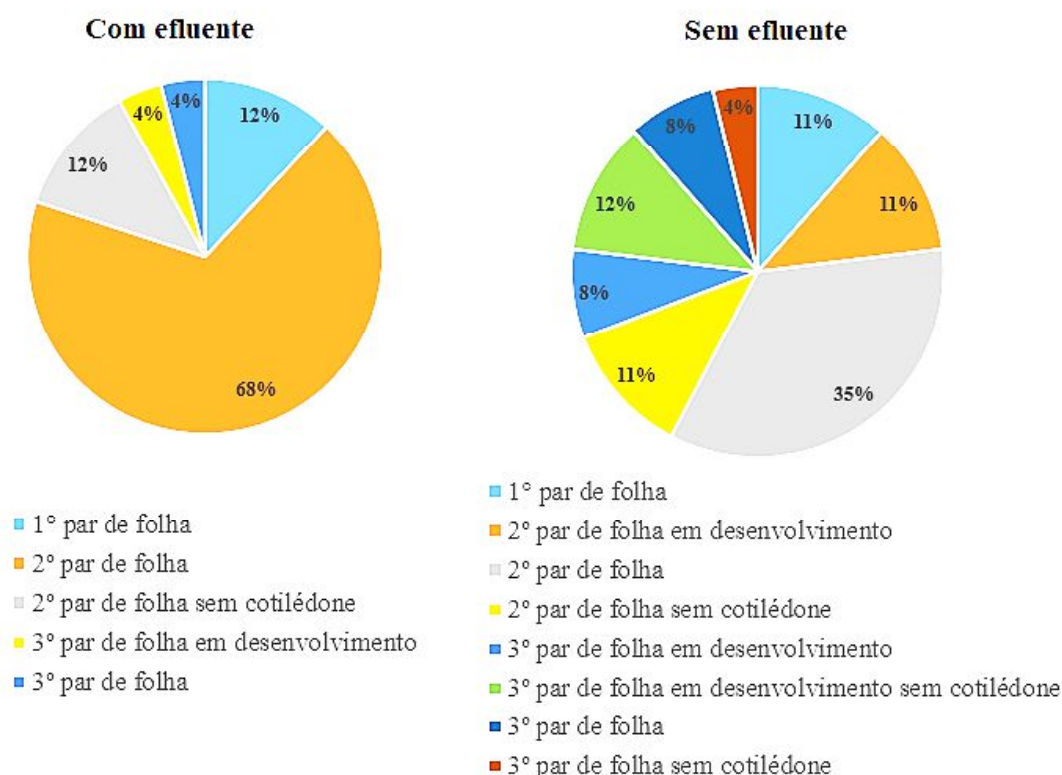
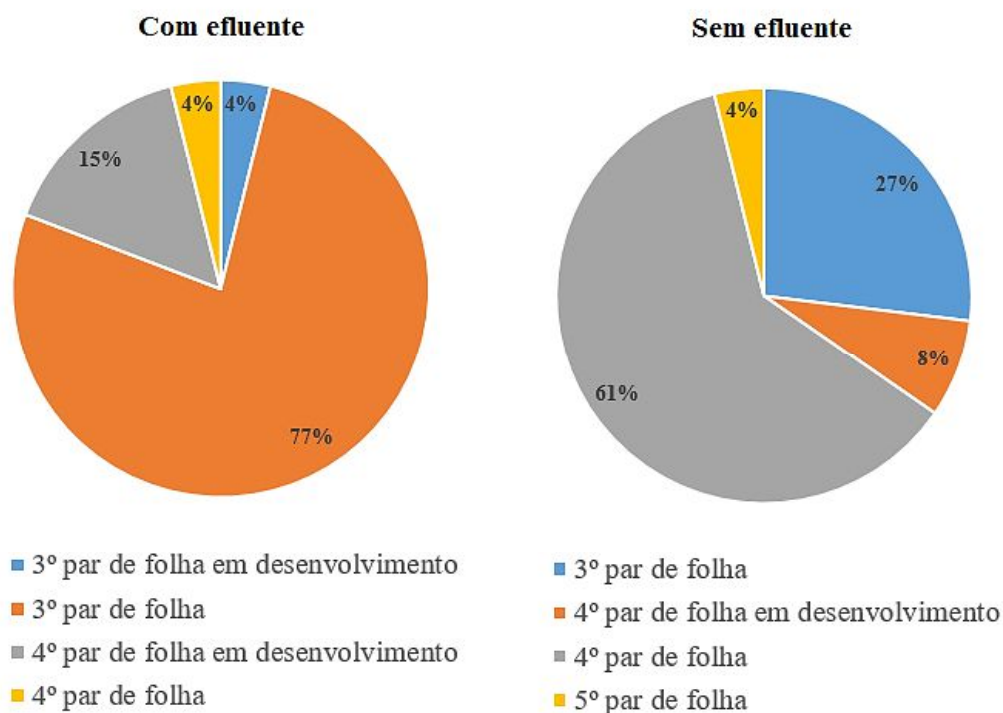


Figura 46 - Desenvolvimento foliar da espécie *Laguncularia racemosa*.



Outra característica que apresentou diferença entre os tratamentos foram as ramificações dos caules. A partir da quinta semana, as plântulas começaram o seu desenvolvimento lateral para ambas as espécies (TABELA 19 e 20). Entretanto, as plântulas da espécie *Laguncularia racemosa* irrigadas com efluente não apresentaram ramificações e as irrigadas sem efluentes tiveram ramificações de até 1cm (TABELA 19). A espécie *Avicennia schaueriana*, por outro lado, apresentou ramificações para ambos os tratamentos, porém, com ramificações medindo até 3cm para plântulas irrigação sem efluente e até 1cm para aquelas irrigadas com efluente (TABELA 20). Foi verificado também, que o tratamento sem efluente teve o número de plântulas ramificadas crescente e o tratamento com efluente com número constante, observa-se ainda, que as ramificações permaneceram dormentes sem crescer e sem desenvolver folhas na plântulas irrigadas com efluente. Esses dados das ramificações dos caules reforçam o efeito do efluente sob o desenvolvimento secundário.

Tabela 19 – Desenvolvimento secundário, ramificações em centímetro da espécie *Laguncularia racemosa* ao longo das semanas (1 a 7) para tratamento sem efluente.

Semanas	Nº de plântulas	1º ramificação	2º ramificação
1	-	-	-
2	-	-	-
3	-	-	-
4	-	-	-
5	1	*	-
6	3	0.7	0.5
		0.3	-
		0.3	0.2
7	3	1	0.7
		0.5	-
		0.7	0.5

*ramificação em desenvolvimento sem folha

Tabela 20 – Desenvolvimento secundário, ramificações em centímetro da espécie *Avicennia schaueriana* ao longo das semanas.

TRATAMENTO SEM EFLUENTE				TRATAMENTO COM EFLUENTE		
Semanas	Nº de plântulas	Ramificações		Nº de plântulas	Ramificações	
		1º	2º		1º	2º
1	-	-	-	-	-	-
2	-	-	-	-	-	-
3	-	-	-	-	-	-
4	-	-	-	-	-	-
5	5	*	-	4	1	-
		*	-		*	-
		*	-		*	-
		*	-		*	-
		2	-		-	-
6	6	2.5	2.3	4	1	0.6
		1.3	1		*	-
		1	0.8		*	-
		*	-		*	-
		*	-		-	-
		*	-		-	-
7	9	3	2.5	4	1	1
		2	1.5		*	-
		1	1		*	-
		0.6	-		*	-
		*	-		-	-
		*	-		-	-
		*	-		-	-
		*	-		-	-

*ramificação em desenvolvimento sem folha, não sendo possível mensurar devido a proteção pelo cotilédono, pois as ramificações são proveniente de gemas localizados na inserção do cotilédono.

A restrição do crescimento e desenvolvimento das plântulas irrigadas com efluente também podem ser observada por meio do Índice de Qualidade de Dickson. O índice mostrou que as plântulas irrigadas com efluente apresentaram qualidade inferior as plântulas irrigadas sem efluente (TABELA 21). As plântulas irrigadas sem efluentes foram mais robustas e com melhor equilíbrio da distribuição da biomassa, principalmente para a espécie *Laguncularia racemosa*, indicando boa qualidade (FONSECA et al., 2002).

Tabela 21 – Resultados do Índice de Qualidade de Dickson aplicado nas plântulas das espécies *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana*, irrigadas com e sem efluente.

Tratamento	<i>Laguncularia racemosa</i>	<i>Avicennia schaueriana</i>
Com efluente	0,0071	0,0141
Sem efluente	0,0079	0,0143

Ao realizar a análise química do tecido vegetal, foi observado que as plântulas irrigadas com efluente apresentaram menor aporte de macronutrientes e maior concentração de ferro (TABELA 22). Segundo Barros (2006) as frações referentes ao material particulado, em uma linha d'água de um tanque de cultivo de camarão marinho do município de Santa Rita em Pernambuco apresentaram maiores teores de cobre, zinco e ferro. A elevação dos teores de ferro em excesso comprometem a absorção de outros nutrientes principalmente os macronutrientes (NPK), restringindo o desenvolvimento das plântulas. Esse comportamento também foi verificado em outras espécies vegetais, como a cultura do arroz e em plantas jovens de *Eugenia uniflora* L., onde o excesso de ferro induziu a redução de nutrientes essenciais ao crescimento e desenvolvimento vegetal (JUCOSKI et al., 2016; AUDEBERT; FOFANA, 2009). Segundo Defew, Mair e Guzman (2005) o ferro está entre os elementos que em alta concentração representam uma maior ameaça à regeneração e ao crescimento do mangue.

Tabela 22 – Resultado da análise química do tecido vegetal das plântulas irrigadas com e sem efluente. Onde Trat. = tratamento, Avicen. = *Avicennia schaueriana* e Lagun. = *Laguncularia racemosa*.

Espécie	Trat.	Elementos químicos											
		N	P	K	Ca	Mg	S	Fe	Mn	Cu	Zn	B	C
		g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Avicen.	Com efluente	15,3	1,1	15,8	3,1	4,7	4,8	315,3	23,4	5	11,4	23	4,0
Avicen.	Sem efluente	17,4	1,3	27,6	3,4	4,6	5,6	193	19,7	8,2	10,2	29,1	4,1
Lagun.	Com efluente	10,2	0,7	13,3	12,3	5,2	3,9	144,4	25,4	1,7	15,3	31,2	4,0
Lagun.	Sem efluente	15,5	1,6	28,1	16,8	5,2	5,3	135,1	24,5	2,1	10,8	53,7	4,1

Estudos na baía de Punta Mala no Panamá, evidenciam que a espécie de *L. racemosa* é bem sucedida e não parece ser inibido por contaminantes (DEFEW; MAIR; GUZMAN, 2005; BENFIELD, 2002). Defew, Mair e Guzman (2005) atribuíram o fato de serem bem sucedidas e não inibidas, por encontrar um grande número de plântulas e florescimento da espécie, e que o sucesso de *L. racemosa* nesta baía é provavelmente devido à capacidade da planta de evitar ativamente a absorção de metais, mesmo quando as concentrações de sedimentos são altas (DEFEW; MAIR; GUZMAN, 2005). Neste estudo, foi verificado que as espécies pioneiras de mangue não foram bem sucedidas em condições experimentais com o contaminante do efluente e que a espécie *L. racemosa* teve maior inibição de crescimento e desenvolvimento, sendo mais sensível ao tratamento. Quanto ao grande número de plântulas, este estudo mostrou que o efluente rico do contaminante ferro não interferiu na germinação e no crescimento primário, o que garante um grande número de plântulas, entretanto, verifica-se a restrição do crescimento e desenvolvimento secundário pela bioacumulação.

O substrato proveniente do solo de manguezal conservado apresentou uma boa fertilidade, eutrófico, pH alto e textura franco argilosa adequado para a nutrição de plantas (TABELA 23).

Tabela 23 – Resultado da análise do substrato antes e depois da irrigação com e sem efluente.

Determinação	Unidade	Substratos		
		Inicial	Final com efluente	Final sem efluente
Matéria Orgânica	g/dm ³	18	14	16
pH (CaCl ₂)	mmolc/dm ³	7.1	7.7	7.6
Hidrogênio + Alumínio	-	7	6	6
Fósforo (Resina)	mg/dm ³	12	23	21
Potássio (Resina)	mmolc/dm ³	8.2	3.4	4
Cálcio	mmolc/dm ³	95	224	290
Magnésio	mmolc/dm ³	131	70	67
Soma de Bases	mmolc/dm ⁴	234.5	359.2	392.9
Cap. Troca Catiônica	mmolc/dm ³	241.5	365.2	398.9
Saturação de Bases	%	97	98	98
Sódio	mmolc/dm ³	0.3	61.8	31.9
Alumínio	mmolc/dm ³	0	0	0
Enxofre (Fosf. Cálcio)	mg/dm ³	1479	363	123
Boro (Água Quente)	mg/dm ³	8.25	3.51	2.37
Condutividade Elétrica	dS/m	39.07	10.51	1.15
Cobre (DTPA)	mg/dm ³	1.1	0.2	0.3
Ferro (DTPA)	mg/dm ³	30	34	30
Manganês (DTPA)	mg/dm ³	25.4	4.7	4
Zinco (DTPA)	mg/dm ³	1.1	0.8	0.5

A Capacidade de Troca Catiônica (CTC) aumentou no decorrer do experimento na seguinte ordem: Substrato inicial < substrato final com efluente < substrato final sem efluente. Esse fato tem correlação negativa forte ($r = -0,9997$) com a Condutividade Elétrica (CE) do substrato, que quanto maior for a CE menor a CTC. A capacidade de troca iônica dos solos representa a graduação da capacidade de liberação de vários nutrientes para planta (RONQUIM, 2010), sendo afetada pela condutividade elétrica.

Assim, redução da CE e aumento da CTC ao final do experimento teve relação com a redução dos sais no substrato, que provavelmente foram lixiviados com a irrigação a 0% (zero por cento) de salinidade. Entretanto, o substrato que foi irrigado com efluente de carcinicultura apresentou menor CTC e Soma de Bases em relação ao tratamento sem efluente. Isso é um reflexo da alteração principalmente da menor matéria orgânica, maior condutividade elétrica e maior teor de ferro.

Entretanto, entre os fatores que afetaram a CTC, o ferro é o que mais chama atenção, um vez que teve maior concentração no tecido vegetal das plântulas irrigadas com efluente. Passos (2015) também verificou uma diferença de $p < 0,05$ para o teor de ferro associado à ferrihidrita (F^3), em solos de área impactada com efluente de carcinicultura e não impactada com efluente, e maiores valores de ferro ledipocrocítico (F^4) foram verificados nos solos da área impactada com resíduo de carcinicultura (PASSOS, 2015). Um micronutriente que quando em excesso provoca toxidez na planta, dificultando a absorção de outros elementos, entre eles, os macronutrientes, além de provocar a repulsão de fosfato nos coloides (CASAGRANDE et al., 2003).

Quanto ao efluente, a água residuária dos tanques de criação de camarões não apresentou altas concentrações de nutrientes (QUADRO 1). Embora a análise do efluente tenha sido realizada no final do experimento, ao invés de até 48 horas após a coleta, conforme o protocolo de análise, a análise química do tecido vegetal e do substrato (TABELA 22 e 23) permitem afirmar que o efluente também não tinha altas concentrações de nutrientes iniciais, quando coletado no tanque. É importante destacar que as características desses efluentes tendem a apresentar ampla variação, em decorrência das formas de manejo, da tecnologia empregada, das espécies criadas e da intensidade de produção (CASTAGNOLLI, 1992; BOYD, 2003), principalmente após o alastramento da doença da mancha branca (WSSV).

Quadro 1 – Resultado da análise química do efluente e padrões estabelecido por resoluções de Conselhos de Meio Ambiente (CONAMA e COEMA).

Parâmetros	Resultados	Resolução CONAMA nº357/2005 Art. 21	Resolução CONAMA nº357/2005 Art. 22	Resolução CONAMA nº420/2011 Art. 16	Resolução COEMA Nº 2/2017 Art. 11
pH à 25 °C	7,65	6,5 - 8,5	***	5,0 – 9,0	5,0 – 9,0
Sólidos sedimentáveis (ml/L)	≤ 1,0	***	***	***	≤ 1,0
Sólidos suspensos (mg/L)	6,0	***	***	***	≤ 100,0
Material flutuante (ensaio visual)	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
DBO (mg O ₂ /L)	104,0	***	***	***	***
Amônia total (mg N NH ₃ /L)	≤ 0,05*	***	***	20,0	≤ 20,0 (pH ≤ 8,0)
Nitrato (mg N NO ₃ ⁻ /L)	0,9	0,40	0,70	***	≤ 10,0
Nitrito (mg N NO ₂ ⁻ /L)	0,1	0,07	0,20	***	≤ 1,0
Fósforo total (mg P/L)	≤ 0,01*	0,124	0,186	***	***
Turbidez (NTU)	1,0	***	***	***	***
Dureza total (mg CaCO ₃ /L)	864,3	***	***	***	***
Cálcio (mg Ca ⁺⁺ /L)	47,4	***	***	***	***
Magnésio (mg Mg ⁺⁺ /L)	181,2	***	***	***	***
Sódio (mg Na ⁺ /L)	681,1	***	***	***	***
Potássio (mg K ⁺ /L)	25,9	***	***	***	***

*Concentração mínima detectável, *** Parâmetros que não constam na Resolução.

Os parâmetros analisados estão em conformidade com os estabelecidos pela resolução do Conselho Estadual de Meio Ambiente do Ceará para efluentes (COEMA, 2017), sendo importante ressaltar que por mais que a legislação regule o lançamento de efluentes, ela não engloba aspectos que podem ser relevantes para a conservação dos bosques de mangue.

De acordo com as classes de usos de águas salobras, o efluente analisado apresentou concentrações de nitrato e nitrito superiores para a classe I e nitrato para a classe II (CONAMA, 2011; CONAMA, 2005). Uma pesquisa feita em criatórios de camarões na Austrália revelou uma perda de 71% do nitrogênio provenientes da ração para o solo e o ambiente (JACKSON et al., 2003).

Quanto a fase de plântulas, foi considerado encerrada em média com 60 dias após o semeio, devido à perda dos protófilo (folhas embrionárias) das espécies *Laguncularia racemosa* e *Avicennia racemosa*, e também, as plântulas passa a formar folha semelhantes as plantas adultas. Pois considera-se plântula quando a maior parte dos compostos necessários para o seu desenvolvimento ainda são oriundos dos protófilo (OLIVEIRA, 2017).

5.4 Conclusões

A espécie *Laguncularia racemosa* apresentou melhor resposta ao tratamento com efluente do que *Avicennia schaueriana*, tendo maior restrição ao crescimento e desenvolvimento.

O efluente apresentou alta concentração de ferro e níveis de nitrato e nitrito mais elevados que os determinados para os usos de águas salobras das classes I e II. O ferro contido no efluente é retido pelo solo do manguezal e bioacumulado na vegetação.

O excesso de ferro mostrou ter potencial toxicológico para as plântulas de mangue, que apresentaram restrições ao crescimento e desenvolvimento.

O efluente diluído a 22,22% não influenciou na germinação e crescimento primário das espécies pioneiras de mangue, porém, ocasionou restrição no crescimento secundário e o desenvolvimento em altura, ramificações e folhas.

O plantio de mudas pioneiras em áreas degradadas ou áreas em regeneração natural de mangue que recebem efluentes ricos em ferro podem ter sua recuperação comprometida, tendo efeito negativo na fase de plântulas, podendo ser prejudicial em fases posteriores, uma vez que é bioacumulado.

CAPÍTULO 5

6 AVALIAÇÃO DO CRESCIMENTO E SOBREVIVÊNCIA DE PLÂNTULAS DE MANGUE SOB DIFERENTES INTENSIDADES LUMINOSAS: SIMULANDO O EFEITO DO DESMATAMENTO DOS MANGUEZAIS

6.1 Introdução

O manguezal é um ecossistema que se estabelece em zonas litorâneas com temperatura acima de 16°C, água salobra e solo inconsolidado, caracterizado pela interação do solo, água doce e marinha, e poucas espécies vegetais (SAENGER, 2002; BRASIL, 2012). No Brasil, as espécies vegetais arbóreas que se estabelecem neste ambiente são conhecidas como mangue (BRASIL, 2012). No Estado do Ceará são descritas quatro espécies verdadeiras de mangue, são elas *Laguncularia racemosa*, *Avicennia schaueriana*, *Avicennia germinans* e *Rhizophora mangle* (PAULA, 2016).

O mangue é um componente de grande importância para esse ecossistema, fornecendo recursos indispensáveis para a sobrevivência de inúmeras espécies, inclusive ao homem, além de promover o controle da hidrodinâmica e erosão, proteção contra tempestades, estabilização das condições climáticas da linha costeira (ALVES, 2001; ALONGI, 2008; BARBIER et al., 2008; UNESCO, 2015).

Ainda que protegido pelo Código Florestal (Lei nº 12651 de 2012), em ecossistema de manguezal ocorre o desmatamento de grandes áreas por atividades antrópicas como a ocupação imobiliária, instalações empresariais e pela extração da madeira. O desmatamento promove grandes alterações no ambiente como fuga de espécies pela perda de habitat e nichos, aumento da luminosidade, temperatura, radiação solar e perda da qualidade do solo.

Quanto a perda de qualidade do solo, o desmatamento ocasiona no ambiente declínio da fertilidade, a perda e desestruturação (ARRUDA, 2013). Sobre a luminosidade, Querino et al. (2013) verificaram que a remoção do mangue aumentou o albedo em 49% na área. Em áreas desmatadas também foi verificada alterações estruturais da espécie pioneira *Laguncularia racemosa* (SANTOS et al., 2012).

O nível de luminosidade e a qualidade do solo exercem grande influência no desenvolvimento vegetal, desta maneira, em todo o mundo diversas culturas comerciais e espécies florestais são avaliadas para a adequação de luminosidade e qualidade do solo ou substrato, principalmente para a produção de mudas, para um melhor desempenho vegetal. Em

se tratando de espécies florestais de manguezais, os estudos são escassos, abordando temas como desenvolvimento de mudas em níveis de sombreamento e recolonização em clareiras.

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar o desenvolvimento de plântulas pioneiras de mangue sob diferentes níveis de sombreamento, em substrato de solo degradado pelo desmatamento, visando o efeito do desmatamento na recolonização das plântulas de mangue e gerar subsídios para a recuperação de áreas desmatadas e produção de mudas.

6.2 Material e Métodos

Este estudo seguiu os mesmos procedimentos metodológicos do capítulo anterior (Item 5.2), sendo descritos aqui somente os procedimentos divergentes, como pode ser vistos nos tópicos seguintes:

6.2.1 Irrigação

A Irrigação foi feita com água de abastecimento público, capitada na torneira do IFCE – *Campus Acaraú*. As plântula foram irrigadas em média com 40 ml/planta em cada tratamento duas vezes ao dia, as 8:00h e as 17:00h. As coletas dos dados estruturais terminaram no dia 7 de julho de 2017 e encerramento total no dia 21 de julho de 2017.

6.2.2 Coleta e Caracterização Físico-química do Substrato

O substrato para produção das mudas foi coletado a uma profundidade de zero a 20 cm da primeira camada do solo, a 15 metros de distância da margem do rio, na área impactada por desmatamento (na mesma área do Capítulo 3), pois a maioria dos fatores ambientais sofrem modificações em áreas desmatadas, por exemplo, declínio da fertilidade, perda e desestruturação do solo (ARRUDA, 2013). Nas margens dos mangues são encontradas as melhores condições ambientais em termos de solo e fertilidade, onde a concentração dos nutrientes é mantida no sistema, principalmente, devido à mistura da água doce com a água salgada (BARAN; HAMBREY, 1998; ALVES, 2001).

Uma amostra do substrato foi encaminhada ao Laboratório do IAC para a realização da análise de macronutrientes. Uma amostra de substrato também foi encaminhada ao laboratório de solos da empresa Agroanálise para a análise física (granulométrica). O resultado revelou que

o substrato teve baixa matéria orgânica, CTC, enxofre, alto teor de fosforo e textura franco argilosa (TABELA 24).

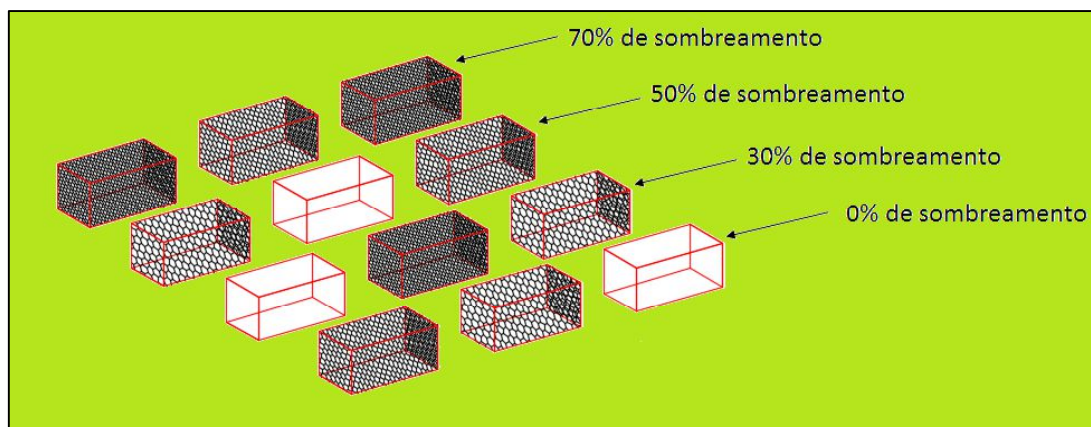
Tabela 24 – Resultado da análise química e física do substrato do solo impactado por desmatamento.

Determinação	Unidade	Método	Resultado
Matéria Orgânica	g/dm ³	-	8
pH (CaCl ₂)	mmolc/dm ³	Cloreto de Cálcio 0,01	6.9
Hidrogênio + Alumínio	-	Tampão SMP	7
Fósforo (Resina)	mg/dm ³	Resina	101
Potássio (Resina)	mmolc/dm ³	Resina	5.8
Cálcio	mmolc/dm ³	Resina	57
Magnésio	mmolc/dm ³	Resina	73
Soma de Bases	mmolc/dm ⁴	-	135.9
Cap. Troca Catiônica	mmolc/dm ³	-	142.9
Saturação de Bases	%	-	95
Sódio	mmolc/dm ³	Acetato de amônio pH7	0.1
Alumínio	mmolc/dm ³	Cloreto de Potássio	0
Enxofre (Fosf. Cálcio)	mg/dm ³	Fosfato de Cálcio	184
Areia	g/Kg	Dispersante Na OH e determinação por densímetro	540
Silte	g/Kg		116
Argila	g/Kg		344

6.2.3 Estrutura e Delineamento Experimental

As plântulas foram testadas a pleno sol (0% de sombreamento) e sob níveis de 30%, 50% e 70% de sombreamento, obtidos por meio de telas de polietileno (sombrite). O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, composto de um fatorial 2 x 4 x 3 (duas espécies, quatro níveis de sombreamento e três repetições) (FIGURA 47). Cada tratamento continha 10 mudas de cada espécie, um total de 360 mudas (10 mudas x 2 espécies x 4 tratamentos x 3 repetições).

Figura 47 – Disposição dos mini viveiros com sombrite de diferente níveis de sombreamento (0%, 30%, 50% e 70%), com distribuição casualizada.



Fonte: Autor.

Também foi obtido a temperatura ambiente dos mini viveiros utilizando um termômetro de mercúrio, que permaneceu durante sete minutos em cada unidade experimental no período mais quente do dia entre 14 e 16h. Os dados foram coletados duas vezes ao mês, e os resultados estão dispostos na Tabela 25.

Tabela 25 – Temperatura nas unidades experimentais.

Data	Pleno sol	30% de sombreamento	50% de sombreamento	70% de sombreamento
12/06/2017	35.7	34	30.7	30
19/06/2017	35	34	32.5	31.3
07/07/2017	31	30.5	30	29.5
14/07/2017	42	38	35.1	33.5
Média	35.925	34.125	32.075	31.075

6.2.4 Análise dos Dados

Foram realizadas análise descritiva como número de plantas vivas, porcentagem de germinação, características fisiológica e fenológica. A seguir, após o teste das premissas, foi aplicado uma Análise de Variância (ANOVA) de dois fatores (espécie e tratamento) para a avaliação da altura, diâmetro do coleto, matéria seca, teor de água na plântula e crescimento primário e secundário (Tamanho final - inicial). Foi realizada uma ANOVA de um fator para análise da variação do diâmetro do coleto entre o tempo experimental. Quando verificado diferença de 95% de intervalo de confiança entre os tratamentos, foi aplicado o teste *Tukey*, para distinção das diferenças.

Foi realizada uma Análise de Correlação Linear para verificar a correlação entre taxa de sombreamento e taxa de germinação, altura e temperatura da unidade experimental, sendo utilizado três números de pares da amostra com 12000 simulações à 95% de intervalo de confiança. O resultado das correlação utilizada foi o r (Pearson), e aplicado o Índice de Qualidade de Dickson (IQD) (DICKSON et al., 1960), para a análise da qualidade das plântulas, cuja a formula é:

$$IQD = \frac{\text{Massa seca total}}{\left(\frac{H + DC + \text{massa seca da parte aérea}}{\text{Massa seca da raiz}} \right)}$$

6.3 Resultados e Discussão

As taxas de germinação foram boas em todos os tratamentos testados para a espécie *Avicennia schaueriana*, com taxas acima de 90% (TABELA 26). Os tratamentos com 50% e 0% chegaram a 100% de germinação, entretanto o sombreamento de 0% não manteve 100% de plântulas durante o tempo de experimento, seguido pelo tratamento de 30%, com 96,66% e 70% de sombreamento com 93,33% de germinação. Isso pode ter relação com as reservas nutricionais e a quantidade de água contida no propágulo, tornando a germinação menos sensível aos tratamentos. Verifica-se também que quanto maior o nível de sombreamento melhor foi a taxa de germinação na primeira semana, assim, são alcançadas melhores taxas de germinação com maiores sombreamentos, tendo correlação positiva de r (Pearson) = 0,9848.

Tabela 26 – Taxa de plântulas da espécie *Avicennia schaueriana* por semana (1 a 7).

Semanas	Tratamentos			
	0%	30%	50%	70%
1	50.00	60.00	73.33	86.66
2	80.00	96.66	100.00	93.33
3	93.33	96.66	100.00	90.00
4	93.33	96.66	100.00	93.33
5	100.00	93.33	100.00	90.00
6	90.00	93.33	100.00	93.33
7	90.00	93.33	100.00	93.33

Os propágulos da espécie *Laguncularia racemosa* no tratamento com 50% de sombreamento teve taxa de 100% de germinação, seguido pelos tratamentos de 30% e 70% de sombreamento com 96,66%. O tratamento a pleno sol (0% de sombreamento) teve a menor taxa de germinação igual a 86,66% (TABELA 27). Esses resultados corroboram com outros trabalhos, onde testes de germinação com propágulos de *Laguncularia racemosa* resultaram em alta taxa de germinação (SILVA et al., 2017; TEIXEIRA et al., 2008).

Tabela 27 – Taxa de plântulas da espécie *Laguncularia racemosa* por semana (1 a 7).

Semanas	Tratamentos			
	0%	30%	50%	70%
1	23.33	56.66	44.33	56.66
2	66.66	56.66	100.00	96.66
3	70.00	96.66	100.00	96.66
4	70.00	93.33	100.00	96.66
5	86.66	83.33	100.00	96.66
6	66.66	93.33	96.66	90.00
7	66.66	93.33	93.33	90.00

Embora o tratamento com 0% de sombreamento tenha apresentado três propágulos com dormência do processo germinativo, assim como os testes apresentados anteriormente (Capítulos 4 e 5), quatro propágulos não entraram em processo de germinação, atribuído a tal resultado ao tratamento com 0% de sombreamento, pois os propágulos perdem rapidamente sua viabilidade, principalmente quando expostas ao sol e em substrato com umidade inferior à do ambiente natural, assim com as sementes recalcitrantes, onde a perda de umidade destas sementes pode ocasionar danos que reduzirão sua viabilidade e vigor (SENA, 2014; SENA; GARIGLIO, 2008).

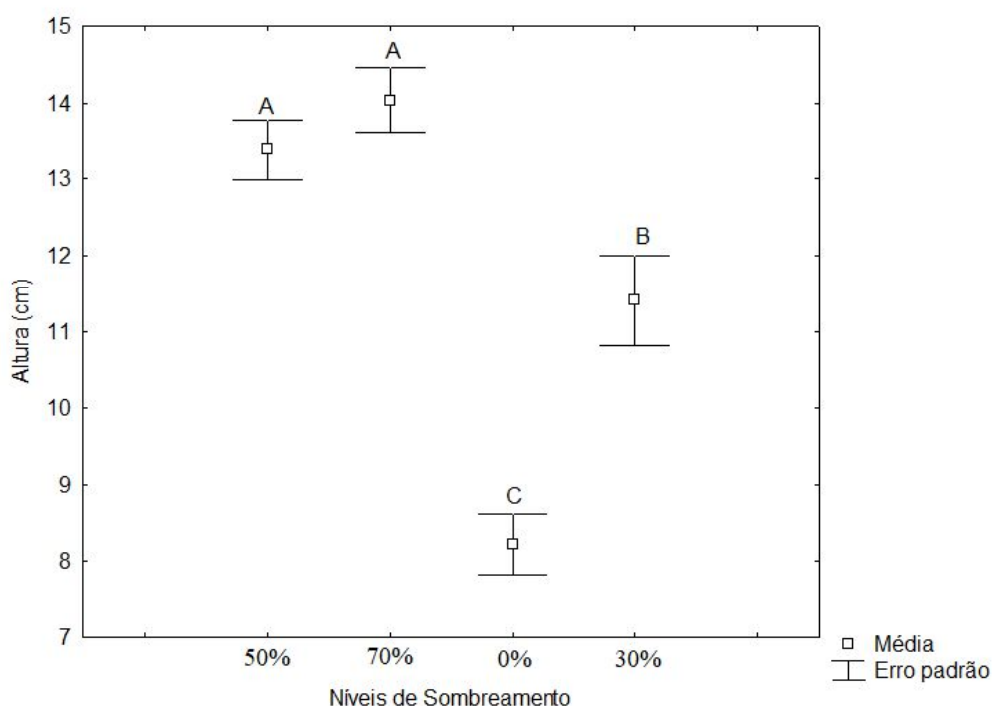
O crescimento das espécies *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* foram bem semelhantes entre os tratamentos aplicados, com maior crescimento em sombreamento à 70% e menor crescimento em pleno sol. Em média, ao final do experimento, as plântulas apresentaram maiores alturas média em sombreamento com 70% com 12,3cm *Avicennia schaueriana* e 14cm *Laguncularia racemosa* e menores médias em alturas para 0% de sombreamento, com 8,5cm para *Avicennia schaueriana* e 8,2cm para *Laguncularia racemosa* (FIGURAS 49 e 50).

Pereira et al. (2009) produziram mudas em solos de manguezal com e sem esterilização, em pleno sol e irrigação com água doce, condições semelhantes ao presente trabalho para o

tratamento a 0% de sombreamento, e obtiveram altura de plantas de 7,9 e 8cm respectivamente para *Laguncularia racemosa*, e 9,9 cm no solo teste e 6,8 cm no solo estéril para *Avicennia schaueriana*. Esses resultados obtidos em 105 dias por Pereira et al. (2009), no Estado de São Paulo foram muito próximos dos obtidos neste trabalho para o tratamento a 0% de sombreamento, entretanto, neste estudo foi obtido este resultado em 60 dias, inferindo que no estado do Ceará as mudas de mangue atingem alturas mais rapidamente para plantio em campo, como verificado no trabalho de Paula et al. (2012) que em um período de dois meses, os propágulos obtidos em campo, estavam viáveis para o replantio.

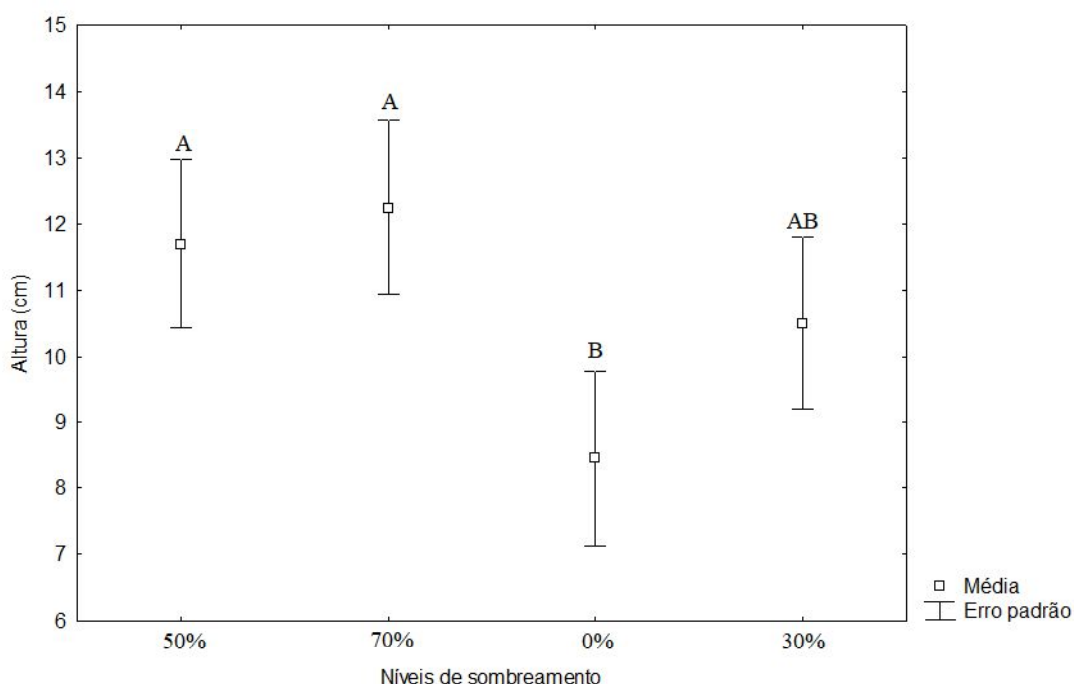
Todos os tratamentos com sombreamento se diferenciaram significativamente em altura do tratamento a 0% de sombreamento para a espécie *Laguncularia racemosa* ($F(3, 99) = 23.984$, $p = 0,00001$) (FIGURA 48). As plântulas dos tratamentos de 50% e 70% de sombreamento diferenciaram significativamente do sombreamento de 30%. Os sombreamentos a 50% e 70% não apresentaram diferença significativa entre si. Lopes et al. (2013) testaram o efeito do sombreamento com taxas de 0%, 30% e 60% em mudas de mangue no estado do Pará, constatando que a espécie *Laguncularia racemosa* teve maior crescimento nos tratamentos de 0% e 60%.

Figura 48 – Altura média e erro padrão entre os níveis de sombreamento (0%, 30%, 50% e 70%) para as plântulas de *Laguncularia racemosa*, submetidos a ANOVA.



As plântulas de *Avicennia schaueriana* dos tratamentos de 50% e 70% de sombreamento diferiram significativamente em altura daquelas produzidas a 0% de sombreamento ($F_{3,109} = 6,3428$, $p = 0,00053$) (FIGURA 49). O sombreamento à 30% não diferenciou-se significativamente dos demais níveis, o que parece ser um sombreamento mínimo para um bom crescimento da espécie, neste sentido, Lopes et al. (2013) verificaram maior altura da espécie *Avicennia germinans* com sombreamento a 30%.

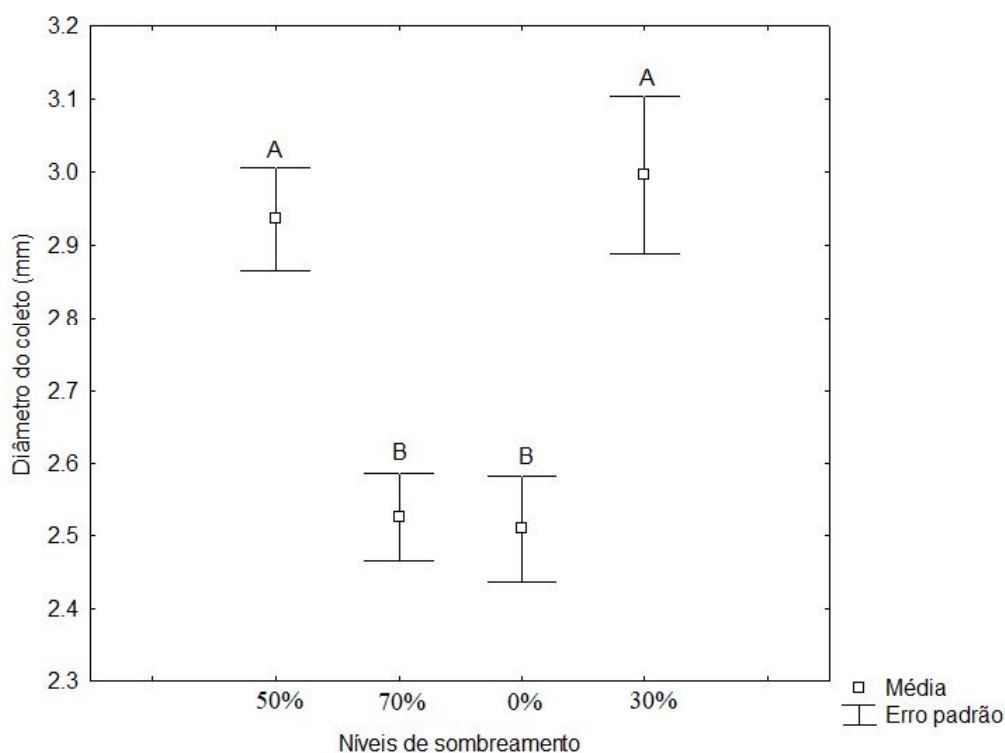
Figura 49 - Altura média e erro padrão entre os níveis de sombreamento (0%, 30%, 50% e 70%) para as plântulas de *Avicennia schaueriana*, submetidos a ANOVA.



Esse comportamento das espécies verificado por Lopes et al. (2013), diferiu do que foi evidenciado neste estudo, no qual, quanto maior nível de sombreamento mais incremento em altura as plântulas apresentavam. Os resultados obtidos neste estudo para altura, foram mais compatíveis com o estudo realizado por Clara e Giordano (2014) no Estado de São Paulo, que acompanharam o desenvolvimento de mudas de *Laguncularia racemosa* em pleno sol, 35%, 50% e 80% de sombreamento, e concluíram que com o tratamento a 50% de sombreamento obtiveram melhor resultado, assim como observado em espécies florestais de outros ecossistemas e também para cafeeiro, com maior incremento em altura com maiores níveis de sombreamento e menor crescimento em pleno sol (REZENDE; OLIVEIRA; GONÇALVES, 2017; OLIVEIRA; GUALTIERI, 2011; PAIVA; GUIMARÃES; SOUZA, 2003; ENGEL; POGGIANI, 1990).

O diâmetro do coleto da espécie *Laguncularia racemosa* foi variável entre os tratamentos, porém, os tratamentos que se diferenciaram significativamente foram os de 30% e 50% de sombreamento, tendo os maiores diâmetros dos coletos das plântulas ($F(3, 99) = 9.0339$, $p = 0,00002$) (FIGURA 50). Isto, provavelmente ocorreu devido os sombreamentos de 30% e 50% proporcionarem maiores confortos ambientais para *Laguncularia racemosa*, com consequente aumento de fotossíntese e fotoassimilados no tecido vegetal. Por outro lado, o sombreamento a 70% foi excessivo, afetando a fotossíntese e o acúmulo de fotoassimilados. Já o diâmetro do coleto de plântulas do tratamento a 0% de sombreamento foi restrito provavelmente pela alta radiação solar, luminosidade e o ressecamento do substrato. De maneira geral, diferenças nas condições de luminosidade podem acarretar variações nos teores de clorofilas (BRANT et al., 2011). Assim, quando as folhas são expostas à quantidade de luz maior do que podem utilizar, ou seja, acima do ponto de saturação, o aparato fotossintético é danificado, tornando-se inativo (PEREIRA et al., 2015).

Figura 50 – Diâmetro do coleto das plântulas de *Laguncularia racemosa*, Análise de Variância entre os níveis de 0%, 30%, 50% e 70% de sombreamento.



A espécie *Avicennia schaueriana* não apresentou diferença significativa entre os tratamentos de sombreamento (TABELA 28). As médias do diâmetro do coleto das plântulas foram de 3,4296mm para pleno sol, 3,6893 mm para sombreamento a 30%, 3,6800 mm para

sombreamento a 50% e 3,4000 mm para sombreamento a 70%. O que parece ser uma espécie com boa capacidade adaptativa para as variações de luminosidade.

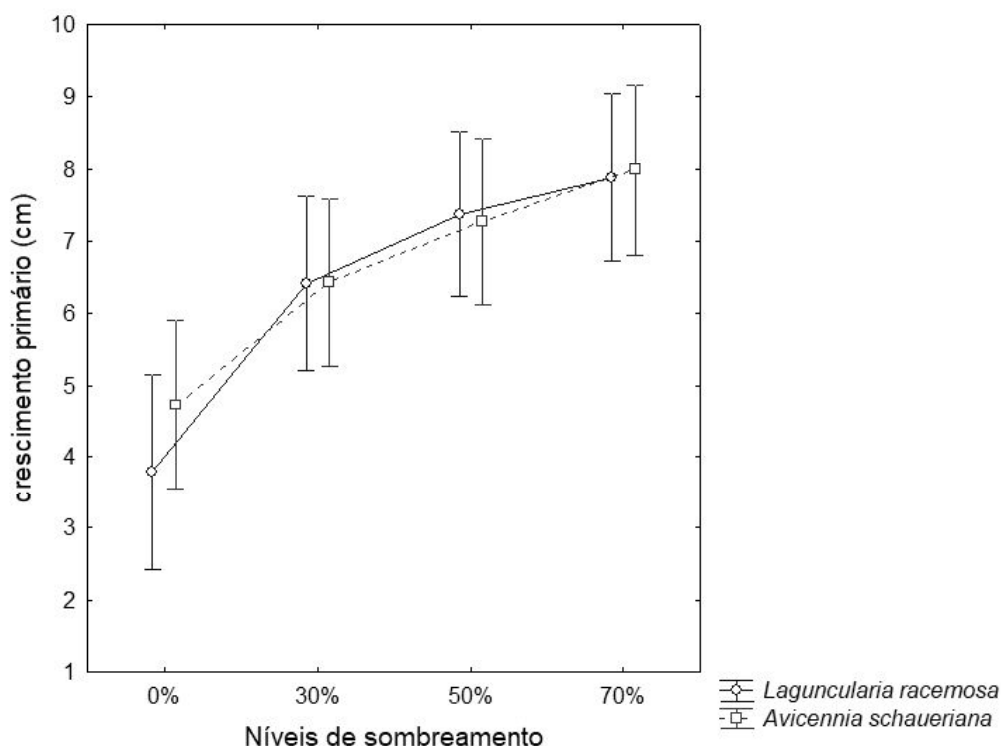
Tabela 28 – Diâmetro do coleto das plântulas de *Avicennia schaueriana*, Análise de Variância entre os níveis de 0%, 30%, 50% e 70% de sombreamento.

FONTES DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	F =	(p) =
Tratamentos	3	2.07	0.69	1.3546	0.2596
Erro	109	55.531	0.509		

GL = grau de liberdade, SQ = soma dos quadrados, QM = quadrados médios, F = valor de variância e P = evidência contra a hipótese nula.

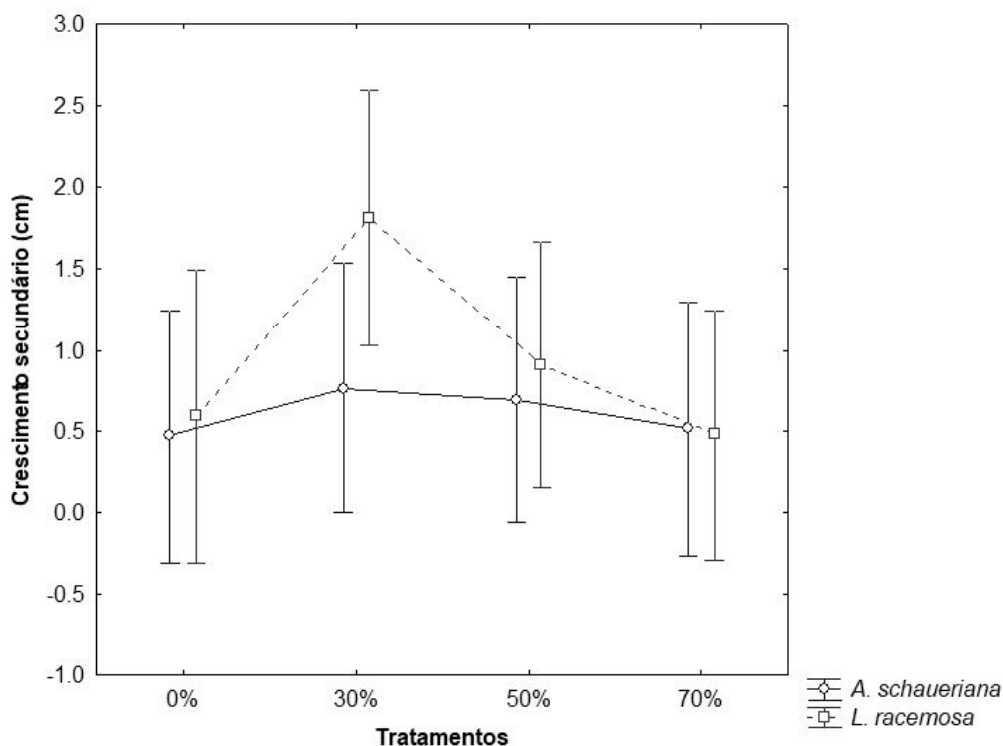
O crescimento primário foi crescente de acordo com o aumento do nível de sombreamento para ambas as espécies (FIGURA 51). A diferença significativa entre os níveis de sombreamento ficam evidentes logo com o aumento de 30% de sombreamento para a espécie *Laguncularia racemosa*. Já o crescimento primário da espécie *Avicennia schaueriana* apresentou diferença significativa a partir dos 50% de sombreamento ($F_{3, 214} = 0,28567$, $p = 0,83572$).

Figura 51 – Crescimento primário média e erro padrão das espécies *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana* de acordo com os tratamentos de 0%, 30%, 50% e 70%.



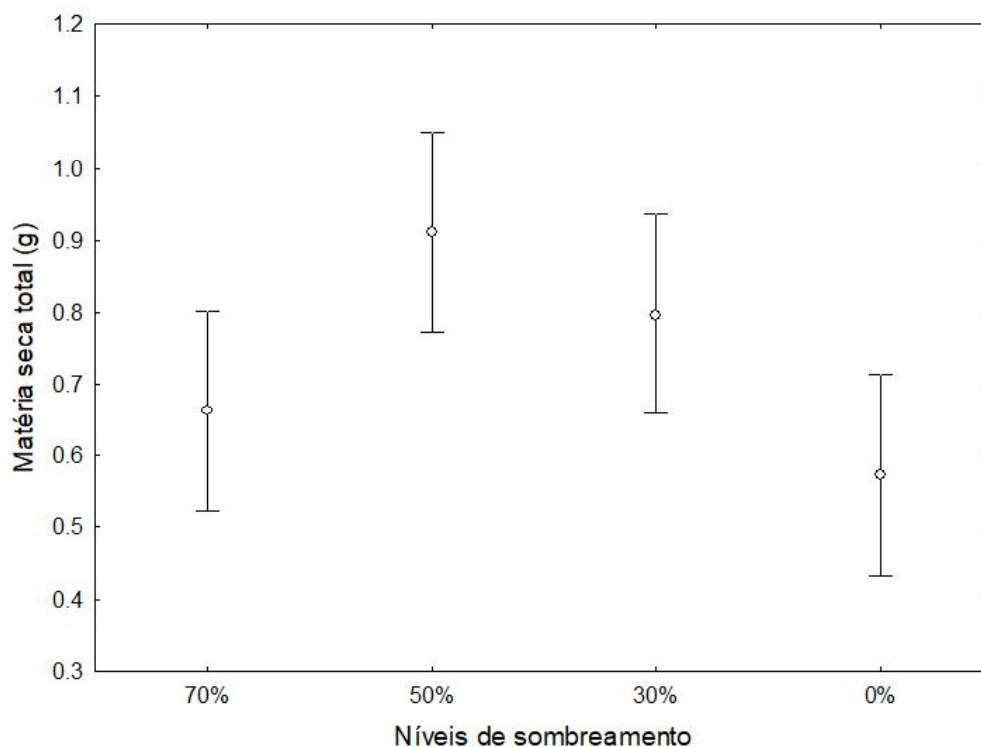
Não teve diferença significativa no crescimento secundário entre os tratamentos, entretanto, houve melhor crescimento nas plântulas sob sombreamento de 30% e 50% para ambas as espécies, contudo, plântulas de *Laguncularia racemosa* se sobressaíram no tratamento com 30% de sombreamento ($F_{3, 215} = 0,75644$, $p = 0,51971$) (FIGURA 52).

Figura 52 - Crescimento secundário média e erro padrão das espécies *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana* de acordo com os tratamentos de 0%, 30%, 50% e 70%.



O sombreamento de 50% proporcionou maior acúmulo de matéria seca para as plântulas de *Laguncularia racemosa*, se diferenciando significativamente daquelas sob efeito de pleno sol ($F_{3, 32} = 4,6811$, $p = 0,00804$), os demais tratamentos não tiveram diferenças significativas entre as médias de ganho da matéria seca (FIGURA 53). As médias obtidas para os tratamentos foram de 0,5732g para pleno sol, 0,7977g para sombreamento a 30%, 0,9110g para sombreamento a 50% e 0,6626g para sombreamento a 70%.

Figura 53 – Matéria seca total média e erro padrão das espécies *Laguncularia racemosa* de acordo com os tratamentos de 0%, 30%, 50% e 70%.



Para as plântulas da espécie *Avicennia schaueriana* não houve diferença significativa para o acúmulo de matéria seca total (TABELA 29), entretanto as plântulas produzidas com sombreamento de 50% tiveram maior acúmulo de matéria seca média 0,9897g, seguido por sombreamento a 30% com 0,9554g, 70% com 0,8372g e pleno sol com 0,7674g.

Tabela 29 – Matéria seca total das plântulas de *Avicennia schaueriana*, Análise de Variância entre os níveis de 0%, 30%, 50% e 70% de sombreamento.

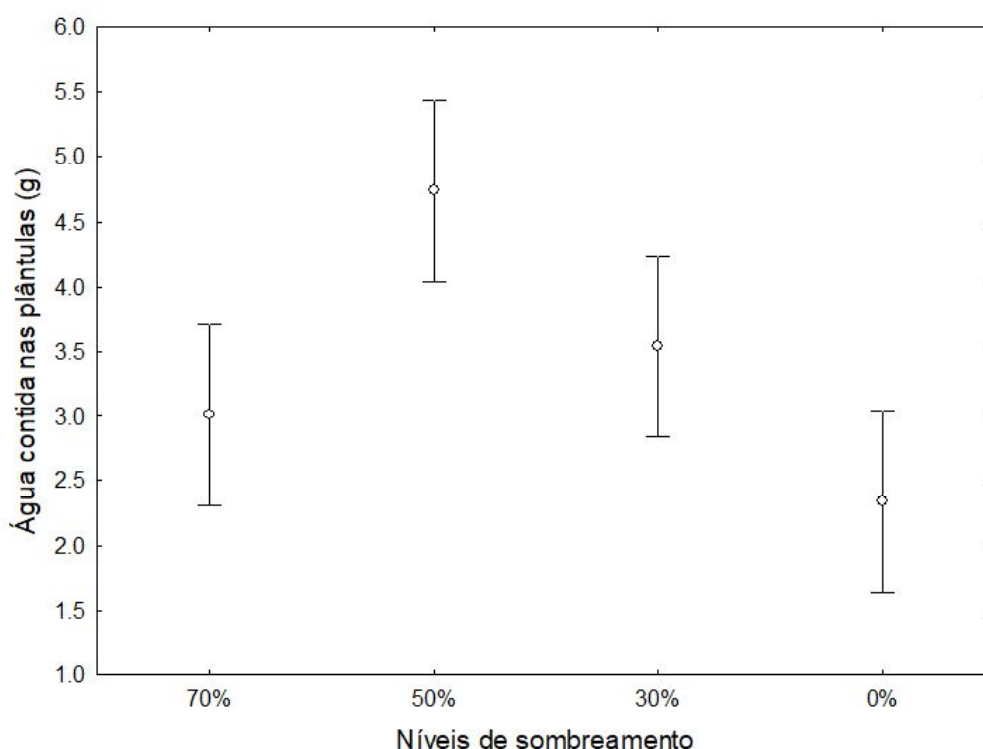
FONTES DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	F =	(p) =
Tratamentos	3	0.288	0.096	0.6993	0.5625
Erro	32	4.393	0.137		

GL = grau de liberdade, SQ = soma dos quadrados, QM = quadrados médios, F = valor de variância e P = evidência contra a hipótese nula.

Diante dos resultados da análise de matéria seca, o melhor crescimento foi obtido com o sombreamento de 50%. Segundo Paiva, Guimarães e Souza (2003), a quantidade total de matéria seca acumulada pela planta é reflexo direto da produção fotossintética líquida, somada à quantidade de nutrientes minerais absorvidos, sendo um parâmetro de avaliação de crescimento.

As plântulas de *Laguncularia racemosa* produzidas com sombreamento de 50% tiveram maior quantidade de água com 4,7411g, seguido pelas plântulas com tratamento de 30% com 3,5389g, 70% de sombreamento com 3,0100g e pleno sol com 2,3411g. O sombreamento à 50% se diferenciou significativamente dos tratamentos a pleno sol e com 70% de sombreamento ($F(3, 32) = 8,7120$, $p = 0,00023$) (FIGURA 54).

Figura 54 - Água contida nas plântulas de *Laguncularia racemosa*, Análise de Variância entre os níveis de 0%, 30%, 50% e 70% de sombreamento.



As plântulas de *Avicennia schaueriana* não tiveram diferença significativa entre os tratamento para a quantidade de água (TABELA 30). As plântulas apresentaram as seguintes quantidades de água: pleno sol 2,9767g; 30% de sombreamento 3,8967g; 50% de sombreamento 3,8589g e 70% de sombreamento 3,3800g.

Tabela 30 – Água contida nas plântulas de *Avicennia schaueriana*, Análise de Variância entre os níveis de 0%, 30%, 50% e 70% de sombreamento.

FONTES DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	F =	(p) =
Tratamentos	3	5.556	1.852	0.9877	0.5876
Erro	32	60.000	1.875		

GL = grau de liberdade, SQ = soma dos quadrados, QM = quadrados médios, F = valor de variância e P = evidência contra a hipótese nula.

Dutra, Massad e Santana (2012) avaliaram parâmetros fisiológicos da copaíba (*Copaifera langsdorffii* Desf.) sob níveis de tratamento de quatro níveis de sombreamento, iguais aos testados neste trabalho, verificando que o tratamento de sombreamento a 50% proporcionou os menores valores de transpiração diária e ao longo do dia das plantas. Isso, pode explicar a maior quantidade de água em plântulas de *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana* produzidas sob sombreamento a 50%.

Os níveis de sombreamento proporcionaram diferentes temperaturas. Santos, Junior e Nunes (2010) observaram que os ambientes telados reduziram a luminosidade média e máxima, temperatura do ar média e máxima e temperatura do solo média e máxima, em comparação com o campo aberto. Os benefícios do sombreamento podem ser o déficit da pressão de vapor, a temperatura do ar e do solo e a velocidade do vento, que foram significativamente inferiores no sistema sombreado do cafeeiro em relação aqueles produzidos a pleno sol (LUNZ, 2006).

Houve correlação linear significativa entre a altura das plântulas e a temperatura ambiente proporcionada pelos níveis de sombreamento (QUADRO 2), assim, quanto maior a temperatura (pleno sol) menor foi a altura das plântulas. Dalastra et al. (2012) e Costa et al. (2011) também verificam maior altura em cultivares de rúculas e alface Mimosa com sombreamentos maiores (sombreamentos testados 0%; 30%; 40% e 50%).

QUADRO 2 – Correlação linear entre altura das plântulas e a temperatura dentro das unidades experimentais (Viveiros).

CORRELAÇÃO	Temperatura	Espécie
Altura das plântulas	-0,981	<i>Laguncularia racemosa</i>
	-0,984	<i>Avicennia schaueriana</i>

O melhor IQD foi obtido em plântulas com tratamento de 50% de sombreamento, em ambas as espécies. Os índices mais baixos foram obtidos nos tratamentos de pleno sol e a 70% de sombreamento (TABELA 31). O sombreamento à 50% proporciona as plântulas maior robustez e equilíbrio da biomassa.

Tabela 31 – Índice de qualidade das plântulas produzidas sob diferentes níveis de sombreamento.

Espécie	NS	MSPA	MSR	MST	H	DC	IQD
<i>Avicennia schaueriana</i>	0%	5.1626	1.7442	6.9068	10.8667	3.1915	0.6268
	30%	6.3226	2.2759	8.5985	11.0000	3.3636	0.9460
	50%	6.2547	2.6527	8.9074	11.8542	3.3269	1.1023
	70%	5.6726	1.8624	7.5350	11.4333	3.2388	0.6898
<i>Laguncularia racemosa</i>	0%	3.9093	1.2495	5.1588	11.0714	3.1628	0.3553
	30%	5.5344	1.6448	7.1792	11.1591	3.2439	0.5923
	50%	6.1399	2.0594	8.1993	11.4898	3.2000	0.8107
	70%	5.0446	0.9188	5.9634	11.6491	3.2500	0.2747

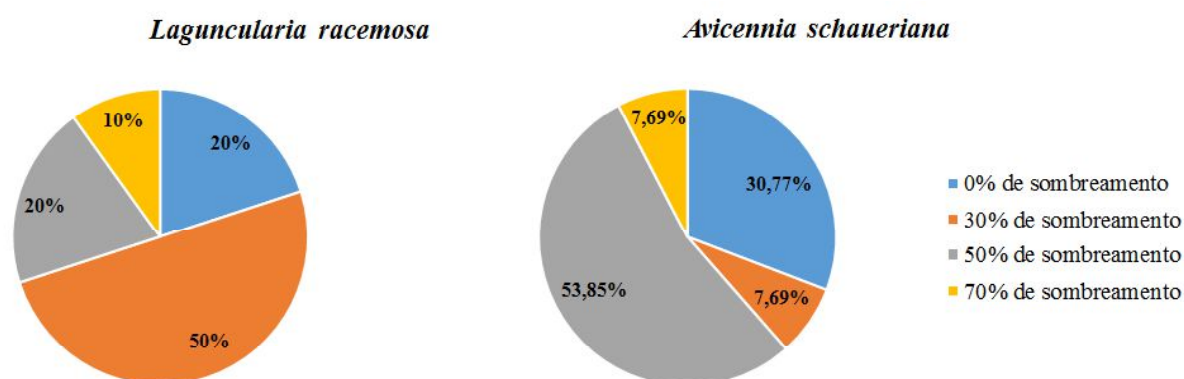
NS = Nível de sombreamento, MST = Matéria Seca Total (g), H = Altura da plântula (cm), DC = Diâmetro do Coleto (mm), MSPA = Matéria Seca da Parte Aérea (g) e MSR = Matéria Seca da Raiz (g).

Embora as plântulas do tratamento 70% tenham valores médios mais altos em altura do que as de 30% de sombreamento para *Avicennia schaueriana* e de 50% para *Laguncularia racemosa*, elas apresentaram menores índices de qualidade, isso foi ocasionado pelo alongamento celular, devido ao excesso de sombreamento reduzindo a taxa fotossintética por consequência reduzindo o acúmulo de fotoassimilados na estrutura vegetal.

O desenvolvimento para o número de folhas das plântulas não foi afetado por nenhum tratamento, para ambas as espécies. Os espécimes de *Avicennia schaueriana* apresentaram três pares de folhas ao final do experimento e *Laguncularia racemosa* quatro pares de folhas. Clara e Giordano (2014) acompanharam o desenvolvimento de mudas de *Laguncularia racemosa* por 130 dias e não obtiveram diferença significativa no ganho de folhas entre os níveis de sombreamento. Morandi et al. (2009) realizaram um trabalho com *Calophyllum brasiliensis* Camb. sob pleno sol, 30%, 50%, 70% e 90% de sombreamento, e também não verificaram diferença no número de folhas durante o estudo.

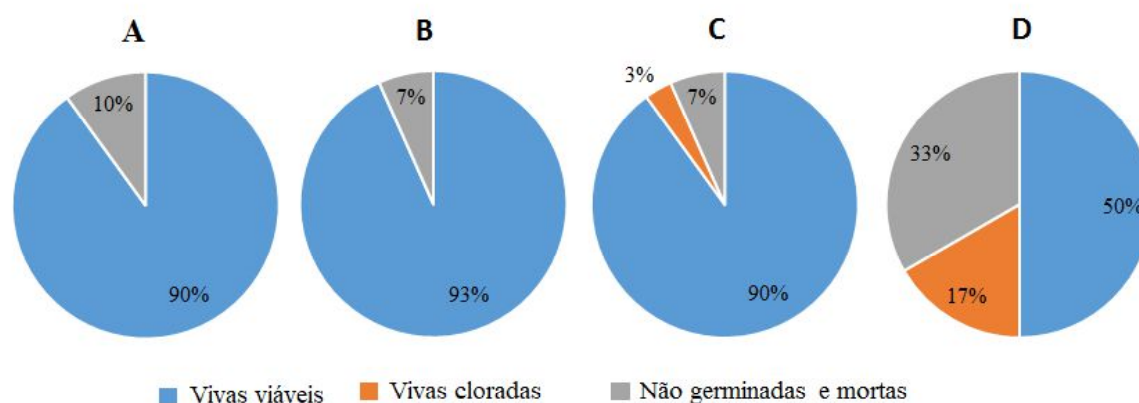
Quanto ao desenvolvimento lateral, houve ramificações nas duas espécies em todos os tratamentos (FIGURA 55). A espécie *Laguncularia racemosa* teve mais indivíduos ramificados no sombreamento de 30%, representando 50% das plântulas ramificadas. *Avicennia schaueriana* teve maior ramificação em plântulas produzidas com sombreamento a 50% e 30%, representando respectivamente 53,85% e 30,77% das plântulas ramificadas. Desta maneira, o aumento das ramificações não são atribuídos a maior intensidade luminosa e a radiação solar, pois em bosque de mangue alterado por desmatamento apresentou mais ramificações (SANTOS et al., 2012).

Figura 55 – Porcentagens de ramificações nas espécies de mangue por nível de sombreamento.



Foi observado, que quanto maior o sombreamento em solos degradados pelo desmatamento melhor foi o desempenho das plântulas. *Laguncularia racemosa* respondeu bem ao tratamento com sombreamento de 50%, com maior taxa de plântulas vivas viáveis e menor taxa de não germinadas ou mortas. Assim, solos degradados pelo desmatamento a pleno sol possuem menor taxa de sobrevivência, maior taxa de plântulas cloradas que levam a mortalidade e maior taxa de plântulas não germinadas ou mortas (FIGURA 56).

Figura 56 – Representação em porcentagem das características fisiologias, germinação e mortalidade das plântulas de *Laguncularia racemosa*.

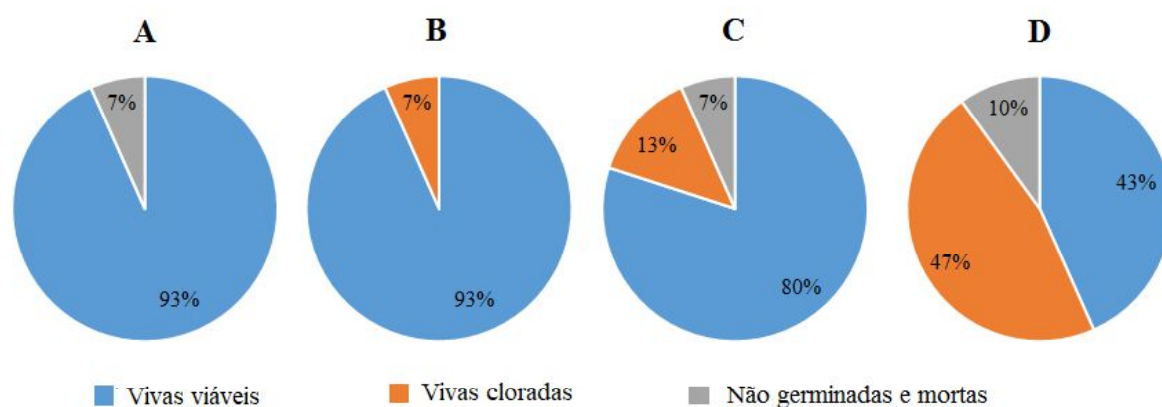


A = 70% de sombreamento, **B** = 50% de sombreamento, **C** = 30% de sombreamento e **D** = 0% de sombreamento.

As plântulas de *Avicennia schaueriana* tiveram melhor desempenho nos sombreamentos de 50% e 70%, se diferenciando entre si por taxa de plântulas cloradas e não

germinadas ou mortas. *Avicennia schaueriana* demonstrou ser mais sensível a áreas degradadas por desmatamento, principalmente quando expostas a pleno sol em solos degradados pelo desmatamento apresentando menor taxa de plântulas vivas viáveis, maior taxa de cloradas e não germinadas ou mortas (FIGURA 57).

Figura 57 – Representação em porcentagem das características fisiologias, germinação e mortalidade das plântulas de *Avicennia schaueriana*.



A = 70% de sombreamento, **B** = 50% de sombreamento, **C** = 30% de sombreamento e **D** = 0% de sombreamento.

As espécies *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana* apresentaram maior taxa de plântulas cloradas e não germinadas ou mortas produzidas em pleno sol. Ajalla et al. (2014) avaliou o crescimento de mudas de *Campomanesia adamantium* (Cambess.) O. Berg (guavira) sob três níveis de sombreamento, verificando menor sobrevivência de plantas produzidas em pleno sol.

O desenvolvimento das plântulas, foi considerado encerrada em média com 60 dias após o semeio, devido à perda dos protófilo (folhas embrionárias) das espécies *Laguncularia racemosa* e *Avicennia racemosa*, e também, as plântulas passa a formar folha semelhantes as plantas adultas, assim como verificado no capítulo 5, considerando o fim dos compostos oriundos dos protófilo (OLIVEIRA, 2017).

6.4 Conclusão

Os propágulos de *Avicennia schaueriana* alcançam melhores taxas de germinação na primeira semana com maiores níveis de sombreamento.

A taxa de plântulas de *Laguncularia racemosa* foi menor em pleno sol do que *Avicennia schaueriana*. Porém, *Laguncularia racemosa* apresentou maior resistência fisiológica em condições de solos de áreas desmatadas sob pleno sol.

O sombreamento de 30% favorece ao maior número de plântulas ramificadas de *Laguncularia racemosa* e o sombreamento de 50% as de *Avicennia schaueriana*.

Os níveis de sombreamento não tiveram influência significativa sobre o diâmetro do coleto, matéria seca e teor de água nas plântulas da espécie *Avicennia schaueriana*.

Níveis de sombreamentos mais altos são de grande importância para o crescimento primário das espécies *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana* e os sombreamentos de 30% e 50% são melhores para o crescimento secundário.

Os teste de sombreamento a 0% revelou que pode haver uma grande mortalidade de plântulas (plântulas cloradas, mortas e não germinadas) em áreas desmatadas, sendo necessário a intervenção com sombreamento, plantio e replantio devido à alta mortalidade de plântulas.

Para produção de mudas ou o plantio em áreas desmatadas ou ambientes de alta luminosidade, indica-se o sombreamento de 50%, pois proporcionou maior matéria seca, maior concentração de água na plântula, melhor conforto térmico, melhor índice de qualidade e maior número de plântulas viáveis ao final do experimento.

7 CONCLUSÃO FINAL

De acordo com o estudo, conclui-se que:

A expansão dos empreendimentos de carcinicultura (aumento da área ocupada) teve correlação forte e positiva com a mortalidade do bosque de mangue, e que o efluente analisado não interferiu na taxa de germinação e no estabelecimento de plântulas, porém, apresentou potencial toxicológico as plântulas de mangue pelo acúmulo de ferro, restringindo o desenvolvimento. Fisiologicamente, *Laguncularia racemosa* foi mais susceptível, apresentando menor crescimento e desenvolvimento na presença do efluente.

O sombreamento proporcionado pela estrutura do mangue é importante para a garantia da recolonização das espécies, assegurando os processos sucessionais. Em áreas desmatadas a recolonização ocorre muito lentamente, pois as espécies secundárias não conseguem manter uma população equilibrada, havendo maior resistência e permanência da espécie pioneira *Laguncularia racemosa*, tanto para árvores quanto para plântulas.

O estudo também mostrou que em áreas desmatadas em pleno sol ocorreu grandes porcentagens de plântulas cloradas e mortas em 60 dias, mostrando que nestas áreas a intervenção do homem é fundamental para a recuperação de mangues, principalmente em solos de topografia mais elevadas.

As mudas de mangue produzidas para a recuperação de áreas degradadas devem ser de boa qualidade e vigorosas. Segundo o estudo, os propágulos maiores são os melhores para a produção de mudas, pois desenvolveram plântulas mais vigorosas de maior qualidade, sendo a melhor produção de mudas das espécies pioneira o sombreamento de 50%, promovendo melhor desenvolvimento.

Os propágulos de *Laguncularia racemosa* com peso médio igual a 0,3681g por propágulo, apresentaram dormência do processo germinativo nos capítulos 4, 5 e 6, ocorrendo necrose do sistema radicular secundário, possivelmente um distúrbio característico da espécie que também apresentou folhas deformadas em algumas plântulas.

Outro dado importante é que as mudas de mangue produzidas no Estado do Ceará podem ser transplantadas para campo mais rápido que mudas produzidas no Estado de São Paulo, pois o desenvolvimento de plântulas foi mais precoce, atingindo altura semelhantes com 45 dias de diferença.

Por fim, os impactos nos mangues mudaram a estrutura dos bosques, ocasionando bosques mais baixos, havendo a exclusão de espécies do sistema. A recuperação do mangue impactado por efluente é mais rápido quando há um melhor aporte de água doce e um nível

médio do mar, evitando os níveis extremos. Por outro lado, no mangue impactado por desmatamento a recuperação depende além de um melhor aporte de água doce e um nível médio do mar, do sombreamento de 50% em áreas completamente desmatadas.

REFERÊNCIAS

ABCC/MPA. **Levantamento da Infraestrutura Produtiva e dos Aspectos Tecnológicos, Econômicos, Sociais e Ambientais da Carcinicultura Marinha no Brasil em 2011.**

Convênio ABCC/MPA: Nº 756578/2011. Natal – RN, Abril/2013.

ABREU, M.M.O. et al. Análise da composição florística e estrutura de um fragmento de bosque de terra firme e de um manguezal vizinhos na península de Ajuruteua, Bragança, Pará. **Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi**, Ciências Naturais, Belém 2(3): 27-34, 2006.

ACARAÚ. **Lei Municipal nº 1687 de 2017.** Altera a lei municipal nº 1.412/2011, que dispõe sobre o Parcelamento do Solo no Município de Acaraú, na forma que indica e dá outras providências. Disponível em < http://www.cmacarau.ce.gov.br/arquivos/542/_0000001.pdf>.

ACARAÚ. **Lei Municipal nº 1571 de 2014.** Institui a nova lei sobre a Política Ambiental do Município de Acaraú, revogando as leis municipais nºs 1.167/2006 e 1.414/2011, na forma que indica. Disponível em < http://www.cmacarau.ce.gov.br/arquivos/413/Leis_1167_2006.pdf>.

ACARAÚ. **Lei Municipal nº 1412 de 2011.** Dispõe sobre o Parcelamento do Solo no Município de Acaraú e dá outras providências. Disponível em <http://www.cmacarau.ce.gov.br/arquivos/550/_0000001.pdf>.

AJALLA, A. C. A. et al. Crescimento de mudas de *Campomanesia adamantium* (Cambess.) O. Berg (guavira), submetidas a três níveis de sombreamento e substratos. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal - SP, v. 36, n. 2, p. 449-458, Junho 2014

ALBUQUERQUE, A. et al. A proteção dos ecossistemas de manguezal pela legislação ambiental brasileira. **GEOgraphia** - Ano. 17 - Nº33 – 2015.

ALBUQUERQUE, E.R. **Aplicação de geotecnologia na gestão ambiental do Município de Salinas, Minas Gerais.** 2009. 84p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) - Universidade Estadual de Santa Cruz. Ilhéus – Bahia, 2009.

ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da Mata Atlântica.** 3ª edição. Ilhéus, BA: Editus, 2016.

ALMEIDA, D. S. **Plano de recuperação de áreas degradadas (PRAD).** In: Recuperação ambiental da Mata Atlântica [online]. 3rd ed. rev. and enl. Ilhéus, BA: Editus, 2016, pp. 140-158. ISBN 978-85- 7455-440-2. Available from SciELO Books .

ALONGI, D.M. Mangrove forests: resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, nº 76, pp. 1–13, 2008.

ALONGI, D. M. Present state and future of the world's mangrove forests. **Environmental Conservation**, 29 (3): 331–349, 2002.

ALVARENGA, D. O. **Análise polifásica de cianobactérias da filosfera de Avicenni schaueriana**. 2011. 104p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Piracicaba – SP, 2011.

ALVES, M.L. **Salvem os manguezais**. Desenvolvimento, 2013, Ano 10, nº 77. Disponível em < http://www.ipea.gov.br/agencia/images/boletim_2013/pdf/desafios77_72_76.pdf >, acessado em 16 de dezembro de 2017.

ALVES, S. N. **Ecofisiologia do manguezal**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos. Aracajú- SE: Degrase, 2008. 72p.

ALVES, J.R.P. **Manguezais: educar para proteger**. Cooperação Técnica Brasil - Alemanha, Projeto PLANÁGUA SEMADS-GTZ. Rio de Janeiro: FEMAR: SEMADS, 2001. Disponível em http://www.mma.gov.br/estruturas/sqa_pnla/arquivos/manguezais.pdf, acessado em 16 de dezembro de 2017.

AMARAL, A. D. **Qualidade de sementes de Canola classificadas por densidade em diferentes condições de déficit hídrico e de profundidade de semeadura**. 2010. 61 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria/RS, 2010.

AMORIM, D. M. C. M. **Diagnóstico dos impactos socioambientais no manguezal do rio Acaraú (Ceará – Brasil) devido à carcinicultura**. Dissertação (Doutorado em Ciências do Mar) – Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar, Universidade do Porto. Fortaleza - Brasil, 2009.

ANDRADE, K. V. S. **A dinâmica físico-química de solos de florestas de mangue em Sergipe, Nordeste do Brasil**. 2013. 64p. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão – Sergipe, 2013.

ARAÚJO, M. V.; FREIRE, G. S. S. Análise dos impactos ambientais causados em estuários: estudo do estuário do rio Acaraú, Ceará – Brasil. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 8, n. 24 DEZ/2007 p. 111 - 123 Página 111.

ARAÚJO, M. de S.C. **Diversidade e ecologia dos crustácea Brachyura dos manguezais dos rios Ariquindá e Mamuncabas, litoral sul de Pernambuco, Brasil**. 2013. 221 p. Tese (Doutorado em Oceanografia) - Universidade Federal de Pernambuco. Recife – PB, 2013.

ARAÚJO, M. de S. L. C.; CALADO, T. C. dos S. Burrows architecture of the crab *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Decapoda, Ucididae) in a mangrove swamp of Brazil. **Tropical Oceanography** Online. ISSN: 1679-3013 D.O.I.: 10.5914/to.2011.0058.

ARAÚJO, M.A.A. et al. Um estudo da degradação ambiental do manguezal no estuário do rio piranhas-açu, Macau/RN. In: Reunião anual da sociedade brasileira para o progresso da ciência, 62, 2010, Natal. **Resumos...** Natal: Universidade do Rio Grande do Norte, 2010.

ARAÚJO, M.V. et al. Análise geoambiental da Área de Proteção Ambiental (APA) DO Estuário do rio Ceará – Ceará – Brasil. **Geografia** - v. 17, n. 2, jul./dez. 2008.

ARAÚJO, M.V.; FREIRE, G.S.S. Utilização de SIG nos Estudos Ambientais do Estuário do Rio Acaraú/Ceará. **Revista Geonomos**, v. 15, n. 2, p. 9–19, 2007a. Disponível em: <<http://general.igc.ufmg.br/portaldeperiodicos/index.php/geonomos/article/view/94>>.

ARAÚJO, M. V.; FREIRE, G. S. S. Utilização de Geotecnologias : Diagnóstico Ambiental do Estuário do Rio Acaraú - Ceará. **Revista Geonomos**, v. 15, n. 2, p. 09–19, 2007b.

ARRUDA, C.P.S. **Monitoramento de mudas de espécies arbóreas de mangue na rodovia PA do km 17, Bragança-Pará**. 2013. 400p. Trabalho de Conclusão de Curso (Grau de Licenciado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Pará, Campus de Bragança, 2013.

ASAEDA, T. et al. Mangrove plantation over a limestone reef - Good for the ecology? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 173 (2016) 57e64, 2016.

AUDEBERT, A.; FOFANA, M. Rice yield gap due to iron toxicity in West Africa. **Journal of Agronomy and Crop Science**, v. 195, p. 66-76, 2009.

AZEVEDO, R.E.S. O novo Código Florestal e a flexibilização das intervenções excepcionais em Áreas de Preservação Permanente. **Revista Direito Ambiental e sociedade**, v. 3, n. 1, 2013 (p. 43-64).

BALBINOT, R. 2009. **Carbono, nitrogênio e razões isotópicas $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ no solo e vegetação de estágios sucessionais de floresta ombrófila densa submontana**. 2009. 103p. Tese (Doutorado em engenharia florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2009.

BALBINOT, R. et al. O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas. **Revista de Ciências Agrárias e Ambientais**, v.4 n.1, 2008.

BARAN, E; HAMBREY, J. Mangrove Conservation and Coastal Management in Southeast Asia: What Impact on Fishery Resources? **Marine Pollution Bulletin**, v.37, n. 8-12, p.431-440, 1998.

BARBIER, E.B. et al. Coastal ecosystem based management with nonlinear ecological functions and values. **Science**, 319 (2008), pp. 321–323.

BARBOSA, F.G. **Estrutura e análise espaço temporal da vegetação do manguezal do Pina, Recife – PE: Subsídios para o manejo, monitoramento e conservação**. 2010. 91p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Pernambuco. Recife-PE, 2010.

BARROS, S. R. R. C. **Estudo da partição de metais traço em uma linha d'água de um tanque de cultivo de camarão marinho do município de Santa Rita-PB**. 2006. 94p. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, Fevereiro de 2006.

BERNINI, E. et al. Fitossociologia de florestas de mangue plantadas e naturais no estuário do Rio das Ostras, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Biotemas**, 27 (1): 37-48, ISSN 2175-7925, 2014.

BERNINI, E.; REZENDE, C.E. 2010. Variação estrutural em florestas de mangue do estuário do rio Itabapoana, ES-RJ. **Revista Biotemas**, 23 (1), março de 2010.

BERNINI, E.; REZENDE, C.E. Estrutura da vegetação em florestas de mangue do estuário do rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**. 18(3): 491-502. 2004.

BLASCO, F., SAENGER, P., JANODET, E. Mangroves as indicators of coastal change. **Catena**, v.27, p.167-178, 1996.

BOYD, C. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. **Aquaculture**, v.226, p.101-112, 2003.

BONILLA, O. H. et al. Técnicas de plantio de espécies de Mangue num fragmento florestal degradado na reserva ecológica particular de Sapiranga - Fortaleza – CE. **Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v.2, 2010.

BOSIRE, J. O. et al. Functionality of restored mangroves: A review. **Aquatic Botany**, 89, 251–259, 2008.

BRANT, R. S. et al. Adaptações fisiológicas e anatômicas de *Melissa officinalis* L. (Lamiaceae) cultivadas sob malhas termorrefletoras em diferentes intensidades luminosas. **Revista Brasileira de Plantas Medicinais**, Botucatu, v.13, n.4, p.467-474, 2011.

BRASIL, Conselho Nacional do Meio Ambiente. **RESOLUÇÃO CONAMA no 391, de 25 de junho de 2007**. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica no estado da Paraíba. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_2007_391.pdf> acessado em 09 de dezembro de 2016.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12651compilado.htm>. Acessado em 06 de fevereiro de 2017.

BRASIL. **Lei no 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm>.

BRASIL. **Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965**. Institui o Novo Código Florestal. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L4771impressao.htm>. Acessado em 06 de fevereiro de 2017.

BRIDGEWATER, P. B.; CRESSWELL, I. D. Biogeography of mangrove and saltmarsh vegetation: implications for conservation and management in Australia. **Mangroves and Salt Marshes**, 3: 117–125, 1999.

CALEGARIO, G. **Aspectos estruturais da vegetação do manguezal do estuário do Rio São João, RJ**. 2012. 61 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Campos dos Goitacazes – RJ, 2012.

CALEGARIO, G. **Manguezal sofre impactos ambientais**. Publicado em 2012. Disponível em < http://uenfciencia.blogspot.com.br/2012_06_01_archive.html>. Acessado em 10 de janeiro de 2017.

CAMARGO, L.; PELLERIN, J.; PANITZ, C.M.N. Derivation and application of algorithm of 5 meters (image mask) for mangrove classification. *Gayana, Concepción*, v. 68, n. 2, p. 77-82, 2004.

CAMPANILI, M.; PROCHNOW, M. **Mata Atlântica: uma rede de florestas**. Rede de ONGs da Mata Atlântica. Brasília; RMA, P332, 2006.

CARABALLO, P.; VALENCIA, M. Impactos Ambientales de la Camaronicultura. In: Seminário Internacional, Perspectivas e Implicações da Carcinicultura Estuária de Estado de Pernambuco, 1, 2000, Recife. **Anais...** Editora Bagaço, Recife, 2000, p.47-58.

CARPANEZZI, A. A. et al. Espécies pioneiras para recuperação de áreas degradadas: observações de laboratórios naturais In: Congresso Florestal Brasileiro. **Anais...** Sociedade Brasileira de Silvicultura, Campos do Jordão, São Paulo, 1990. p.216-221.

CARVALHO, E.C.D. **Estrutura e estágios de sucessão ecológica da vegetação de Caatinga em ambiente serrano no Cariri Paraibano**. 2010. 70p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2010.

CARVALHO, M.E.S.; FONTES, A.L. A Carcinicultura no Espaço Litorâneo Sergipano. **Revista da Fapese**, v.3, n. 1, p. 87-112, jan./jun. 2007.

CARVALHO, N.M. NAKAGAWA, J. **Sementes: ciência, tecnologia e produção**. 4.ed. Jaboticabal: FUNEP, 2000. 588p.

CARVALHO, J. O. P. **Manejo de regeneração natural de espécies florestais**. Belém. EMBRAPA-CPATU, 1984.

CASAGRANDE, J. C. et al. Adsorção de fosfato e sulfato em solos com cargas elétricas variáveis. **Revista Brasileira Ciências do Solo**, 27:51-59, 2003.

CASASCO, B.S; SANTOS, C.L.; QUIÑONES, E.M. Recuperação de manguezais brasileiros. **Revista Ceciliana**, Jun 6(1): 1-5, 2014. ISSN 2175-7224 - © 2009/2014 - Universidade Santa Cecília Disponível online em <http://www.unisanta.br/revistaceciliana>.

CASTAGNOLLI, N. **Piscicultura de água doce**. Jaboticabal: FUNESP/FCAVJ/UNESP, 1992. 189p.

CAVALCANTI, V. F.; ANDRADE, A. C. S.; SOARES, M. L. G. Germination of *Avicennia schaueriana* and *Laguncularia racemosa* from two physiographic types of mangrove forest. **Aquatic Botany**, [s. l], v. 86, n.3, p. 285–290, 2007.

CEARÁ; IPECE - Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Perfil básico Municipal 2015 Acaraú**. Disponível em <http://www.ipece.ce.gov.br/perfil_basico_municipal/2015/Acarau.pdf>, Fortaleza-CE, 2015.

CEARÁ. **Decreto Nº 25.778, de 15 de Fevereiro de 2000 (DOE - 17.02.2000)**. Decreta: Art. 1º - Sob a denominação de APA DO RIO PACOTI, fica declarada Área de Proteção Ambiental (APA) a área situada entre os municípios de Fortaleza, Eusébio e Aquiraz, todos no Estado do Ceará. Disponível em <http://antigo.semace.ce.gov.br/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=75>. Acessado em 06 de fevereiro de 2017.

_____. **Decreto Nº 25.416, de 29 de Março de 1999 (DOE- 31.03.99)**. Decreta: Art. 1º - Sob a denominação de APA DO ESTUÁRIO DO RIO CURÚ, fica declarada Área de Proteção Ambiental (APA), área situada no Rio Curú, sob as seguintes localizações e delimitações: localizada na divisa dos municípios de Paracuru (oeste) e Paraipaba (leste), Estado do Ceará. Disponível em <http://antigo.semace.ce.gov.br/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=70>. Acessado em 06 de fevereiro de 2017.

_____. **Decreto Nº 25.414, de 29 de Março de 1999 (DOE - 31.03.99)**. Decreta: Art. 1º - Sob a denominação de APA DO ESTUÁRIO DO RIO CEARÁ, fica declarada Área de Proteção Ambiental (APA), situada no Rio Ceará, sob as seguintes localizações e delimitações: a área está localizada na divisa dos municípios de Fortaleza (oeste) e Caucaia (leste), Estado do Ceará. Disponível em <http://antigo.semace.ce.gov.br/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=69>. Acessado em 06 de fevereiro de 2017.

_____. **Decreto Nº 25.413, de 29 de Março de 1999 (DOE - 31.03.99)**. Decreta: Art. 1º - Sob a denominação de APA DO ESTUÁRIO DO RIO CEARÁ, fica declarada Área de Proteção Ambiental (APA), situada no Rio Ceará, sob as seguintes localizações e delimitações: a área está localizada na divisa dos municípios de Fortaleza (oeste) e Caucaia (leste), Estado do Ceará. Disponível em <http://antigo.semace.ce.gov.br/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=68>. Acessado em 06 de fevereiro de 2017.

CHABOUSSOU, F. **Plantas doentes pelo uso de agrotóxicos: Novas bases de uma prevenção contra doenças e parasitas - A teoria da trofobiose**. EDITORA EXPRESSÃO POPULAR. 1ª edição: janeiro de 2006.

CINTRÓN-MOLERO, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Ecology and management New World mangroves. In: U. Seeliger (ed.). **Coastal plant communities of Latin America**. San Diego, Academic Press. Capítulo 15, 233 - 258 p. 1992.

CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Introducción a la ecología del manglar**. Montevideo: Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la Unesco para América Latina y el Caribe, 1983, 109p.

CLARA, M. M. **Desenvolvimento de plantas juvenis de *Laguncularia racemosa* em tratamentos experimentais com diferentes níveis de salinidade e sombreamento**. 2016. 80P. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade de Ecossistemas Costeiros e Marinhos) - Universidade Santa Cecília. Santos-SP, 2016.

CLARA, M. M.; GIORDANO, F. Acompanhamento do desenvolvimento de mudas de *laguncularia racemosa* cultivadas em viveiros com diferentes níveis de sombreamento. **Anais...** 14 Congresso Nacional de Iniciação Científica. UNIVERSIDADE SANTA CECÍLIA. São Paulo, 2014.

CLARK; c. j.; POULSEN, J. R. The role of arboreal seeds dispersal groups in the seed rain of a Lowland Tropical Forest. **Biotropica**, v.33, p.606- 620, 2001.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 28, de 7 de dezembro de 1994**. Considerando o que preceitua o artigo 6º do Decreto Federal nº 750, de 10 de fevereiro de 1993, na Resolução/conama/nº 10, de 1º de outubro de 1994, em face da necessidade de se definir vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica e para efeito de orientar os procedimentos de licenciamento de exploração de recursos florestais no Estado de Alagoas. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res94/res2894.html>>. Acessado em 15 de março de 2017.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **RESOLUÇÃO Nº 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>, acessado em 16 de dezembro de 2017.

COPQUE, A. C. da S. M.; CUNHA, R. D. A. Uso do Território X Sustentabilidade Ambiental em Ecossistemas Costeiros: O Caso do Manguezal do Município de Salinas da Margarida-Bahia. **Anais...** ELECS, 2009. Disponível em < file:///D:/Artigo.pdf >, acessado em 16 de dezembro de 2017.

COSTA, D. F. S.; ROCHA, R. M.; CESTARO, L. A. Análise fitoecológica e zonation de manguezal em estuário hipersalino. **Mercator**, Fortaleza, v. 13, n. 1, p. 119-126, jan./abr. 2014.

COSTA, C. M. F. et al. Desempenho de cultivares de rúcula sob telas de sombreamento e campo aberto. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 32, n. 1, p. 93-102, jan./mar. 2011.

COSTA, B.C.P. **Avaliação ambiental de manguezais adjacentes aos campos petrolíferos de Macau e Serra (RN), subsídio às medidas mitigadoras ao processo erosivo**. 2010. 184p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia de Petróleo) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal – RN, 2010.

COSTA, D. F. S. **Análise fitoecológica do manguezal e ocupação das margens do Estuário hipersalino Apodi/Mossoró (RN – Brasil)**. 2010. 75p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e meio ambiente) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal – RN, 2010.

CUNHA-LIGNON, M. et al. Estudos de Caso nos Manguezais do Estado de São Paulo (Brasil): Aplicação de Ferramentas com Diferentes Escalas Espaço-Temporais. **Revista de Gestão Costeira Integrada / Journal of Integrated Coastal Zone Management**, 9(1):79-91 (2009).

CUNHA, R.P. **Avaliação do Plantio Experimental de Avicennia Schaueriana Stapf & Leechman em uma Área Degradada do Manguezal do Itacorubi (Florianópolis, Santa Catarina)**. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2000a. 76 p.

CUNHA, P. E. V. et al. Lagoas de decantação no tratamento de efluentes de carcinicultura. **Anais... 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental** 18 a 23 de setembro de 2005 - Campo Grande/MS.

DALASTRA, G. M. et al. Características produtivas de cultivares de alface Mimosa, conduzida sob diferentes níveis de sombreamento, no inverno. **Revista Cultivando o Saber**, Volume 8 - n°3, p. 294 – 301.

DATTA, D.; CHATTOPADHYAY, R.N.; GUNHA, P. 2012. Community based mangrove management: **A review on status and sustainability**. **Journal of Environmental Management**. Volume 107, Pages 84–95.

DEFEW, L. H.; MAIR, J. M.; GUZMAN, H. M. An assessment of metal contamination in mangrove sediments and leaves from Punta Mala Bay, Pacific Panama. **Marine Pollution Bulletin**, Volume 50, Issue 5, May 2005, Pages 547-552.

DELGADO, P. et al. 2001. The importance of propagule establishment and physical factors in mangrove distributional patterns in a Costa Rican estuary. **Aquatic Botany**, 71 157–178.

DENSLOW, J.S. The effect of understory palms and cyclanths on the growth and survival of Inga seedlings. **Biotropica**, v.23, n.3, p.225-234, 1991.

DIAS, D.; HANAZAKI, N.; VIEIRA, B. P. Homogeneidade de encalhe de resíduos sólidos em um manguezal da Ilha de Santa Catarina, Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, Santa Catarina, n.11, v. 1, p. 21-31, 2011.

DICKSON, A.; LEAF, A.L.; HOSNER, J.F. Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. **Forest Chronicle**, v. 36, p.10-13, 1960.

DNOCS - Departamento Nacional de Obras Contra as Secas. **Projeto de Irrigação Baixo Acaraú**. Fortaleza – CE, 2012. Disponível em <
http://www.camara.leg.br/internet/comissao/index/mista/orca/comites/2012/coi/doc/DNOCS_Baixo_Acarau.pdf>, acessado em janeiro de 2017.

DUKE, N.C. et al. A world without mangroves? **Science**, 317(5834): 41-42. (doi: 10.1126/science.317.5834.41b), 2007.

DUKE NC, LO EYY, SUN M. Global distribution and genetic discontinuities of mangroves – emerging patterns in the evolution of *Rhizophora*. **Trees**, 16: 65-7, 2002.

DUKE, N. C. Mangrove floristics and biogeography. In: Robertson, A.I., Alongi, D.M. (eds). Tropical mangrove ecosystems. Coastal and estuarine series. **American Geophysical Union**, Washington, USA. p. 63-100, 1992.

DURIGAN, Giselda. Recomposição da mata ciliar em domínio de cerrado, Assis, SP. **Scientia Forestalis**, n. 56, p. 135-144, dez. 1999.

DUTRA, T. R.; MASSAD, M. D.; SANTANA, R. C. Parâmetros fisiológicos de mudas de copaíba sob diferentes substratos e condições de sombreamento. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.42, n.7, p.1212-1218, jul, 2012.

ELLISON, J. C.; ZOUH, I. 2012. Vulnerability to Climate Change of Mangroves: Assessment from Cameroon, Central Africa. **Biology**, 1, 617-638.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Levantamento de reconhecimento dos solos do estado do Espírito Santo**. Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1978. 379p. (Boletim Técnico, 45).

ENGEL, V. L.; POGGIANI, F. Influência do sombreamento sobre o crescimento de mudas de algumas essências nativas e suas implicações ecológicas e silviculturais. **IPEF**, n.43/44, p.1-10, jan./dez.1990.

ESPINOZA, H. C. F.; ROSA, M. M. P. T. Evolução temporal da cobertura vegetal do manguezal do rio Tavares (Florianópolis-SC) empregando técnicas de sensoriamento remoto. p. 2705-2712. In: **Anais... XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. INPE. Natal, Brasil, 2009.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED. **The state of World fisheries and aquaculture 2006**. Rome: FAO, 2007. 164 p.

FERNANDES, M. E. B. Produção Primária: serapilheira. In: FERNANDES, M. E. B. (Org.). **Os manguezais da costa norte brasileira**. São Luís-MA: Fundação Rio Bacanga. p. 61-78, 2003.

FERREIRA, D. de M. **A influência de atividade antrópicas sobre a salinização da água em área de dunas no Município de Guamaré/RN**. 2011. 104p. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal – RN, 2011.

FIGUEIRÊDO, M. C. B. et al. Impactos ambientais da carcinicultura de águas interiores. **Eng. sanit. ambient**. Vol.11 - Nº 3 - jul/set 2006, 231-240.

FILHO, G. A. N. **Desenvolvimento estrutural e padrão de zonation dos bosques de mangue no rio Arinquiná, Baía de Tamandaré, Pernambuco, Brasil**. 2007. 95p.

Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2007.

FINNEY W. **Comparative growth and propagule viability of Louisiana-harvested black mangrove, *Avicennia germinans***. 2011. 34 f. Thesis (Master of Science in Marine and Environmental Biology) – Nicholls State University, Thibodaux, LA (US). 34 p. 2011.

FREITAS, Á. de C. **Potencial extrativo do Caranguejo-Uçá *Ucides cordatus* (LINNAEUS, 1763) e a associação dessa espécie com os bosques de mangue, na reserva extrativista Marinha de Maracanã, Maracanã – PA**. Dissertação (Mestrado Biologia Ambiental) - Universidade Federal do Pará, *Campus* Universitário de Bragança. Bragança - PA 2011.

FRUEHAUF, S. P. **Rhizophora mangue (Mangue vermelho) em áreas contaminadas de manguezal na Baixada Santista**. 2005. 232p. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Piracicaba - SP, 2005.

FUNCEME – Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Índice de aridez para o Estado do Ceará**. Disponível em <<http://www.funceme.br/index.php/areas/17-mapas-tem%C3%A1ticos/542-%C3%ADndice-de-aridez-para-o-cear%C3%A1>>, acessado em 17 de junho de 2016.

GALEGARIO, G. et al. Mangrove Forest Structure in the São João River Estuary, Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of Coastal Research**, 31 3 653–660 Coconut Creek, Florida May, 2015.

GAMA, J. R. V.; BOTELHO, S. A.; BENTES-GAMA, M. de M. Composição florística e estrutural da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônico. *Revista Árvore*, Voçosa-MG, v.26, n.5, p.559-566, 2002.

GODOY, M.D.P. **Alteração nas áreas de mangue em estuários no Estado do Ceará devido a mudanças nos usos do solo e mudanças climáticas**. 2015. 202p. Tese (Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará. Fortaleza-CE, 2015.

GOMES, L. F. **Estabelecimento de mudas espécies arbóreas de mangue em florestas desmatadas na comunidade de Tamatateua, Bragança-Pará**. 2013. 47p. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Pará. Bragança-PA, 2013.

GONÇALVES, F. B. **Florística, fitossociologia e banco de plantas juvenis em área de manguezal, na Floresta Nacional do Ibura, Nossa Senhora do Socorro – SE**. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) - Universidade Federal de Sergipe. 2009.

GONÇALVES, J. L. M. et al. Produção de mudas de espécies nativas: substrato, nutrição, sombreamento e fertilização. In: GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. Nutrição e fertilização florestal. **Anais... IPEF**. Piracicaba, 2005. p. 309-350.

GONZAGA, L. de M. **A sucessão ecológica em ambientes florestais em restauração: estrutura e dinâmica da regeneração natural**. 2016. 105P. Dissertação (Mestrado em Engenharia florestal) - Universidade Federal de Lavras, LAVRAS-MG 2016

GRANEK, E.; RUTTENBERG, B. I. Changes in biotic and abiotic processes following mangrove clearing Estuarine. **Coastal and Shelf Science**, [S. l.], v.80, ed. 4, p. 555-562, 2008.

GUERRERO, R.; GUILLEN CASTILLO, D.A.; NAVAS DURAN, M.A. **Determination of the natural regeneration capacity of four species in the swamp El Amatal and ex situ germination test of the black mangrove (Avicennia nitida J)**. El Salvador Univ., San Salvador (El Salvador). Facultad De Ciencias Agronomicas, 1992. Disponível em: <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=SV19930026396>. Acessado em 01 de agosto de 2017.

GUTIÉRREZ, J.P. **Atlas de las Plantas de la Medicina Tradicional Mexicana**. Disponível em <http://www.medicinatradicionalmexicana.unam.mx/monografia.php?l=3&t=mangle%20rojo&id=7606>. Acessado em 10 de janeiro de 2017.

GUTKNECHT, J.L.M.; GOODMAN, R.M.; BALSER, T.C. Linking soil process and microbial ecology in freshwater wetland ecosystems. **Plant Soil**, 289: 17. doi:10.1007/s11104-006-9105-4, 2006.

HADLICH, G.M. et al. Estrutura da vegetação na transição apicum – manguezal e indicações de alterações ambientais. **Cadernos de Geociências**, v. 12, n. 1-2, maio-nov. 2015. Disponível em: www.cadernosdegeociencias.igeo.ufba.br ISSN 2238-4960.

HARIS, H.; ARIS, A.Z. 2013. The geoaccumulation index and enrichment factor of mercury in mangrove sediment of Port Klang, Selangor, Malaysia. **Arab J Geosci**, 6: 4119–4128.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, L. E. Digestibilidade aparente de macrófitas aquáticas pela tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) e qualidade da água em relação às concentrações de nutrientes. **Revista Brasileira Zootecnia**. vol.35, nº3. Viçosa, May/June 2006.

HERNÁNDEZ, C. M. A. et al. Phenological variation of *Rhizophora mangle* and ground water chemistry associated to changes of the precipitation. **Hidrobiológica**, vol. 25, nº1. México ene./abr. 2015.

HERZ, R. Estrutura física dos manguezais da costa do estado de São Paulo. **Anais... Simpósio Sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste**, 54(2): 117-126, 1987.

HOLGUIN, G.; VAZQUEZ, P.; BASHAN, Y. The role of sediment microorganisms in the productivity, conservation, and rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. **Biol Fertil Soils**, 33: 265–278, 2001.

HOLGUIN, G. et al. Mangrove health in na arid environment encrached by urban development – a case de study. **The Science of the Total environment**, Amsterdam, v. 363, p. 260-274, 2006.

HOLL, K.; KAPPELLE, M. Tropical forest recovery and restoration. **Trends in Ecology & Evolution**, 14(10):378-379 · October 1999.

HOPPE, J. M. et. al. **Produção de sementes e mudas florestais**. Caderno Didático nº 1, 2ª ed./ Juarez Martins Hoppe et al. Santa Maria: [s.n.], 2004. 388 p.: il.

HOSOKAWA, T. R. Manejo sustentado de florestas naturais - aspectos, econômicos ecológicos e sociais. In: Congresso Nacional Sobre Essências Nativas. **Anais...** Campos do Jordão: Instituto Florestal. 1982. p. 1465 -1472, 1982.

HOSSAIN, M. et al. Salinity influence on germination of four importante Mangrove species of the Sundarbans, Bangladesh. **Agriculture and Forestry**, Podgorica, vol. 60, n. 2, p. 125-135, 2014.

HUBER, M. V. **Estudo comparativo de três projetos de restauração de áreas degradadas de manguezais da grande Florianópolis, SC**. 2004. 255p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2004.

HUSSAIN, S.A.; RUCHI BADOLA, R. Valuing mangrove ecosystem services: linking nutrient retention function of mangrove forests to enhanced agroecosystem production. **Wetlands Ecology and Management**, December 2008, Volume 16, Issue 6, pp 441–450.

ICAPUÍ. **Lei Municipal nº 298, 12 de maio de 2000**. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental – APA do Manguezal da Barra Grande e adota outras providências. Disponível em <http://www.brasil-rounds.gov.br/round9/arquivos_r9/Diretrizes/Ceara/LEI_APA_MANGUEZAL_DA_BARRA_GRANDE.pdf>. Acessado em 06 de fevereiro de 2017.

IBAMA. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Diagnóstico da Carcinicultura no Estado do Ceará**. DIPRO/DILIQ/DIFAPE/GEREX-CE. Brasília/DF, 2005; Vol. I , 177p.; Vol. II (Mapas). Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/0B19D3B1/DIAGDACARCINICULTURAC EARA.pdf>.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. **Consulta Dados da Estação Automática: Acaraú (CE)**. 2017. Disponível em <http://www.inmet.gov.br/sonabra/pg_dspDadosCodigo_sim.php?QTM2MA==>. Acessado em 10 julho de 2017.

ISERNHAGEN, I. et al. Abandono da cópia de um modelo de floresta madura e foco na restauração dos processos ecológicos responsáveis pela re-construção de uma floresta (fase atual). IN: Ricardo Ribeiro Rodrigues, Pedro Henrique Santin Brancalion, Ingo Isernhagen. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ : Instituto BioAtlântica, 2009.

JACKSON, C. et al. Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. **Aquaculture**, 218:397–411, 2003.

JANNUZZI, P. de M. Avaliação de programas sociais: conceitos e referenciais de quem a realiza. **Estudos em avaliação educacional**. São Paulo, v. 25, n. 58, p. 22-42, maio/ago. 2014.

JERONIMO, C. E.; BALBINO, C. P. Caracterização físico-química de efluentes da carcinicultura e seus impactos ao meio ambiente. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**. (e-ISSN: 2236-1170). v(8), nº 8, p. 1639-1650, SET-DEZ, 2012.

JIMENEZ, J. A.; SAUTER, K. Structure and dynamics of mangrove forests along a flooding gradient. **Estuaries**, 14(1): 49-56, 1991.

JIMENEZ, J. A.; LUGO, A. E.; CINTRÓN, G. Tree mortality in mangrove forests. **Biotropica**, v.17, p.177-185, 1985.

JOSHI, H.; GHOSE, M. Forest structure and species distribution along soil salinity and pH gradient in mangrove swamps of the Sundarbans. **Tropical Ecology**, 44 (2003), pp. 197–206.

JUCOSKI, G de O. et al. Excesso de ferro sobre o crescimento e a composição mineral em *Eugenia uniflora* L. **Revista Ciência Agronômica**, v. 47, n. 4, p. 720-728, out-dez, 2016.

JÚNIOR, J. M. da R. **Manguezal de Macau/RN e a importância da aplicação de práticas preservacionistas pela indústria petrolífera local**. Dissertação (Mestrado em Ciências e Engenharia de Petróleo) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, Janeiro/2011.

KIKUTI, A. P. et al. Interferência da assepsia em sementes de pimentão submetidas ao teste de envelhecimento acelerado. **Revista Brasileira de Sementes**, Londrina – PR, vol. 27, nº 2, p.44-49, 2005.

KILCA, Ricardo Vargas et al. Estrutura de uma floresta de mangue na Baía da Babitonga, São Francisco do Sul, SC. **Ciência e natureza**, UFSM v. 33, n. 2, p. 57–72 , 2011.

KILCA, R. V. et al. Estrutura de manguezais em diferentes estágios sucessionais no estuário do rio Piauí, Sergipe-Brasil. **Pesquisas, Botânica**, Nº 61: 171-189 São Leopoldo: Instituto Anchietano de Pesquisas, 2010.

KRUG, Lilian Anne; LEÃO, Caroline; AMARAL, Silvana. Dinâmica espaço-temporal de manguezais no Complexo Estuarino de Paranaguá e relação entre decréscimo de áreas de manguezal e dados sócio-econômicos da região urbana do município de Paranaguá – Paraná. **Anais... Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Florianópolis, Brasil, INPE. p. 2753–2760 , 2007.

KRYGER, L.; LEE, S.K. 1995. Effects of soil ageing on the accumulation of hydrogen sulphide and metallic sulphides in mangrove areas in Singapore. **Envbmmatt Intcmrtiatl**, Vol. 21, No. 1. pp. 8592.

LACERDA, L.D.; KJERFVE, B. Mangroves of Brazil. In: LACERDA; L. D. (ed) **Conservation and sustainable utilization of mangrove forests in Latin America and Africa regions**. Part I –Latin America. ITTO/ISME, Okinawa, Japão, p.245-272, 1993.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas - possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado**. Alemanha: Ed. TZ-Verlag-Ges, 1990. 343p.

LANI, J.L. **Deltas dos rios Doce e Itapemirim: solos, com ênfase nos Tiomórficos, água e impacto ambiental do uso**. 1998. 169p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1998.

LAROCQUE, G. R. et al. 2013. Competition theory — science and application in mixed forest stands: review of experimental and modelling methods and suggestions for future research. **Environmental Reviews** [1181-8700] yr:2013 vol:21 iss:2 pg:71 -84.

LATORRE, S. Resisting Environmental Dispossession in Ecuador: Whom Does the Political Category of ‘Ancestral Peoples of the Mangrove Ecosystem’ Include and Aim to Empower? **Jornal of agrarian change**. Volume 14, Issue 4, October 2014, Pages 541–563.

LAURENTINO, I. C.; SOUZA, S. C. Uma Análise do Plano de Recuperação de Área Degradada com Vegetação Mangue. **Revista Holos**, v. 3, p. 161–170, 2013.

LENHARD, N. R. Crescimento de mudas de pau-ferro sob diferentes níveis de sombreamento. **Pesq. Agropec. Trop.**, Goiânia, v. 43, n. 2, p. 178-186, abr./jun. 2013.

LEWIS, R.R.; STREEVER, B. **Restoration of mangrove habitat**. WRP Technical Notes Collection (ERDC TN-WRP-VN-RS-3.2), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS, 2000. www.wes.army.mil/el/wrp.

LIEBERMAN, D. 1996. Demography of tropical tree seedlings: A review. In: Swaine, M.D. (Ed.) **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: UNESCO and Parthenon Publishing Group. p.131-138. 1996.

LIMA JUNIOR, J.C. et al. Parametrização da equação de Hargreaves e Samani para estimativa da evapotranspiração de referência no Estado do Ceará, Brasil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 47, n. 3, p. 447-454, 2016.

LIMA, T.M.J.; TOGNELLA, M.M.P. Estrutura e função dos manguezais: revisão conceitual. **Eciclopédia Biosfera**. p. 1801–1827 , 2012.

LIMA, T. M. J. **Efeito da frequência de inundação na estrutura do manguezal da Baía de Vitória, Espírito Santo, Brasil**. 2011. 84p. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito. Vitória, 2011.

LIMA, P. C. F. Áreas degradadas: métodos de recuperação no semi-árido brasileiro. XXVII Reunião Nordestina de Botânica. **Anais...** Petrolina, 2004.

LINHARES, J. C. S. **Estratégias reprodutivas do caranguejo *Ucides cordatus* (Crustacea; Brachyura; Ucididae)**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2010.

LONDE, V. et al. Estrutura da vegetação de mangue associada ao gradiente de inundação no litoral norte do Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.37, n.4, p.629-637, 2013.

LOPES, E. C. et al. Crescimento de mudas de mangue sob diferentes níveis de sombreamento na península de Ajuruteua, Bragança, Pará. **Acta Amazonica**, VOL. 43(3) 2013: 291 – 296.

LUGO, A. E.; CINTRÓN, G.; GOENAGA, C. El ecosistema del manglar bajo tension. P. 261-285. In: **Seminario sobre el estudio científico e impacto humano en el ecosistema de manglares**. Cali, Colombia, UNESCO/ROSTLAC, 1980.

LUGO, A.E. Avances y prioridades de investigación en manglares. **Anais... Simpósio sobre ecossistemas da costa sul e sudeste Brasileira**. São Paulo, Brasil: Academia de Ciências do Estado de São Paulo; 59-76, 1987.

LUGO, A.E.; SNEDAKER, S.C. The ecology of mangroves. **Annual Review of Ecology and Systematic**, v. 5, 39-64, 1974.

LUNZ, A. M. P. **Crescimento e produtividade do cafeeiro sombreado e a pleno sol**. 2006. 95p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz Queiroz”. Piracicaba, 2006.

LUO, L.; ZHOU, Z.C.; GU, J.D. Distribution, diversity and abundance of bacterial laccase-like genes in different particle size fractions of sediments in a subtropical mangrove ecosystem. **Ecotoxicology**, 24: 1508. doi:10.1007/s10646-015-1452-6. 2015.

LUO, Z.; SUN, O. J.; XU, H. A comparison of species composition and stand structure between planted and natural mangrove forests in Shenzhen Bay, South China. **Journal of Plant Ecology**. volume 3, number 3, pages 165–174, 2010.

MACHADO, E. L. M.; GONZAGA, A. P. D.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Padrões de variações temporais em florestas ciliares de Minas Gerais. In: CARVALHO, D. A. (Ed.). **Florestas ciliares de Minas Gerais: ambiente e flora**. Lavras: Ed. UFLA, 2011. p. 97-116.

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. **Acta Botânica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 24, n. 1, p. 250-261, 2010.

MADI, A. P. L. M. et al. Estrutura do componente de regeneração natural e arbóreo de dois manguezais no Estado do Paraná. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 1, p. 159-170. 2016.

MADI, A. P. L. M.; BOEGER, M. R. T.; REISSMANN, C. B. Composição química do solo e das folhas e eficiência do uso de nutrientes por espécies de manguezal. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 5, p. 433–438, 2015.

MAGUIRE, J.D. Speeds of germination-aid selection and evaluation for seedling emergence and vigor. **Crop Science**, Madison, v.2, p.176-177, 1962.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Os processos e estágios sucessionais da mata atlântica como referência para a restauração florestal. In: MMARTINS, S.V. (Ed): **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2012. p.69-100.

MAIA, R.C.; COUTINHO, R. Structural characteristics of mangrove forests in Brazilian estuaries: A comparative study. **Revista de Biología Marina y Oceanografía (Impresa)**. v.47, p.87 - 98, 2012.

MAIA, R. C. **O uso do gastrópode *Melampus coffeus* como indicador ecológico do estado de degradação ambiental dos manguezais do Ceará**. Tese (Doutorado em biologia marinha) – Instituto de Biologia, Universidade Federal do Fluminense. 222f, Niterói, 2010.

MAIA, L. P. et al. **Atlas dos Manguezais do Nordeste do Brasil: Avaliação das Áreas de Manguezais dos Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco**. SEMACE: Fortaleza, 2006.

MAIA, L. P. et al. **Estudo das áreas de manguezais do Nordeste do Brasil**. Instituto de Ciências do Mar e Sociedade Internacional para Ecossistemas de Manguezal. Fortaleza, Ceará, 2005. Disponível em: <http://abccam.com.br/site/wp-content/uploads/2013/12/Estudo-das-Areas-de-Manguezais-do-Nordeste-do-Brasil-2005.pdf>.

MANDAL, S.; RAY, S.; GHOSH, P.B. Impact of mangrove litterfall on nitrogen dynamics of virgin and reclaimed islands of Sundarban mangrove ecosystem, India. **Ecological Modelling**, Volume 252, Pages 153–166, 10 March 2013.

MARIANO, D.L.S. Importância Econômica. In: **Atlas da biodiversidade faunística dos ecossistemas aquáticos de Sergipe**. Bio Digital <<http://www.labec.com.br/biodigital/ambientes/manguezais/importaciaeconomica/comment-page-1/>>. Acessado em 14/06/2017.

MARTINS, C. T. HALASZ, M. R. T. Educação ambiental nos manguezais Piraquê-Açú e Piraquê-Mirim. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, Número 19 – Março de 2011.

MARTINS, P.T. de A.; COUTO, E.C.G.; DELABIE, J.H.C. Fitossociologia e estrutura vegetal do Manguezal do rio Cururupe (Ilhéus, Bahia, Brasil). **Revista da Gestão Costeira Integrada e Journal of Integrated Coastal Zone Management**, 11(2):163-169, 2011.

MARTINS, M. B. G.; MOREIRA, V. L. Caracterização Histológica das folhas de *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman (Avicenniaceae). **Revista Fafibe (On Line)**. n.3. 2007.

MATNI, A. S.; MENEZES, M. P. M. Estrutura dos bosques de mangue da Península de Bragança, Pará. **Boletim Museu Paraense Emilio Goeldi**, Ciências naturais, Belém, 2(3): 45-54, 2006.

MCLEOD, E.; SALM, R. V. **Managing Mangroves for Resilience to Climate Change**. IUCN, Gland, Switzerland. 64pp, 2006.

MEDEIROS, S.R.M; CARVALHO, R.G.; PIMENTA, M.R.C. A proteção do ecossistema manguezal a luz da Lei: 12.651/2012: Novos desafios para a sustentabilidade dos manguezais do Rio Grande do Norte. **GEOTemas**, v.4, n.2, p.59-78, jul./dez., 2014.

MEIRELES, A.J. de A. **Riscos sócio-ambientais ao longo da zona costeira**. Universidade Federal do Ceará – UFC. Disponível em http://www.sbpcnet.org.br/livro/57ra/programas/CONF_SIMP/textos/antoniomeireles.htm > Acessado em 21 de março de 2017.

MEIRELES, A. J. de A. et al. Impactos ambientais decorrentes das atividades da carcinicultura ao longo do litoral cearense, Nordeste do Brasil. **Revista de Geografia**, Fortaleza, Universidade Federal do Ceará, ano 06, número 12, 2007.

MENEZES, N. M. Rhizophores in Rhizophora mangle L: an alternative interpretation of so-called “aerial roots”. **Anais...** Academia Brasileira de Ciências (2006) 78(2): 213-226, 2006.

MENEZES, M. O. T.; LACERDA, L. D. Manguezais do Nordeste. **Ciência Hoje**, vol. 39, nº 229, 2006.

MENEZES, G.V. et al. 2005. Recuperação de manguezais: um estudo de caso na Baixada Santista de São Paulo, Brasil. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.** 9(1):67-74.

MENEZES, M. P. M.; BERGER, U.; WORBES, M. Annual growth rings and long-term growth patterns of mangrove trees from the Bragança's peninsula, north Brazil. **Wetlands Ecology and Management**, v. 11, p. 233-242, 2003.

MENEZES, G.V. **Recuperação de manguezais: um estudo de caso na Baixada Santista, Estado de São Paulo, Brasil**. 1999. 174p. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) – Universidade de São Paulo. São Paulo, 1999.

MENGHINI, R. P. **Dinâmica da recomposição natural em bosques de mangue impactados: Ilha Barnabé (Baixada Santista), SP, Brasil**. 2008. 222p. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2008.

MISHRA, R.R. et al. Diversity and seasonal fluctuation of predominant microbial communities in Bhitarkanika, a tropical mangrove ecosystem in India. **Revista de Biologia Tropical**. 60.2 (June 2012): p909.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Componente Desenvolvimento Institucional: Subcomponente Monitoramento Ambiental**. Programa Nacional do Meio Ambiente II – PNMA II, Fase 2, 2009 – 2014, Brasília, 2009.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Relatório do Grupo de Trabalho da Carcinicultura**. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/0B19D3B1/Separata_GT_Carcinicultura.pdf>, acessado em 16 de dezembro de 2017.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Resolução Conama nº 420/2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>, acessado em 16 de dezembro de 2017.

MORAES, M.V.A.R.; PORTELA, J.P. Caracterização geomorfológica da planície litorânea do município de Acaraú – Ceará. **Anais... XI SINAGEO**. Maringá / PR, 15 a 21 de setembro / 2016.

MORAIS, J.O. et al. **Erosão e Progradação do Litoral Brasileiro**. Ministério do Meio Ambiente (MMA). 1ed. Rio de Janeiro: ed. Rio de Janeiro, 2006, v. 1, p. 132-134.

MORANDI, P. S. et al. Germinação e Desenvolvimento Inicial de *Calophyllum brasiliensis* Camb. em Diferentes Níveis de Sombreamento. **Anais... 2º Jornada Científica da Unemat**. Universidade do Estado de Mato Grosso. Barra do Bugres-MT, 2009.

MOTA, L. H. da S. de O. et al. Risco de salinização das terras do Baixo Acaraú (CE). **R. Bras. Ci. Solo**, 36:1203-1209. 2012.

MOTTA, A. C. V.; BARCELLOS, M. Fertilidade do solo e ciclo dos nutrientes. IN: Valmiqui Costa Lima; Marcelo Ricardo de Lima; Vander de Freitas Melo. **O SOLO NO MEIO AMBIENTE: Abordagem para Professores do Ensino Fundamental e Médio e Alunos do Ensino Médio**. Projeto de extensão universitária, solo na escola. Universidade Federal do Paraná, Curitiba – PR, 2007.

MOURA, M.T.M. et al. Análise do estado de conservação na APA do estuário do rio Mundaú, Trairi-CE. **Revista Geonorte**. V.5. n.15. Manaus / AM, 18 a 22 de Outubro de 2014.

MUNIZ, M. F. B.; SILVA, L. M.; BLUME, E. Influência da assepsia e do substrato na qualidade de sementes e mudas de espécies florestais. **Revista Brasileira de Sementes**, Londrina – PR, vol. 29, nº 1, p.140-146, 2007.

NAIDO, G. 1989. Seasonal plant water relations in a South African mangrove swamp. **Aquatic Botany**, 33: 87-100.

NAGELKERKEN, I. et al. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. **Aquatic Botany**, 89, pp. 155–185. 2008.

NANNI, H.C.; NANNI, S.M. Preservação dos manguezais e seus reflexos. **Anais... XII SIMPEP**, Bauru/SP, Brasil, 2005.

NAPPO, M. E. **Dinâmica da regeneração natural de espécies arbóreas e arbustivas no sub-bosque de povoamento de *Mimosa scabrella* Benth, em área minerada, em Poços de Caldas – MG**. 2002. 97p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2002.

NASCIMENTO, J.R. **Efeitos da degradação dos manguezais sobre a diversidade e abundância da macrofauna bentônica na Península de Ajuruteua, Bragança-PA**. 2008. 66p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecossistemas Costeiros e Estuarinos) - Instituto de Estudos Costeiros (IECOS) da Universidade Federal do Pará, Campus de Bragança. BRAGANÇA – PA – 2008.

NASCIMENTO, F.R. **Degradação ambiental e desertificação no Nordeste brasileiro: o contexto da bacia hidrográfica do rio Acaraú – Ceará**. 2006. 340p. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal Fluminense. Niterói, 2006.

NATORI, A. M. et al. Desenvolvimento da carcinicultura marinha no brasil e no mundo: avanços tecnológicos e desafios. **Informações Econômicas**, SP, v. 41, n. 2, fev. 2011.

NEIFF, J.J. **Humedales de Iberoamérica**. Programa Iberoamericano de Ciência y Tecnología para el Desarrollo – Subprograma XVIII. Red Iberoamericana de Humedales (RIHU). ISBN 959-270-036-2, 2008.

NEVES, R. L. S. 2006. **Avaliação da contaminação de óleo no ambiente estuarino da Baía de Guanabara (RJ) pela determinação fluorimétrica de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) na bÍlis de peixes Mugillza**. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Química, Pontificia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

NÓBREGA, G.N. et al. Phosphorus geochemistry in a Brazilian semiarid mangrove soil affected by shrimp farm effluents. **Environmental Monitoring and Assessment**, Volume 186, Issue 9, pp 5749-5762, 2014.

ODUM, H.T. Biological circuits and marine system of Texas. In: Olson, T.A.; Burgess, F.J. (eds.) **Pollution and Marine Ecology**. New York, pp. 99-157, 1967.

OLIVEIRA, L. E. M. **Temas em fisiologia vegetal: desenvolvimento de plântulas**. Setor Fisiologia Vegetal do Departamento de Biologia da Universidade Federal de Lavras. Disponível em < <http://www.ledson.ufla.br/metabolismo-da-germinacao/etapas-da-germinacao/desenvolvimento-de-plantulas/> >, acessado em 10 de dezembro de 2017.

OLIVEIRA, R.G.; TOGNELLA, M.M.P. Processo de colonização do manguezal do rio Tavares por análise da estrutura de diferentes bosques. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.**18(1):9-18, 2014.

OLIVEIRA, C.C.L.; NETO, R.H.R. **Análise de sustentabilidade da atividade pesqueira da população ribeirinha do município de Macapá**. 2013. 61p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Ciências Ambientais) – Universidade Federal do Amapá. Macapá – AP, 2013.

OLIVEIRA, F.F.G. **Aplicação das técnicas de geoprocessamento na análise dos impactos ambientais e na determinação da vulnerabilidade ambiental no Litoral Sul do Rio Grande do Norte**. 2011. 250p. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) - UNESP. Rio Claro (SP) 2011.

OLIVEIRA, A. K. M.; GUALTIERI, S. C. J. Crescimento inicial de *Tabebuia aurea* sob três intensidades luminosas. **REVSBAU**, Piracicaba – SP, v.6, n.2, p.90-103, 2011.

OLIVEIRA, V. F. **Influência do estresse hídrico e salino na germinação de propágulos de *Avicennia schaueriana* Stapf e *Leechman ex Moldenke* e *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f.** 2005. 82p. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Escola Nacional de Botânica Tropical, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2005.

ORMOND, J. G. P. et al. **A carcinicultura brasileira**. BNDES Setorial, Rio de Janeiro, n. 19, p. 91-118, mar. 2004.

OSTRENSKY, A.; BORGHETTI, J. R.; SOTO, D. **Aquicultura no Brasil: o desafio é crescer**. Brasília, 2008. ISBN: 978-85-60930-00-5. Disponível em: <http://projetopacu.com.br/public/paginas/202-livro-aquicultura-no-brasil-o-desafio-e-crescer.pdf>.

PAIVA, L. C.; GUIMARÃES, R. J.; SOUZA, C. A. S. Influência de diferentes níveis de sombreamento sobre o crescimento de mudas de cafeeiro (*Coffea arabica* L.). **Ciênc. agrotec.**, Lavras. V.27, n.1, p.134-140, jan./fev., 2003.

PALUDO, D.; KLONOWSKI, V.S. **Estudo do impacto do uso de madeira de manguezal pela população extrativista e da possibilidade de reflorestamento e manejo dos recursos madeireiros**. Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Caderno nº. 16. Barra de Mamanguape – PB. 1999.

PASCOALINI, S. S. et al. Abordagem ecofisiológica dos manguezais: uma revisão. **Revista Biotemas**, 27 (3), setembro de 2014.

PASSOS, T. R. G. **Mineralização do nitrogênio e carbono e dinâmica do Fe em função do tipo de vegetação e do efluente de carcinicultura em solos de manguezais**. 2015. 59p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2015.

PAULA, A.L. de S. **Estrutura vegetal e grau de perturbação ambiental em bosques de mangue estuarinos**. 2015. 53p. Monografia (Licenciatura em Ciências Biológicas) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - campus Acaraú, 2015.

PAULA, D.P.; MORAIS, J.O.; PINHEIRO, L.S. análise geoambiental do estuário do rio Jaguaribe-CE: tensores naturais e antrópicos. **Anais...** VI Simpósio Nacional de Geomorfologia/ Regional Conference on Geomorphology. Goiânia, 2006.

PAULA, A. L. de S. et al. Experiência com a produção de mudas de *Laguncularia racemosa* e *Avicennia* sp para recuperação de um manguezal degradado no estuário do rio Acaraú- CE. **Anais...** VII CONNEPI, Palmas – TO, 2012.

PAULA, A. L. S.; MAIA, R. C. Características Estruturais de um bosque de mangue estuarino no Ceará: subsídios para recuperação do ecossistema. In: 64 Reunião Anual da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, 2012, São Luis. **Anais...** da 64 Reunião Anual da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, 2012.

PEDRON, F. de A.; MENEZES, J. P.; MENEZES, N. L. Parâmetros biométricos de fruto, endocarpo e semente de butiazeiro. **Ciência Rural**, Santa Maria, vol.34, n.2, 2004.

PELLEGRINI, J. A. de C. **Vulnerabilidade socioambiental dos manguezais de Garapuí, Cairu/BA frente à inserção da indústria petroleira**. Tese (doutorado em Meio Ambiente) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro 2010.

PELLEGRINI, J. A. C. et al. A method for the clarification of mangrove forests and sensitivity/vulnerability analysis. **Journal of Coastal Research**, Special Issue 56, Lisbon/ Portugal, 2009.

PELOZO, A. **Regeneração natural das espécies arbóreas dos manguezais do Paraná: estrutura e morfologia funcional**. 2012. 64p. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2012.

PEREIRA, F. H. F. et al. Crescimento de planta, partição de assimilados e produção de frutos de melão amarelo sombreado por diferentes malhas. **Cienc. Rural**, vol.45 no.10 Santa Maria, 2015.

PEREIRA, P. S.; BRITO, A. M. **Controle Ambiental**. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, 110 p. Juazeiro do Norte, CE, 2012.

PEREIRA, L. E. C. et al. Avaliação do desenvolvimento e sobrevivência de mudas de plantas de mangue com substrato inoculado com *Archea* sp e proteobacterias. **Anais... IX Congresso de Ecologia do Brasil**, 13 a 17 de Setembro de 2009, São Lourenço – MG.

PEREIRA, G. A. et al. Desinfestação e estabelecimento in vitro de explantes de bananeira 'IAC 2001' em diferentes concentrações de hipoclorito de sódio. **Tecnologia & Ciência Agropecuária**, João Pessoa, v.3, n.2, p. 43-46, 2009.

PEREIRA, F. V. et al. **Estrutura da vegetação em duas áreas com diferentes históricos de antropização no manguezal de Anchieta, ES**. Boletim do Laboratório de Hidrobiologia, 22:01-08. 2009.

PESSOA, P.R.S. **Análise integrada da evolução da paisagem do estuário do rio Acaraú**. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Estadual do Ceará. 135 p., 2015.

PETRI, D.J.C. et al. Species distribution and structure of mangrove of the Benevente River, Anchieta, ES. **Biota Neotrop**. vol.11 no.3 Campinas July/Sept. 2011.

PINHO, K. da C. **Esterilização química de meio de cultura para micropropagação de Cana-de-Açúcar [Saccharum spp.]**. 2012. 48p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia. Campos dos Goytacazes – RJ, Março/2012.

PIVETTA, F. et al. Monitoramento biológico: conceitos e aplicações em saúde pública. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, 17(3):545-554, 2001.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina, Ed. Planta, 2010, 327p.

POMPEI, C. S. et al. **Estudio multidisciplinario del ecosistema manglar en la comunidad tradicional de Curral Velho: Análisis de los servicios ecosistémicos producidos por los manglares a partir de la percepción de la comunidad de Curral Velho**. Proyecto Final de Licenciatura, Ciencias Ambientales. Bellaterra, Juny 2014. Disponível em < https://ddd.uab.cat/pub/trerecpro/2014/hdl_2072_248363/PFC_BriansoVide.pdf >. Acessado em 03 de agosto de 2017.

POOL, D. J.; SNEDAKER, S. C.; LUGO, A. E. Structure of mangrove forests in Florida, Puerto Rico, México and Costa Rica. **Biotropica** 9(3): 195-212, 1977.

PUPIN, B. 2013. **Atributos microbiológicos em ecossistemas costeiros da Ilha do Cardoso, SP**. 2013. 157p. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP – Campus de Jaboticabal, 2013.

PURNOBASUKI, H.; UTAMI, E. S. W. Seed germination of *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh.by pericarp removal treatment. **Biotropia**, Indonésia, vol. 23, n. 2, p. 74 – 83, 2016.

QUAGGIO, J. A. et al. Análise Química para Avaliação de Fertilidade de Solos Tropicais. **Editora Instituto Agrônômico**, 2001.

QUERINO, C. A. S.; MOURA, M. A. L.; QUERINO, J. K. A. da S. Impacto do desmatamento de uma área de mangue no albedo superficial. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.28, n.4, 401- 408, 2013.

RABINOWITZ, D. Mortality and initial propagule size in mangrove seedlings in Panama. **Journal of Ecology**. 66(1):45- 51, 1978.

RAMOS, M. G. M.; GERALDO, L. P. Assessment of *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora* Mangle plant species as bioindicator of heavy metal pollution in mangrove environments. **Eng. sanit. ambient.** 440 Vol.12 - Nº 4, 440-445, 2007.

REDDING, T.; TODD, S.; MIDLEN, A. The Treatment of Aquaculture Wastewaters—A Botanical Approach. **Journal of Environmental Management**. Volume 50, Issue 3, July 1997, Pages 283-299.

REIS, C. H. **Caracterização espacial do uso da terra em áreas de manguezais utilizando diferentes sistemas orbitais - Um caso aplicado aos manguezais da APA-Guapimirim – RJ**. 2007. 164p. Tese (Doutorado em Geografia) - Departamento de Geografia, da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, 2007.

REZENDE, C. E. et al. An economic valuation of mangrove restoration in Brazil. **Ecological Economics**, 120, 296–302, 2015.

REZENDE, A. J.; OLIVEIRA, C. P.; GONÇALVES, F. O. de M. **Efeito de luminosidade no desenvolvimento inicial de mudas de *Lonchocarpus subglaucens***. Disponível em <http://fait.revista.inf.br/imagens_arquivos/arquivos_destaque/6wTEbVwbPXfBf0p_2014-4-16-16-16-16.pdf>. Acessado em 22 de setembro de 2017.

RIBEIRO, P. **As funções do ecossistema manguezal e os impactos da carcinicultura**. 2004. Disponível em: <<http://www.midiaindependente.org/pt/red/2004/09/289733.shtml>>. Acesso em: 05 de fevereiro de 2018.

RILEY, R. W.; KENT, C. P. S. Riley encased methodology: principles and processes of mangrove habitat creation and restoration. **Mangroves and Salt Marshes**, 3: 207–213, 1999.

RIOS, D.A.M. Ecossistema de manguezal do Rio Cocó – Fortaleza-CE: Análise dos aspectos sócioambientais. 2009. 100p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. Fortaleza/CE, 2009.

RODRIGUEZ, J. J. WINDEVORHEL, N. J. **Análisis regional de la situación de la zona marina costera centroamericana**. BID. Washington D.C. No. Env- 121. 1998. Disponível em < <http://www20.iadb.org/intal/catalogo/pe/2010/07145.pdf> >. Acessado em 21 de março de 2017.

RONQUIM, C. C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. ISSN 1806-3322 Novembro, 2010. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010.

ROSSI, M.; MATTOS. Solos de mangue do Estado de São Paulo: caracterização química e física. **Revista do Departamento de Geografia**, 15, 101–113, 2002.

ROVAL, A. S. 2012. **Restauração de manguezais no Brasil: retrospectiva e perspectivas**. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

RYCKA, D. J. R. et al. Size does matter, but not only size: Two alternative dispersal strategies for viviparous mangrove propagules. **Aquatic Botany**, [s. l], v. 103, p. 66–73, 2012.

SAENGER, P. **Mangrove ecology, silviculture and conservaton**. Springer Science e Business Media, Dordrecht. 360 p. 2002.

SALES, J. B. de L. et al. Análise estrutural de dois bosques de mangue do rio Cajutuba, município de Marapanim, Pará, Brasil. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi**. Ciências Naturais, Belém, v. 4, n. 1, p. 27-35, jan.- abr. 2009.

SAMPAIO, M. T. F. **Ecofisiologia de *Platycyamus regnellii* Benth E *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze submetidas a diferentes condições de sombreamento**. 2014. 29p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas. Alfenas – MG, 2014.

SANTANA, C. A. de A. **Estrutura e florística de fragmentos de florestas secundárias de encosta no Município do Rio de Janeiro**. 2002. 147p. Dissertação (Mestre em Ciências Ambientais e Florestais) - Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica, Rio de Janeiro, 2002.

SANTOS, T. de O. et al. Caracterização estrutural de bosques de mangue: Estuário do São Francisco. **Scientia Plena**, 8, 047315. 2012.

SANTOS, J.V.A. **Aspectos estruturais da vegetação, parâmetros foliares no manguezal de Ratoes, Florianópolis, SC e suas relações com fatores abióticos**. 2009. 49p. Trabalho de Conclusão de curso (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, dezembro de 2009.

SANTOS, L. C. M. et al. Anthropogenic activities on mangrove areas (São Francisco River Estuary, Brazil Northeast): A GIS-based analysis of CBERS and SPOT images to aid in local management. **Ocean & Coastal Management**, 89, 39 e 50, 2014.

SANTOS, et al. Caracterização estrutural de bosques de mangue: Estuário do São Francisco. **Scientia Plena**. Vol. 8, Num. 4, 2012. www.scientiaplenu.org.br.

SANTOS, L. L.; JUNIOR, S. S.; NUNES, M. C. M. Luminosidade, temperatura do ar e do solo em ambientes de cultivo protegido. **Revista de Ciências Agro-Ambientais**, Alta Floresta, v.8, n.1, p.83- 93, 2010.

SÃO PAULO; SEMA – Secretaria de Meio Ambiente. **Manual de Orientação para Implantação de Viveiro de Mudás**. São Paulo, 2014.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; VALE, C. C.; CINTRÓN, G. Monitoramento do ecossistema manguezal: estrutura e características funcionais. In: TURRA, A.; DENADAI, M. R. **Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros**. Rede de Monitoramento de Habitat Bentônicos Costeiros – ReBentos [online]. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2015, pp. 62-80. ISBN 978-85-98729-25-1. Available from SciELO Books <<http://books.scielo.org>>.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; MOLERO, G. C.; SOARES, M.L.G. e DE ROSA, T. Brazilian mangroves. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 3, p. 561 – 570. 2000.

SCHAEFFER-NOVELLI, Yara. **Manguezal: Ecossistema entre a terra e o mar**. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 1995. 64p.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Manguezais brasileiros**. 1991. 42p. Tese de Livre Docência - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. São Paulo, SP, 1991.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. et al. Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. **Estuaries, Caribbean Ecological Research**, v. 13, n. 2, p. 204-218, ago.1990.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Perfil dos ecossistemas litorâneos brasileiros, com especial ênfase sobre o ecossistema manguezal**. Publicação Especial do Instituto Oceanográfico - USP. São Paulo, v. 3. 1989.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Manguezais brasileiros: região sudeste-sul. P. 78. In: **Anais...** Simpósio da Costa Sul e Sudeste: síntese dos conhecimentos. Cananéia, SP: ACIESP. V. 2, 1987.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN, G. **Guia para estudo de áreas de Manguezal: estrutura, função e flora**. São Paulo: Caribbean Ecological Research, p. 150, 1986.

SCHMIDT, A.J. **Relatório contendo os resultados obtidos durante o seminário de discussão do Programa de Monitoramento da biodiversidade para as UCs federais com manguezais**. Projeto PNUD BRA/07/G32 – Projeto Para Conservação e Uso Sustentável Efetivos de Ecossistemas Manguezais no Brasil. ICMBIO, Agosto de 2013.

SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. **Inventário florestal**. Lavras: UFLA/FAEPE, 1997. 341p.

SEIXAS, J.A.S.; FERMANDES, M.E.B.; SILVA, E.S. Análise estrutural da vegetação arbórea dos mangues no Furo Grande, Bragança, Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, Belém, v. 1, n. 3, p. 61-69, set-dez. 2006.

SEMACE. **Manguezais do nordeste do Brasil: Avaliação das áreas de manguezais dos Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco**. Fortaleza: SEMACE, 2006.

SENA, L. H. de M. **Conservação de sementes e produção de mudas de pitombeira (*Talisia esculenta* (A. St. Hil.) Radlk.)**. 2014. 124p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco. RECIFE - PE 2014.

SENA, C. M. **Sementes Florestais: Colheita, Beneficiamento e Armazenamento**. Natal: MMA. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Departamento de Florestas. Programa Nacional de Florestas. Unidade de Apoio do PNF no Nordeste, 2008. 28p.; color (Guias Técnicos, 2).

SESSEGOLO, G.C. **Estrutura e produção de serapilheira do manguezal do Rio Baguaçu, Baía de Paranaguá – PR**. 1997. 110p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba-1997.

SILVA, J. P. G. et al. **Germinação de sementes de *Laguncularia racemosa* (L.). (mangue branco) coletadas com diferentes procedimentos**. Universidade Federal de Pernambuco. Disponível em < <http://www.eventosufrpe.com.br/jepex2009/cd/resumos/r1413-1.pdf> >. Acessado em 26 de setembro de 2017.

SILVA, M. A. B.; BERNINI, E.; CARMO, T. M. S. Características estruturais de bosques de mangue do estuário do rio São Mateus, ES, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 19, n. 3, p. 465-471, 2005.

SILVA, E.F.; OLIVEIRA, J.E.L.; JUNIOR, E.L. **Características socioeconômicas e culturais de comunidades litorâneas brasileiras: Um estudo de caso - Timbau do Sul - RN**. Boletim Técnico Científico do CEPENE. v. 19, n. 5, 2013. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/cepene/images/stories/publicacoes/btc/vol19/art05-v19.pdf>>.

SILVA, E. G.; BERNINI, E.; REZENDE, C. E. Dinâmica de plantas juvenis e indivíduos jovens no manguezal do estuário do Rio Paraíba do Sul. **Anais... XII Congresso Latino Americano de Ciências do Mar**. Florianópolis, 2007.

SILVA, M. A. B.; BERNINI, E.; CARMO, T. M. S. Características estruturais de bosques de mangue do estuário do rio São Mateus, ES, Brasil. **Acta bot. bras.** 19(3): 465-471. 2005.

SILVA, M. R. **Povos de terra e água: A comunidade pesqueira canto do mangue, Canguaretama (RN) – Brasil**. 2004. 142p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2004.

SILVA, C. da N. **A carcinicultura na área de proteção ambiental da Barra do Rio Mamanguape: O caso do empreendimento da destilaria Miriri**. 2009. 71p. Monografia (Bacharel em Ciências Biológicas) - Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa – PB, 2009.

SIMÃO, E. **Aspectos ecofisiológicos da germinação, sobrevivência e desenvolvimento inicial de *Styrax camporum* Pohl. (STYRACACEAE)**. 2009. 111p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Rio Claro, Estado de São Paulo – Brasil, 2009.

SKARPAAS, O. et al. Are the best dispersers the best colonizers? 5 Seed mass, dispersal and establishment in *Carduus* thistles. **Evolutionary Ecology**, [s. l], v. 25, n. 1, p.155-169, 2011.

SMITH III, T.J. Forest structure. In: ROBERTSON, A.I.; ALONGI, D.M. (Eds.), **Tropical mangrove ecosystems**. American Geophysical Union, Washington, p. 101-136, 1992.

SMITH, T. J.; DUKE, N. C. Physical determinants of inter-estuary variation in mangrove species richness around the tropical coastline of Australia. **Journal of Biogeography**, v. 14, n. 1, p. 9-19, 1987.

SOARES, I. A. **Análise da degradação ambiental das áreas de preservação permanente localizadas no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN**. 2010. 97p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal-RN, 2010.

SOARES, M. L. G. et al. Regeneração de floresta de mangue atingida por óleo na Baía de Guanabara (Rio de Janeiro, Brasil): Resultados de 5 anos de monitoramento. **Geochemica Brasiliensis**. v. 20, n. 1, p. 38–61 , 2006.

SOARES, M.L.G. et al. **Diversidade estrutural de bosques de mangue e sua relação com distúrbios de origem antrópica: o caso da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro)**. Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ, v. 26, 101-116, 2003.

SOARES, M.L.G. Estrutura vegetal e grau de perturbação dos manguezais da Lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Revista Brasil Biol.**, 59(3): 503-515, 1999.

SOARES, M.L.G. **Estudo da biomassa aérea de manguezais do sudeste do Brasil – análise de modelos**. 1997. 294p. Tese de doutorado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. São Paulo, 1997.

SOARES, M. L. G. A conceptual model for responses of mangrove forest to sea level rise. **Journal of Coastal Research**, especial issue 56: 267-271, 2009.

SOARES, M. L. G. **Caracterização das florestas de mangue do complexo estuarino de Caravelas (Bahia-Brasil)**. Boletim Técnico Científico, Tamandaré – PE, v. 16, n. 5, p. 23-41, 2008.

SOBRINHO, M.A.M; ANDRADE, A. C. O desafio da conservação de manguezais em áreas urbanas: identificação e análise de conflitos socioambientais no Manguezal do Pina - Recife - PE – Brasil. **Unimontes Científica**, Montes Claros, n. ½, v. 11, p. 8-16, 2009.

SOUZA, K.N.S. **Resíduos sólidos em manguezais no Ceará: O uso da estrutura vegetal dos bosques para o monitoramento ambiental**. 2016. 93p. Dissertação (mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental) – Instituto Federal do Ceará, campus Fortaleza/CE, 2016.

SOUZA, M. L. et al. Atributos químicos do solo de manguezais sob condições de variação sazonal. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, ISSN Impresso 1808-4524 ISSN Eletrônico 2176-9478 Setembro de 2014 Nº 33.

SOUZA, M. M. de A.; SAMPAIO, E. V. de S. B. Estrutura dos mangues em áreas pouco antropizadas e em regeneração no rio Pacoti, CE. **Caderno de Cultura e Ciência**, Ano VIII, v.12, n.2, Dez, 2013.

SOUZA, W. P.; KENNEDY, P. G.; MITCHELL, B. J. Propagule size and predispersal damage by insects affect establishment and early growth of mangrove seedlings. **Oecologia**, [s. l], v.135, n.4, p.564-75, 2003.

SOVERNIGO, M. H. Manguezal do Itacorubi (Florianópolis, SC): uma revisão da disponibilidade de dados ecológicos visando o direcionamento de novos estudos. **Oecologia Brasiliensis**, 13(4): 575-595, Dezembro 2009.

SPALDING, M.; BLASCO, F.; FIELD, C. D. **World Mangrove Atlas. Okinawa (Japan): International Society for Mangrove Ecosystems**. 1997. 178 pp. Compiled by UNEP-WCMC, in collaboration with the International Society for Mangrove Ecosystems (ISME). (version 3). 1997.

SREY, S. JAHID, I. K.; HA, S. Biofilm formation in food industries: A food safety concern. **Food Control**, [s. l] v. 31, n. 2, p. 572 – 585, 2013.

TANCREDO, K.R.; NOBREGA, R.O.; LAPA, K.R. Impactos Ambientais da Carcinicultura Brasileira. **Anais... 3º International Workshop | Advances in Cleaner Production**, São Paulo – Brazil – May 18th-20ndth – 2011.

TÁVORA, B.S. Monitoramento de mudas de plantas manguezal, rhizophora mangle replantadas em áreas degradadas, na região do rio Santo Amaro, no município do Guarujá/SP. **Revista Ceciliana**, Jun 3(1): 37-39, 2011.

TEIXEIRA, C.P.B. et al. Análise multitemporal do manguezal do estuário do Rio Cocó e seus entornos, no município de Fortaleza/CE, por meio dos produtos de sensoriamento remoto. **Anais... XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE.

TEIXEIRA, K. C. dos S. et al. Germinação in vitro de *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. **Revista Eletrônica de Biologia**. REB Volume 1 (4): 17-30, 2008.

TÉLLEZ-GRACÍA, C. P.; VALDEZ-HERNÁNDEZ, J. I. Caracterización estructural del manglar en el Estero Palo Verde, Laguna de Cuyutlán, Colima. **Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente**. Aceptado: 2 de mayo de 2012.

THATOI, H.N.; A.K. BISWAL. Mangroves of Odisha coast: floral diversity and conservation status in Special habitats and threatened plants of India. In: Rawat, G.S. (Ed.). 2008. **Special Habitats and Threatened Plants of India**. ENVIS Bulletin: Wildlife and Protected Areas, Vol. 11(1). Wildlife Institute of India, Dehradun, India. pp. 239.

THIERS, P. R. L.; MEIRELES, A. J. A.; SANTOS, J. de O. **Manguezais na costa oeste cearense: preservação permeada de meias verdades**. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2016. 126 p. : il. ; 21 cm.

THIERS, P. R. L. **Análise da dinâmica espacial do ecossistema manguezal com abordagem metodológica orientada a objeto**. 2013. 180p. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

THOM, B. G. Mangrove ecology: a geomorphology perspective. In: Clough, B.F. ed. **Mangrove Ecosystems in Australia**. Australian National University Press, Canberra. p: 3-16, 1982.

TOGNELLA, M. M. P. et al. Mortalidade de pantas juvenís de *Rhizophora mangle* L. e *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. F. em um bosque de Bacia no manguezal do rio Itaunas, ES, Brasil. **Anais... X Congresso de Ecologia do Brasil**, 16 a 22 de Setembro de 2011, São Lourenço – MG.

TOGNELLA-DE-ROSA et al. Avaliação do replantio da vegetação do manguezal no Saco da Fazenda, Itajaí (SC). **Notas Téc. Facimar**, 8: 39-43, 2004.

TOMLINSON, P. B. **The botany of mangroves**. Cambridge [Cambridgeshire]; New York : Cambridge University Press, 1986.

TORIOLA, D.; CHAREYRE, BUTTLER, A. Distribution of primary forest plant species in a 19-year old secondary forest in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*. Volume 14, Issue 3, May 1998 , pp. 323-340.

TRUE, B.; JOHNSON, W.; CHEN, S. **Reducing phosphorus discharge from flow-through aquaculture I: facility and effluent characterization**. *Aquacultural Engineering*. Volume 32, Issue 1, December 2004, Pages 129-144.

TUE, N. T. et al. Dual isotope study of food sources of a fish assemblage in the Red River mangrove ecosystem, Vietnam. **Hydrobiologia**, July 2014, Volume 733, Issue 1, pp 71–83.

TURNBULL, L. A.; REES, M.; CRAWLEY, M. J. Seed mass and the competition/colonization trade-off: a sowing experimente. **Journal of Ecology**, [s. l], V. 87, n. 5, P. 899–912, 1999.

TWILLEY, R.R., DAY, J.W. The productivity and nutrient cycling of mangrove ecosystem. p.127-152. In: YÁÑEZ-ARANCIBIA, A., LARA-DOMÍNGUEZ, A. L. **Ecosistemas de manglar en América Tropical**. Instituto de Ecología, A.C.Xalapa, México; UICN/ORMA Costa Rica; NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 1999.

UNESCO. 2016. **Primeiro Dia Internacional para a Conservação do Ecossistema de Mangue**. 22.07.2016 - UNESCO Office in Brasília. Disponível em

<http://www.unesco.org/new/pt/brasil/ia/about-this-office/single-view/news/first_international_day_for_the_conservation_of_the_mangrove/#.V5d4V_krI2x>. Acessado em 21 de março de 2017.

VALE, C.C.; ORTO-E-SILVA, E.D.; WANDERLEY, T.C. Monitoramento de um trecho do bosque de mangue situado na foz do rio São Mateus, Conceição da Barra (ES) entre os anos de 1970 e 2011. **Revista Geonorte**, Edição Especial, V.1, N.4, p. 208 – 220, 2012.

VARON-LOPEZ, M. **Descrição da microbiota relacionada às transformações de enxofre em solos de manguezais**. 2013. 109p. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Piracicaba – SP, 2013.

VIANA, M. do C. Estudo da degradação do manguezal do rio Cocó – Fortaleza/CE. **Revista da Casa da Geografia de Sobral**, v. 4/5, p 55-65, 2002/2003.

VOLPATO, M. M. L. **Regeneração natural em uma floresta secundária no domínio de mata Atlântica: uma análise fisiológica**. 1994. 123p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 1994, 123p.

WALTER, B.M.T. **Distribuição espacial de espécies perenes em uma mata de galeria inundável no Distrito Federal: florística e fitossociologia**. 1995. 200p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, UNB, 1995.

WAYCOTT, M. et al. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Estados Unidos, vol. 106, n. 30, P. 12377–12381, 2009.

WANDERLEY, L.L.; MAGALHÃES, M. J. M. Mapeamento digital da aptidão da carcinicultura no litoral sul de Sergipe com uso de fotografias aéreas e imagens de satélite. **Anais... II Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto Aracaju/SE**, 10 a 12 de novembro de 2004.

YARED, J. A. G. **Efeitos de sistemas silviculturais na florística e na estrutura de florestas secundária e primária, na Amazônia Oriental**. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, UFV, Brasil. Viçosa, 1996.

Zhang, g. et al. The evaluation of the mangrove ecosystem services value change in Zhangjiang River Estuary based on remote sensing. **Geoscience and Remote Sensing Symposium**, 2007. IGARSS 2007. IEEE International.

ZORINI, L.O. et al. Participatory appraisal for potential community-based mangrove management in East Africa. **Wetlands Ecology and Management**, 12 87–102, 2004.

ZVONAREVA, S. et al. Long-term monitoring of Gastropoda (Mollusca) fauna in planted mangroves in central Vietnam. **Zoological Studies**, 54:39, 2015.