



**INSTITUTO
FEDERAL**
Ceará

**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO
CEARÁ.**

IFCE – CAMPUS FORTALEZA

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E GESTÃO
AMBIENTAL.**

MESTRADO ACADÊMICO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

VERUSKA GUILHERME AMORIM

**EFEITO DE BORDA NA ESTRUTURA VEGETAL E NA MACROFAUNA
BENTÔNICA EM MANGUEZAIS NO CEARÁ**

FORTALEZA

2020

VERUSKA GUILHERME AMORIM

EFEITO DE BORDA NO ECOSSISTEMA DE MANGUEZAL: UM ESTUDO SOBRE
A ESTRUTURA VEGETAL E A MACROFAUNA BENTÔNICA

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

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

FORTALEZA

2020

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)

A524e Amorim, Veruska.

EFEITO DE BORDA NO ECOSSISTEMA DE MANGUEZAL: UM ESTUDO
SOBRE A ESTRUTURA VEGETAL E A MACROFAUNA BENTÔNICA / Veruska

Amorim. - 2020.

73 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal do Ceará, Mestrado em Tecnologia e Gestão
Ambiental, Campus Fortaleza, 2020.

Orientação: Prof. Dr. Rafaela Camargo Maia.

1. Fragmentação de habitat. 2. Macroinvertebrados. 3. Mangue. I. Título.

CDD 628



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
Av. 13 de maio, 2081, - Bairro Benfica - CEP 60040-531 - Fortaleza - CE - www.ifce.edu.br

AVALIAÇÃO

Processo: 23264.001901/2020-75

Interessado: Rafaela Camargo Maia

FOLHA DE APROVAÇÃO

VERUSKA GUILHERME AMORIM

EFEITO DE BORDA NA ESTRUTURA VEGETAL E NA MACROFAUNA BENTÔNICA EM MANGUEZAIS NO CEARÁ

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - Campus Fortaleza, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental. Área de concentração: Gestão e Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 29/05/2020



Documento assinado eletronicamente por **Rafaela Camargo Maia, Técnico de Laboratório - Área**, em 29/05/2020, às 16:46, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Jose Moacir de Carvalho Araujo Junior, Professor(a) - IFCE Campus Acaraú**, em 29/05/2020, às 16:55, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Rita Mickaela Barros de Andrade, Professora do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico**, em 29/05/2020, às 17:46, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade do documento pode ser conferida no site https://sei.ifce.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0 informando o código verificador **1708215** e o código CRC **2FB12CDE**.

“Viva em harmonia com as leis da natureza e
você nunca será pobre. Viva em harmonia com
opiniões e nunca será rico.”.

(Lúcio Aneu Séneca).

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer aos meus Guias Espirituais e a Deus por me trazer vida, luz e benção. Por guiar meu caminho e me proporcionar oportunidades incríveis, me rendendo sabedoria, evolução e amor.

À Dr^a Rafaela Camargo Maia, minha orientadora, que me direcionou durante toda a vida acadêmica, me apoiou e me deu exemplo de como ser uma excelente Profissional. Agradeço pela sua dedicação e existência. Você merece todo agradecimento do mundo.

À minha família, (Verônica da Costa, Jorge Amorim, Vanessa Amorim, Valeska Amorim e Walkiria Américo), que me apoiou e me deu força para continuar, que segurou a barra para que eu me dedicasse à vida acadêmica integralmente, tornando está conquista possível. Que se orgulham, acreditam e sempre me apoiaram a seguir os meus sonhos. A vocês todo meu amor.

A FUNCAP pelo financiamento da bolsa durante dois anos de atividades de Iniciação Científica.

Ao IFCE, por todo o apoio institucional durante esses dois anos, pela disponibilização de transporte para tantas idas e vindas ao manguezal, sem esta instituição eu não estaria concluindo essa etapa.

Aos membros da banca, Waleska Elói, Mickaela Barros e Moacir de Carvalho, por cederem parte de seus tempos para compartilhar este momento e contribuir para a melhoria de meu trabalho. Vocês são pessoas admiráveis e competentes, agradeço muito por tê-los como membros da minha banca.

Ao Laboratório de Ecologia de Manguezais (Ecomangue) por me acolher desde o início, ceder espaço e material necessário para a realização do meu trabalho. A todos do grupo, que se dispuseram a por a mão na massa e trabalhar comigo, seja em campo ou em laboratório, em especial a Beatriz Oliveira que maratonou triagens e destorroamento de várias amostras durante as férias. Todos foram de extrema importância para a realização da minha pesquisa, a vocês toda a minha gratidão, vocês merecem muito mais do que dinheiro, merecem amor.

Às minhas amigas, Patrícia Albuquerque e Ronyelle Vasconcelos, por discutir comigo minhas ideias, pelas traduções de abstract e aulas avançadas de estatística, por tornar mais leve e fácil essa etapa da minha vida. A vocês, todo meu agradecimento e amor.

RESUMO

O manguezal é um ecossistema costeiro, típico de solos limosos de regiões estuarinas, que desenvolve diversas funções naturais de importância ecológica e econômica, ocupando a segunda posição em termos de produtividade bruta. No Brasil, esse ecossistema é protegido por alguns dispositivos legais. Apesar disso, esses ecossistemas têm apresentado elevados níveis de impacto antrópico e perda de área no litoral brasileiro, tendo como principais fatores à exploração humana, aumentando o desmatamento e a fragmentação dos bosques. Como resultado, há um aumento de áreas de borda que têm suas condições bióticas e abióticas modificadas, alterando a estrutura e função das comunidades de fauna e flora. Dito isso, a hipótese testada neste trabalho é que o efeito de borda influencia a estrutura e a comunidade do manguezal, diminuindo os valores de abundância, riqueza e densidade de mangues e da macrofauna bentônica, e quando essas são bordas antrópicas, os efeitos tendem a ser intensificados. Assim, o objetivo do presente estudo foi analisar o efeito de bordas naturais e artificiais na estrutura vegetal e na macrofauna bentônica de manguezais estuarinos, no litoral Oeste do Ceará. O mesmo foi desenvolvido em quatro áreas de manguezais dos municípios de Itarema e Acaraú, sendo duas áreas com bordas naturais, promovidas pelo leito do rio e duas com bordas artificiais, resultantes da construção de estradas. Para a caracterização do efeito de borda no manguezal foi utilizado o método de parcelas múltiplas. Em cada parcela, as plantas foram contabilizadas, identificadas quanto à espécie, a circunferência dos troncos foi aferida e a altura das árvores estimada. Amostras de sedimento foram retiradas de cada parcela, para a análise do solo e três réplicas, somente no município de Acaraú, para análise da macrofauna bentônica. Os resultados obtidos indicam que bordas antrópicas intensificam o efeito de borda na estrutura vegetal e na comunidade bentônica em relação às bordas naturais; alterando a composição das espécies vegetais, estrutura e densidade e a diminuição dos valores de abundância, riqueza e a composição das espécies da comunidade bentônica. Em consequência, bens e serviços ambientais podem ser perdidos, demonstrando a importância e necessidade da aplicação e desenvolvimento de políticas públicas que objetivam a proteção do ecossistema manguezal.

Palavras-Chave: Fragmentação de habitat. Macroinvertebrados. Mangue.

ABSTRACT

The mangrove is a coastal ecosystem, typical of muddy soils in estuarine regions, which develops several natural functions of ecological and economic importance, occupying the second position in terms of gross productivity. In Brazil, this ecosystem is protected by some legal provisions. Despite this, these ecosystems have shown high levels of anthropic impact and loss of area on the Brazilian coast, with the main factors for human exploitation, increasing deforestation and fragmentation of forests. As a result, there is an increase in border areas, which have their biotic and abiotic conditions modified, altering the structure and function of fauna and flora communities. That said, the hypothesis tested in this work is that the edge effect influences the structure and community of the mangrove, decreasing the values of abundance, richness and density of mangroves and benthic macrofauna, and when these are anthropic edges, the effects tend to be intensified. Thus, the aim of this study was to analyze the effect of natural and anthropic edges on the plant structure and on the benthic macrofauna of estuarine mangroves, on the west coast of Ceará. It was developed in four mangrove areas in the municipalities of Itarema and Acaraú, two areas with natural borders, promoted by the riverbed and two with anthropic borders, resulting from the construction of roads. For the characterization of the edge effect in the mangrove, the multiple plot method was used. In each plot, the plants were counted, identified as to the species, the circumference of the trunks was measured and the height of the trees estimated. Sediment samples were taken from each plot, for soil analysis and three replicates, only in the municipality of Acaraú, for analysis of the benthic macrofauna. The results obtained indicate that anthropic borders intensify the border effect in the vegetal structure and in the benthic community in relation to the natural borders; changing the composition of plant species, structure and density and decreasing the values of abundance, richness and the composition of species in the benthic community. As a result, environmental goods and services can be lost, demonstrating the importance and necessity of applying and developing public policies that aim to protect the mangrove ecosystem.

Keywords: Habitat fragmentation. Macroinvertebrates. Mangrove.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	— Imagens de manguezais da região de Acaraú e Itarema, impactados pela (A) carcinicultura, (B) disposição irregular de resíduos, (C) áreas portuárias e (D) desmatamento.....	23
Figura 2	— Mapa do Brasil (A) e Ceará (B), destacando as áreas estuarinas dos municípios de Acaraú e Itarema (C) e seus respectivos pontos de amostragem.....	30
Figura 3	— Imagens das áreas de estudo com bordas antrópicas e naturais das regiões de Acaraú e Itarema, (A) borda antrópica de Itarema, (B) imagem de satélite da borda antrópica de Itarema, (C) borda antrópica de Acaraú e (D) imagem de satélite da borda antrópica de Acaraú, (E) borda natural de Itarema, (F) imagem de satélite da borda natural de Itarema, (G) borda natural de Acaraú e (H) imagem de satélite da borda natural de Acaraú. As imagens de satélites estão representadas em escala 1:450 m.....	32
Figura 4	— Imagens das intervenções urbanas na região de Arpoeira-Acaraú/CE. (A) Barracas construídas pela Prefeitura Municipal de Acaraú em 1991, (B) Estrada da Praia de Arpoeiras durante as obras de asfaltamento em 2014.....	33
Figura 5	— Desenho amostral realizado nas áreas de estudo para amostragem da estrutura vegetal e da macrofauna bentônica....	34
Figura 6	— Desenho demonstrando procedimentos específicos para medir a circunferência á altura do peito (CAP) em árvores com troncos irregulares e com raízes escora.....	35
Figura 7	— Material utilizado na coleta em campo. (A) Amostrador cilíndrico de PVC (core); (B) Malha amostral com abertura de 0,5 mm (C) Utilização do amostrador em campo, com inserção no sedimento do manguezal.....	36
Figura 8	— Densidade média de indivíduos vivos de mangue $\pm$ erro padrão entre áreas estudadas. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste Tukey. As	

	parcelas são contínuas da borda (1) para o centro (5) dos bosques de mangue.....	43
Figura 9	— Dendograma das áreas amostradas, avaliado com uma análise de agrupamento a partir do índice de similaridade de Cluster, considerando os valores de densidade das espécies de mangue.....	44
Figura 10	— Altura média de indivíduos vivos de mangue $\pm$ erro padrão entre áreas estudadas. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste Tukey. As parcelas são contínuas da borda (1) para o centro (5) dos bosques de mangue.....	45
Figura 11	— DAP média de indivíduos vivos de mangue $\pm$ erro padrão entre áreas estudadas. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste Tukey. As parcelas são contínuas da borda (1) para o centro (5) dos bosques de mangue.....	46
Figura 12	— Gráficos representando a abundância de árvores por áreas e parcelas.....	47
Figura 13	— Gráficos de Altura e DAP média de indivíduos mortos de mangue $\pm$ erro padrão entre áreas estudadas. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste Tukey. As parcelas são contínuas da borda (1) para o centro (5) dos bosques de mangue.....	48
Figura 14	— Gráfico sequencial com abundância de famílias por parcelas e em áreas de bordas natural e antrópica.....	50
Figura 15	— Riqueza de famílias da comunidade bentônica $\pm$ erro padrão entre áreas estudadas. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste Tukey. As parcelas são contínuas da borda (1) para o centro (5) dos bosques de mangue.....	51
Figura 16	— Dendograma das áreas amostradas, avaliado com uma análise de agrupamento a partir do índice de similaridade de Bray-Curtis, considerando os valores de abundância e riqueza da	

comunidade bentônica, bordas naturais e antrópicas e gradiente borda-centro (parcelas 1 à 5).....	52
--	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	— Média ($\pm$ DP) de Valores dos Fatores Abióticos nas áreas de estudo.....	39
Tabela 2	— Média ($\pm$ DP) do total de Matéria Orgânica (MO), frações granulométricas do sedimento.....	40
Tabela 3	— Frequência e dominância relativas das árvores vivas de mangue nas áreas de estudo. Valores expressos em %.....	42
Tabela 4	— Resultados da Análise de Variância de dois fatores (ANOVA <i>two way</i>) relacionando as parcelas e área com a abundância de organismos. (SQ) Soma de quadrados, (GL) Grau de liberdade, (MQ) Média dos quadrados, (F) Estatística do teste e (P) Probabilidade. Valores em negrito indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).....	50
Tabela 5	— Resultados da Análise de Variância de dois fatores (ANOVA <i>two way</i>) relacionando as parcelas e área com a abundância de organismos. (SQ) Soma de quadrados, (GL) Grau de liberdade, (MQ) Média dos quadrados, (F) Estatística do teste e (P) Probabilidade. Valores em negrito indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).....	51
Tabela 6	— Correlação dos Fatores Abióticos, Teor de matéria orgânica (MO) e estrutura vegetal com os valores de riqueza e abundância da comunidade bentônica. Valores em negrito indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).....	52

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	14
2.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	18
2.1.	Manguezal.....	18
2.2.	Impactos no Manguezal.....	23
2.3.	Efeito de Borda.....	27
3.	METODOLOGIA.....	30
3.1.	Área de estudo.....	30
3.2.	Estrutura vegetal.....	33
3.3.	Macrofauna bentônica.....	35
3.4.	Fatores abióticos.....	36
3.5.	Análise do solo.....	36
3.6.	Análise de dados.....	37
4.	RESULTADOS.....	39
4.1.	Caracterização das áreas de estudo.....	39
4.2.	Estrutura vegetal.....	41
4.3.	Zonação da vegetação borda-centro.....	46
4.4.	Árvores mortas.....	47
4.5.	Macrofauna bentônica.....	48
5.	DISCUSSÃO.....	53
6.	CONCLUSÃO.....	58
	REFERÊNCIAS.....	59

1. INTRODUÇÃO

O manguezal é um ecossistema costeiro que se desenvolve em terrenos baixos, sujeito à ação das marés, típico de solos limosos de regiões estuarinas e possui uma vegetação específica, nomeada como mangue (BRASIL, 2012). Responsável pelo desenvolvimento de diversas funções naturais de grande importância ecológica e econômica, tais como proteção da zona costeira, retenção de contaminantes, área de abrigo, reprodução e alimentação para muitas espécies, inclusive de interesse econômico, e manutenção da biodiversidade marinha e límnic (AMARAL *et al.*, 2010, SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2015). Dessa maneira, ocupa a segunda posição em termos de produtividade bruta, superado somente pelos recifes de corais (DONATO *et al.*, 2011). A produção de bens e serviços para as comunidades locais podem ser valorados em até 194 mil dólares anuais por hectare (COSTANZA *et al.*, 2014), constituindo fonte de sustento para um grande número de pessoas que realizam atividade de pesca e coleta de crustáceos (ARAÚJO; CALADO, 2008; FREITAS *et al.*, 2018). Atualmente, também tem sido pontuada a importância desse ecossistema no sequestro de carbono e manutenção do clima global (MURDIYARSO *et al.*, 2015; ROSARIO; ABUCHAHLA, 2018).

A vegetação do manguezal, assim como sua fauna associada, dispõe de uma série de adaptações fisiológicas e morfológicas únicas para resistir as diferentes condições ambientais limitantes das regiões entremarés (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2012; ELLISON, 2019). Essa vegetação proporciona habitat para outros organismos, como algas, e invertebrados bentônicos (SCHAEFFER-NOVELLI, 2018). A fauna bentônica do manguezal ocupa a matriz sedimentar em uma distribuição vertical e é composta por uma assembleia de invertebrados (ROCHA; 1999; FRANKLIN-JÚNIOR, 2000), que possuem íntima relação com o substrato, participando da ciclagem de nutrientes e produção secundária, além de servir de alimento para espécies de aves e peixes (SILVA, 2006; SCHAEFFER-NOVELLI, 2018).

No Brasil, os manguezais são protegidos por diversos dispositivos legais como a Constituição Federal de 1988, que assegura a proteção da Zona Costeira, conforme o § 4º, do Artigo 225, considerando-a como Patrimônio Nacional. E segundo a resolução do CONAMA nº004/85, o manguezal e toda sua extensão, é uma área de Reserva Ecológica. É considerada Área de Preservação Permanente (APP), de acordo com o Código Florestal instituído pela Lei Nº 4.771/65 e modificado pelo atual código, a Lei Nº 12.651/12, nessa condição, devem ser

observadas as formas de uso e as ações que regulamentam as atividades nesse ecossistema (BRASIL, 2012).

Contudo, os manguezais têm apresentado elevados níveis de impacto antrópico e perda de área no litoral brasileiro (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2018; GORMAN, 2018). Os principais fatores responsáveis estão relacionados à exploração humana, devido à conversão dessas áreas para a aquicultura, agricultura e a expansão urbana (LEE *et al.*, 2014). Estas perturbações agem de forma direta ou indireta, promovendo perdas significativas do ecossistema em todo o mundo (GIRI *et al.*, 2011). Desde a década de 80, o Brasil vem perdendo áreas de manguezais, estimadas a cerca de 100 mil hectares, sendo que 50% dessas perdas estão atribuídas à carcinicultura (FAO, 2007; MMA, 2010). Segundo Thiers *et al.* (2013), os manguezais da costa oeste do Ceará, dentre eles os dos municípios de Acaraú e Itarema, têm demonstrado uma redução na capacidade de regeneração, que podem estar associadas aos diferentes impactos sofridos na região, como a degradação da qualidade das águas, o avanço de atividades produtivas, a ocupação da zona costeira, a modificação do fluxo hídrico no estuário, dentre outros. Fatores como esses, influenciam na distribuição espacial, abundância e desenvolvimento das espécies vegetais, pois estão relacionados com fatores estressantes naturais, como salinidade da água e do solo, ou antrópicos, com a retirada da vegetação (SILVA-COSTA *et al.*, 2014).

O fracionamento da vegetação naturalmente contínua em segmentos menores é chamado de fragmentação e pode ser de origem natural ou antrópica (VELOSO, 2012). A origem da fragmentação atua como filtro ambiental em comunidades arbóreas, limitando ou favorecendo a existência de determinadas espécies (CAVENDER-BARES *et al.*, 2004; CIANCIARUSO *et al.*, 2012). Já que ocasiona uma modificação nas condições originais do ambiente, resultando em solo degradado, vegetação secundária, área urbanizada e redução das florestas tropicais, sendo capaz de acarretar um evento de extinção em massa (KRAMER, 1997; RODRIGUES; NASCIMENTO, 2006). A modificação nas áreas marginais dos fragmentos florestais é chamada efeito de borda, que leva a uma alteração nas comunidades presentes nas margens do fragmento (FORMAN; GODRON, 1986; MURCIA 1995), como, por exemplo, maior densidade de espécies pioneiras e mortalidade de árvores remanescentes e reorganização da comunidade nos setores de borda (LAURANCE *et al.*, 2002; TORRES; FONTES; SAMSONAS, 2017), elevação da temperatura média nas bordas, da amplitude térmica com exposição à ação dos ventos e maior susceptibilidade a agentes patogênicos e espécies invasoras (LAURANCE; BIERREGAARD-JUNIOR, 1997; LAURANCE, 2000).

As comunidades de borda afetadas por causas antrópicas, quando comparadas a bordas naturais, possuem maior tendência de agregação filogenética, o que consiste na seleção de linhagens próximas em relação ao seu funcionamento (SOLIVERES *et al.*, 2012; TORRES; FONTES; SAMSONAS, 2017). Torres, Fontes e Samsonas (2017) afirmam também que a distância de florestas contínuas e o tamanho do fragmento influenciam na estrutura filogenética de comunidades arbóreas. Porém, mesmo que determinados padrões e processos ecológicos sejam relativamente consistentes (LAURANCE; BIERREGAARD 1997; TORRES; FONTES; SAMSONAS, 2017), relações entre a diversidade biológica e as funções da comunidade, tais como produtividade, ciclagem de nutrientes, sequestro de carbono e estabilidade, ainda são pouco fundamentados (RICOTTA, 2005; RODRIGUES; NASCIMENTO, 2006), o que dificulta na interpretação dos fenômenos ocasionados pela fragmentação (RODRIGUES; NASCIMENTO, 2006; HADDAD *et al.*, 2015).

Segundo Campbell (2014), a perda de espécies endêmicas e a diminuição na riqueza em ambientes alagados, por exemplo, são afetadas pelo efeito de borda. Isto ocorre porque os parâmetros físicos, químicos e biológicos na borda do fragmento são alterados, devido a maior exposição à radiação solar e aos ventos (PIRES *et al.*, 2006), influenciando na distribuição dos organismos em diversos ambientes (WIENS *et al.* 1993; PRIMACK; RODRIGUES, 2001), e fornece dados relevantes para o monitoramento da qualidade ambiental, por meio do conhecimento do grau de perturbação e sua origem (ANDREA, 2010).

Entretanto, inexistem trabalhos que associem a estrutura vegetal e macrofauna bentônica para a avaliação dos efeitos de borda no ecossistema manguezal, demonstrando a necessidade de estudos sobre o tema, a fim de contribuir no monitoramento e controle da qualidade ambiental, promovendo a conservação dessas áreas.

Neste contexto, a hipótese testada neste trabalho foi que o efeito de bordas naturais influencia a estrutura vegetal e diminui os valores de abundância, riqueza e densidade dos bosques de mangue e da macrofauna bentônica de manguezais, porém quando essas são bordas antrópicas, os efeitos tendem a ser intensificados. Assim, o objetivo do presente trabalho foi analisar o efeito de bordas naturais e artificiais na estrutura vegetal e na macrofauna bentônica de manguezais estuarinos nos municípios de Itarema e Acaraú, no litoral Oeste do Ceará. Especificamente, 1) Avaliar a estrutura vegetal por meio dos valores de altura, diâmetro da altura do peito (DAP), composição específica e densidade das árvores em bosques de mangue estuarinos; 2) Caracterizar a estrutura da macrofauna bentônica através dos valores de riqueza, abundância e estrutura da comunidade nos bosques de mangue

estuarinos; 3) Comparar os parâmetros sedimentares, como granulometria e teor de matéria orgânica, e fatores abióticos, que são salinidade, temperatura, e umidade, dos bosques de mangue estuarinos.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Manguezal

A Zona Costeira constitui uma região de transição ecológica que possui ampla variedade climática e geomorfológica permitindo a existência de diferentes ecossistemas (BRASIL, 2002; 2010). Dentre essas zonas, estão às áreas úmidas, definidas por Junk *et al.* (1989) como regiões que são inundadas periodicamente por transbordamento lateral de rios ou lagos, por precipitação direta ou afloramento do lençol freático. Essas áreas são divididas por categorias, de acordo com as flutuações no nível da água, e os manguezais estão enquadrados nas áreas úmidas do estuário, juntamente com os banhados e lagoas costeiras (JUNK *et al.*, 2011; JUNK *et al.*, 2014).

Segundo Spalding *et al.* (2007), os estuários da costa nordestina do Brasil, localizados entre os estados Piauí e Sergipe, são denominados Ecorregião Marinha. Essa região pode ser caracterizada por possuir duas estações climáticas bem definidas durante o ano (a chuvosa e a seca) e por estuários com comportamento negativo, onde os gradientes de salinidade aumentam em direção ao estuário superior (MAIA *et al.*, 2018). Devido à alta evaporação, a água se torna hipersalina, limitando os boques de mangue da região nordeste brasileira aos sistemas estuarinos, onde as concentrações de salinidade da água são suavizadas (MAIA, 2016).

O manguezal encontra-se em regiões inundadas pelas marés (ALVES, 2001; BRASIL, 2010), sendo caracterizado por possuir uma vegetação lenhosa típica, agregada a outros componentes da flora e fauna, os mangues, que estão adaptados às condições de salinidade, substrato inconsolidado e pouco oxigenado (SCHAEFFER-NOVELLI, 1991; SPALDING *et al.*, 2010; TOMLINSON, 2016; DUKE, 2017).

Esse ecossistema é constituído por um *continuum* de feições entre as quais estão as áreas de apicuns e os salgados (SCHAEFFER-NOVELLI, 2002; HADLICH; UCHA, 2009; ALBUQUERQUE *et al.*, 2015). Segundo Schaeffer-Novelli (2018), o apicum ou salgado é a porção mais interna do ecossistema, onde se encontra uma superfície areno-lamosa, somente atingida pelas marés de sizígia ou marés de lua, e nela se concentram os nutrientes que o manguezal vai utilizar para sintetizar matéria orgânica vegetal e animal. E a solução mais adequada para ações de proteção e conservação dos manguezais é a consideração dessas diferentes feições presentes nesse ambiente (ROSARIO; ABUCHAHLA, 2018).

A palavra mangue possui origem africana, sendo comum em países como Senegal, Gâmbia, Casamança e Guiné, com algumas variações, disseminada pelos portugueses em suas cartas e mapas náuticos, no século XV, para designar áreas alagadas (VANNUCCI, 2003). Atualmente, o termo mangue representa o grupo vegetal de angiospermas presentes nesse ambiente, já manguezal, é empregado para descrever o ecossistema como um todo, unindo comunidades vegetais, fauna e micro-organismos, que ocupam seu ambiente físico (SCHAEFFER-NOVELLI, 2018).

Mundialmente, os manguezais ocupavam uma área de 137.760 km² até o ano de 2000, presentes em 118 países de regiões tropicais e subtropicais e responsáveis por 0,7% do total das florestas tropicais no mundo, com uma maior extensão na Ásia (42%) e a menor na América do Sul (11%) (GIRI *et al.*, 2011). Na costa brasileira, os manguezais ocupam uma fração significativa, com 1.398.966,1 hectares (FREITAS *et al.*, 2018), ocorrendo em quase toda a orla marítima, de forma descontínua, distribuindo-se desde o Estado do Amapá até o seu limite sul em Santa Catarina (SCHAEFFER-NOVELLI; COELHO-JUNIOR; TOGNELLA-DE-ROSA, 2004), o que corresponde a aproximadamente 7% das áreas ocupadas por esse ecossistema no mundo, representando 50% dos manguezais da América Latina (FAO, 2007; GIRI *et al.*, 2011; SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2012).

Este ambiente é caracterizado por um clima com temperaturas mínimas acima de 20°C e por uma precipitação pluvial acima de 1.500 mm/ano, sendo essas, as condições ideais para o melhor desenvolvimento dos manguezais, afetando na distribuição de mangues, abundância e riqueza de espécies (FERNANDES; PERIA, 1995; VIDAL-TORRADO *et al.*, 2005; OSLAND *et al.*, 2017). Um exemplo disso é o maior desenvolvimento estrutural, diversidade de espécies, altura e biomassa desse ecossistema entre os trópicos de Câncer e Capricórnio, enquanto apresentam valores estruturais e de composição específica menores ao se estender até latitudes de aproximadamente de 32° N e 39° S (YOKOYA, 1995; GIRI *et al.*, 2011; DUKE *et al.*, 2017).

A estrutura dos bosques de mangue é influenciada por uma combinação de fatores, a nível global, regional e local, assim, biogeografia e clima, geomorfologia e energias geofísicas e topografia, determinam os gradientes ambientais, que são salinidade, pH, concentração de sulfetos, nutrientes, espaço, luz e duração e frequência de inundação (TWILLEY; RIVERA-MONROY, 2005; PIEDADE *et al.*, 2012). A combinação desses fatores reflete uma variabilidade nas estruturas dos manguezais sendo classificados em três principais tipos: franja, ribeirão e bacia (MAIA, 2016).

Os bosques de franja se formam em terrenos mais elevados que a linha média da preamar, nas bordas das costas protegidas e ilhas, expostas às ondas e às marés. Os do tipo ribeirinho se formam ao longo dos rios e córregos, inundados pelas marés diariamente caracterizam-se pela presença constante de nutrientes, possibilitando maiores graus de desenvolvimento estruturais. Os bosques do tipo bacia crescem em depressões onde o fluxo de água é lento, impedindo o estabelecimento de amplos gradientes, os quais originam uma zonação vegetal definida (CINTRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI, 1992; LACERDA; KJERFVE, 1993; MAIA, 2016). É válido salientar também que Schaeffer-Novelli *et al.* (2000), propõem apenas as classificações dos tipos franja e bacia, utilizando a circulação das águas e o hidroperiodismo como principais critérios base. O padrão de inundação difere de acordo com as características do bosque, por exemplo, os bosques de franja são constantemente inundados, enquanto os de bacia são inundados apenas em marés mais altas, determinando o período em que o material em decomposição permanece no meio (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2000; KNIGHT *et al.*, 2008; PASCOALINI *et al.*, 2014).

Devido à influência do aporte de águas doce e marinhas que chegam aos estuários, periodicamente, o teor salino é variável (QUINÕES, 2000; LIBES, 2009). Segundo Parida e Jha (2010), a salinidade é o principal fator limitante para as espécies presentes nos manguezais, para a vegetação representa dificuldade na absorção da água, pois obstrui a condutância hidráulica, que respondem diminuindo seu potencial hídrico e reduz a capacidade fotossintetizante (MARTIN *et al.*, 2010; PARIDA; JHA, 2010; NAIDOO *et al.*, 2011). E por ser um ambiente salobro, o solo apresenta-se com coloração variando de negro a cinza-negro na superfície, devido à acumulação de sais, conforme a microtopografia do terreno, das marés, das vazões dos rios e da pluviosidade (SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986).

Fatores bióticos, como predação, utilização de recursos, competição entre indivíduos por espaço, luz, água e nutrientes, também determinam o desenvolvimento das comunidades de fauna e flora (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990; TWILLEY; DAY, 2013). E os detritos produzidos no manguezal, a partir do conjunto de folhas, flores, propágulos, galhos e detritos animais, chamados de serapilheira, são colonizados por uma miríade de micro-organismos que constituem a base da teia alimentar marinha, que proveem alimento para crustáceos e peixes jovens (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2012).

A formação vegetal dos manguezais, no mundo, é de 28 gêneros e 70 espécies, sendo 17 destas, exclusivas deste habitat, o que representa uma diversidade reduzida quando comparada com outras florestas tropicais (CEARÁ, 2006; ALONGI, 2009). As espécies

vegetais presentes no Brasil, em menor número, são exemplares da família Rhizophoraceae, das espécies *Rhizophora mangle* L., *Rhizophora harrisonii* Leechm e *Rhizophora racemosa*, sendo as duas últimas com ocorrência apenas no norte do país; família Acanthaceae, com *Avicennia germinans* (L.) Stearn. e *Avicennia schaueriana* Stapft & Leechm e família Combretaceae com a espécie *Laguncularia racemosa* R. (Gaertn) (LACERDA, 2003). Ocorrem também espécies rasteiras, dos gêneros *Hibiscus*, *Acrostichum* e *Spartina* (SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN-MOLERO, 1986; SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990). No Ceará, são mais comumente encontradas quatro destas espécies de mangue: *Avicennia germinans*, *Avicennia schaueriana*, *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa* (MAIA; COUTINHO, 2012, MAIA, 2016). Em algumas regiões também ocorre a espécie *Conocarpus erectus* L. (Combretaceae) (LINSINGEN; CERVI, 2007; PAULA; MAIA, 2012), que por não apresentar grande tolerância à salinidade típica dos manguezais, não é considerado um mangue verdadeiro por todos os autores (MAIA, 2016).

Esse ambiente é constantemente inundado pelas marés, retirando substâncias tóxicas para a vegetação e oxigenando o sedimento, fator que exerce grande influência sobre o crescimento, sobrevivência, reprodução e zonação das espécies vegetais (ROCHA; RODRIGUES; MALAGRINO, 1983; KNIGHT *et al.*, 2008; PASCOALINI *et al.*, 2014; SILVA-COSTA *et al.*, 2014). Porém, a distribuição espacial, abundância e desenvolvimento das espécies vegetais, não estão relacionados apenas com fatores estressantes naturais, mas também com fatores antrópicos, com a retirada da vegetação (SILVA-COSTA *et al.*, 2014). Em ambiente conservado, a zonação das espécies vegetais dispõe da seguinte forma, o mangue vermelho, *Rhizophora mangle*, ocupa os locais próximos ao mar, rios ou locais lamosos, o mangue preto, (*Avicennia germinans* e *Avicennia schaueriana*) e o mangue branco, *Laguncularia racemosa* domina os locais mais afastados da água (LUGO; SNEDAKER, 1974).

Essa vegetação é responsável por proteger a costa contra erosão produzida por agentes destruidores, como correntes, marés, drenagem dos terrenos e inundações (QUINÕES, 2000; EVERARD *et al.*, 2014), atua no sequestro de carbono da atmosfera, armazenando em sua biomassa e sedimentos (SPALDING *et al.*, 2010; FRIESS, 2019; ELLISON, 2019), e em razão à diversidade e à complexidade estrutural de suas raízes e por ser uma área com correntes de baixa velocidade, o manguezal é utilizado como ambiente de reprodução para várias espécies (SHERIDAN; HAYS, 2003). Além disso, constitui refúgio de muitos organismos, considerando a alta turbidez da água que reduz a percepção dos predadores,

garantindo a capacidade de fuga, o que aumenta as taxas de sobrevivências das espécies (BARAN; HAMBREY, 1998; HULL; WINTER; SCOTT 2001; CORRÊA; UIEDA, 2008). Esta biodiversidade contribui para a subsistência das comunidades adjacentes a nível local e global, proporcionando recursos florestais e pesqueiros (SPALDING *et al.*, 2010).

Segundo Quinões (2010), a fauna de manguezais pode ser dividida em dois grandes grupos, o primeiro é constituído por vários animais que utilizam do manguezal, seja para refúgio, fonte de alimentação ou em seu ciclo reprodutivo; podendo citar indivíduos que buscam esse ambiente durante sua fase juvenil, como as larvas de insetos e peixes, ou na fase adulta, como aves, répteis, anfíbios e mamíferos. E o segundo, constituído por animais marinhos que vivem toda sua fase adulta nos mangues. São principalmente moluscos, crustáceos e vermes diversos (Nematoda, Oligochaeta, Polychaeta) que colonizam o sedimento e os troncos e raízes das árvores, formando imensas populações chamadas de bentos (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995; QUINÕES, 2000; ROLEMBERG; ROCHA-BARREIRA; ARZABE, 2008).

A fauna bentônica de substratos inconsolidados é composta por associações de invertebrados que vivem dentro da matriz sedimentar, e tem como destaque a participação significativa dos grupos de poliquetas, moluscos, crustáceos e insetos (ROCHA; 1999; FRANKLIN-JÚNIOR, 2000). Segundo Soares-Gomes (2002), esta fauna pode ser classificada em grupos de acordo com seu tamanho, sendo a microfauna definida por indivíduos que podem passar por uma malha de 0,062 mm de abertura, a meiofauna pode ficar retida em malhas com abertura de 0,062 mm, a macrofauna fica retida em malha de 0,5 mm de abertura e a megafauna é constituída por indivíduos maiores que 2 cm. Estes animais possuem íntima relação com o substrato, participando da ciclagem de nutrientes, produção secundária, e da cadeia trófica (SILVA, 2006; PASSADORE *et al.*, 2007).

Neves e Valentin (2011), em um levantamento bibliográfico sobre a macrofauna bentônica, afirmam que algumas espécies da macrofauna são características de regiões estuarino-costeiras brasileiras em função da alta frequência e abundância, consideradas espécies dominantes na macrofauna, como por exemplo, as espécies *Anomalocardia flexuosa* (GMELIN, 1791) e *Capitella capitata* (FABRICIUS, 1780). Maia *et al* (2018) cita exemplares presentes no manguezal de interesse comercial, como os caranguejos *Goniopsis cruentata* (LATREILLE, 1803), *Cardisoma guanhumi* (LATREILLE, 1828), *Ucides cordatus* (LINNAEUS, 1763) e *Callinectes* sp. e os bivalves *A. flexuosa*, *Crassostrea mangle* (AMARAL; SIMONE, 2014), *Tagelus plebeus* (LIGTHFOOT, 1786), *Mytella falcata*

(D'ORBIGNY, 1846), *Phacoides pectinatus* (GMELIN, 1791), *Iphigenia brasiliana* (LAMARCK, 1818) e *Mytilopsis leucophaeta* (CONRAD, 1831). Para a região estudada, em Acaraú, Lima (2015) constatou que as áreas impactadas por resíduos apresentaram dominância das famílias de poliquetas Nereididae e Capitellidae quando comparadas às áreas conservadas.

Percebe-se assim, que esses ecossistemas proporcionam para a sociedade e meio ambiente importantes serviços ambientais como estocagem e limpeza de água, recarga do lençol freático, regulação do clima local, manutenção da biodiversidade, regulação dos ciclos biogeoquímicos, estocagem de carbono e habitat para inúmeras espécies (PIEDADE *et al.*, 2012, ELLISON, 2019). Porém, segundo Maia *et al.* (2018), a região apresenta diversos problemas em consequência de atividades antrópicas ameaçando os recursos naturais dessa região que influenciarão diretamente nas assembleias estuarinas e espécies de grande importância econômica (FIGURA 1).

Figura 1 – Imagens de manguezais da região de Acaraú e Itarema, impactados pela (A) carcinicultura, (B) disposição irregular de resíduos, (C) áreas portuárias e (D) desmatamento.



Fonte: Acervo Ecomangue (2019).

2.2 Impactos no Manguezal

O conceito de Impacto Ambiental está relacionado a alterações ambientais consideradas significativas, que podem ser negativas ou positivas (BITAR; ORTEGA, 1998).

Segundo o Artigo 1º da Resolução n.º 001/86 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), Impacto Ambiental é:

“Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas, biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que afetem diretamente ou indiretamente: A saúde, a segurança, e o bem estar da população; As atividades sociais e econômicas; A biota; As condições estéticas e sanitárias ambientais; A qualidade dos recursos ambientais” (BRASIL, 1986).

Os impactos ambientais podem ser diretos ou indiretos, imediatos ou a médio e longo prazo, temporários ou permanentes, reversíveis e irreversíveis, benéficos e adversos, locais, regionais e estratégicos (BITAR; FORNASARI-FILHO; VASCONCELOS, 1990). Essa análise é baseada na identificação, previsão de magnitude e interpretação da análise de cada um desses critérios, que permitem o julgamento geral das consequências de determinado empreendimento no meio ambiente (REIS, 2015).

O manguezal é um dos ecossistemas mais produtivos do planeta, mas também é o mais vulnerável e susceptível a mudanças climáticas (ODUM; HEALD, 1975; ALONGI, 2008; DONATO *et al.*, 2011). E tem sofrido inúmeras ações deletérias provenientes do desenvolvimento econômico e do crescimento desordenado das populações humanas, que sufocam esses ambientes devido à intensa utilização de seus recursos (NANNI; NANNI, 2005; SILVA, 2012), ou seja, a destruição de áreas de manguezal está associada a diferentes atividades humanas (NASCIMENTO, 2008). O principal fator degradante desse ambiente é a conversão dessas áreas para a aquicultura, agricultura e usos do solo urbano (SPALDING *et al.*, 2010), responsáveis pelo aumento do desmatamento (FRIESS, 2019), além do elevado crescimento demográfico na zona litorânea (DAHDOUH-GUEBAS *et al.*, 2004), turismo (FANDÉ; PEREIRA, 2014) e a deposição de resíduos sólidos (BERLAMINO *et al.*, 2012). Impactos de origem natural também modificam esse ambiente, são eles: elevação do nível do mar, furacões, tempestades, geadas, mudanças na trajetória de rios e hipersalinidade (CINTRÓN-MOLERO; SCHAEFFER-NOVELLI, 1992; FIELD, 1995; RAMÍREZ-GARCÍA *et al.*, 1998).

A população humana ocupa as zonas costeiras, devido aos inúmeros serviços prestados, porém este elevado crescimento demográfico e desordenado dos centros urbanos sobre a zona litorânea tem levado exploração excessiva desses recursos, degradando e fragmentando muitas áreas de manguezais (SPALDING *et al.*, 2010; SILVA; ALMEIDA, 2012). O aumento da quantidade de resíduos sólidos depositados irregularmente, de diferentes

origens, desde resíduos domésticos, até os de alto risco, como os resíduos industriais (NASCIMENTO; PIMENTEL, 2018), trazem preocupações em relação ao desenvolvimento econômico (GORMAN, 2018), podendo ser considerado uma das problemáticas mais complexas da poluição (ARAÚJO; SILVA-CAVALCANTI, 2014). Também pode causar perda do potencial estético e turístico, contaminação do ambiente por agentes patogênicos e danos a flora e a fauna, além dos gastos com limpeza pelos órgãos públicos (BARBOSA; COSTA; SILVA, 2008; SILVA-CAVALCANTI *et al.*, 2009; NASCIMENTO *et al.*, 2019). Nascimento *et al.* (2019) salienta a urgência da criação e aplicação de políticas públicas, visando o gerenciamento apropriado dos resíduos sólidos, de acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS, Lei nº12.305/2010, assim como a educação ambiental, permeando a proteção da saúde humana e ambiental através da sensibilização.

O turismo ocasiona diversos impactos ambientais positivos e negativos nas comunidades e nos centros receptores (FANDÉ; PEREIRA, 2014). O fato de esta atividade poder subsidiar os custos de conservação do ambiente é um dos principais impactos positivos, além de atuar na conservação da herança cultural, no fortalecimento da identidade cultural e no intercâmbio intercultural (BELTRÃO, 2001; DIAS, 2005). Porém, o ambiente natural é mais vulnerável aos impactos ambientais negativos do turismo (FANDÉ; PEREIRA, 2014). E devido ao seu crescimento acelerado, a partir da década de 50, houve um aumento na degradação dos recursos naturais, prejudicando as atividades turísticas, já que a qualidade do meio ambiente é um elemento importante para seu acontecimento (RUSCHMANN, 2008). Dentre os impactos negativos causados pelo turismo estão poluição e contaminação de cursos de água e de praias, poluição atmosférica, visual e sonora, desmatamento, distúrbios à vida selvagem e perda de biodiversidade, erosão e perda de fertilidade do solo; danos a monumentos, choques culturais, difusão de epidemias, criminalidade e mercantilização da cultura (FERRETTI, 2002; DIAS, 2005).

O desmatamento é responsável pela diminuição da cobertura florestal do planeta a milhares de anos (TILMAN, 1999), apresentando uma atual taxa de, aproximadamente, 1% ao ano (GIRI *et al.*, 2011). E é causada por diversos fatores, dentre eles a retirada de madeira para lenha, carvão, construções residenciais e instalações de diversificados empreendimentos, como a conversão de áreas para a aquicultura e agricultura, que acaba contribuindo para a degradação do ecossistema como um todo (SPALDING *et al.*, 2010). Em consequência da perda de vegetação, características essenciais dos manguezais podem ser modificadas, como a textura lamosa dos sedimentos, promovendo a diminuição da diversidade e densidade da

fauna bentônica (BOSIRE *et al.*, 2004). E em motivo da capacidade desse ambiente de armazenar, até cinco vezes mais carbono por hectare do que outros ecossistemas, o corte de sua vegetação faz dele potencialmente poderoso na emissão de gases de efeito estufa (FRIESS, 2019).

As perdas de cobertura vegetal estimadas em diferentes estudos sugerem que as atividades humanas como causa (GORMAN, 2018). Por exemplo, Pereira *et al.* (2009), comparando a estrutura da vegetação de uma área preservada e outra área com histórico de desmatamento, encontrou um maior número da espécie de *L. racemosa* na área antropizada, o que indica perturbação (PEREIRA *et al.*, 2009), pois trata-se de uma vegetação secundária com maior resistência as variações ambientais (BERNINI *et al.*, 2009; MARTINS; COUTO; DELABIE, 2011). Oliveira e Tognela (2014), analisando o processo de colonização do manguezal do Rio Tavares, através da avaliação da estrutura e a composição de espécies em diferentes bosques, registraram dominância da espécie *R. mangle* em regiões com presença de canais e a espécie *A. schaueriana* como pioneira em todas as parcelas do estudo.

Estudos sobre a macrofauna bentônica relacionam a alteração na distribuição de sua comunidade em resposta de agentes poluidores ou a um fator potencialmente poluente, por exemplo, altas taxas de Polychaeta (Annelida), Oligochaeta (Anellida) e *Chironomus* (Arthropoda) em elevados teores de matéria orgânica (GOULART; CALLISTO, 2003; MILESI *et al.*, 2008; BARBOLA *et al.*, 2011). Segundo estudos realizado por Bernardino *et al.* (2018), em uma área de mangue impactada pelo desmatamento, a diversidade na macrofauna bentônica foi menor em relação a áreas vegetadas, afetando teias alimentares estuarinas.

Segundo Gorman (2018), a preocupação com o desenvolvimento econômico levou a grandes prejuízos, devido à degradação e a fragmentação destes ecossistemas, resultando em perdas de serviços de importância ecológica e econômica. Indo contra o artigo 225 da Constituição Federal de 1988, que estabelece o meio ambiente ecologicamente equilibrado para todos, sendo o poder público e à coletividade, responsáveis por defendê-lo e preservá-lo (BRASIL, 1988), para que as gerações futuras não sejam privadas dos serviços oferecidos por esses ambientes (DUKE *et al.* 2007).

2.3 Efeito de Borda

A fragmentação de habitats é um processo natural, resultado de mudanças ambientais como, por exemplo, as glaciações, queimadas e erupções vulcânicas, gerando descontinuidades na paisagem (FERREIRA, 2013). E caracteriza-se como o processo de transformação de uma área vegetal, em áreas menores isoladas uma das outras por ambientes diferentes do original, resultando em solo degradado, vegetação secundária, área urbanizada, dentre outras consequências (KRAMER, 1997; OLIVEIRA, 1997). Entretanto, a modificação da paisagem natural quando realizada por ações antrópicas, intensifica e desequilibra os processos físicos e biológicos, promovendo destruição e mudança na estrutura dos habitats (FERREIRA, 2013), uma das principais causas do empobrecimento da biodiversidade global (PEREIRA *et al.*, 2010; RANDS *et al.*, 2010; HADDAD *et al.*, 2015).

Alterações ao longo das bordas do fragmento como atividades humanas, a perda de área, o aumento do isolamento e a maior exposição, em longo prazo, resultam na modificação da estrutura e função dos fragmentos remanescentes (LINDENMAYER; FISCHER, 2006). Essa alteração pode ser originada por barreiras naturais, como a passagem de um rio, ou originada por fatores antrópicos, como o desmatamento, resultando modificação na estruturação das espécies na parte marginal (FORMAN; GODRON, 1986; WEBB *et al.*, 2002). O microambiente na borda de fragmento é diferente daquele no interior do bosque devido às mudanças microclimáticas, por exemplo, o aumento da luminosidade, alteração nos padrões de temperatura, umidade e vento (NASCIMENTO; LAURANCE, 2006; PRIMAK; RODRIGUES, 2001; BROADBENT *et al.*, 2008). Esse conjunto de alterações em consequência da fragmentação é definido como efeito de borda (FORMAN; GORDON, 1986).

O efeito de borda pode ser definido como uma alteração na estrutura, na composição e na abundância relativa de espécies na parte marginal do fragmento formando barreiras, que podem ser de origem natural, como um rio, ou de origem antrópica, como o desmatamento (FORMAN; GODRON, 1986). Esses efeitos somados as características do remanescente, irão determinar a intensidade dos efeitos de borda locais (RODRIGUES; NASCIMENTO, 2006), podendo ocorrer variações na intensidade destes, com o aumento da distância da borda (KAPOS *et al.* 1997). Por isso, a importância do conhecimento fitossociológico, que segundo Gama *et al.* (2007), possibilita a avaliação do estágio de desenvolvimento da floresta. Por exemplo, é possível a relação entre a densidade dos bosques de mangue e seu nível de

maturação, já que bosques jovens são caracterizados por apresentar um grande número de árvores com altura e diâmetro menores e bosques em um estágio maduro apresentam menor número de árvores com maiores alturas e diâmetros (SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRON, 1986; MARTINS *et al.*, 2011).

A utilização de bordas naturais como áreas controle auxiliam na identificação de processos envolvidos na fragmentação antrópica de ecossistemas (EISENLOHR *et al.*, 2015), uma vez que a fragmentação natural passa por quatro processos principais, sendo eles: i) a variações climáticas, ii) heterogeneidade edáfica, iii) relevo e, iv) regime hidrológico, que podem atuar em conjunto ou não (CONSTANTINO *et al.*, 2005; EISENLOHR *et al.*, 2015). Já a fragmentação antrópica, consiste na remoção da cobertura vegetal contínua originando dois ou mais fragmentos de tamanho inferior ao original (LAURANCE *et al.*, 1997). Ou seja, habitats fragmentados apresentam maior quantidade de borda por área e o centro de cada fragmento encontra-se mais próximo dessa borda (PRIMAK; RODRIGUES, 2001), produzindo um gradiente borda-interior, em razão da maior penetração da radiação solar e à exposição direta aos ventos quentes e secos que se originam no habitat ao redor (PIRES *et al.*, 2006).

O histórico do fragmento, seu tamanho e forma, pressões antrópicas, grau de isolamento, a sensibilidade da comunidade e dos indivíduos de cada espécie influenciam nas respostas das comunidades vegetais em resultado à fragmentação (MALCOLM, 1991; OLIFIERS, 2002). Dito isso, bordas naturais e antrópicas atuam como filtros ambientais em comunidades arbóreas, podendo limitar ou favorecer a existência das espécies (CAVENDER-BARES *et al.*, 2004; CIANCIARUSO *et al.*, 2009). O efeito de borda, também, pode variar, em função do ambiente estudado, como, por exemplo, elevação no número de espécies vegetais pioneiros e de porte menor nas bordas (LAURANCE *et al.*, 1997), declínio e morte de árvores (LAURANCE, 2000) e variações na estrutura sucessional das comunidades nas bordas (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2007).

As maneiras pelas quais as espécies animais são afetadas pela fragmentação dependem tanto da estrutura (tamanho e tipo de entorno do fragmento), como do relacionamento destas espécies com o fragmento, se há utilização ou não das bordas, sensibilidade a alterações e sua capacidade de se mover entre os fragmentos (FONSECA; ROBINSON, 1990; CASTRO; FERNANDEZ, 2004). Segundo Ries *et al.* (2004) existe uma variação no efeito da borda em comunidades de invertebrados, apresentando também uma inconsistência quanto aos resultados. Um exemplo disso é a densidade de indivíduos em paisagens costeiras, tendo a

possibilidade de decrescer (SÁNCHEZ-JEREZ *et al.*, 1999), aumentar ou manter-se constante através da borda (BOLOGNA; HECK, 2002). Porém, em um recente estudo em resposta ao desmatamento dos manguezais, a densidade de macrofauna e biomassa variaram entre habitats vegetados e não vegetados em locais naturais e impactados, apresentando também uma diminuição na diversidade (BERNARDINO *et al.*, 2018).

Alguns trabalhos vêm discutindo a influência da fragmentação antrópica na diversidade filogenética de comunidades arbóreas no Brasil (CIANCIARUSO *et al.*, 2012; MATOS *et al.*, 2017; RIBEIRO *et al.*, 2016; SANTOS *et al.*, 2010). E esses estudos têm demonstrado que as características do ambiente influenciam as comunidades de ecossistemas costeiros (BOSTROM *et al.*, 2011). Para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, podemos citar Moreira *et al.* (2010), avaliando a composição das espécies de crustáceos do gênero *Uca* (Ocypodidae), que não demonstraram um gradiente de distribuição ao longo do manguezal, já Kurtz (2015), avaliando os efeitos de bordas da macrofauna bentônica para regiões de manguezal e marismas no Paraná, encontrou características ecológicas dos habitats constantes em seu interior e maior densidade e riqueza de espécies próximo da região de borda. E Amortegui-Torres *et al.* (2013) utilizaram o gastrópode *Neritina virginea* (LINNAEUS, 1758) como bioindicadora para avaliar os efeitos da fragmentação no manguezal e encontrou propriedades do microhabitat e da superfície do solo alteradas devido ao corte de árvores de mangue.

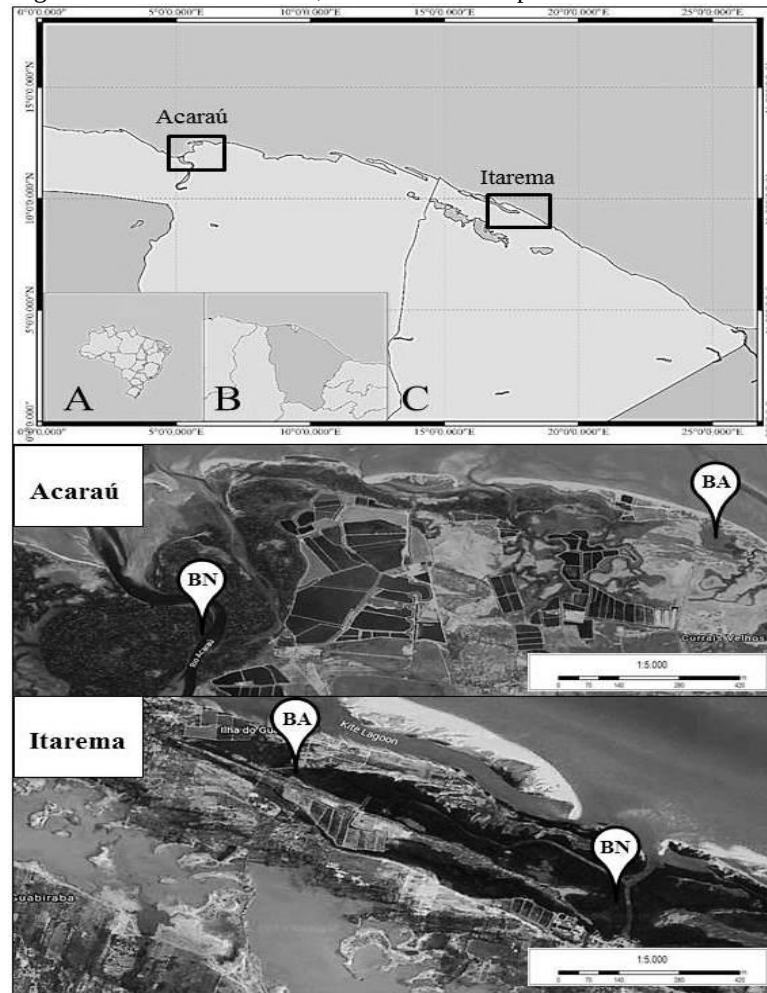
3. METODOLOGIA

3.1. Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido em manguezais dos estuários dos rios Aracatimirim e Acaraú, respectivamente, nos municípios Itarema e Acaraú, litoral oeste do Ceará, nordeste do Brasil (FIGURA 2).

Figura 2 – Mapa do Brasil (A) e Ceará (B), destacando as áreas estuarinas dos municípios de Acaraú e Itarema (C) e seus respectivos pontos de amostragem.

Legenda: BN – borda natural; BA – borda antrópica.



Fonte: Amorim (2020).

O rio Acaraú está inserido na macro bacia do rio Coreaú e possui uma extensão de 317 km, nascendo nas Serra das Matas em Tamboril e desemboca no município de Acaraú (COGERH, 2018), possui temperatura média de 27°C e pluviosidade aproximada de 1100 mm

ao ano (FUNCEME, 2018). Seu estuário é caracterizado pela intensa troca de água doce e salgada, o que propicia o desenvolvimento dos manguezais, planície fluviomarinha, salgado ou apicum (ARAÚJO; FREIRE, 2007). Os manguezais da região encontram-se perturbados por diferentes ações antrópicas, tais como, o desmatamento para retirada de madeira, ocupações imobiliárias, construção de viveiros de carcinicultura, disposição inadequada de resíduos sólidos provenientes, principalmente, das artes de pesca e região portuária, poluição dos corpos hídricos, dentre outros, causando a descaracterização ambiental e o desequilíbrio ecológico no ecossistema (ARAÚJO; FREIRE, SANTOS, 2007; THIERS *et al*, 2016).

O rio Aracatimirim está inserido na bacia litorânea medindo cerca de 163 km², é considerado um rio de pequeno porte, mas com grande influência no estuário da região. Nasce no município de Santana do Acaraú, onde é denominado Rio Mirim, seguindo percurso o mesmo corta os municípios de Miraíma e Amontada, onde recebe aporte de água de um braço do Rio Aracati, e desagua no município de Itarema (COGERH, 2018). O clima apresenta média térmica de 26°, com máximas de 30°C e mínimas de 19°C, com média de precipitação de 1.200 mm ao ano (FUNCEME, 2018). Assim, como o rio Acaraú, nas últimas décadas, essa área vem sofrendo diferentes impactos, principalmente devido à ocupação irregular, por empresas, que exploram em escala industrial seus recursos naturais (coco e peixe), pela invasão de agricultores e implantação de fazendas de camarão (MAIA, 2016; THIERS *et al*, 2013).

Foram selecionadas quatro áreas de amostragem, sendo duas áreas com bordas naturais e duas com bordas artificiais, ou seja, manguezais que sofreram fragmentação, em cada estuário (QUADRO 1; FIGURA 3). As parcelas são contínuas da borda (1) para o centro (5) dos bosques de mangue. As áreas de estudo foram escolhidas após análise de imagens de satélite da região e visitas aos manguezais.

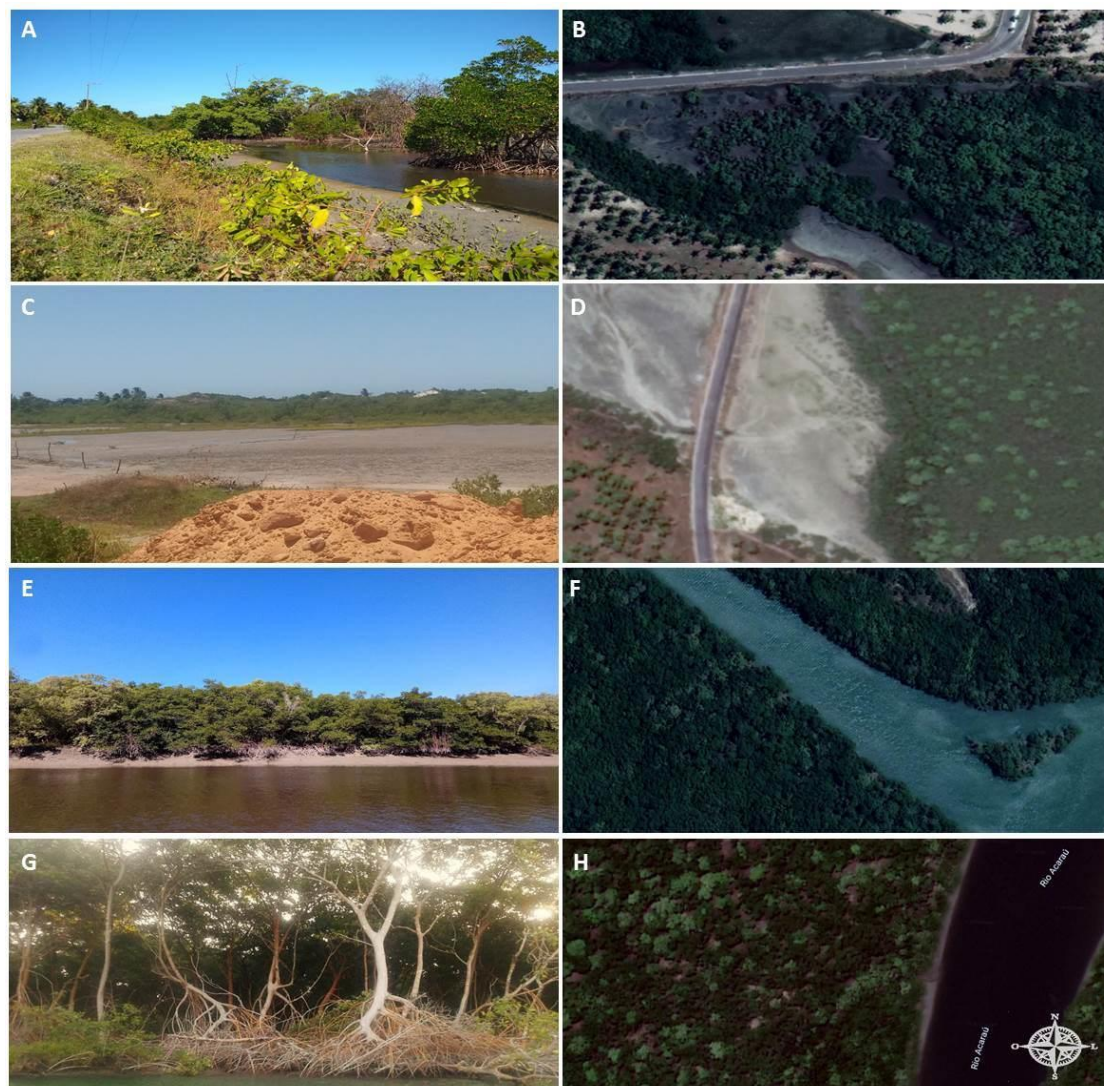
Para padronização, as áreas com influência de bordas naturais tiveram como causador do fragmento o leito do rio e as áreas com influência de bordas antrópica tiveram como causador do fragmento a presença de uma estrada.

Quadro 1 - Pontos, locais, borda e coordenadas geográficas dos manguezais a serem amostrados.

Áreas	Local	Borda	Coordenadas
1	Itarema	Natural	2°53'49''S 39°52'56''W
2	Itarema	Antrópica	2°53'03''S 39°54'46''W
3	Acaraú	Natural	2°51'40''S 40°08'29''W
4	Acaraú	Antrópica	2°50'10''S 40°05'08''W

Fonte: Amorim (2019).

Figura 3 – Imagens das áreas de estudo com bordas antrópicas e naturais das regiões de Acaraú e Itarema, (A) borda antrópica de Itarema, (B) imagem de satélite da borda antrópica de Itarema, (C) borda antrópica de Acaraú e (D) imagem de satélite da borda antrópica de Acaraú, (E) borda natural de Itarema, (F) imagem de satélite da borda natural de Itarema, (G) borda natural de Acaraú e (H) imagem de satélite da borda natural de Acaraú. As imagens de satélites estão representadas em escala 1:450 m.



Fonte: Modificada a partir de *Google Earth*.

Em Acaraú, a borda antrópica estudada é causada por uma estrada que se encontra a 10 km do centro da cidade, entre a praia de Arpoeiras e a comunidade do Curral Velho. Modificações antrópicas foram registradas para essa região a partir de 1890, com a construção de uma salina por Leocádio de Araújo Rocha (ARAÚJO, 1991), e se intensificaram com a construção primeiras barracas de praia pela Prefeitura Municipal, em 1991 (ARAÚJO, 2005) e atualmente a estrada encontra-se asfaltada, com obra data no ano de 2014 (observação pessoal) (FIGURA 4).

Figura 4 – Imagens das intervenções urbanas na região de Arpoeira-Acaraú/CE. (A) Barracas construídas pela Prefeitura Municipal de Acaraú em 1991, (B) Estrada da Praia de Arpoeiras durante as obras de asfaltamento em 2014.



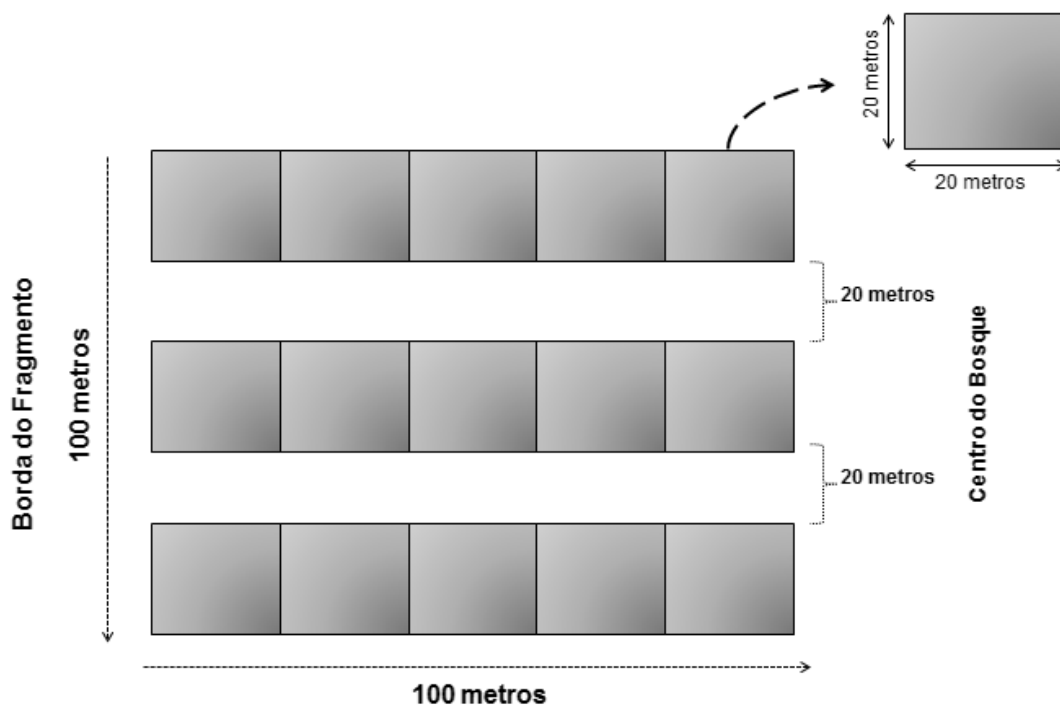
Fonte: Acervo pessoal.

A borda antrópica promovida pela estrada no município de Itarema encontra-se à 4,5 km do centro da cidade, na Via Costeira, dando acesso à Ilha do Guajiru (FIGURA 6). De acordo com os pescadores da região (comunicação pessoal), essa intervenção foi realizada por volta de 1985. Segundo Thiers *et al.* (2013), a região tem apresentado um crescimento nos bosques de mangue desde 1985 a 2008, essa regeneração dá-se devido a interferência na dinâmica causada por tensores como a atividade salineira, carcinicultura e ocupação das áreas de manguezal. Além de o aumento do desenvolvimento de atividades turístico da região, devido a suas características climáticas (THIERS *et al.*, 2013). Receptando um grande número de hotéis e pousadas, estas últimas ligadas à prática do *kitesurf* (CASTRO, 2016).

3.2 Estrutura vegetal

A caracterização do efeito de borda no manguezal foi baseada na metodologia que consiste no emprego de parcelas múltiplas, formando transectos replicados, proposta por Maia e Coutinho (2012). Foram demarcadas duas linhas de 100 metros, uma paralela a borda do fragmento e outra em direção ao centro do bosque, onde foram demarcados três transectos com distância de 20 metros entre si, e divididas igualmente em cinco parcelas de 200 m², resultando em uma área total de 6.000 m². As parcelas foram orientadas paralelamente a borda do fragmento (FIGURA 5).

Figura 5 – Desenho amostral realizado nas áreas de estudo para amostragem da estrutura vegetal e da macrofauna bentônica.



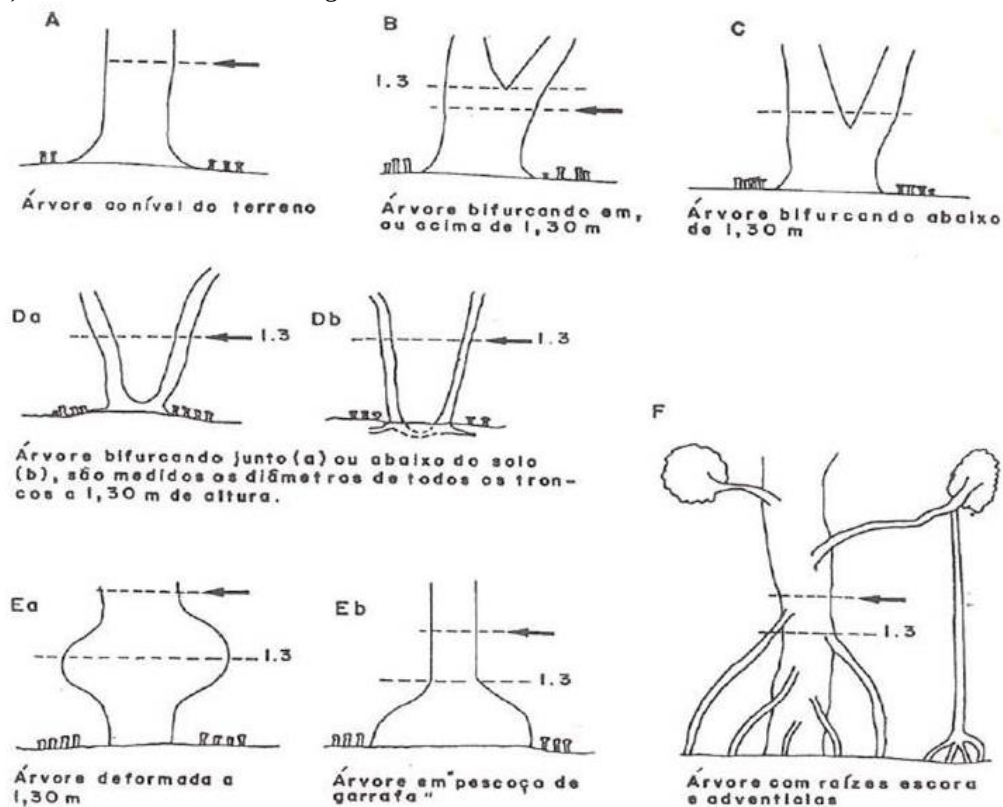
Fonte: Amorim (2020).

Em cada parcela, as plantas foram contabilizadas, identificadas quanto à espécie, e terão circunferência dos troncos aferidas e a altura das árvores estimada com auxílio de um clinômetro. O clinômetro utilizado é um transferidor e um fio de prumo, neste caso o observador afasta-se da árvore e mede o ângulo formado com a copa da árvore (SCHAEFFER-NOVELL; CINTRÓN, 1986). Para calcular o valor da altura (h), a altura do observador (x) foi utilizada como base e a distância entre o observador e o tronco da árvore (y) e foi multiplicado ao valor da tangente do ângulo formado pelo clinômetro ($h=(x+y) \cdot \tan \alpha$).

A circunferência do tronco foi medida à altura do peito (CAP), a 1,30m do solo, com auxílio de uma fita métrica (SCHAEFFER-NOVELL; CINTRÓN, 1986). Ao apresentarem deformidades no tronco foram adotados procedimentos específicos para medir a circunferência: a) árvore com nível do terreno; b) árvore com tronco bifurcado acima de 1,3m, a CAP é medida abaixo da bifurcação; c) árvore bifurcando abaixo de 1,3m cada tronco foi medido e foi feita uma média; d) árvores que apresentam bifurcações acima ou abaixo do solo terão as circunferências medidas para cada tronco e as árvores foram registradas separadamente; Ea) em árvores deformadas, a CAP é medida acima da deformidade; Eb)

árvore com pescoço de garrafa, a CAP é medida acima da base; f) se a árvore apresentar raiz escora, a CAP foi medida acima da última raiz escora (FIGURA 6).

Figura 6 – Desenho demonstrando procedimentos específicos para medir a circunferência á altura do peito (CAP) em árvores com troncos irregulares e com raízes escora.



Fonte: Schaeffer-Novelli e Cintrón (1986).

Os valores da circunferência do tronco obtidos foram transformados em diâmetro à altura do peito ($DAP = CAP/\pi$) e foram calculados para cada área os valores médios da altura, DAP, área basal dos indivíduos ($\pi/4.DAP^2$) e densidade de troncos vivos e mortos além da frequência e dominância relativa por espécie (SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986).

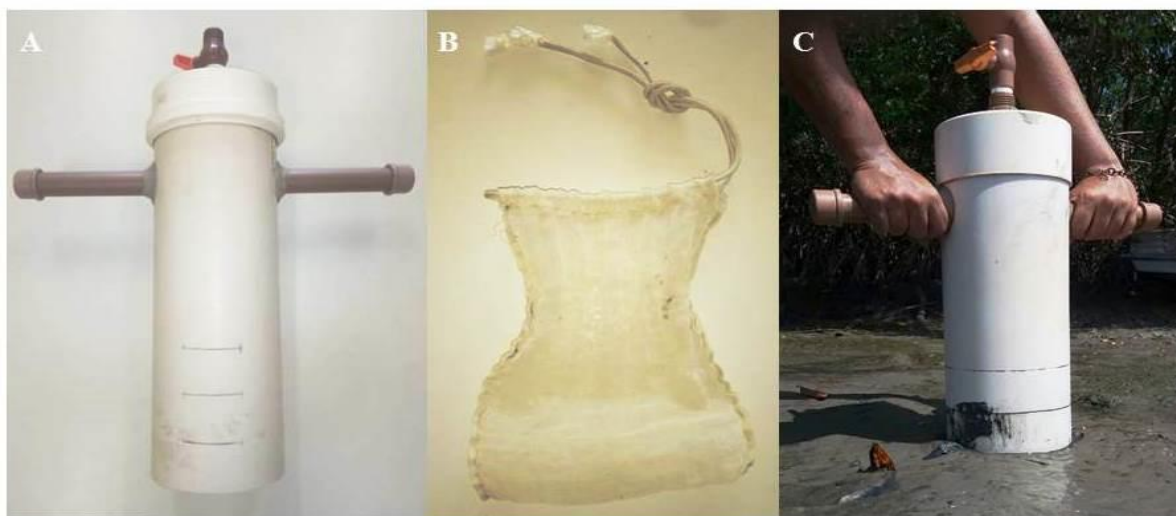
3.3 Macrofauna bentônica

Para caracterização do efeito de borda nas comunidades bentônicas foram realizadas amostragens apenas nas áreas do município de Acaraú.

Em cada parcela, foram amostradas três réplicas aleatórias de sedimento para a análise da macrofauna bentônica, com o auxílio de um amostrador cilíndrico de PVC (Core) com diâmetro de 15 cm, o qual foi inserido no sedimento a 10 cm de profundidade e peneirado na

malha com abertura de 0,5 mm (FIGURA 7) (BERNARDINO *et al.* 2015). Em laboratório, as amostras foram fixadas com formol salino 10% (4% de formaldeído) e cada amostra foi triada com auxílio de um microscópico estereoscópio (lupa), onde foram retirados todos os macroinvertebrados bentônicos para posterior identificação, com auxílio de chaves de identificação especializadas.

Figura 7 – Material utilizado na coleta em campo. (A) Amostrador cilíndrico de PVC (core); (B) Malha amostral com abertura de 0,5 mm (C) Utilização do amostrador em campo, com inserção no sedimento do manguezal.



Fonte: acervo Ecomangue.

3.4. Fatores abióticos

Foram mensurados os fatores abióticos, temperatura e salinidade, em cada parcela utilizada para o estudo da estrutura vegetal como descrito acima, com o objetivo de analisar os parâmetros nas diferentes origens de fragmentação (natural e antrópica). Para verificação da temperatura do ar, solo e água foi utilizado um termo higrômetro digital (SH – 122) e para salinidade um refratômetro (REF – 211).

3.5. Análise do solo

Para análise granulométrica e obtenção do teor de matéria orgânica foram coletadas em todos os pontos uma amostra de solo.

O solo coletado foi seco em estufa (a 60° C durante 72 horas, para evitar o endurecimento do material e a modificação de argilo-minerais), destorroado e acondicionado em sacos plásticos para análise de granulometria com metodologia definida pelo Protocolo da

Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros subgrupo estuários (BERNARDINO *et al.*, 2015) e teor de matéria orgânica seguindo o Manual de Métodos de Análise de Solo da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2017).

Assim, para a análise de granulometria, foram utilizadas 100g de cada amostra do sedimento seco. As mesmas foram lavadas em peneira de 20 cm de diâmetro e abertura 90 µm e secas em estufa (60°C por 72 horas). Após secas, cada amostra foi peneirada em um conjunto de 11 peneiras com diferentes aberturas (2,80 mm > 2 mm > 1,40 mm > 1 mm > 710 µm > 500 µm > 355 µm > 250 µm > 180 µm > 125 µm > 90 µm) com o auxílio de um agitador de peneiras, durante 15 minutos. As percentagens em cada peneira foram pesadas em balança analítica e os dados foram tabulados para posterior análise estatística no programa gratuito Sysgran 3.0

Para análise de matéria orgânica, foram utilizados cadinhos de porcelanas, devidamente marcados e pesados, adicionados 3g de cada amostra e acondicionados em forno mufla e incinerados à uma temperatura de 600°C, durante 3 horas. Em seguida, os cadinhos com os resíduos das amostras foram acondicionados em um dessecador e posteriormente pesados em balança com precisão de 0,001 g. O teor de matéria orgânica foi determinado em razão da perda de massa da amostra incinerada, considerando-se o material perdido pela queima no intervalo de variação da temperatura da mufla de 105 à 600°C, conforme a fórmula: $MO (\%) = (P - (T - C) \times 100 / P)$, em que P é o peso da amostra em gramas depois de aquecida a 105°C; C é a tara do cadinho (g); e T = peso da cinza + cadinho (g).

3.6 Análise de dados

Para realizar as análises estatísticas, primeiramente foram testadas a normalidade (Teste de Kolmogorov e Teste de Shapiro-Wilk) e a homogeneidade (Teste de Cochran) dos dados. Em seguida, foi realizada uma análise descritiva dos parâmetros analisados na estrutura da vegetação.

Para analisar comparativamente a densidade, a altura, o DAP, e a área basal entre as parcelas dos manguezais estudados foi utilizada uma Análise de Variância de dois fatores (ANOVA *two way*) (UNDERWOOD, 1997). Quando encontradas diferenças entre as médias, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), foi utilizado o teste de comparações múltiplas de Tukey. Os dados obtidos de indivíduos vivos e mortos foram avaliados separadamente.

A riqueza de espécies e a abundância de organismos da fauna foram analisados ao nível taxonômico de família e a comparação entre áreas e parcelas também foi realizada com uma Análise de Variância de dois fatores (ANOVA *two way*).

O padrão de variação na estrutura das comunidades de flora e da fauna foi avaliado com uma Análise de Agrupamento (Cluster) a partir do índice de similaridade de Bray-Curtis, usando o programa PRIMER v6 (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research), (CLARKE; GORLEY, 2006). Também por meio desse programa foram realizadas a Análise de Similaridade (ANOSIM) e a Percentagem de Similaridade (SIMPER), visando detectar variações espaciais entre manguezais (borda e centro do fragmento).

O relacionamento entre a riqueza e abundância da fauna com as variáveis de sedimento, abióticas e estrutura dos bosques foi testada por meio de uma Análise de Correlação.

4. RESULTADOS

4.1 Caracterização das áreas de estudo

As coletas foram realizadas no período chuvoso, entres os meses de fevereiro/abril de 2019. As características ambientais das áreas estudadas foram definidas por um conjunto de variáveis abióticas apresentadas na tabela 1, na qual pode-se perceber uma homogeneidade, devido à proximidade geográfica das áreas. É válido salientar que a parcela 5 da borda antrópica de Itarema não apresentou vegetação, devido a ser uma área constantemente inundada.

Não foram observadas diferenças entre parcelas, porém em Acaraú, a salinidade média foi menor que em Itarema. A maior pluviosidade (média 181 mm/mês) no período da coleta pode estar relacionada com os menores valores de salinidade, assim como os maiores valores de umidade (FUNCEME, 2019).

Quanto à umidade do ar, foram obtidos dados semelhantes entre áreas, porém, quando comparados entre municípios, Acaraú apresenta valores maiores de umidade. Podendo destacar os valores mais altos nas parcelas 4 e 5, próximas ao centro do bosque. Porém, nenhum dos valores abióticos apresentou um claro gradiente borda-centro.

Tabela 1 – Média ($\pm$ DP) de Valores dos Fatores Abióticos nas áreas de estudo. Legenda: (T – Temperatura).

(continua)						
Área/ Status	Parcela	T. da Água (°C)	T. do Solo (°C)	T. do Ar (°C)	Úmidade (%)	Salinidade (ppm)
Itarema Antrópica	1	29,5 $\pm$ 28,9	29,83 $\pm$ 1,70	32,50 $\pm$ 2,13	78 $\pm$ 0,01	23,11 $\pm$ 1,93
	2	30,43 $\pm$ 2,29	30,70 $\pm$ 2,26	30,33 $\pm$ 2,28	75 $\pm$ 0,02	23,11 $\pm$ 1,86
	3	31,27 $\pm$ 2,38	31,61 $\pm$ 2,32	29,65 $\pm$ 2,24	68 $\pm$ 0,14	22,71 $\pm$ 1,58
	4	32,80 $\pm$ 1,92	31,67 $\pm$ 2,05	30,20 $\pm$ 2,01	77 $\pm$ 0,02	24,22 $\pm$ 1,64
Itarema Natural	1	32,87 $\pm$ 2,20	33,53 $\pm$ 2,13	32,07 $\pm$ 0,75	73 $\pm$ 0,13	33,33 $\pm$ 1,42
	2	30,17 $\pm$ 1,41	30,43 $\pm$ 2,16	32,73 $\pm$ 0,74	74 $\pm$ 0,01	33,33 $\pm$ 1,09
	3	27,88 $\pm$ 1,36	28,17 $\pm$ 2,12	28,64 $\pm$ 0,72	66 $\pm$ 0,01	25,88 $\pm$ 0,87
	4	30,03 $\pm$ 1,31	31,13 $\pm$ 2,18	33,13 $\pm$ 0,72	75 $\pm$ 0,01	32,67 $\pm$ 0,87
	5	29,67 $\pm$ 1,32	31,57 $\pm$ 2,20	33,10 $\pm$ 0,74	73 $\pm$ 0,01	32,33 $\pm$ 1,21

Tabela 1 – Média ($\pm$ DP) de Valores dos Fatores Abióticos nas áreas de estudo. Legenda: (T – Temperatura).

(conclusão)						
Área/ Status	Parcela	T. da Água (°C)	T. do Solo (°C)	T. do Ar (°C)	Úmidade (%)	Salinidade (ppm)
Acará Antrópica	1	30,37 $\pm$ 1,52	30,07 $\pm$ 1,36	30,67 $\pm$ 1,61	78 $\pm$ 0,13	21,89 $\pm$ 15,67
	2	29,70 $\pm$ 4,39	29,70 $\pm$ 4,43	27,73 $\pm$ 4,53	63 $\pm$ 0,12	34,22 $\pm$ 14,19
	3	29,40 $\pm$ 1,18	29,33 $\pm$ 1,20	28,70 $\pm$ 1,44	78 $\pm$ 0,13	15,67 $\pm$ 10,87
	4	32,43 $\pm$ 3,47	32,40 $\pm$ 3,47	28,67 $\pm$ 1,51	81 $\pm$ 0,13	13,22 $\pm$ 10,33
	5	29,17 $\pm$ 3,37	29,17 $\pm$ 3,36	28,50 $\pm$ 1,47	80 $\pm$ 0,13	10,89 $\pm$ 10,16
Acará Natural	1	30,27 $\pm$ 0,76	30,47 $\pm$ 1,49	32,67 $\pm$ 1,25	76 $\pm$ 0,02	0,00 $\pm$ 0
	2	30,27 $\pm$ 0,57	30,27 $\pm$ 1,59	33,33 $\pm$ 0,99	75 $\pm$ 0,02	0,00 $\pm$ 0
	3	30,83 $\pm$ 0,06	31,77 $\pm$ 1,50	32,53 $\pm$ 0,57	77 $\pm$ 0,02	0,00 $\pm$ 0
	4	30,90 $\pm$ 0	31,43 $\pm$ 1,66	32,67 $\pm$ 0,63	78 $\pm$ 0,03	0,00 $\pm$ 0
	5	30,90 $\pm$ 0	31,30 $\pm$ 1,80	32,53 $\pm$ 0,65	77 $\pm$ 0,03	0,00 $\pm$ 0

Fonte: Amorim (2020).

Quanto às características do solo, a granulometria, também apresentou valores similares entre áreas considerando as frações de areia, silte e argila (TABELA 2). Já o teor de matéria orgânica no sedimento das áreas de bordas antrópicas apresentou valores menores quando comparados com as áreas de bordas naturais. No município de Itarema, o teor de matéria orgânica foi maior no centro do bosque, com maior diferença para borda antrópica, com 12,34% na borda e 32,94% no centro. Essa fator pode está relacionado com o padrão de inundação desse manguezal, modificando as percentagens de degradação da matéria orgânica, resultando nessas diferenças entre as parcelas mais próximas a borda em relação as parcelas próximas do centro.

Tabela 2 – Média ($\pm$ DP) do total de Matéria Orgânica (MO), frações granulométricas do sedimento.
 Legenda: (MO – Teor de matéria orgânica)

Área/ Status	Parcela	MO (%)	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	Classificação
Itarema Antrópica	1	12,34 $\pm$ 14,18	77,60 $\pm$ 14,26	17,97 $\pm$ 16,19	4,40 $\pm$ 3,18	Areia muito fina
	2	33,60 $\pm$ 11,41	47,39 $\pm$ 16,52	42,52 $\pm$ 14,71	10,08 $\pm$ 9,66	Silte grosso
	3	29,73 $\pm$ 11,87	51,65 $\pm$ 17,35	48,35 $\pm$ 14,33	0,00 $\pm$ 12,60	Silte grosso
	4	32,94 $\pm$ 11,39	65,99 $\pm$ 15,96	31,72 $\pm$ 15,43	2,28 $\pm$ 9,78	Areia muito fina
Itarema Natural	1	10,52 $\pm$ 4,15	71,71 $\pm$ 7,36	26,10 $\pm$ 6,25	2,19 $\pm$ 5,08	Silte médio
	2	13,37 $\pm$ 4,09	57,94 $\pm$ 8,77	29,08 $\pm$ 6,43	12,96 $\pm$ 5,61	Areia muito fina
	3	13,94 $\pm$ 4,14	79,99 $\pm$ 7,93	15,00 $\pm$ 6,52	4,95 $\pm$ 4,88	Areia muito fina
	4	20,14 $\pm$ 4,71	55,89 $\pm$ 15,79	24,30 $\pm$ 6,99	19,80 $\pm$ 11,68	Silte grosso
	5	20,14 $\pm$ 7,89	67,03 $\pm$ 15,42	21,40 $\pm$ 5,90	11,57 $\pm$ 11,67	Silte grosso
Acarauá Antrópica	1	9,82 $\pm$ 2,09	79,02 $\pm$ 13,89	18,61 $\pm$ 11,06	2,35 $\pm$ 4,65	Areia muito fina
	2	9,33 $\pm$ 2,23	64,74 $\pm$ 12,71	27,50 $\pm$ 10,78	23,23 $\pm$ 5,28	Silte grosso
	3	9,42 $\pm$ 2,78	57,53 $\pm$ 12,50	36,82 $\pm$ 10,53	5,64 $\pm$ 5,49	Silte médio
	4	6,70 $\pm$ 2,76	67,59 $\pm$ 10,51	23,80 $\pm$ 8,57	8,60 $\pm$ 5,55	Areia muito fina
	5	5,91 $\pm$ 2,62	72,45 $\pm$ 10,90	23,57 $\pm$ 9,79	11,92 $\pm$ 5,70	Silte grosso
Acarauá Natural	1	9,39 $\pm$ 1,52	63,95 $\pm$ 11,74	30,40 $\pm$ 11,29	5,64 $\pm$ 4,47	Silte grosso
	2	10,57 $\pm$ 1,59	49,80 $\pm$ 11,72	46,25 $\pm$ 11,66	3,94 $\pm$ 3,34	Silte grosso
	3	10,54 $\pm$ 1,37	69,78 $\pm$ 8,59	26,30 $\pm$ 7,92	3,91 $\pm$ 3,75	Areia muito fina
	4	9,04 $\pm$ 1,33	62,34 $\pm$ 8,85	27,91 $\pm$ 7,83	9,75 $\pm$ 3,88	Silte grosso
	5	11,23 $\pm$ 1,78	68,34 $\pm$ 8,23	30,10 $\pm$ 8,03	1,53 $\pm$ 3,80	Silte grosso

Fonte: Amorim (2020).

4.2 Estrutura vegetal

Foram amostradas no total, 2.919 árvores nas quatro áreas de coleta e destas 94 estavam mortas, sendo 1.481 árvores vivas e 57 mortas, amostradas nas áreas com influência de bordas naturais, e 1.344 vivas e 37 mortas, nas áreas com bordas antrópicas. As áreas de bordas antrópicas não apresentaram indivíduos em todas as parcelas; destacando-se Acaraú, onde as parcelas um e dois não apresentaram vegetação e a parcela três apresentou indivíduos apenas em dois transectos.

Esses mangues estavam distribuídos em cinco espécies: *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Avicennia shaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Conocarpus erectus*.

Foram encontrados 1.106 exemplares da espécie *R. mangle*, sendo 93,8% coletados nas áreas de bordas naturais e 7,2% nas áreas de bordas antrópicas. A espécie *A. germinans* foi representada por 758 exemplares, sendo 12,5% presentes em bordas naturais e 87,5% em bordas antrópicas. *A. shaueriana* apresentou 634 exemplares, dessas 47,1% estavam presentes em bordas naturais e 52,9% nas bordas de origem antrópica. *L. racemosa* foram encontrados 293 exemplares, sendo 20,5% encontradas em áreas de bordas conservadas e 79,5% em bordas antrópicas.

Assim, a espécie *R. mangle* apresentou dominância entre as áreas, seguida por *A. schaueriana* e *A. germinans*. Em relação à frequência, *R. mangle* apresentou maior frequência, seguida por *A. shaueriana*, *A. germinans* e *L. racemosa*, enquanto a *C. erectus* apresentou a menor frequência, pois apenas um exemplar foi registrado (TABELA 3).

Observa-se que a espécie *R. mangle* apresentou maior frequência nas áreas conservadas em Itarema e Acaraú, seguida de *A. shaueriana* na área de borda natural de Itarema. Nas áreas de bordas antrópicas, Acaraú e Itarema, apresentaram uma maior frequência de *A. germinans*. Quanto a dominância, a espécie *R. mangle* apresentou dominância nas áreas conservadas Itarema e Acaraú. Enquanto nas áreas artificiais, a espécie *L. racemosa* apresentou maior dominância em Itarema e *A. germinans* em Acaraú.

Tabela 3 – Frequência e dominância relativas das árvores vivas de mangue nas áreas de estudo. Valores expressos em %. Legenda das áreas: Antrópica Itarema (borda antrópica); Natural Itarema (borda natural); Antrópica Acaraú (borda antrópica); Natural Acaraú (borda natural).

(continua)

		Áreas			
Espécies		Antrópica Itarema	Natural Itarema	Antrópica Acaraú	Natural Acaraú
Frequência	<i>Rhizophora mangle</i>	30	50	14	31
	<i>Laguncularia racemosa</i>	24	7	24	21
	<i>Avicennia schaueriana</i>	33	40	24	19
	<i>Avicennia germinans</i>	12	3	38	29

Tabela 3 – Frequência e dominância relativas das árvores vivas de mangue nas áreas de estudo. Valores expressos em %. Legenda das áreas: Antrópica Itarema (borda antrópica); Natural Itarema (borda natural); Antrópica Acaraú (borda natural); Natural Acaraú (borda antrópica).

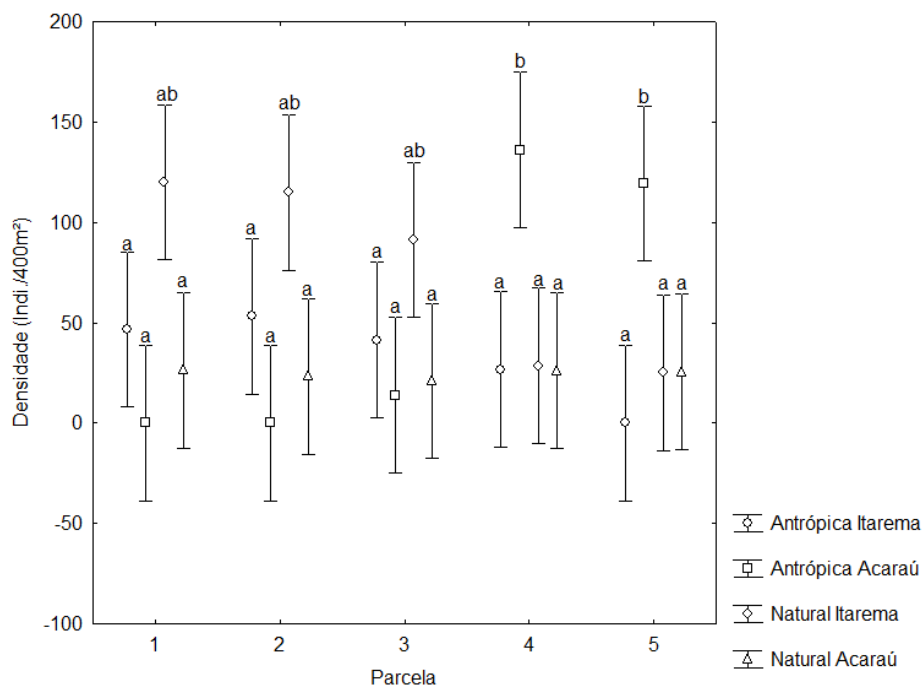
(conclusão)

		Áreas			
Dominância	Espécies	Antrópica Itarema	Natural Itarema	Antrópica Acaraú	Natural Acaraú
	<i>Rhizophora mangle</i>	15	85	2	66
	<i>Laguncularia racemosa</i>	1	1	26	10
	<i>Avicennia schaueriana</i>	66	11	15	3
	<i>Avicennia germinans</i>	16	1	55	20

Fonte: Amorim (2019).

A densidade de indivíduos entre áreas apresentou diferenças significativas ($F_{12, 40} = 6,3653$, $p \leq 0,00001$) (FIGURA 8). Sendo a área de borda natural Itarema com maior densidade, seguida de borda antrópica Acaraú. As áreas de bordas antropicas não apresentaram indivíduos em todas as parcelas; destacando-se Acaraú, onde as parcelas um e dois não apresentaram vegetação e a parcela três apresentou indivíduos apenas em dois transectos.

Figura 8 – Densidade média de indivíduos vivos de mangue $\pm$ erro padrão entre áreas estudadas. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste Tukey. As parcelas são contínuas da borda (1) para o centro (5) dos bosques de mangue.

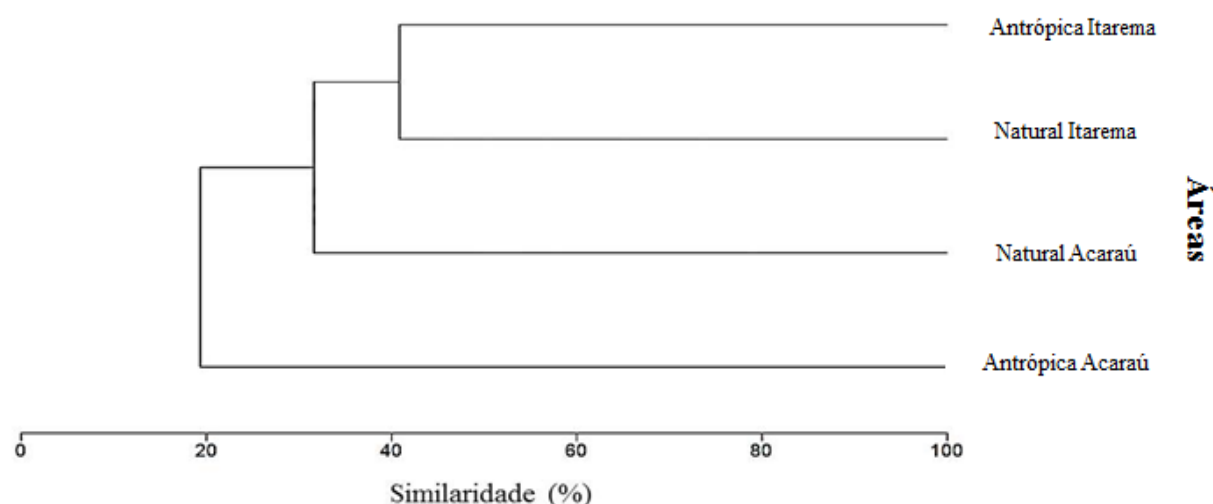


Fonte: Amorim (2020).

A análise de agrupamento mostrou que a estrutura das comunidades vegetais das áreas estudadas é diferente, formando grupos similares nas áreas de estudos de Itarema, com maior discrepância para borda antrópica de Acaraú (FIGURA 9). Assim, foram formados os

seguintes grupos: I – antrópica Itarema e natural Itarema com 40% de similaridade devido à grande frequência da espécie de *R. mangle* e *A. shaueriana* nestas áreas; II – antrópica Itarema, natural Itarema e natural Acaraú com 32% de similaridade devido a maior frequência de espécie de *A. shaueriana*; III – antrópica Itarema, natural Itarema, natural Acaraú e antrópica Acaraú com 19% de similaridade.

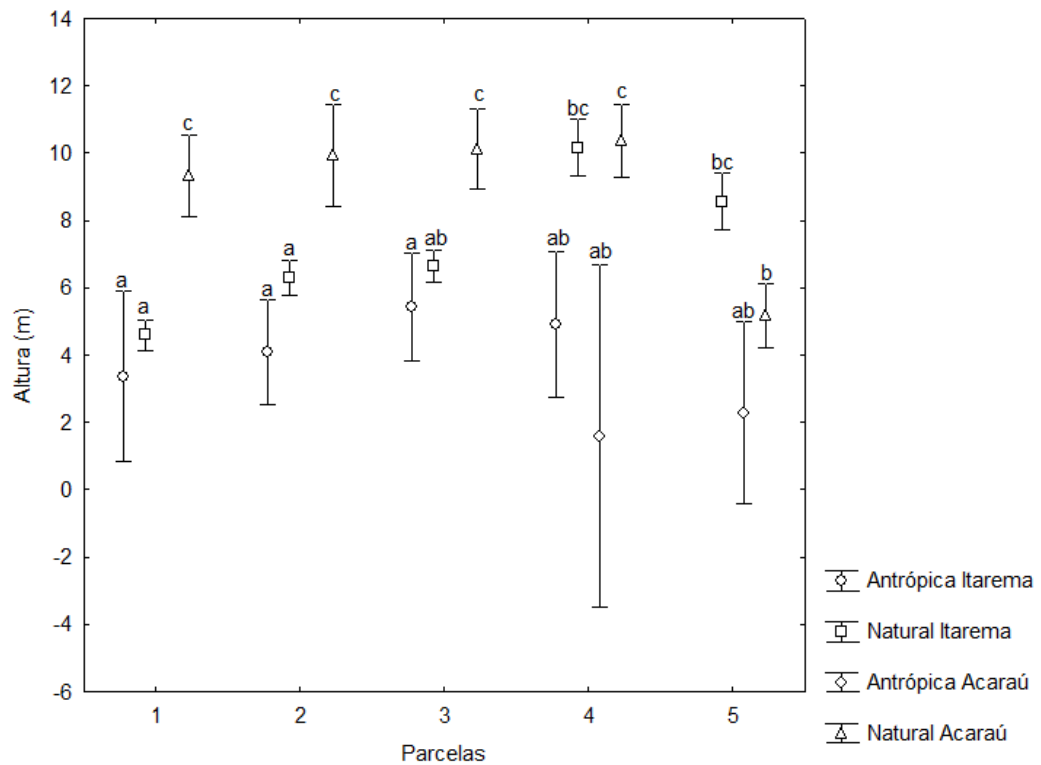
Figura 9 – Dendograma das áreas amostradas, avaliado com uma análise de agrupamento a partir do índice de similaridade de *Cluster*, considerando os valores de densidade das espécies de mangue.



Fonte: Amorim (2019).

A altura das árvores também variou entre parcelas e áreas de estudo ($F_{8, 1052} = 13,321$, $p \leq 0,001$) (FIGURA 10). Sendo os maiores valores de altura encontrados nas áreas com borda natural de Acaraú, enquanto as áreas de bordas antrópicas apresentaram menores valores médios de altura. Quando avaliadas alturas das árvores nas parcelas, as áreas com bordas naturais foram as únicas que diferiram; sendo que em Acaraú houve uma diminuição da altura na parcela 5 e as de Itarema apresentaram um aumento da altura das árvores nas parcelas 4 e 5.

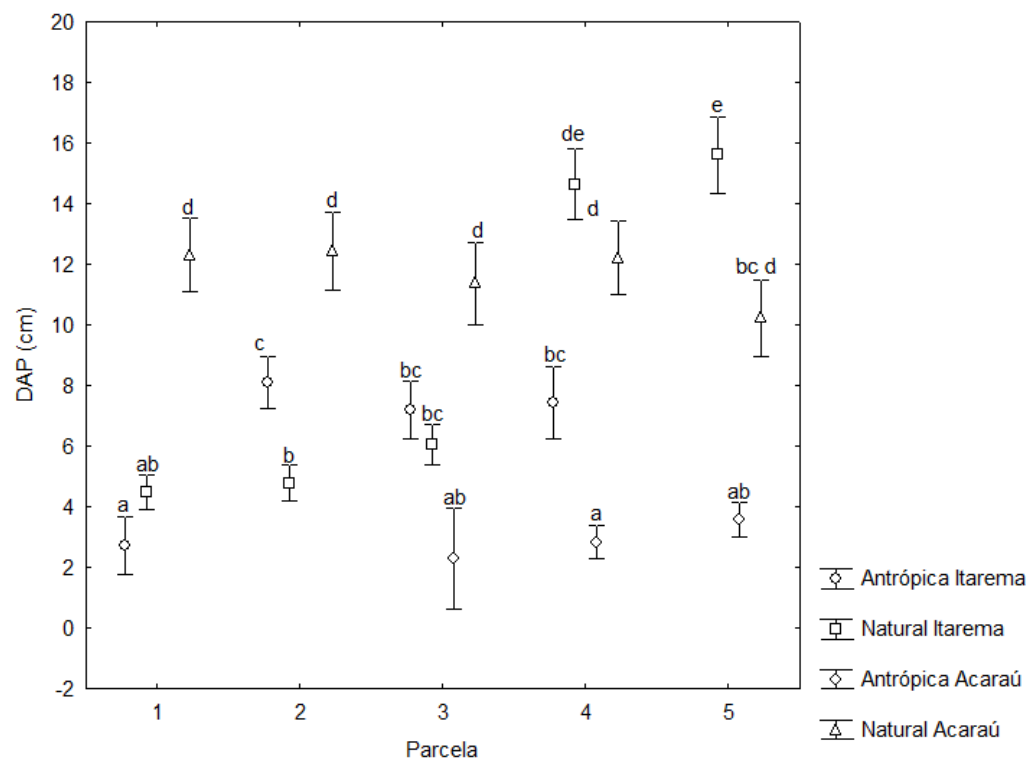
Figura 10 – Altura média de indivíduos vivos de mangue $\pm$ erro padrão entre áreas estudadas. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste Tukey. As parcelas são contínuas da borda (1) para o centro (5) dos bosques de mangue.



Fonte: Amorim (2019).

Houve diferença em relação ao DAP médio das espécies entre as áreas e parcelas ($F_{9,2736} = 34,748$, $p \leq 0,00001$) (FIGURA 11), sendo os maiores valores médios de DAP encontrados nas áreas de bordas naturais. A primeira e segunda parcela apresentaram maiores valores de DAP nas áreas de bordas naturais, sendo maior em Acaraú. Já as bordas antrópicas, apresentaram menores valores de DAP, sendo Acaraú a área com menores valores. Área de borda natural de Itarema apresentou um padrão de zonação borda-centro, aumentando os valores de DAP a medida que as parcelas aproximam-se do centro, porém, as demais áreas não apresentaram padrão.

Figura 11 – DAP média de indivíduos vivos de mangue $\pm$ erro padrão entre áreas estudadas. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste Tukey. As parcelas são contínuas da borda (1) para o centro (5) dos bosques de mangue.

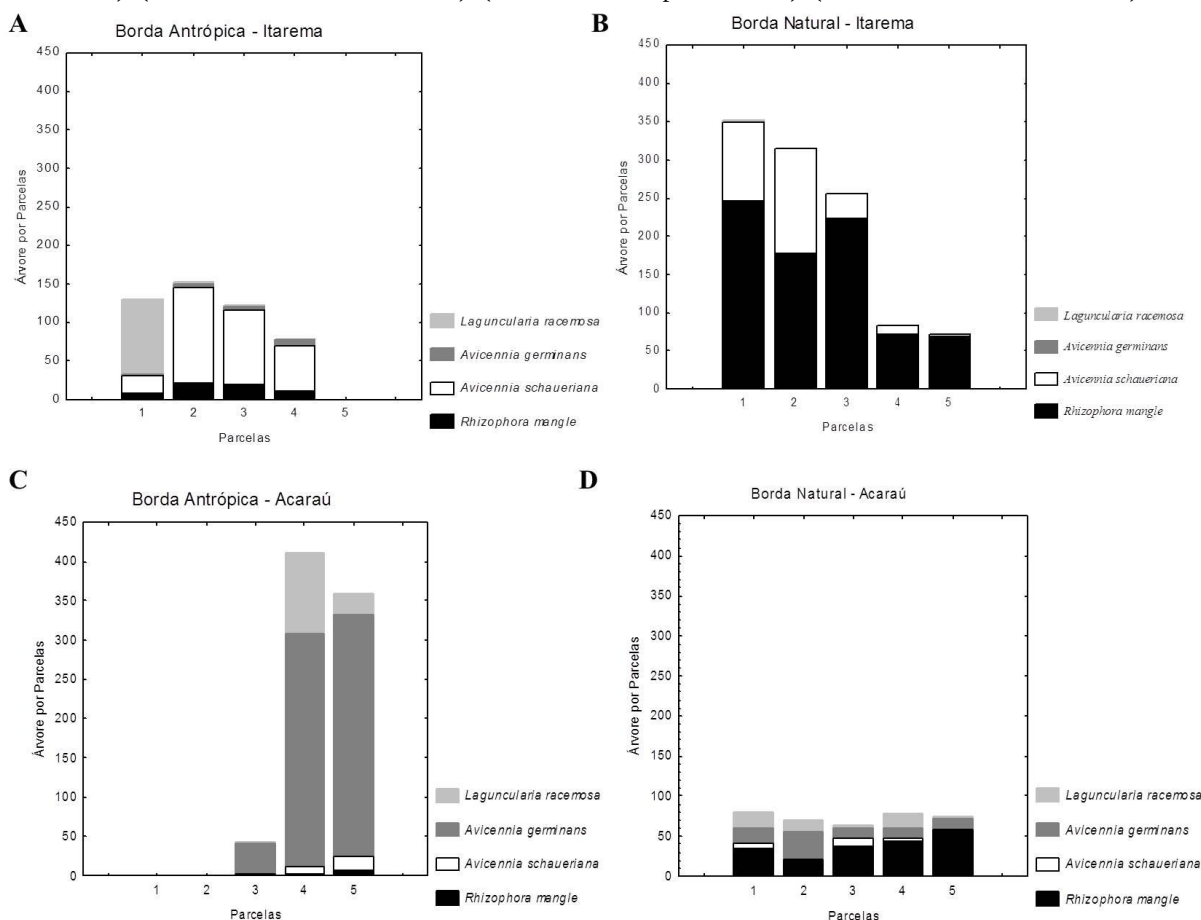


Fonte: Amorim (2019).

4.3 Zonação da vegetação borda-centro

A análise de variância entre a composição de espécies por parcelas de cada área não apresentou valores significativos ($F_{24, 438} = 1,2981$, $p \leq 0,15830$), assim como a abundância de espécies por parcela ($F_{24, 438} = 1,2981$, $p \leq 0,5830$), não apresentando um padrão de zonação borda-centro claro (FIGURA 12). Porém, vale destacar que a espécie *Rhizophora mangle* obteve maior distribuição nas bordas naturais e na borda antrópica de Itarema, onde a área apresentava maior circulação de maré (Observação pessoal) e apresentaram maior número nas parcelas 1, 2 e 3 borda natural de Itarema. Enquanto as espécies *A. schaueriana*, *A. germinans* e *L. racemosa* apresentaram maior abundância, respectivamente, nas bordas antrópicas de Itarema e Acaraú.

Figura 12 – Gráficos representando a abundância de árvores por áreas e parcelas. Legenda: (A – Borda antrópica de Itarema); (B – Borda natural de Itarema); (C – Borda antrópica Acaraú); (D – Borda natural de Acaraú).



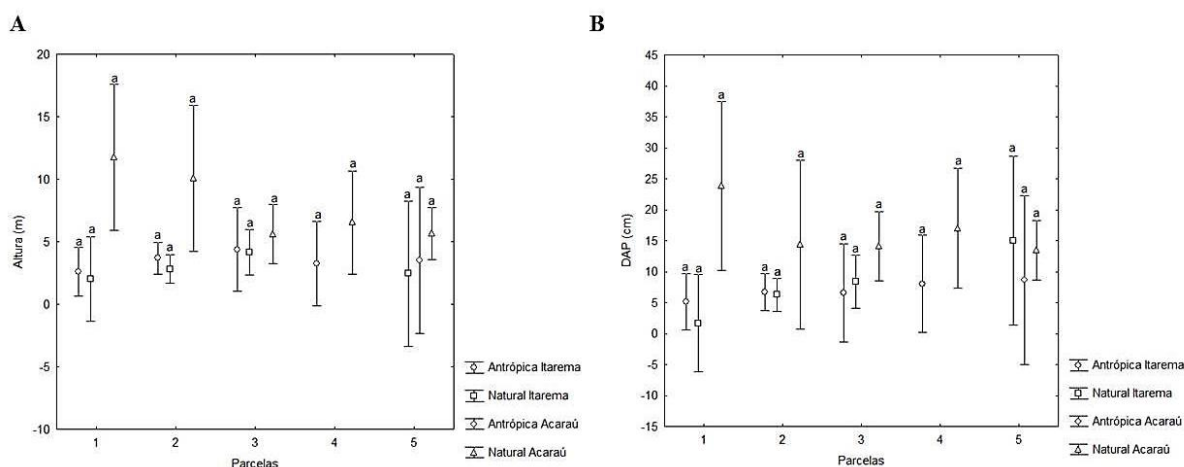
Fonte: Amorim (2020).

4.4 Árvores mortas

Foram amostradas 94 árvores mortas nas quatro áreas de coleta, sendo 72 amostradas no município de Itarema distribuídas nas bordas de influência natural e antrópica, respectivamente, 54% e 45%. No município de Acaraú foram amostradas 19 arvores, sendo 94% presente nas bordas naturais. Esses mangues estavam distribuídos nas seguintes espécies: *R. mangle*, *A. germinans*, *A. shaueriana*, *Avicennia* sp., *L. racemosa* e espécime não identificado.

A análise de variância de densidade de indivíduos entre áreas e parcelas não apresentou diferença, assim como as correlações entre alturas ($F_{6, 80} = 1,2748$, $p \leq 0,27836$) e parcelas e DAP e parcelas ($F_{6, 80} = 0,92771$, $p \leq 0,47978$) (FIGURA 13).

Figura 13 – Gráficos de Altura e DAP média de indivíduos mortos de mangue $\pm$ erro padrão entre áreas estudadas. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste Tukey. As parcelas são contínuas da borda (1) para o centro (5) dos bosques de mangue. Legenda: Estrada Itarema (borda antrópica); Conservada Itarema (borda natural); Conservada Acaraú (borda natural); Estrada Acaraú (borda antrópica).



Fonte: Amorim (2019).

4.5 Macrofauna bentônica

Na coleta da macrofauna bentônica realizada no município de Acaraú, foram amostrados 506 organismos da macrofauna bentônica nas duas áreas de coleta, dos quais 424 ocorreram nas áreas com borda natural e 82 nas de borda antrópica. Esses estavam distribuídos nos Filos Annelida, Mollusca, Nematoda, Foraminifera e Arthropoda, respectivamente, 72,2%, 10,4%, 9%, 5,7% e 2,1% de ocorrência (QUADRO 2). As parcelas 1 e 2 de bordas antrópicas não apresentaram nenhum exemplar e parcela 3 apresentou indivíduos apenas em um transecto.

Quadro 2 – Lista dos exemplares identificados a menor nível taxonômico encontrados em Acaraú - CE.

(continua)

FILO ANNELIDA

Classe Polychaeta

Ordem Phyllodocida

Família Nereididae

Ordem Capitellida

Família Capitellidae

FILO MOLLUSCA

Classe Bivalvia

Ordem Veneroida

Família Lucinidae

FILO ARTHROPODA

Sub Filo Crustacea

Classe Malacostraca

Ordem Decapoda

Família Ocypodidae

Ordem Isopoda

Família Sphaeromatidae

Sub Filo Hexapoda

Classe Insecta

Ordem Diptera

Família Chironomidae

Família Tabanidae

Família Therevidae

Família Dolichopodidae

FILO NEMATODA

Sp. 1

Sp. 2

FILO FORAMINIFERA

Fonte: Amorim, V. G. (2020).

O Filo Annelida foi o mais representativo, constituindo-se por 396 exemplares, sendo 72,6% pertencentes à família Capitellidae e 27,4% à família Nereidae. A borda natural obteve a maior abundância de organismos do Filo (350 indivíduos), com 88% de indivíduos da família Capitellidae e 22% da família Nereidae. A borda antrópica apresentou proporção semelhante, com 84% de indivíduos da família Capitellidae e 26% da família Nereidae.

Todos os indivíduos do Filo Mollusca foram pertencentes à família Lucinidae, com 53 exemplares, onde 88,6% estavam presentes na borda natural e 11,4% estavam nas bordas antrópicas.

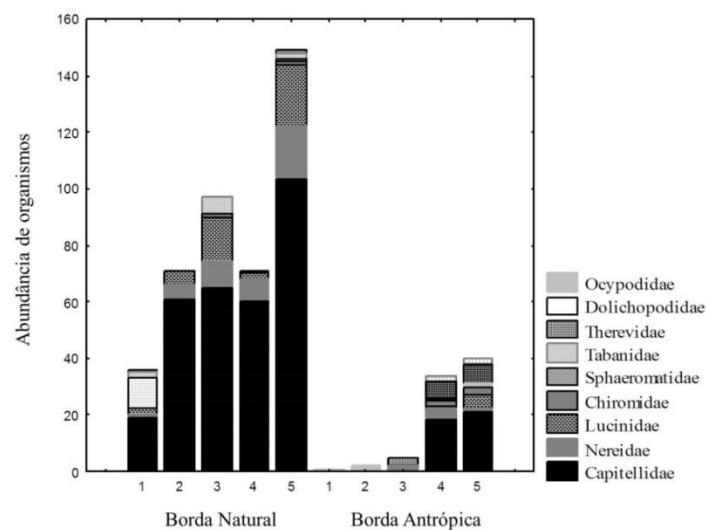
O Filo Arthropoda constitui-se por 29 exemplares, pertencentes às ordens: Diptera (23), com representantes das famílias, Tabanidae (43,4%), Chironomidae (30,6%), Therevidae (21,7%) e Dolichopodidae (4,3%); Decapoda (4), com espécies de caranguejos e, Isopoda (2), com representantes da família Sphaeromatidae.

A abundância de famílias de organismos da macrofauna bentônica variou entre áreas e parcelas (Tabela 4). Os resultados demonstram um gradiente de indivíduos borda-centro, com maior abundância e riqueza à medida que se aproxima do centro de bosque (FIGURA 14).

Tabela 4 – Resultados da Análise de Variância de dois fatores (ANOVA *two way*) relacionando as parcelas e área com a abundância de organismos. (SQ) Soma de quadrados, (GL) Grau de liberdade, (MQ) Média dos quadrados, (F) Estatística do teste e (P) Probabilidade. Valores em negrito indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Variável	SQ	GL	MQ	F	P
Área	3898,8	1	3898,8	25,3005	0,000064
Parcela	2106,8	4	526,7	3,41791	0,02766
Área x Parcela	717,867	4	179,467	1,16461	0,35597
Erro	3082	20	154,1		

Figura 14 – Gráfico sequencial com abundância de famílias por parcelas e em áreas de bordas natural e antrópica.



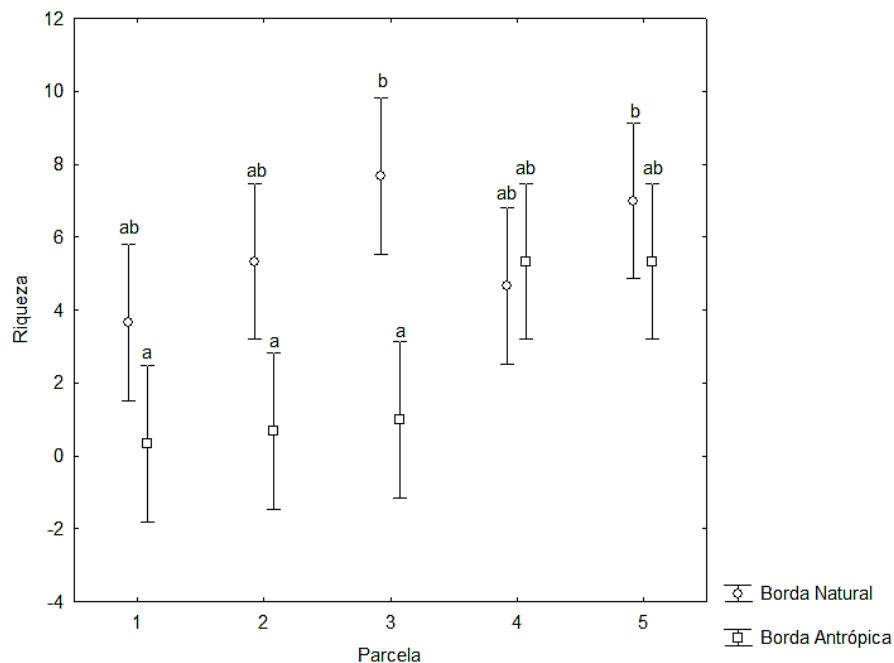
Fonte: Amorim (2020).

A riqueza de taxa entre áreas e parcelas apresentou diferenças significativas ($F_{4,20} = 3,7263$, $p \leq 0,02010$) (Tabela 5) (FIGURA 15), aumentando o número de taxa a em direção ao centro do bosque. A borda antrópica apresenta um padrão mais claro, devido à baixa ocorrência de organismos nas primeiras parcelas.

Tabela 5 – Resultados da Análise de Variância de dois fatores (ANOVA two way) relacionando as parcelas e área com a abundância de organismos. (SQ) Soma de quadrados, (GL) Grau de liberdade, (MQ) Média dos quadrados, (F) Estatística do teste e (P) Probabilidade. Valores em negrito indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Variável	SQ	GL	MQ	F	P
Área	73,6333	1	73,6333	23,2526	0,000104
Parcela	64,5333	4	16,1333	5,0947	0,005374
Área x Parcela	47,2000	4	11,8000	3,7263	0,020101
Erro	63,3333	20	3,1667		

Figura 15 – Riqueza de famílias da comunidade bentônica $\pm$ erro padrão entre áreas estudadas. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste Tukey. As parcelas são contínuas da borda (1) para o centro (5) dos bosques de mangue.

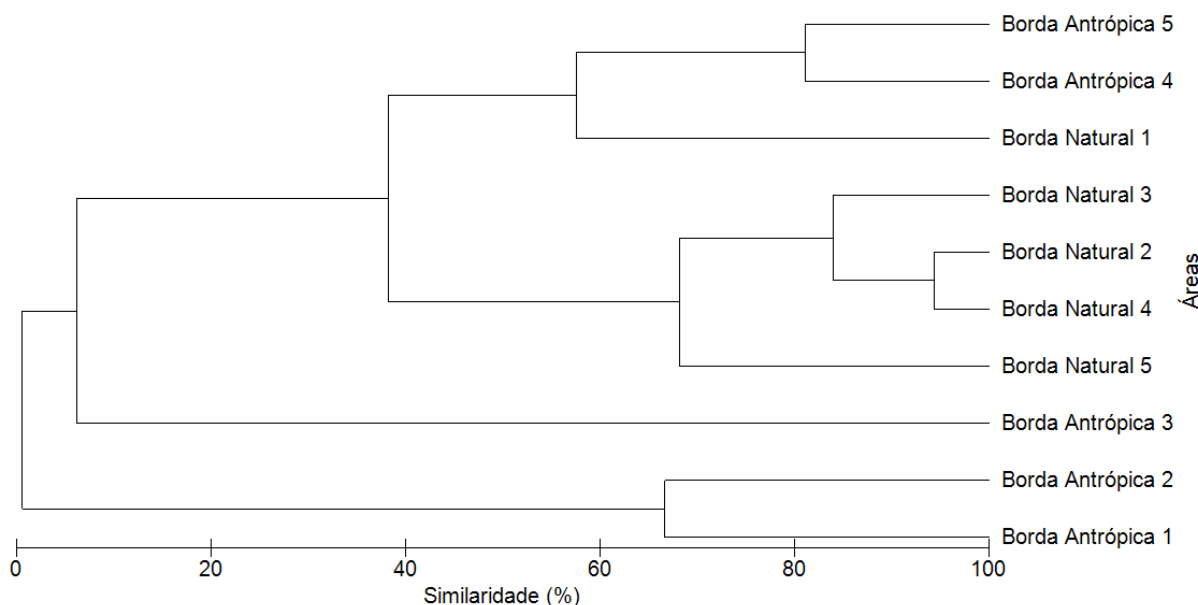


Fonte: Amorim (2020).

A análise de agrupamento mostrou que a estrutura da macrofauna bentônica das áreas estudadas é diferente, formando grupos similares entre as parcelas de cada área, onde apenas a primeira parcela de borda natural se agrupou com borda antrópica (FIGURA 16). Assim, foram formados os seguintes grupos com maior similaridade: I – borda natural parcelas 2 e 4, com 94% de similaridade devido a maior abundância das famílias Nereidae e Capitellidae; II – borda natural parcelas 2 e 4 e borda natural 3, com 84% de similaridade devido a maior abundância das famílias Nereidae, Capitellidae e Lucinidae; III – borda antrópica parcelas 4 e 5, com 81% de similaridade, por possuir a mesma riqueza; IV – borda natural, parcelas 2, 3, 4

e 5, com 68% de similaridade; V – borda antrópica 1 e 2, com 66% de similaridade; VI – borda natural, parcela 1 e borda antrópica, parcelas 4 e 5, com 57% de similaridade.

Figura 16 – Dendograma das áreas amostradas, avaliado com uma análise de agrupamento a partir do índice de similaridade de Bray-Curtis, considerando os valores de abundância e riqueza da comunidade bentônica, bordas naturais e antrópicas e gradiente borda-centro (parcelas 1 à 5).



Fonte: Amorim (2020).

Os resultados obtidos de abundância e riqueza da fauna foram correlacionados com os dados abióticos, sedimentares e de estrutura vegetal do município de Acaraú (borda antrópica e natural) (TABELA 6).

A abundância da macrofauna bentônica apresentou correlação positiva entre áreas ($r = 0,63$) enquanto a riqueza de taxa apresentou correlação positiva com a altura e número de quantidade de árvores ($r = 0,42$). Também foi observada uma correlação positiva fraca destas variáveis entre parcelas, temperatura do ar, DAP das árvores e teor de matéria orgânica. Demonstrando que apesar desses fatores influenciarem a macrofauna, não foram os principais responsáveis pela sua distribuição nos manguezais estudados.

Tabela 6 – Correlação dos Fatores Abióticos, Teor de matéria orgânica (MO) e estrutura vegetal com os valores de riqueza e abundância da comunidade bentônica. Valores em negrito indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Variável	Área	Parcela	Temperatura do Ar (°C)	Salinidade (ppm)	DAP	Altura	Nº quant. Árvores	MO
Abundância	0,63	0,44	0,54	-0,51	0,54	0,58	0,05	0,37
Riqueza	0,54	0,51	0,42	-0,56	0,47	0,62	0,42	0,13

Fonte: Amorim (2020).

5. DISCUSSÃO

Foram encontradas quatro espécies típicas do ecossistema manguezal, *Avicennia germinans*, *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Rizophora mangle*, já descritas por Maia e Coutinho (2012) e Maia (2016) para o estado do Ceará, demonstrando sua ampla distribuição para a região.

A espécie *Rizophora mangle* apresentou um maior número de espécimes entre áreas amostradas, destacando uma maior quantidade na área de borda natural de Itarema e maiores valores de altura e DAP. Os dados corroboram também com Gonçalves *et al.* (2017), que investigando a composição florística e fitossociológica do manguezal da zona portuária de São Luís, constatou que a espécie apresentou maior número de indivíduos e valores médios de altura e DAP, apesar de a vegetação ter sido estruturalmente heterogênea, indicando a sua maior dispersão e adaptabilidade nesses ambientes. Silva *et al.* (2016) estudando áreas com diferentes gradientes de salinidade registraram uma maior dominância e densidade relativa da espécie nas zonas mais próximas ao canal de maré, justificando o maior número de *Rizophora mangle* nas parcelas mais próximas as bordas dos rios, onde a salinidade era reduzida.

As áreas de bordas antrópicas apresentam maior frequência e dominância das espécies *Avicennia schaueriana* e *Avicennia germinans*, com valores baixos de altura e DAP. Este gênero tem crescimento mais rápido em áreas impactadas, quando comparadas a *Rizophora mangle*, o que facilita a seu desenvolvimento em áreas com impactos antrópicos (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995; FERNANDES, 2012). Entretanto, Jardim e Carvalho (2017) caracterizando a composição florística e a estrutura em trechos de manguezais localizados no estado do Pará, observaram uma menor densidade e maiores valores estruturais para *Avicennia* e devido ao bom desenvolvimento do bosque, indicou que a área estava conservada. Já no presente estudo, nas áreas com bordas antrópicas, as espécies do gênero apresentaram maior densidade e menores valores de altura e DAP, demonstrando que a área se encontra em processo de sucessão ecológica. Tendo em vista que após a retirada total ou parcial de vegetação, no processo de regeneração do bosque, podem ocorrer espécies remanescentes da vegetação primária (CONAMA, 1994). E de acordo com Gonzaga (2016), o processo de regeneração do ambiente inicia com o aumento de área basal e densidade, em seguida, na fase intermediária, indivíduos menores morrem, favorecendo o crescimento da vegetação remanescente. Assim, o ecossistema pode atingir uma estrutura mais complexa e

estratificada, alcançando o estado clímax do bosque (MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010).

As áreas de bordas antrópicas apresentaram maior número de árvores com baixos valores médios de altura e DAP e as de bordas naturais apresentaram árvores com padrão borda-centro, onde as bordas dos fragmentos apresentaram circunferências menores com tendência a aumentar à medida que adentrava ao centro do bosque. Segundo Laurance *et al.* (1997) em função do efeito de borda, o número de espécies pioneiras aumenta e sua estrutura (altura e DAP) é menor nos setores de borda. Isso porque bosques de mangue em estágio de recuperação são caracterizados por possuir maior densidade de espécies de pequeno porte, enquanto bosques maduros possuem menor densidade e espécies de maior porte (MARTINS, COUTO; DELABIE, 2011). Esses dados também corroboram com Bernini *et al.* (2014), que ao investigar a fitossociologia de florestas de mangue plantadas e naturais no estuário do Rio das Ostras, Rio de Janeiro, também relataram o maior número de indivíduos com diâmetros menores em áreas com perturbações antrópicas.

A distribuição espacial, abundância e desenvolvimento das espécies vegetais, podem estar relacionados com fatores estressantes naturais ou antrópicos, como a retirada da vegetação (SILVA-COSTA *et al.*, 2014), que causa modificações microclimáticas para a vegetação remanescente (TORRES; FONTES; SAMSONAS, 2017), devido ao aumento da penetração da radiação solar e à exposição direta aos ventos, que criam um gradiente borda-interior de variáveis ambientais (PIRES *et al.*, 2006). Esse conhecimento é necessário para compreender adequadamente como essa mudança ambiental global afeta a biodiversidade daquele habitat (HADDAD *et al.*, 2015). Já que as modificações ambientais, quando realizadas por ações antrópicas, intensificam e desequilibram os processos físicos e biológicos, promovendo destruição e mudança na estrutura dos habitats (FERREIRA, 2013).

A comunidade bentônica amostrada apresentou maior abundância de organismos e riqueza de famílias em bordas naturais quando comparadas com áreas com borda antrópica, apresentando um padrão de zonação com uma tendência a maior quantidade de indivíduos no interior do bosque. Bernardino *et al.* (2018), em uma área de manguezal impactada pelo desmatamento, observaram que a diversidade na macrofauna bentônica foi menor em relação a áreas vegetadas, afetando teias alimentares estuarinas. Segundo Maia *et al.* (2019) os impactos ambientais negativos nos manguezais influenciam na distribuição espacial, abundância e desenvolvimento das espécies, limitando ou favorecendo a existência de

determinadas espécies, corroborando os dados obtidos no presente trabalho para áreas de bordas antrópicas.

Quanto ao padrão de zonação da comunidade bentônica ocorrida nas áreas estudadas, resultados semelhantes foram registrados por Amortegui-Torres *et al.* (2013), analisando o efeito de borda na população do gastrópode *Neritina virginea* (Linnaeus, 1758) no sul do Caribe, onde houve maior abundância e maiores tamanhos de conchas no interior do bosque. Kurtz (2015) avaliando o efeito de borda no habitat e das características do sedimento sobre a estrutura das comunidades bentônicas, encontrou um padrão semelhante quanto a abundância, com maior abundância no centro de bosque, porém, os dados de riqueza foram maiores nas bordas do fragmento, diferente dos dados obtidos nesse estudo, onde houve maior riqueza no centro de bosque. Isso pode ter ocorrido devido as maiores concentrações de matéria orgânica nos setores do centro de bosque, registradas no presente estudo.

As famílias de poliquetas Nereidae e Capitellidae foram os organismos mais representativos da comunidade bentônica em Acaraú. Esses dados corroboram com Lima (2015), que analisando a comunidade bentônica da região do presente estudo, registrou uma maior presença das famílias, atribuindo os valores às perturbações antrópicas uma vez que Capitellidae apresentou maior abundância em áreas impactadas por resíduos sólidos e Nereidae em manguezais impactados por carcinicultura e resíduos sólidos. Para diversos autores, a forte presença dessas famílias são indícios de áreas impactadas, principalmente pelo aumento do teor de matéria orgânica resultante dos despejos de resíduos, levando ao aumento da densidade dessas famílias (FARACO; LANA, 2003; NASCIMENTO *et al.*, 2007; PEARSON; ROSEMBERG; 2007; JUMARS *et al.*, 2015). Assim, essas famílias de Polychaeta podem ser utilizadas como indicadores de perturbações ambientais devido a sua capacidade de resistência (BLAKE, 2009). Segundo Feres *et al.* (2008), esses indivíduos possuem alta distribuição devido a grande oferta de alimento, em detrimento da mortalidade de espécies sensíveis que reduz a competição, causando aumento dessas comunidades.

Os parâmetros sedimentares de granulometria apresentaram valores homogêneos entre áreas e parcelas. Corroborando com Kurtz (2015), que avaliando o efeito de borda no habitat e das características do sedimento sobre a estrutura das comunidades bêmicas, encontrou grãos com tamanho médio constante. O estudo realizado por Bernini *et al.* (2014), também corrobora com os resultados, em uma avaliação da fitossociologia de mangues plantados e naturais no rio das Ostras, não obteve diferenças de grãos entre as áreas estudadas, demonstrando a homogeneidade desses parâmetros.

Quanto o teor de matéria orgânica foi maior no município de Itarema, podendo destacar uma tendência de aumento das concentrações do teor de matéria orgânica nos centro de bosques, formando um gradiente borda-centro, onde as menores concentrações estão na borda. Corroborando com Calegario *et al.* (2015), que ao avaliar um manguezal estuarino no estado do Rio de Janeiro, encontrou níveis mais altos de lodo e matéria orgânica nos centro de bosque. Segundo Cahoo *et al.* (1999) um dos fatores que regulam a decomposição da matéria orgânica é a frequência, duração e amplitude da maré.

A estrutura vegetal e a comunidade bentônica apresentaram diferenças entre bordas naturais e antrópicas, onde as bordas apresentaram diferenças quando comparadas com o centro de bosque, porém, em bordas antrópicas esses efeitos foram mais evidentes com a maior presença de árvores com menores valores de DAP e altura nos setores de borda, mudança na composição de espécies vegetais, menor abundância e riqueza de espécies da comunidade bentônica. Confirmando, dessa forma, a hipótese testada no presente trabalho que o efeito de bordas naturais influencia a estrutura vegetal e diminui os valores de abundância, riqueza e densidade dos bosques de mangue e da macrofauna bentônica de manguezais, porém quando essas são bordas antrópicas, os efeitos tendem a ser intensificados.

Assim, a fragmentação em áreas de manguezais trazem consequências para as comunidades dependente desse ecossistema, como a perda de serviços ecológicos e econômicos, como por exemplo, a perda de patrimônio cultural, danos às atividades pesqueiras, perda de habitats para espécies migratórias e desaparecimento de espécies em risco de extinção, além da liberação de carbono proveniente da retirada da vegetação (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2012). Portanto, a funcionalidade e integridade dos manguezais e seus serviços ambientais deve estar relacionado diretamente com o bem estar social, de forma que a preservação desse ecossistema seja garantida em longo prazo (CALEGARIO, 2012). Levando em conta o que diz a Carta Magma de que “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações” (BRASIL, 2016).

Historicamente, a ciência vem promovendo avanços e trazendo melhoria de vida para populações humanas, o que resultou em aumento populacional e de expectativa de vida. Porém, a gestão ambiental não tem recebido a mesma importância e, a saúde de diversos biomas, vem sendo motivo de preocupação (PIEDEDE *et al.*, 2012). Sendo o declínio desses ambientes resultado, não apenas de determinações locais, impulsionadas pelas forças de

mercado, demanda, expansão populacional ou pobreza (SPALDING *et al.*, 2010), mas da falta de decisões políticas. Sendo a avaliação de ecossistemas uma ferramenta promissora para orientar complexas decisões relacionadas ao manejo de ecossistemas (DAILY *et al.*, 2009), já que o mau gerenciamento está intimamente relacionado com a vista grossa das perdas relacionadas às atividades degradantes desse ecossistema (GORMAN, 2018).

6. CONCLUSÕES

- ✓ Os resultados obtidos indicam que bordas antrópicas afetam a estrutura vegetal de maneira diferente em relação às bordas naturais, alterando os padrões fitossociológicos. Dentre eles, a composição das espécies, densidade, altura e zonização ao longo do gradiente borda-centro.
- ✓ As bordas antrópicas apresentaram uma maior quantidade de organismos de pequeno porte (altura e DAP) quando comparados ao centro de bosques dessas áreas.
- ✓ Observou-se também a presença de espécies mais sensíveis como *R. mangle* ocorrendo com maior frequência e dominância nas áreas de bordas naturais. Enquanto que espécies mais tolerantes às condições ambientais e com crescimento e dispersão mais rápidos, tais como *A. germinans* e *A. shaueriana* apresentaram maior dominância e frequência em bordas antrópicas.
- ✓ Os resultados obtidos para comunidade bentônica indicaram que bordas antrópicas afetam a diversidade desses indivíduos, alterando os padrões ecológicos, diminuindo os valores de abundância, riqueza e a composição das espécies.
- ✓ As áreas de bordas naturais apresentaram uma tendência a maiores valores de abundância e riqueza de fauna nos centros de bosque, similar a bordas antrópicas que tiveram esse padrão intensificado.
- ✓ A comunidade bentônica apresentou maiores valores das famílias Nereidae e Capitellidae, indicando que todas as áreas encontram-se impactadas por fatores antrópicos.
- ✓ As áreas de bordas artificiais apresentaram resultados preocupantes devido aos parâmetros analisados nessas áreas, demonstrando a necessidade da aplicação e desenvolvimento de políticas públicas objetivando a proteção desse ecossistema de grande importância econômica e ecológica.

REFERÊNCIAS

- ANDRÉA, M. M. O uso de minhocas como bioindicadores de contaminação de solos. **Acta Zoológica Mexicana (ns)**, v. 26, n. 2, 2010. Disponível em: <<https://bit.ly/2YYe5Fx>>. Acesso em: 13 out. 2018.
- AMARAL, A. C. Z. *et al.* Araçá: biodiversity, impacts and threats. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 1, p. 219-264, 2010. Disponível em: < <https://bit.ly/2H74VM3>>. Acesso em: 20 jan. 2019.
- AMORTEGUI-TORRES, V. *et al.* Edge effect on a Neritina virgínea (Neritimorpha, Neritinae) population in a black mangrove stand (Magnoliopsida, Avicenniaceae: Avicennia germinans) in the Southern Caribbean. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 8, n. 2, p. 68-78, 2013. Disponível em: < <https://bit.ly/30epjSX> >. Acesso em: 20 jan. 2019.
- ARAÚJO, M. C. B.; SILVA-CAVALCANTI, J. S. Resíduos em praias e ambientes costeiros. **Revista Ciência hoje**, São Paulo, v. 53, n. 313, abr. 2014. Disponível em: <assinaturadigital.cienciahoje.org.br/revistas/reduzidas/313/#/16>. Acesso em: 30 mar. 2019.
- 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**, v. 8, n. 24, 2007. Disponível em: <<https://bit.ly/30f9TxA>>. Acesso em: 20 jan. 2019.
- ARAÚJO, M. V.; FREIRE, G. S. S.; SANTOS, D. M. Uso de técnicas de sensoriamento remoto no diagnóstico ambiental do estuário do Rio Acaraú–Ceará–Brasil. **Estudos Geográficos: Revista Eletrônica de Geografia**, v. 5, n. 2, p. 58-72, 2007. Disponível em: < <https://bit.ly/2Z4JUg9>>. Acesso em: 20 jan. 2019.
- ARAÚJO, M.S.L.C.; CALADO, T.C.S. Bioecologia do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus) no Complexo Estuarino Lagunar Mundaú/Manguaba (CELMM), Alagoas, Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 8, n. 2, p.169-181, 2008. Disponível em: < <https://bit.ly/30epjSX> >. Acesso em: 20 jan. 2019.
- ARAÚJO, N. **Cronologia da Cidade de Acaraú**. Fortaleza: Gráfica Stylus, 1991. 413 p.
- ARAÚJO, N. **Município de Acaraú: notas para sua história**. 2. ed. Acaraú: INESP, 2005, 413 p.
- 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. Disponível em: < <https://bit.ly/2KE4bjs>>. Acesso em: 10 mai. 2019.
- BARBOLA, I. F. *et al.* Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do Rio Pitangui, Paraná, Brasil.

Iheringia, **Série Zoologia**, v. 101, n. 2, p. 15-23, 2011. Disponível em: <<http://producao.usp.br/handle/BDPI/6782>>. Acesso em: 10 mai. 2019.

BARBOSA, S. C.T.; COSTA M. F.; SILVA, J. S. Flag Items as a Tool for Monitoring Solid Wastes from Users on Urban Beaches. **Journal of Coastal Research**, n. 24, v. 4, p. 890–898, 2008. Disponível em: <<https://www.jcronline.org/doi/abs/10.2112/06-0695.1>>. Acesso em: 10 mai. 2019.

BELTRÃO, O. **Turismo**: a indústria do século XXI. Osasco: Novo Século, 2001. 126 p.

BERLAMINO, P. H. P. *et al.* Resíduos sólidos em áreas de manguezal no rio Potengi (Natal-RN): relação com a localização e uso das áreas. *In*: Congresso Brasileiro de Oceanografia – CBO, 2012, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro, 2012. p. 1-14. Disponível em: <<https://bit.ly/2KDGI5T>>. Acesso em: 12 mai. 2019.

BERNARDINO, A. F. *et al.* Mangrove clearing impacts on macrofaunal assemblages and benthic food webs in a tropical estuary. **Marine pollution bulletin**, v. 126, p. 228-235, 2018. Disponível em: < <https://bit.ly/30bSbes> >. Acesso em: 22 mai. 2019.

BERNARDINO, A. F. *et al.* Predicting ecological changes on benthic estuarine assemblages through decadal climate trends along Brazilian Marine Ecoregions. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 166, p. 74-82, 2015. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0272771415001705>>. Acesso em: 22 mai. 2019.

BERNINI, E.; SANTOS, C. F. N. R.; PINTO, F. L. L.; REZENDE, C. E. Fitossociologia de florestas de mangue plantadas e naturais no estuário do Rio das Ostras, Rio de Janeiro, Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v. 27, n. 1, p. 37-48, 2014.

BITAR, O. Y.; FORNASARI FILHO, N.; VASCONCELOS, M. M. T. Considerações básicas para a abordagem do meio físico em estudos de impacto ambiental. *In*: BITAR, O.Y. (Coord.). **O meio físico em estudos de impacto ambiental**. São Paulo: Publicação Instituto de Pesquisas Tecnológicas, cap.03, p.09-13, 1990.

BITAR, O.Y; ORTEGA, R.D. Gestão Ambiental. *In*: OLIVEIRA, A.M.S. & BRITO, S.N.A. (Eds.). **Geologia de Engenharia**. São Paulo: **Associação Brasileira de Geologia de Engenharia** (ABGE), 1998. cap. 32, p.499-508.

BOSTRÖM, C. *et al.* Seascape ecology of coastal biogenic habitats: Advances, gaps, and challenges. **Marine Ecology Progress Series**, v. 427, p. 191–217, 2011. Disponível em: < <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v427/p191-217/>>. Acesso em: 23 mai. 2018.

BRASIL. Conselho Nacional Do Meio Ambiente. Resolução n.001, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para o Relatório de Impacto Ambiental – RIMA. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 17 fev. 1986.

BRASIL. Constituição da república federativa do brasil de 1988. Lei 12. Vide Emenda Constitucional nº 91, de 2016. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder executivo, Brasília, DF, 25 de mai. 2016.

BRASIL. Lei 12.651 de 25 de maio de 2012. Estabelece o código florestal e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder executivo, Brasília, DF, 25 de mai. 2012.

BROADBENT, E. N. *et al.* Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, v. 141, p. 1745–1757, 2008. Disponível em: <<https://bit.ly/2HcB3Om>>. Acesso em: 23 jun. 2018.

CAHOON, D.R. *et al.* 1999. The influence of surface and shallow subsurface soil processes on wetland elevation: a synthesis. **Current Topics in Wetland Biogeochemistry**, v. 3, p. 72–88.

CALEGÁRIO, G. **Aspectos estruturais da vegetação do manguezal do estuário do rio São João–RJ**. 2012. 60 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Rio de Janeiro, 2012.

CAMPBELL, M. Edge transition impacts on swamp plant communities in the Nilgiri mountains, southern India. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 12, n. 4, p. 909-929, 2014. Disponível em: <http://aloki.hu/pdf/1204_909929.pdf>. Acesso em: 17 jun. 2018.

CALEGARIO, G., *et al.* Mangrove forest structure in the São João river estuary, Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 31, n.3, p.653-660, 2015. Disponível em: <<https://meridian.allenpress.com/jcr/article-abstract/31/3/653/144846> >. Acesso em: 18 jun. 2018.

CASTRO, E.B. V., FERNANDEZ, F. A. S. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, Cambridge, v. 119, n. 1, p. 73-80, 2004. Disponível em: <<https://bit.ly/2ZajLYq>>. Acesso em: 10 jan. 2019.

CASTRO, T. S. **O SOL NASCE PARA TODOS? Planejamento, Turistificação e Urbanização Litorânea na Costa do Sol Poente do Ceará**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

CIANCIARUSO, M. V. *et al.* The influence of fire on phylogenetic and functional structure of woody savannas: moving from species to individuals. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 14, n. 3, p. 205-216, 2012. Disponível em: <<https://bit.ly/2KF9iA2>>. Acesso em: 10 jan. 2019.

CIANCIARUSO, M. V., *et al.* Including intraspecific variability in functional diversity.

Ecology, v. 90, n. 1, p. 81-89, 2009.

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, 109 p.

CINTRÓN-MOLERO, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Ecology and management of New World mangroves. *In: Coastal plant communities of Latin America. Academic Press*, 1992,

p. 233-258. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-092567-7.50021-0> >. Acesso em 1 nov. 2020.

COGERH - COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS. Comitê da Bacia hidrográfica do Rio Acaraú. 2018. Disponível em: <<https://bit.ly/2CSPYfe>>. Acesso em: 17 set. 2018.

CORRÊA, M. O. D. A.; UIEDA, V. S. Composition of the aquatic invertebrate fauna associated to the mangrove vegetation of a coastal river, analyzed through a manipulative experiment. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v.3, n.1, p. 23-31, 2008.

Disponível em: <<https://repositorio.unesp.br/handle/11449/19351>>. Acesso em: 17 set. 2018.

DAILY, G.C. *et al.* Ecosystem services in decision making: time to deliver. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, p. 21-28, 2009. Disponível em: <<https://bit.ly/2ZbsZaG>>. Acesso em: 13 out. 2018.

DIAS, R. **Introdução ao turismo**. São Paulo: Atlas, 2005. 180 p.

DONATO, D. C. *et al.* Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. **Nature Geoscience**, v. 4, n. 5, p. 293-297, 2011. Disponível em: < <https://go.nature.com/2EGvyTV> >. Acesso em: 13 out. 2018.

DUKE, N. C. Mangrove Floristics and Biogeography Revisited: Further Deductions from Biodiversity Hot Spots, Ancestral Discontinuities, and Common Evolutionary Processes. *In: V.H. RIVERA-MONROY et al. (eds.), Mangrove Ecosystems: A Global Biogeographic Perspective*. Springer, Cham, n. 38, p. 17-53, 2017. Disponível em: < https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-62206-4_2 >. Acesso em: 8 dez. 2020.

DUKE, N. C., *et al.* A world without mangroves? **Science**, v. 317, n. 5834, p. 41-42, 2007. Disponível em: < <https://epic.awi.de/id/eprint/17086/1/Duk2007a.pdf> >. Acesso em: 8 dez. 2020.

EISENLOHR, P. V. *et al.* Estrutura de comunidades vegetais em áreas suscetíveis a efeitos de borda: conceitos e estudos de caso. *In: _____*. Fitossociologia do Brasil: métodos e estudos de caso. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2015. v. 2, p. 119-138.

ELLISON, J. C. Biogeomorphology of mangroves. In: **Coastal Wetlands**. Elsevier, 2019. p. 687-715. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63893-9.00020-4>>. Acesso em: 15 jun. 2019.

EVERARD M.; JHA, R. R. S.; RUSSELL, S. The benefits of fringing mangrove systems to Mumbai. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 24, n. 2, p. 256–274, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/aqc.2433>>. Acesso em: 10 jun. 2019.

FANDÉ, B.; PEREIRA, V. F. G. C. Impactos ambientais do turismo: um estudo sobre a percepção de moradores e turistas no município de Paraty-RJ. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental-REGET**, v. 18, n. 3, p. 1170-1778, 2014. Disponível em: <<https://bit.ly/309PGcC>>. Acesso em: 10 jan. 2019.

FERES, S. J. C.; ANDRADE SANTOS, L.; TAGORI-MARTINS, R. M. C. Família Nereidae (Polychaeta) como bioindicadora de poluição orgânica em praias de São Luís, Maranhão-Brasil. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 21, n. 1, 2008.

FERNANDES, A. J.; PERIA, L. C. S. Características no ambiente. In.: SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; **Manguezal: Ecossistema entre a terra e o mar**. Caribbean Ecological Research, São Paulo, 1995.

FERNANDES, R. T. V. **Recuperação de Manguezais**. Rio de Janeiro: Interciência, 2012. 78 p.

FERRETTI, E. R. **Turismo e meio ambiente: uma abordagem integrada**. São Paulo: Roca, 2002. 170 p.

FONSECA, G.A.B., ROBINSON J.G. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. **Biological Conservation**, v. 53, p. 265-294, 1990. Disponível em: < <https://bit.ly/31RslNv>>. Acesso em: 13 jan. 2019.

FONTANA, A. Matéria orgânica. In: TEIXEIRA, P. C. *et al.* **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, v. 4, 2017.

FORMAN, R. T. T. Some general principles of landscape and regional ecology. **Landscape ecology**, v. 10, n. 3, p. 133-142, 1995. Disponível em: <<https://bit.ly/33L789N>>. Acesso em: 13 jan. 2019.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. John Wiley, New York, 1986. 620 p.

FRANKLIN-JR., W. **Macrofauna bentônica da região entre-marés de bancos arenolamosos em um estuário tropical: rio Mamanguape, Paraíba, Brasil**. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Zoologia, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2000.

FREITAS, D. M.; RAMOS, A. L. A.; SANO, E. E.; BORGES, K. M. R.; SILVESTRE, K. S. Mapas dos manguezais do Brasil. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018, p. 75-84.

FRIESS, D. A. Where the tallest mangroves are. **Nature Geoscience**, v. 12, p. 4-6, 2019. Disponível em: <<https://go.nature.com/2z7yZmq>>. Acesso em: 13 jan. 2019.

FUNCEME - FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS. PCD - Plataforma de Coleta de Dados. 2018. Disponível em: <<https://bit.ly/2zkCvcN>>. Acesso em: 07 set. 2018.

GAMA, J.R.V. *et al.* Fitossociologia de duas fitocenoses de floresta ombrófila aberta no município de Codó, Estado do Maranhão. **Revista Árvore**, Minas Gerais, v. 31, n. 3, p. 465-477, 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rarv/v31n3/12.pdf>>. Acesso em: 07 set. 2018.

GIRI, C. *et al.* Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography**, Sioux Falls, v. 20, n. 1, p. 154-159, 2011.

GONÇALVES, A. L. *et al.* Composição Florística E Fitossociológica Do Manguezal Da Zona Portuária De São Luís, Maranhão, Brasil. **BIOFIX Scientific Journal**, Curitiba, v. 3, n. 1, p. 01-07, 2017.

GORMAN, D. Historical Losses of Mangrove Systems in South America from Human-Induced and Natural Impacts. In: MAKOWSKI, C.; FINKL, C. W. **Threats to Mangrove Forests: hazards, vulnerability, and management** Springer, 2018. p. 155-171.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, v. 1, p. 30 – 39. 2003. Disponível em: <encurtador.com.br/tvMV7>. Acesso em: 30 out. 2018.

GRAAF, G.J.; XUAN, T.T. Extensive shrimp farming, mangrove clearance and marine fisheries in the southern provinces of Vietnam. **Mangroves And Salt Marshes**, v. 2, p.159–166, 1998. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1023/A:1009975210487>>. Acesso em: 30 out. 2018.

HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science advances**, v. 1, n. 2, 2015. Disponível em: <encurtador.com.br/owDZ8>. Acesso em: 30 out. 2018.

HADLICH, G. M.; UCHA, J. M. Apicuns: aspectos gerais, Evolução recente e mudanças climáticas globais. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 10, nº 2, 2009. Disponível em: <<http://lsie.unb.br/rbg/index.php/rbg/article/view/126>>. Acesso em: 30 out. 2018.

JARDIM, M. A. G.; CARVALHO, E. A. Composição e estrutura florística em bosques de manguezais paraenses, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 3, p. 923-930, 2017.

JUMARS, P. A.; DORGAN, M. D.; LINDSAY, S. M. Diet of worms emended: an update of Polychaete feeding guilds. **Annual Review of Marine Science**. 7:1- 340, 2015.

JUNK W.J. *et al.* The Pantanal: Ecology, Biodiversity and Sustainable Management of a large Neotropical Seasonal Wetland. **Pensoft Publishers**, 2011b, 857 p.

JUNK, W. J. *et al.* Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 24, n. 1, p. 5-22, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/aqc.2386>>. Acesso em: 22 mar. 2018.

JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 106, p. 110-127, 1989. Disponível em: < encurtador.com.br/bfmS6 >. Acesso em: 22 mar. 2018.

KAPOS, V. *et al.* Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD-JR, R. O. (eds.). **Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago University Press. Chicago, p. 33-44, 1997.

KRAMER, E. A. Measuring landscape changes in remnant tropical dry forests. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmente communities**. Chicago University, Chicago, EEUU, p. 386-399, 1997.

KJERFVE, B.; LACERDA, L. D. Mangroves of Brazil. **Mangrove ecosystems technical reports ITTO TS-13**, v. 2, p. 245-272, 1993.

KURTZ, M. N. **O efeito da borda do habitat e das características do sedimento sobre a estrutura das comunidades bênticas**. (Dissertação) Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, 2015.

LACERDA, L. D. Os manguezais do Brasil. In: VANNUCCI, M. **Os manguezais e nós: uma síntese de percepções**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2003, p. 3193 - 3205.

LAURANCE, W. F. Do edge effects occur over large spatial scales? **Trends in Ecology and Evolution**, v.15, p. 134-135, 2000.

LAURANCE, W. F. *et al.* Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002. Disponível em: <<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>>. Acesso em 01 jul. 2019.

LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD-JUNIOR, R. O. **Tropical Forest Remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: Chicago University Press, 1997, 616 p.

LAURANCE, W. F.; YENSEN, E. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation**, v. 55, p. 77-92, 1991. Disponível em: <encurtador.com.br/prOQ7>. Acesso em 01 jul. 2019.

LEE, L. H. *et al.* Show more Diversity and antimicrobial activities of actinobacteria isolated from tropical mangrove sediments in Malaysia. **The scientific world journal**, Malasia, 2014.

LIBES, S. M. **Introduction to marine biogeochemistry**. Amsterdam: Academic Press, 2009, 909 p.

LIMA, B. K. S. **USO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO BIOINDICADORES DE IMPACTOS AMBIENTAIS EM MANGUEZAIS ESTUARINOS**. 2015. 60 f. Monografia (Licenciatura em Ciências biológicas) – Instituto Federal do Ceará, Acaraú, 2015.

LIMA, T. M. J.; TOGNELLA, M. M. P. Estrutura e função dos manguezais: revisão conceitual. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v.8 n.15, p. 1801 – 1827, 2012. Disponível em: <encurtador.com.br/fGZ45>. Acesso em 01 jul. 2019.

LINDENMAYER, D. B; FISCHER, J. **Habitat Fragmentation and Landscape Change: An Ecological and Conservation Synthesis**. Island Press, Washington, DC, 2006. 352 p.

LINSINGEN, L. VON; CERVI, A. C. *Conocarpus erectus* Linnaeus, nova ocorrência para a flora do Sul do Brasil. **Adumbrationes and Summæ Editionem**, v. 26, p. 1 – 6. 2007. Disponível em: <<https://www.biodiversitylibrary.org/bibliography/73712#/summary>>. Acesso em 01 jul. 2019.

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.

MACHADO, W. *et al.* Trace metal retention in mangrove ecosystems in Guanabara Bay, SE Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, n. 11, p. 1277-1280, 2002. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00232-1](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00232-1)>. Acesso em 01 jul. 2019.

MAIA, R. C. *et al.* Benthic Estuarine Assemblages of the Northeastern Brazil Marine Ecoregion. In: LANA, P. C.; BERNARDINO, A. F. (Eds.) **Brazilian Estuaries**. Springer, Cham, 2018. p. 75-94.

MAIA, R. C. *et al.* IMPACTOS AMBIENTAIS EM MANGUEZAIS NO CEARÁ: CAUSAS E CONSEQUÊNCIAS. **Conexões-Ciência e Tecnologia**, Fortaleza, v. 13, n. 5, p. 69-77, 2019.

MAIA, R. C.; COUTINHO, R. Structural characteristics of mangrove forests in Brazilian estuaries: A comparative study. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, v. 47, n. 1, 2012. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/pdf/479/47923893008.pdf>>. Acesso em 01 jul. 2019.

MAIA, R. M. **Manguezais do Ceará**. Recife: Imprima, 2016. 55 p.

MALCOLM, J. R. **The small mammals of Amazon forest fragments: pattern and process**. Ph.D. Tese (Doutorado), University of Florida. Gainesville, Florida, 1991.

MARQUES, M. M.; BARBOSA, F. Biological quality of waters from an impacted tropical watershed (middle Rio Doce basin, southeast Brazil), using benthic macroinvertebrate communities as an indicator. **Hydrobiologia**, v. 457, p. 69-76, 2001. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1023/A:1012297915323>>. Acesso em 01 jul. 2019.

MARTINS, P.T.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**, v. 11, n. 2, p. 163–169, 2011. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/pdf/3883/388340133002.pdf>>. Acesso em 01 jul. 2019.

MARTINS, P.T.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**, Lisboa, v. 11, n. 2, p. 163–169, 2011.

MATOS, F. A. R. *et al.* Effects of landscape configuration and composition on phylogenetic diversity of trees in a highly fragmented tropical forest. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 105, n. 1, p. 265-276, 2017. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/pdf/3883/388340133002.pdf>>. Acesso em 01 jul. 2019.

MAZDA, Y. *et al.* Coastal erosion due to long-term human impact on mangrove forests. **Wetlands Ecology and Management**, v.10, p.1–9, 2002. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1023/A:1014343017416>>. Acesso em 01 jul. 2019.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Gerência; PESQUEIROS, Recursos. **Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil**. Brasília: MMA/SBF/GBA, 2010.

MOREIRA, R. P. G.; RAMOS, R. J.; FREITAS NETTO, R. Composição faunística dos crustáceos do gênero *Uca* (Ocypodidae) em manguezal do município de Serra. **Natureza on line**, Espírito Santos, v. 8, p. 46-50, 2010. Disponível em: <encurtador.com.br/pvxB3>. Acesso em 01 jul. 2019.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Tecnical books Editora, 2010. 174 p.

MURCIA C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)>. Acesso em 01 jul. 2019.

MURDIYARSO D. *et al.* The potential of Indonesian mangrove forests for global change mitigation. **Nature Climate Change**, v. 5, p. 8–11, 2015. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/nclimate2734>>. Acesso em 01 jul. 2019.

NAIDOO, G.; HIRALAL, O.; NAIDOO, Y. Hypersalinity effects on leaf ultrastructure and physiology in the mangrove *Avicennia marina*. **Mangroves Salt Marshes**, New York, v. 2, p. 99-107, 1998. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.flora.2011.04.009>>. Acesso em 01 jul. 2019.

NANAMI, A. *et al.* Spatial distribution and assemblage structure of macrobenthic invertebrates in a brackish lake in relation to environmental variables. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 63, n. 1, p. 167-176, 2005. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.11.004>>. Acesso em 01 jul. 2019.

NANNI, H. C.; NANNI, S. M. Preservação dos manguezais e seus reflexos. In: XII NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, W. F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 2, p. 183-192, 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/aa/v36n2/v36n2a08>>. Acesso em 01 jul. 2019.

NASCIMENTO, J. R. **Efeitos da degradação dos manguezais sobre a diversidade e abundância da macrofauna bentônica na península de Ajuruteua**. 2008. 66f. Dissertação (Mestrado em Biologia Ambiental) – Universidade Federal do Pará, 2008.

NASCIMENTO, H. E.; LAURANCE, W. F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazonica**, 36(2), 183-192, 2006. Disponível em: <<https://www.scielo.br/pdf/aa/v36n2/v36n2a08>>. Acesso em 01 jul. 2019.

NASCIMENTO, M. C. P.; PIMENTEL, P. C. B. Educação ambiental e os impactos dos resíduos sólidos no ecossistema manguezal. In: MARCHI, C. M. D. F. (Org.). **Gestão dos resíduos sólidos: conceitos e perspectivas de atuação**. 1. ed. Curitiba: Appris Ltda., 2018.

NEVES, R. A. F.; VALENTIN, J. L. Revisão bibliográfica sobre a macrofauna bentônica de fundos não-consolidados, em áreas costeiras prioritárias para conservação no Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 44, n. 3, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.32360/acmar.v44i3.153>>. Acesso em 01 jul. 2019.

ODUM, W.E., HEALD, E.J. Mangrove forests and aquatic productivity. In: HASLER, A. D. *et al.* (Ed.). **Coupling of land and water systems**. New York: Springer-Verlag, 1975, p. 129-136. Disponível em: <encurtador.com.br/xLTY8>. Acesso em 01 jul. 2019.

OLIFIERS, N. **Fragmentação, habitat e as comunidades de pequenos mamíferos na bacia do rio Macacu, RJ**. 2002. 81 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002. Disponível em: <encurtador.com.br/moxzD>. Acesso em 01 jul. 2019.

OSLAND, M. J. *et al.* Climatic controls on the global distribution, abundance, and species richness of mangrove forests. **Ecological Monographs**, v. 87, n. 2, p. 341-359, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/ecm.1248>>. Acesso em 01 jul. 2019.

PARIDA, A. K.; JHA, B. Salt tolerance mechanisms in mangroves: a review. **Trees**, New York, v. 24, p. 199-217, 2010. Disponível em: <encurtador.com.br/iknLR>. Acesso em 01 jul. 2019.

PASCOALINI, S. S. *et al.* Abordagem ecofisiológica dos manguezais: uma revisão. **Revista Biotemas**, v. 27, n. 3, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.5007/2175-7925.2014v27n3p1>>. Acesso em 01 jul. 2019.

PASSADORE, C.; GIMÉNEZ, L.; ACUÑA, A. Composition and intra-annual variation of the macroinfauna in the estuarine zone of the Pando Stream (Uruguay). **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 2, p. 197-202, 2007. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842007000200003>>. Acesso em 01 jul. 2019.

PAULA, A. L. S.; MAIA, R. C. Características Estruturais de um bosque de mangue estuarino no Ceará: subsídios para a recuperação do ecossistema. 64ª REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 2012, SÃO LUÍS. In: **Anais...**, 2012.

PEARSON, T.H.; ROSEMBERG, R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine. **Oceanography and Marine Biology**, v.16, p. 229–331, 1978.

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 Hidrologia**, Espírito Santo, n. 22, p. 01-08, 2009. Disponível em: <<http://www.periodicoseletronicos.ufma.br/index.php/blabohidro/article/view/188>>. Acesso em 01 jul. 2019.

PEREIRA, H. M. *et al.* Scenarios for global biodiversity in the 21st century. **Science**, v. 330, p. 1496–1501, 2010. Disponível em: <DOI:10.1126/science.1196624>. Acesso em 01 jul. 2019.

PIEDADE, M. T. F. *et al.* As áreas úmidas no âmbito do Código Florestal brasileiro. **Código Florestal e a Ciência: O que nossos legisladores ainda precisam saber**, p. 9, 2012. Disponível em: <DOI:10.1126/science.1196624>. Acesso em 01 jul. 2019.

PIMM, S. L. Ecology: The forest fragment classic. **Nature**, v. 393, n. 6680, p. 23, 1998. Disponível: <<https://www.nature.com/articles/29892>>. Acesso em: 25 jan. 2019.

PRIMACK, B. R.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação: efeitos de borda**. Londrina: 2001, p. 100-103.

QUINÕES, E. M. **Relações água-solo no sistema ambiental do estuário de Itanhaem (SP)**. 2000. 185 f. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, Campinas. Disponível em: <<http://www.repositorio.unicamp.br/handle/REPOSIP/257546>>. Acesso em: 26 jul. 2018.

RANDS, M. R. W. *et al.* Biodiversity conservation: Challenges beyond 2010. **Science**, v. 329, p. 1298–1303, 2010. Disponível: <DOI:10.1126/science.1189138>. Acesso em: 25 jan. 2019.

RIBEIRO, E. *et al.* Phylogenetic impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in the Brazilian Caatinga. **Ecology**, Durham, v. 97, n. 6, p. 1583-1592, 2016. Disponível: < <https://doi.org/10.1890/15-1122.1>>. Acesso em: 25 jan. 2019.

ROCHA, A. A.; RODRIGUES, F. D. O.; MALAGRINO, W. Contribuição a conhecimento do estado ecológico-sanitário dos manguezais da costa brasileira. *In*: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 12. São Paulo; CETESB; 1983. 29 p. **Anais...** CETESB, São Paulo, 1983.

ROCHA, S. M. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de poluição na represa do Guarapiranga-SP**. 1999. 98 f. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

ROSARIO, R. P. G.; ABUCHAHLA, G. M. O. Arcabouço legal de proteção aos manguezais. *In*: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018, p. 75-84.

RUSCHMANN, D. V. M. **Turismo e planejamento sustentável: a proteção do meio ambiente**. Campinas: Papirus Editora. 14ª edição, 2008. 195 p.
SANTOS, B. A. *et al.* Edge-related loss of tree phylogenetic diversity in the severely fragmented Brazilian Atlantic forest. **PLoS One**, San Francisco, v. 5, n. 9, p. e12625, 2010. Disponível: < <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0012625>>. Acesso em: 25 jan. 2019.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. *et al.* Alguns impactos do PL 30/2011 sobre os Manguezais brasileiros. *In*: SOUZA, G.; JUCÁ, K.; WATHELY, M. **Código Florestal e a Ciência: O**

que nossos legisladores ainda precisam saber. Comitê Brasil, Brasília, p. 18, 2012. Disponível em: <encurtador.com.br/IGKOX>. Acesso em:01 jun. 2019.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Mangue e manguezal. *In*: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Atlas dos Manguezais do Brasil.** Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018. 176 p.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Manguezais brasileiros.** Professorial thesis. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, v. 42, n. 2, 1991.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN, G. **Guia para estudo de áreas de manguezal: estrutura, função e flora.** São Paulo: Caribbean Ecological Research, 1986, p. 150.

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

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; ROVAI, A. S. COELHO-JR, C.; MENGHINI, R. P.; ALMEIDA, R. Alguns impactos do PL 30/2011 sobre os Manguezais brasileiros. *In*: SOUZA, G.; JUCÁ, K.; WATHELY, M. **Código Florestal e a Ciência: O que nossos legisladores ainda precisam saber.** Comitê Brasil, Brasília, p. 18, 2012.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; VALE, C. C.; CINTRÓN, G. Monitoramento do ecossistema de manguezal: características funcionais. **Protocolos para monitoramento de habitats bentônicos costeiros - rede de monitoramento de habitats bentônicos costeiros – rebentos** [S.l: s.n.], 2015.

SHERIDAN, P.; HAYS, C. Are mangroves nursery habitat for transient fishes an decapods? **Wetlands**, v. 23, n. 2, p. 449-458, 2003. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1672/19-20>>. Acesso em:01 jun. 2019.

SILVA, A. F. **Caracterização da macrofauna bentônica dos bancos areno-lamoso dos estuários dos Rios Pacoti e Pirangi – Ceará, Brasil.** 2006. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais). Universidade Federal do Ceará – Instituto de Ciências do Mar, Fortaleza, 2006.

SILVA, F. M.; ALMEIDA, L. Q. Uma abordagem sobre a vulnerabilidade socioambiental no ambiente estuarino: aspectos teórico-conceituais. **Revista Geonorte**, v.1, n.4, p. 102 – 112, 2012. Disponível em: <encurtador.com.br/jmowX>. Acesso em:01 jun. 2019.

SILVA, S. F.L.; SANTOS, M. A.; LAGE-PINTO, F.; BERNINI, E. Fitossociologia de uma floresta de mangue adjacente a uma planície hipersalina no estuário do Rio Miriri, Paraíba, Brasil. **Revista Nordestina de Biologia**, Paraíba, v. 24, n. 2, p. 3-12, 2016.

SILVA-CAVALCANTI, J.S.; ARAUJO, M.C.B.; COSTA, M. Plastic litter on an urban beach – a case study in Brazil. **Waste Management & Research**, Brasil, n. 27, p. 93–97, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1177/0734242X08088705>>. Acesso em:01 jun. 2019.

SILVA-COSTA, D. F.; MEDEIROS-ROCHA, R.; CESTARO, L. A. Análise fitoecológica e zonação de manguezal em estuário hipersalino. **Mercator-Revista de Geografia da UFC**, v. 13, n. 1, p. 119-126, 2014.

Simpósio de Engenharia de Produção (SIMPEP), 2005, São Paulo. **Anais...** São Paulo, 2005.

SOARES-GOMES, A. *et al.* Changes and variations of polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in fish, barnacles and crabs following an oil spill in a mangrove of Guanabara Bay, Southeast Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 8, p. 1359-1363, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.05.013>>. Acesso em: 12 nov. 2018.

SOARES-GOMES, A. *et al.* Environmental conditions and biotic interactions acting together promote phylogenetic randomness in semiarid plant communities: new methods help to avoid misleading conclusions. **Journal of Vegetation Science**, v. 23, p. 822-836, 2012. Disponível em: <DOI:10.1111/j.1654-1103.2012.01410.x>. Acesso em: 12 nov. 2018.

SOUZA, M. M. A.; SAMPAIO, E. V. S. B. Estrutura dos mangues em áreas pouco antropizadas e em regeneração no rio Pacoti, Ce. **Caderno de Cultura e Ciência**, v. 12, n. 2, p. 32-43, 2013.

SPALDING, M.; KAINUMA, M.; COLLINS, L. World atlas of mangroves. **Earthscan**, London, UK, 2010. 336 p.

SPALDING, M. D., *et al.* Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. **BioScience**, v. 57, n.7, p. 573-583, 2007. Disponível em: <<https://academic.oup.com/bioscience/article/57/7/573/238419?login=true>>. Acesso em: 28 dez. 2020

THIERS, P. R. L.; MEIRELES, A. J. A; SANTOS, J. O. **Manguezais na costa oeste cearense: preservação permeada de meias verdades**. Fortaleza : Imprensa Universitária, 2016. 126 p.

TILMAN, D. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology*, v. 80,n. 5, p. 1455-1474, 1999. Disponível em: <encurtador.com.br/ipwX9>. Acesso em: 12 nov. 2018.

TORRES, D. M. FONTES, M. A. L.; SAMSONAS, H. P. Soil-vegetation relationships in structuring cerrado sensu stricto communities in southern Minas Gerais, Brazil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 68, n. 1, p. 115-128, 2017.Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/2175-7860201768121>>. Acesso em: 12 nov. 2018.

TWILLEY, R. R.; DAY, J. W. Mangrove wetlands. In: KEMP, W. M. *et al.* **Estuarine ecology**. 2. ed. Sons, Inc. Publications. Hoboken, Nueva Jersey, p. 165-202, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201768121>>. Acesso em: 12 nov. 2018.

TWILLEY, R. R.; RIVERA-MONROY, V. H. Developing performance measures of mangrove wetlands using simulation models of hydrology, nutrient biogeochemistry, and community dynamics. **Journal of Coastal Research**, p. 79-93, 2005. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/25736617>>. Acesso em: 12 nov. 2018.

VELOSO, H. P. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>>. Acesso em: 19 jan 2019.

VIDAL-TORRADO, P. *et al.* Solos de mangue: características, gênese e impactos Antrópicos. **Edafología**, v. 12, n. 3, p. 199-244, 2005.

WEBB, C. O. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. **American Naturalist**, Chicago, v. 156, n. 1, p. 145-155, 2000. Disponível em: <DOI:10.1086/303378>. Acesso em: 12 nov. 2018.

YOKOYA, N. S. Distribuição e origem. *In*: SCHAEFFER-NOVELLI, Y. (Ed.), **Manguezal: Ecossistema entre a terra e o mar**. São Paulo. Caribbean ecological research, 1995. p. 9-12.