



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

ADRIANA BRIZON PORTUGAL

**ESTRUTURA DAS COMUNIDADES BENTÔNICAS SÉSSEIS EM RECIFES DE
ARENITO NA COSTA OESTE DO CEARÁ, NORDESTE DO BRASIL: VARIAÇÃO
ESPACIAL E ÍNDICE RELATIVO DE PRESSÃO AMBIENTAL**

FORTALEZA - CE

2016

ADRIANA BRIZON PORTUGAL

ESTRUTURA DAS COMUNIDADES BENTÔNICAS SÉSSEIS EM RECIFES DE
ARENITO NA COSTA OESTE DO CEARÁ, NORDESTE DO BRASIL: VARIAÇÃO
ESPACIAL E ÍNDICE RELATIVO DE PRESSÃO AMBIENTAL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará – UFC como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Marinhas Tropicais.

Área de concentração: Utilização e manejo de ecossistemas marinhos e estuarinos

Orientador: Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares

FORTALEZA - CE

2016

FICHA CATALOGRÁFICA

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

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

P885e Portugal, Adriana Brizon.

Estrutura das comunidades bentônicas sésseis em recifes de arenito da costa oeste do Ceará, Nordeste do Brasil: Variação espacial e índice relativo de pressão ambiental / Adriana Brizon Portugal. – 2016.

166 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2016.

Orientação: Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares.

1. biodiversidade. 2. indicadores biológicos. 3. estrutura de comunidades. 4. zona entremarés. 5. múltiplos estressores humanos. I. Título.

CDD 551.46

ADRIANA BRIZON PORTUGAL

" ESTRUTURA DAS COMUNIDADES BENTÔNICAS SÉSSEIS EM RECIFES DE ARENITO DA COSTA OESTE DO CEARÁ, NORDESTE DO BRASIL: VARIAÇÃO ESPACIAL E ÍNDICE RELATIVO DE PRESSÃO AMBIENTAL "


Tese submetida à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, do Instituto de Ciências do Mar – LABOMAR – Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do grau de **DOUTOR** em Ciências Marinhas Tropicais, área de concentração em Utilização e Manejo de Ecossistemas Marinhos e Estuarinos.

Aprovada em, 03 de novembro de 2016.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares
(UFC - Orientador - Presidente)


Prof. Dr. Luis Ernesto Arruda Bezerra
(UFC - Examinador Interno)
Dra. Cristiane Xerez Barroso
(UFC - Examinadora Externo à Instituição)
Prof. Dr. Fabricio Lopes de Carvalho
(UFSB - Examinador Externo à Instituição)
Miguel da Costa Accioly
(UFBA - Examinador Externo à Instituição)

A Deus e a minha família.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por tudo.

Aos meus pais, irmãos, família e amigos pelo amor, força e por acreditar na minha capacidade, não medindo esforços para que alcançasse mais essa etapa na minha vida.

Agradeço ao Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares pela orientação e pela confiança em mim depositada. Mesmo não tendo trabalhado comigo antes aceitou me orientar nessa etapa – o Doutorado...

Agradeço ao Prof. Dr. Fabrício Lopes de Carvalho pelo apoio na escrita e análises estatísticas do artigo. Sua ajuda foi fundamental para publicação do trabalho e para o meu aprendizado.

Agradeço ao doutorando (UFC) Pedro Bastos de Macedo Carneiro pela ajuda na identificação das algas e na escrita do artigo.

Agradeço aos doutorandos (UFC) Gleidson Gastão e Renan Lima pelo apoio nas coletas dos dados topográficos e imagens dos recifes, assim como pelas conversas que tiraram muitas das minhas dúvidas.

Agradeço a bióloga e mestranda em Geologia (UFC) Mariane Pinto pela ajuda nas coletas do material biológico e dados topográficos.

Agradeço a Prof. Dra. Lidriana Pinheiro por disponibilizar o equipamento - Estação Total – do seu laboratório para as minhas coletas.

Agradeço a bolsa de doutorado concedida pela CAPES.

Agradeço também aos professores e colegas de curso que me ajudaram de forma direta ou indireta na conclusão do curso.

Agradeço aos membros da banca Prof. Dr. Miguel da Costa Accioly, Prof. Dr. Luis Ernesto Arruda Bezerra, Prof. Dra. Cristiane Xerez Barroso e Prof. Dr. Fabrício Lopes de Carvalho pelas sugestões e correções que melhoram a tese.

A todos que de alguma forma contribuíram para mais uma construção: Muito Obrigada.

Agora novos desafios me esperam...

“Àquele que é capaz de fazer
infinitamente mais do que tudo quanto
pedimos ou pensamos, de acordo com o
Seu poder que atua em nós,...”. (Efésios,
3:20).

RESUMO

Os recifes de arenito tropicais estão sendo afetados por múltiplos estressores humanos e as informações sobre a degradação ambiental são alarmantes. Entretanto, o conhecimento sobre possíveis impactos nos recifes de arenito na zona tropical do planeta ainda é insuficiente. O presente estudo integrou múltiplos fatores de pressões antrópicas através do índice relativo de pressão ambiental (REPI) e o relacionou com a riqueza de espécies, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou, assim como avaliou a variação da comunidade bentônica no entremarés ao longo da costa oeste do Ceará. A pesquisa inédita foi conduzida em cinco recifes de arenito distribuídos na costa oeste do Ceará, Nordeste do Brasil (Atlântico Sudoeste Tropical). Os recifes se distanciam no sentido oeste da cidade de Fortaleza. As coletas das amostras foram realizadas no período seco em baixa-mar de sizígia. As comunidades bentônicas sésseis da zona entremarés foram amostradas quali-quantitativamente através do método não destrutivo - a porcentagem de cobertura das espécies - utilizando o fotoquadrat. Os resultados mostram maior riqueza e diversidade nas zonas inferiores dos recifes, assim como foi identificado que existe uma relação negativa significativa ($R^2 = 0.82$, $p = 0.03$) entre o REPI e a riqueza de espécies. Foi observado que a medida que aumenta o valor do REPI diminui o valor da riqueza de espécies. Os fatores antrópicos mais atuantes para a menor riqueza de espécies foram o percentual da área urbanizada, os molhes para controle da erosão costeira, as barracas e restaurantes na orla da praia e as galerias pluviais devido ligações clandestinas de esgoto. Desta forma, sugerimos aos trabalhos futuros sobre múltiplos impactos antrópicos nas comunidades biológicas sejam utilizados indicadores agregados (como o REPI) e identificados quais fatores apresentam mais influência sobre a biodiversidade local. A zona tropical é importante, devido ao aumento da urbanização e das pressões antrópicas e ser considerada uma das zonas de maior biodiversidade marinha do planeta. Os presentes resultados apontam para a necessidade de um melhor planejamento de infra-estruturas e a necessidade de um monitoramento rigoroso, porque as áreas sob maior influência das múltiplas pressões humanas são aqueles com menor biodiversidade.

Palavras-Chave: biodiversidade, indicadores biológicos, estrutura de comunidades, zona entremarés, múltiplos estressores humanos

ABSTRACT

Tropical sandstone reefs are being affected by multiple human stressors and information about environmental degradation are alarming. However, knowledge about possible impacts on sandstone reefs in the tropical zone of the planet is still insufficient. The study added multiple factors of anthropogenic pressure through the relative environmental pressure index (REPI) and related to species richness, diversity of Shannon-Wiener and evenness of Pielou, furthermore the variation of the benthic community in intertidal over the west coast of Ceará was assessed. The original research was conducted in five sandstone reefs distributed on the west coast of Ceará, Northeastern Brazil (Tropical Southwestern Atlantic). The reefs are distant westbound from the city of Fortaleza. The collections of samples were carried out in the dry season in low-water spring tide. Sessile benthic communities in intertidal zone were sampled quali-quantitatively by nondestructive method - the percentage coverage of species - using the fotoquadrat. The results show greater richness and diversity in the lower areas of the reef, as well as was identified that there is a significant negative correlation ($R^2 = 0.82$, $p = 0.03$) between the REPI and richness of species. We observe that in areas with the highest number of human activities, we had lower number of species. The most active factors to lower biodiversity were urbanized area, the jetties to control coastal erosion, the kiosks and restaurants on the beachfront and storm sewers due clandestine sewage connections. Thus, we suggest to future work on multiple anthropogenic impacts about biological communities that aggregate indicators should be used (such as REPI) and be identified which factors have more influence on local biodiversity. The tropical zone is important, due to increased urbanization and anthropogenic pressures and is considered one of the areas of greatest marine biodiversity on the planet. The present results point to the need for better planning of infrastructure and the need for strict monitoring because the areas under greater influence of multiple human pressures are those with lower biodiversity.

Keywords: biodiversity, biological indicators, community structure, intertidal zone, multiple anthropic stressors

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1: INDICADORES DE PRESSÕES ANTRÓPICAS, ÍNDICES E RELAÇÃO COM A COMUNIDADE BIOLÓGICA

1. INTRODUÇÃO.....	11
2. METODOLOGIA.....	14
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	15
4. CONCLUSÕES.....	20
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	22

CAPÍTULO 2: ESTRUTURA DA COMUNIDADE BENTÔNICA SÉSSIL NA COSTA OESTE DO CEARÁ, NORDESTE DO BRASIL: VARIAÇÃO ESPACIAL E ÍNDICE RELATIVO DE PRESSÃO AMBIENTAL

1. INTRODUÇÃO.....	25
1.1 O índice relativo de pressão ambiental e os descritores da comunidade nos recifes tropicais	25
1.2 Influência do gradiente de imersão e emersão e da topografia sobre a estrutura das comunidades biológicas nos recifes tropicais	33
1.3 Objetivos.....	38
1.3.1 <i>Objetivo geral</i>	38
1.3.2 <i>Objetivos específicos</i>	38
1.3.3 <i>Hipóteses</i>	39
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	39
2.1 Área de estudo.....	39
2.2 Metodologia de amostragem.....	41
3 ANÁLISE DOS DADOS.....	57
4 RESULTADOS	59
4.1. Variação espacial da estrutura da comunidade bentônica sésil nos recifes tropicais	59
4.2. Variáveis abióticas nos recifes de arenito da costa oeste do Ceará: Irregularidades na superfície do substrato e declividade.....	79
4.3. Relação entre o REPI e a riqueza de espécies, a diversidade de Shannon e a equitabilidade de Pielou nos recifes tropicais.....	90
5 DISCUSSÃO.....	97
5.1. Variação espacial da estrutura da comunidade bentônica sésil nos recifes de arenito tropicais.....	97
5.2. Relação entre o REPI e a riqueza de espécies, a diversidade de Shannon e a equitabilidade de Pielou nos recifes de arenito tropicais.....	99
6 CONCLUSÕES.....	105
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	106
ANEXO 1: Quadro consulta das espécies.....	117
ANEXO 2: Fotos.....	118
ANEXO 3: Dados Topográficos.....	128
ANEXO 4: Artigo.....	147
ANEXO 5: Divulgação científica nos noticiários	

APRESENTAÇÃO DA TESE

A tese apresentada foi dividida em dois capítulos, sendo o primeiro capítulo uma avaliação de estudos de casos em diferentes regiões geográficas com foco nos indicadores antrópicos, índices de pressões antrópicas e sua relação com a comunidade biológica. O intuito deste capítulo não foi realizar uma revisão ampla do tema, mas sim demonstrar, através de estudos de casos, algumas aplicações que foram realizadas em distintas regiões geográficas. Os trabalhos avaliados foram escolhidos porque desenvolveram ou utilizaram diferentes índices de pressões antrópicas e o relacionaram com diferentes bioindicadores da qualidade ambiental. Além disso, um dos objetivos deste primeiro capítulo foi abordar os conceitos sobre os termos utilizados ao longo da tese, que irão deixar os leitores mais familiarizados com a temática da pesquisa realizada. O segundo capítulo da tese representa a pesquisa, propriamente dita, feita em campo com as imagens da área de estudo, metodologia específica para coleta de dados e resultados inéditos apresentados ao longo da tese. As fotos tiradas em campo, a lista com as espécies de algas coletadas e presentes no Herbário do Labomar (UFC), os dados de variação topográfica (distâncias verticais) dos recifes, assim como o artigo publicado na revista *Marine Environmental Research* foram anexados no final da tese.

CAPÍTULO 1: INDICADORES DE PRESSÕES ANTRÓPICAS, ÍNDICES E RELAÇÃO COM A COMUNIDADE BIOLÓGICA

1) INTRODUÇÃO:

Mais de 1,3 bilhão de pessoas vivem em costas tropicais, principalmente em países em desenvolvimento e muitos países dependem dos mares costeiros adjacentes para o fornecimento de alimentos (SALE *et al.*, 2014). Entretanto, a demografia crescente e vários estressores locais e globais estão degradando as águas costeiras e prejudicando esta importante fonte de sustento da população humana (HALPERN *et al.*, 2012; HALPERN *et al.*, 2015; SALE *et al.*, 2014). É bem estabelecido na literatura que grande parte das atividades humanas tem conseqüências para o meio ambiente, sendo muitas vezes numerosas, em larga escala e na maioria das vezes com impacto negativo sobre o ambiente. Desta forma, o principal objetivo dos indicadores ambientais é comunicar de forma simplificada a informação sobre o ambiente e sobre as atividades humanas que afetam os ecossistemas; assim como destacar os problemas emergentes e chamar a atenção sobre a efetividade da política pública atual (HAMMOND *et al.*, 1995). Segundo Smeets e Weterings (1999), indicadores ambientais fornecem informações sobre os fenômenos que são considerados típicos e/ou críticos para a qualidade ambiental; assim como relatam que a comunicação sobre as condições ambientais demandam simplicidade e indicadores sempre simplificam uma realidade complexa (SMEETS; WETERINGS, 1999). Heink e Kowarik (2010) definem indicador como sinônimo de “*indicans*”, ou seja, uma medida ou componente do qual a conclusão sobre um fenômeno de interesse (o *indicandum*) pode ser inferida, assim como a indicação é o reflexo de um *indicandum* por um indicador. A UNEP (2003) explica e resume a função dos indicadores da seguinte forma:

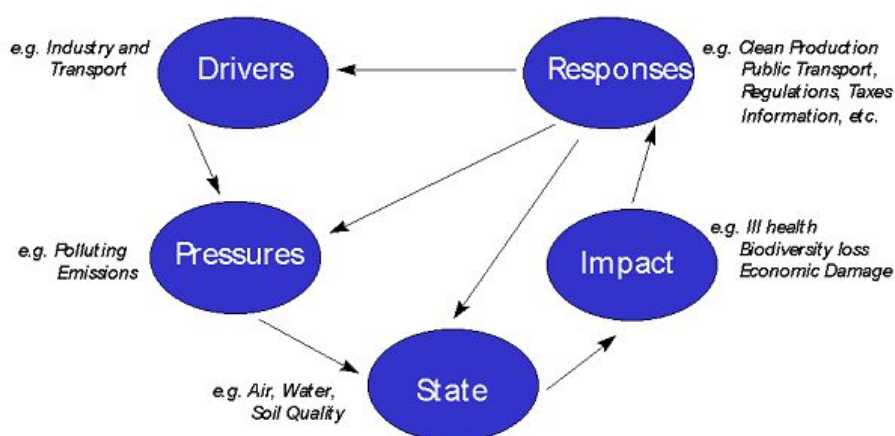
"Os indicadores servem para quatro funções básicas: a simplificação, a quantificação, a padronização e a comunicação. Eles resumem o complexo e muitas vezes conjuntos díspares de dados e, assim, simplificam a informação. Eles devem estar baseados em observações científicas comparáveis ou medidas de estatística. Eles devem fornecer uma mensagem clara que pode ser comunicada a, e utilizada por, tomadores de decisão e o público em geral."

De acordo com Hammond *et al.* (1995), indicadores ambientais são ferramentas amplamente utilizadas e devem surgir de simples questões:

“O que está acontecendo com o estado do ambiente? (2) Por que isto está acontecendo? (3) O que nós estamos fazendo sobre isso? Indicadores do estado físico ou biológico respondem a primeira pergunta, indicadores de pressão antrópica que causam as mudanças no ambiente respondem a segunda e indicadores de resposta que são as medidas de políticas adotadas em resposta aos problemas ambientais respondem a terceira pergunta”.

Desta forma, podemos entender que os diferentes indicadores podem atuar de forma integrada (causa – estado – resposta): os indicadores do estado ou condição ambiental informam sobre a qualidade e a quantidade das concentrações de substâncias no ambiente (estado físico) e sobre composição e abundância das espécies (estado biológico); os indicadores de pressão identificam e quantificam as atividades humanas que causam os impactos (por exemplo, as fontes de emissão de poluentes e a adição de estruturas físicas); os indicadores de resposta informam sobre o que está sendo feito pela política pública atual de forma a mitigar ou resolver o problema (GUBBAY, 2004; HAMMOND *et al.*, 1995; SMEETS; WETERINGS, 1999). O DPSIR é um quadro de causalidade para descrever as interações entre a sociedade e o ambiente. Esse quadro foi adotado pela Agência Européia do Ambiente (EEA - European Environment Agency), os componentes deste modelo são: forças dirigentes (Drivers), pressões (Pressures), estado (State), impactos (Impact) e respostas (Responses), representam uma extensão do modelo pressão-estado-resposta da OECD - Organisation for Economic Co-operation and Development (i.e. Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (EEA, 2016).

Figura 1. Framework DPSIR da EEA



De acordo com Rogers e Greenaway (2005):

“No quadro DPSIR, os drivers são aquelas forças que exercem pressões sobre o ecossistema e seus componentes, como as políticas econômicas e sociais, assim como as mudanças naturais do ambiente. As pressões são as formas que estes drivers são expressos, tais como a emissão de poluentes ou grandes esforços de pesca. As propriedades do estado descrevem o ecossistema e seus componentes físicos e biológicos, e é geralmente, o foco das preocupações da sociedade sobre o ambiente. O impacto descreve a mudança de estado causada pelas pressões, tais como os danos econômicos ou de perda de biodiversidade, e a resposta descreve as ações da sociedade para remediar os impactos”.

Segundo Korpinen *et al.* (2012), uma pressão antrópica é definida como um estresse derivado de um fator humano que causa tanto perturbação temporária ou permanente quanto danifica ou provoca a perda de um ou vários componentes de um ecossistema. A pressão exercida sobre o meio ambiente altera o seu estado e essas mudanças, em seguida, têm impactos sobre as funções sociais e econômicas do ambiente; pois o ambiente precisa fornecer adequadas condições para a manutenção da saúde de seus usuários, apresentar disponibilidade de recursos e de biodiversidade (SMEETS; WETERINGS, 1999). Smeets e Weterings (1999) informam que é importante a análise da estrutura desses indicadores e estabelecer uma conexão entre o ambiente e a sociedade.

Com o intuito de resumir as informações sobre o ambiente, muitas pesquisas utilizam um **índice** que agrega os indicadores existentes transformando-os em um único valor (HAMMOND *et al.*, 1995). Destarte, um índice de pressão ambiental procura agrupar os indicadores de pressão ambiental e resumi-los para um único número, quanto maior o número maior a pressão sobre o ambiente ou ecossistema (OIGMAN-PSZCZOL; CREED, 2011). Entretanto, existem pontuações de ponderação ou pesos diferentes para cada indicador de pressão de acordo com o tipo ou nível de impacto sobre os componentes do ecossistema (HALPERN *et al.*, 2007). Isto ocorre porque as pressões antropogênicas não são diretamente comparáveis entre si, por exemplo, a deposição de chumbo atmosférico não pode ser diretamente comparada com o arrasto de fundo marinho, porque os seus impactos negativos no ecossistema apresentam diferentes escalas espaciais e temporais, assim como afetam diferentes partes do ecossistema e com intensidades diferentes (HELCOM, 2010). Segundo Rogers e Greenaway (2005) os indicadores são ferramentas de pesquisa amplamente utilizadas pelos pesquisadores, todavia ao avaliarem os indicadores da DPSIR observaram que existiam muitos indicadores de estado dos componentes do ecossistema, mas existiam poucos trabalhos com

indicadores agregados de pressões das atividades humanas sobre o meio ambiente ou de resposta sócio-econômica a essas pressões. Mais recentemente Oigman-Pszczol e Creed (2011) também informaram que poucos estudos têm analisado simultaneamente os fatores biológicos e os múltiplos fatores de pressão, ainda mais os agrupando num índice. Portanto, o foco desse capítulo foi conceituar sobre os indicadores e índices de pressões antrópicas (indicadores de pressões antrópicas agregados), assim como avaliar os artigos que utilizaram índices de pressões antrópicas em áreas costeiras ou marinhas. O objetivo desta pesquisa foi também identificar as diferenças na estrutura do índice e nos resultados encontrados entre os diferentes índices de pressões antrópicas, assim como avaliar se existem índices com vantagens ou facilidades de uso e aplicação.

2) METODOLOGIA

Para o levantamento dos artigos foram feitas buscas em diferentes regiões geográficas que abordavam sobre índice de pressão antrópica e o relacionavam com a comunidade biológica. As buscas foram feitas através do site Science Direct, onde apenas artigos com foco marinho foram avaliados, previamente, através dos abstracts. Após a leitura do artigo de Korpinen *et al.* (2012) da revista ***Ecological Indicators*** identificamos um outro documento elaborado pelos mesmos autores com um detalhamento maior sobre o Índice de Pressão do Mar Báltico (ver HELCOM, 2010), conhecido como BSPI (Baltic Sea Pressure Index). Por fim este documento também foi avaliado para fins de comparação.

O intuito deste capítulo não foi realizar uma revisão ampla do tema, mas sim demonstrar, através de estudos de casos, algumas aplicações que foram realizadas em distintas regiões geográficas. Estes estudos de casos se complementam com as definições dos termos feitas ao longo do capítulo.

3) RESULTADOS E DISCUSSÃO

O Índice de Pressão do Mar Báltico (**BSPI**) é uma simples medida da distribuição geográfica e da intensidade das pressões antropogênicas no ambiente do mar Báltico, seu objetivo é proporcionar uma ampla visão espacial da soma das pressões sem levar em consideração seus impactos nos componentes do ecossistema (HELCOM, 2010). O valor do índice é calculado com base na soma de todas as pressões quantificadas na área de interesse que foram multiplicadas por seus respectivos pesos: $\sum (A1 \times WA1, A2 \times WA2, A3 \times WA3...)$ (HELCOM, 2010). Onde **A** (1, 2 ...) representam os indicadores de pressão antrópica e **W** os diferentes pesos para os diferentes indicadores de pressão. A quantificação das pressões antrópicas na área marinha é um pré-requisito para a compreensão dos potenciais impactos das atividades humanas no ecossistema marinho (HELCOM, 2010). De acordo com Helcom (2010) e Korpinen *et al.* (2012) os índices de pressões e de impacto utilizados no mar Báltico possuem o método descrito por Halpern *et al.* (2007, 2008) como ponto de partida. Para tanto, a Helcom (2010) elaborou questionários para serem preenchidos com base nas respostas de especialistas de seis países (Dinamarca, Estônia, Finlândia, Lituânia, Polônia e Suécia) que deveriam dar uma pontuação de ponderação que variava de 0 a 4 (0-nenhum impacto, 1-baixo impacto, 2-moderado impacto, 3-forte impacto, 4-impacto massivo) para o potencial impacto de cinquenta e duas pressões diferentes em quatorze componentes biológicos diferentes do ecossistema do mar Báltico. Ainda de acordo com a Helcom (2010) e Korpinen *et al.* (2012), existe um consenso geral entre os cientistas de que as pressões podem ser classificadas de acordo com sua “nocividade” para o meio ambiente. Destarte, como o índice de pressões antrópicas não leva em consideração os diferentes componentes do ecossistema, o peso foi determinado para cada pressão com base no valor médio dos potenciais impactos de todos os quatorze componentes do ecossistema (HELCOM, 2010). Os valores médios de cada pressão calculados com base nos quatorze componentes do ecossistema parecem refletir um dano geral das pressões sobre todo o ecossistema (HELCOM, 2010). O índice de pressão antrópica do mar Báltico foi utilizado apenas para caracterizar a área e ajudar na elaboração do índice de impacto potencial do mar Báltico (**BSII**), para posteriormente identificar quais áreas estavam sob maior ou menor impacto potencial no mar Báltico.

Henriques *et al.* (2014) em um estudo nas águas temperadas da plataforma continental de Portugal, escolheram uma área marinha de 109 Km² com uma faixa de profundidade entre 20 m e 50 m e com uma área terrestre adjacente com uma alta população (200.000 habitantes). A área escolhida para amostragem de peixes e comunidades de macroinvertebrados possui influência de várias fontes de pressões antrópicas. As fontes de pressões foram as presenças do emissário submarino para o escoamento de esgoto, do estuário Tejo, das águas balneárias e córregos poluídos, da aquacultura, da pesca recreativa (pesca submarina) e comercial (pesca com redes), das áreas de ancoragem e de práticas desportivas intensas (canoagem, windsurf, vela, surf, kitesurf), e a adição de estruturas físicas relacionadas ao urbanismo e ao desenvolvimento portuário. As pressões foram agrupadas nas categorias: poluição orgânica (apenas o esgoto), pesca (biológica), física e fonte não pontual (*non-point-source*: outros tipos de contaminação – alta variedade de poluentes). Os pesquisadores usaram um Sistema de Informação Geográfica para análises e mapeamento de cada fonte de pressão antrópica, com o objetivo de classificarem as amostras com o seu nível de influência. Segundo os pesquisadores esta análise consiste em modelar uma imagem da superfície (raster) que combina informações sobre a extensão e a intensidade relativa dos riscos ambientais percebidos na área de estudo seguindo o trabalho de Schill e Raber (2009). O peso foi obtido pela média dos valores de frequência e intensidade (grau do impacto) atribuída para cada fonte de pressão. A atribuição dos valores de frequência e intensidade dos impactos foi realizado de acordo com o julgamento dos autores, tomando como base os valores de Halpern *et al.* (2007). Para cada tipo de pressão uma imagem (100 m de largura) com escore do impacto cumulativo (**CIS**) foi criada com base no trabalho de Halpern *et al.* (2008). Posteriormente um índice de pressão humana (**HPI**) foi criado com base na soma dos valores das células das camadas criadas para cada fonte de pressão antrópica separada. A fórmula para calcular o impacto cumulativo está inserida abaixo, onde **A** que representa a intensidade de cada pressão humana em cada local **i** e **W** representa o peso de cada pressão para cada local **i**:

$$CIS = \sum_{i=1}^n A_i * w_i$$

Os resultados do estudo mostraram que os macroinvertebrados e os peixes (grupos funcionais: guildas, tamanho do corpo, estratégia de vida e suas abundâncias respectivas) foram ambos sensíveis ao “padrão global de pressão cumulativa”, mensurado através do **HPI** na área de estudo. Nesse trabalho podemos observar que foi calculado um índice de impacto cumulativo sem levar em consideração os componentes biológicos do ecossistema, como foi feito no trabalho de Korpinen *et al.* (2012). E através da soma dos escores do índice de impacto cumulativo (**CIS**) se criou o índice de pressão humana (**HPI**).

Nincevic-Gladan *et al.* (2015) realizaram um estudo sobre a comunidade de fitoplâncton em um gradiente de pressão antrópica nas águas costeiras do mar Adriático na Croácia. Inicialmente, buscaram avaliar a qualidade da água através da avaliação preliminar das pressões antrópicas conhecidas que poderiam afetar a qualidade da água dentro da área de estudo. Para tanto, utilizaram as pressões de uso da terra de acordo com o sistema de informação Corine Cobertura da Terra (Corine Land Cover) de 2000-2006. Posteriormente foi calculado o índice simplificado de uso de terra (**LUSI**) de acordo com o trabalho de Flo *et al.* (2011). Os usos da terra foram: percentual de área urbanizada, percentual de área com agricultura, percentual de área industrializada, percentual de área com atividade portuária. Foi analisado uma área dentro de 5 km de raio a partir dos pontos de amostragem para assegurar a precisão da informação da pressão sobre a terra para as estações. Escores de 0 – 3 determinam menor ou maior uso de terra. Um baixo valor de **LUSI** indica que a área das águas costeiras não é ou é apenas fracamente influenciada pelas pressões continentais, enquanto um alto valor de **LUSI** indica uma forte influência das pressões de uso da terra. Fórmula para calcular o LUSI: (Escore do percentual de urbanização + Escore do percentual da agricultura + Escore do percentual das indústrias + Escore do percentual de áreas portuárias) * número de correção. O número de correção representa o formato da linha da costa que pode minimizar o maximizar o efeito das pressões antrópicas (côncavo - 1,25, convexo - 0,75, reto – 1,0). Segundo os pesquisadores as vantagens de utilizar o **LUSI** são a facilidade de uso, rapidez e baixo custo, além disso pode ser repetido em outros estudos, e produz resultados comparáveis entre outras áreas costeiras. Os pesquisadores informam que a resposta da diversidade do fitoplâncton não foi linear, e a maior diversidade foi observada na área com nível intermediário de distúrbio. Esta pesquisa tomou como base o trabalho anterior de Flo *et al.* (2011) que já haviam

utilizado o índice **LUSI** e por conseguinte o replicaram em outras áreas costeiras, ainda desconhecidas sobre a existência de impactos.

Oigman-Pszczol e Creed (2011) também utilizaram um índice de pressão antrópica denominado índice relativo de pressão ambiental (**REPI**) que foi calculado para avaliar a qualidade, quantidade e intensidade das pressões sobre a zona submersa dos costões rochosos tropicais através da média aritmética ponderada das pressões e seus respectivos pesos: **PA** – pressão ambiental e **P** – peso; fórmula para o cálculo do REPI: $(PA_1 \times P_1) + (PA_2 \times P_2) + (PA_3 \times P_3) \dots / P_1 + P_2 + P_3 \dots$. Ponderar e pesar são sinônimos. Portanto, no cálculo da média ponderada, multiplicamos cada valor de pressões antrópicas por seu "peso", isto é, sua importância relativa. O índice possui 21 componentes diferentes ou indicadores de pressões localizados nas proximidades da costa e dos pontos amostrais como, por exemplo: percentual de área urbanizada, galerias pluviais, quiosques, mercados de peixes, descargas de esgotos, lixos no mar e na praia (100 m²), depósitos de lixo, molhes, *yatch club*, detritos de artes de pesca, depósito de pescador, pontos de aluguel de equipamento de mergulho, densidade de mergulhadores snorkel e SCUBA (100 m²), densidade de banhistas e pessoas na praia (100 m²), estação de gás marítima, embarcações em movimento e atracadas (100 m²). Todos esses fatores foram agrupados no índice e procuram retratar as múltiplas atividades antrópicas e seus efeitos nas comunidades bentônicas dos costões rochosos. Os pesos para os diferentes indicadores de pressões foram baseados na intensidade do impacto potencial de cada pressão sobre o ecossistema, segundo Skeat *et al.* (2000). Segundo os autores do estudo o coral *Siderastrea stellata* foi a única espécie que respondeu ao REPI e indicou o estado real do ambiente costeiro estudado. Ao longo dos onze pontos amostrados foi observado que locais com maior pressão humana teve menor cobertura viva e maior porcentagem de mortalidade recente e densidade do coral *Siderastrea stellata*. Entretanto, não foi encontrada relação significativa com os descritores das comunidades bentônicas (riqueza de espécies, índice de Shannon - H' e índice de Pielou – J).

Martinho *et al.* (2015) procuraram avaliar as mudanças na qualidade ecológica em cinco pontos do estuário de Mondego em Portugal com base nas medidas dos descritores da comunidade de peixes (riqueza de espécies, índice de Shannon – H', índice de Pielou – J e o índice multimétrico baseado na comunidade de peixes - Estuarine Fish Assessment Index, EFAI). No entanto, estes autores

buscavam relacionar os descritores das comunidades de peixes do estuário com as pressões antrópicas separadas e com um índice de pressões antrópicas (**API**). As pressões antrópicas foram escolhidas pelos autores por produzirem um efeito negativo significativo sobre os peixes com base na literatura: dragagem, interferências no regime hidrográfico, fluxo do rio e barragens, indústrias, densidade da população, qualidade dos mariscos, áreas usadas para agricultura, aquacultura (número e área ocupada), intensidade do desenvolvimento dos portos/marinas e pesca recreativa e comercial (MARTINHO *et al.*, 2015). De acordo com os autores das pressões acima citadas, apenas oito foram consideradas, devido a qualidade dos mariscos, a produção de aquacultura e as interferências no fluxo hidrográfico e outro não apresentarem mudanças durante o período de oito anos de estudo. A pressão antrópica global foi avaliada através de um índice de pressão multimétrico (índice de pressão antrópica, API) com base no conjunto final dos oito descritores e calculado como a soma dos valores padronizados de cada descritor de pressão (MARTINHO *et al.*, 2015). Os valores dos dados padronizados de cada descritor foram obtidos devido a maior parte deles estar em unidades de medida diferentes (MARTINHO *et al.*, 2015). Para tanto, seguiu-se Vasconcelos *et al.* (2007) e Fonseca *et al.* (2013), onde **PSi** representa o valor padronizado de cada descritor para cada ano *i*; **PA** representa o valor da pressão original, e **P min** e **P max** os valores mínimos e máximos das pressões para cada indicador, respectivamente (MARTINHO *et al.*, 2015). A seguir está a fórmula apresentada por Martinho *et al.* (2015): $PSi = (PA_{i,i} - P_{min,i}) / (P_{max,i} - P_{min,i})$. Segundo Martinho *et al.* (2015) o índice EFAI foi o único índice significativamente correlacionado com API, indicando que a maior qualidade ecológica está associada com a menor pressão antropogênica. Os outros descritores da comunidade biológica (riqueza de espécies, índice de Shannon - H' e índice de Pielou - J), não apresentaram correlação com o API. Este foi o único índice dos citados que realizou uma padronização dos dados antes de calcularem o índice de pressão antrópica. Isso poderia minimizar as discrepâncias entre os diferentes valores encontrados para os diferentes fatores de pressões antrópicas.

Tabela 1. Resumo dos trabalhos publicados sobre índices de pressões antrópicas.

Índice	Comunidade Biológica	Autor	Local do Estudo
BSPI	Diferentes ecossistemas	Helcom (2010) e Korpinen <i>et al.</i> (2012)	Mar Báltico
HPI	Peixes e macroinvertebrados	Henriques <i>et al.</i> (2014)	Portugal
LUSI	Fitoplâncton	Nincevic-Gladan <i>et al.</i> (2015)	Mar Adriático na Croácia
REPI	Comunidade Bentônica	Oigman-Pszczol e Creed (2011)	Brasil
API	Peixes	Martinho <i>et al.</i> (2015)	Portugal

4) CONCLUSÕES

Os índices utilizados apresentam semelhanças na estrutura quando utilizam pesos diferentes para ponderar as pressões antrópicas de acordo com a intensidade no ambiente. Os índices **BSPI** e **HPI** somam todas as pressões após multiplicá-las pelos seus respectivos pesos com base nos critérios de Halpern *et al.* (2007). Os valores dos dois índices são valores brutos e as pressões foram quantificadas em unidades, isto é, os valores dos fatores de pressões antrópicas presentes na área mensurada e posteriormente somados estavam na mesma unidade de medida (N). Entretanto, o índice **REPI** realizou uma média ponderada ao invés de apenas somar as pressões como outros autores fizeram. Os valores das pressões nesse caso são menores, e os pesos foram considerados para a intensidade das pressões sobre o ambiente de acordo com Skeat *et al.* (2000). O índice **LUSI** considerou a soma de escores com base no percentual de cobertura de diferentes pressões antrópicas continentais sobre o ambiente costeiro, variando apenas no número de correção, que representa o formato da linha da costa que pode minimizar o maximizar o efeito das pressões antrópicas na área mensurada. Esse índice parece ser o mais fácil de ser utilizado, necessitando apenas de

imagens de satélite para observação da área. Apenas o Martinho *et al.* (2015) utilizou uma fórmula para padronizar os valores das pressões antrópicas antes de somar os valores totais para a área. Isso ocorreu porque os pesquisadores utilizaram valores em unidades de medida diferentes para mensurar as múltiplas e diferentes pressões antrópicas.

Podemos observar com base nos trabalhos avaliados que existem poucos que utilizaram índices de pressão antrópica e todos estão em busca de índices de estado e pressão humana para identificar possíveis impactos ambientais. Assim como, existe interesse em indicadores ambientais agregados que apresentem fácil aplicação e sejam replicáveis em diferentes partes do mundo. Alguns trabalhos escolheram as pressões antrópicas com base na observação do local de estudo, outras pesquisas utilizaram imagens de satélite e sistemas de informação geográfica, e outros tomaram previamente como base dados da literatura de trabalhos anteriores. Existe um consenso entre os pesquisadores em ponderar as pressões humanas com base na frequência e intensidade dos impactos sobre os diferentes componentes do ecossistema, e para tanto utilizam como base os artigos de Halpern *et al.* (2007; 2008). Todos as pesquisas procuram identificar possíveis impactos das atividades humanas sobre as comunidades biológicas e por conseguinte alertar a comunidade científica, público em geral e governantes sobre a necessidade de mudanças e um melhor planejamento ambiental a fim de evitar a redução e/ou perda da biodiversidade nos dias atuais e num futuro não muito distante.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

EEA. "Environmental Terminology Discovery Service (Definition of DPSIR model)". [European Environment Agency](http://glossary.eea.europa.eu/terminology/concept_html?term=dpsir). Disponível em: http://glossary.eea.europa.eu/terminology/concept_html?term=dpsir (acessado em 20 de julho de 2016)

FLO, E.; CAMP, J.; GARCÉS, E. **Assessment pressure methodology: land uses simplified index (LUSI)**. In: BQE Phytoplankton. Work document (MedGiG meeting, (Rome), Spain, Catalonia. 2011.

FONSECA, V. F.; VASCONCELOS, R. P.; GAMITO, R.; PASQUAUD, S.; GONÇALVES, C. I.; COSTA, J. L.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. N. Fish community-based measures of estuarine ecological quality and pressure-impact relationships. **Estuarine Coastal Shelf Science**, 134, 128-137. 2013.

GUBBAY, S. **A review of marine environmental indicators reporting on biodiversity aspects of ecosystem health**. The RSPB, Sandy, UK. 2004.

HALPERN, B. S.; SELKOE, K. A.; MICHELI, F.; KAPPEL, C. V. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. **Conservation Biology**, 21, 1301-1315. 2007.

HALPERN, B. S.; WALBRIDGE, S.; SELKOE, K. A.; KAPPEL, C. V.; MICHELI, F.; D'AGROSA, C.; BRUNO, J. F.; CASEY, K. S.; EBERT, C.; FOX, H. E.; FUJITA, R.; HEINEMANN, D.; LENIHAN, H. S.; MADIN, E. M. P.; PERRY, M. T.; SELIG, E. R.; SPALDING, M.; STENECK, R.; WATSON, R. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. **Science**, 319, 948-952. 2008.

HALPERN, B. S.; LONGO, C.; HARDY, D.; MCLEOD, K. L.; SAMHOURI, J. F.; KATONA, S. K.; KLEISNER, K.; LESTER, S. E.; O'LEARY, J.; RANELLETTI, M.; ROSENBERG, A. A.; SCARBOROUGH, C.; SELIG, E. R.; BEST, B. D.; BRUMBAUGH, D. R.; CHAPIN, F. S.; CROWDER, L. B.; DALY, K. L.; DONEY, S. C.; ELFES, C.; FOGARTY, M. J.; GAINES, S. D.; JACOBSEN, K. I.; KARRER, L. B.; LESLIE, H. M.; NEELEY, E.; PAULY, D.; POLASKY, S.; RIS, B.; MARTIN, K.; STONE, G. S.; SUMAILA, U. R.; ZELLER, D. An index to assess the health and benefits of the global ocean. **Nature**, 488, 615-622. 2012.

HALPERN, B. S.; FRAZIER, M.; POTAPENKO, J.; CASEY, K. S.; KOENIG, K.; LONGO, C.; LOWNDES, J. S.; ROCKWOOD, R. C.; SELIG, E. R.; SELKOE, K. A.; WALBRIDGE, S. Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on world's ocean. **Nature communications**, 6, 7615. 2015.

HAMMOND, H.; ADRIAANSE, A.; RODENBURG, E.; BRYANT, D.; WOODWARD, R. **Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development**. World Resources Institute. 43p. 1995.

HEINK, U.; KOWARIK, I. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. **Ecological Indicators**, 10, 584-593. 2010.

HELCOM. **Towards a tool for quantifying the anthropogenic pressures and potential impacts in the Baltic Sea marine environment. A background document on the method, data preparation and testing of the Baltic Sea Pressure and Impact Indices.** Baltic Sea Environment Proceedings 125. 2010. Disponível em: www.helcom.fi/publications

HENRIQUES, S.; PAIS, M. P.; BATISTA, M. N.; TEIXEIRA, S. M.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. Can different biological indicators detect similar trends of marine ecosystem degradation? **Ecological Indicator**, 37, 105-118. 2014.

KORPINEN, S.; MESKIA, L.; ANDERSEN, J. H.; LAAMANEN, M. Human pressures and their potential impact on the Baltic Sea ecosystem. **Ecological Indicators**, 15, 105-114. 2012.

MARTINHO, F.; NYITRAI, D.; CRESPO, D.; PARDAL, M. A. Efficacy of single and multi-metric fish-based indices in tracking anthropogenic pressures in estuaries: An 8-year case study. **Marine Pollution Bulletin**, 101, 153-162. 2015.

NINCEVIC-GLADAN, Z.; BUZANCIC, M.; KUSPILIC, G.; GRBEC, B.; MATIJEVIC, S.; SKEJIC, S.; MARASOVIC, I.; MOROVIC, M. The response of phytoplankton community to anthropogenic pressure gradient in the coastal waters of the eastern Adriatic Sea. **Ecological Indicators**, 56, 106-115. 2015.

OIGMAN-PSZCZOL, S. S.; CREED, J. C. Can patterns in benthic communities be explained by an environmental pressure index? **Marine Pollution Bulletin**, 62, 2181-2189. 2011.

ROGERS, S. I.; GREENAWAY, B. A UK perspective on the development of marine ecosystem indicators. **Marine Pollution Bulletin**, 50, 9-19. 2005.

SALE, P. F.; AGARDY, T.; AINSWORTH, C. H.; FEIST, B. E.; BELL, J. D.; CHRISTIE, P.; *et al.* Transforming management of tropical coastal seas to cope with challenges of the 21st century. **Marine Pollution Bulletin**, 85, 8-23. 2014.

SCHILL, S.; RABER, G. In: Conservancy, T.N. (Ed.), Protected Area Tools (PAT) for ArcGIS 9.3 – User Manual and Tutorial. p. 75. 2009.

SKEAT, A.; SMITH, A.; BALDWIN, J.; ROBINSON, M.; MCGINNITY, P.; NANKIVEL, B. **Planning, environmental impact management and compliance on the Great Barrier Reef.** Great Barrier Reef Marine Park Authority. In: Kasim Moosa, M.K., Soemodihardjo, S., Nontji, A., Soegiarto, A., Romimohtarto, K., Suharsono, S.a. (Eds.), Proc. 9th International Coral Reef Symposium, Bali, Indonesia, pp. 723-727. 2000.

SMEETS, E.; WETERINGS, R. **Environmental indicators: Typology and overview.** (TNO Centre for Strategy, Technology and Policy, The Netherlands). Technical report No 25. 1999.

UNEP. **Monitoring & Indicators: Designing national-level monitoring programmes and indicators.** Note by the Executive Secretary. Subsidiary Body on

Scientific, Technical & Technological Advice. Convention on Biological Diversity. UNEP/CBD/SBSSTA/9/10. 2003.

VASCONCELOS, R. P.; REIS-SANTOS, P.; FONSECA, V.; MAIA, A.; RUANO, M.; FRANCA, S.; VINAGRE, C.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. Assessing anthropogenic pressures on estuarine fish nurseries along the Portuguese coast: a multi-metric index and conceptual approach. **Science of Total Environment**, 374, 199-215. 2007.

CAPÍTULO 2: ESTRUTURA DA COMUNIDADE BENTÔNICA SÉSSIL NA COSTA OESTE DO CEARÁ, NORDESTE DO BRASIL: VARIAÇÃO ESPACIAL E ÍNDICE RELATIVO DE PRESSÃO AMBIENTAL

1 INTRODUÇÃO

1.1 O índice relativo de pressão ambiental (REPI) e os descritores da comunidade bentônica séssil nos recifes de arenito tropicais:

Nos últimos anos ganhou destaque no cenário científico mundial à degradação dos ecossistemas marinhos causada por diferentes tipos de pressões antrópicas (HALPERN *et al.*, 2012; HALPERN *et al.*, 2015; SELIG *et al.*, 2014). A extração direta dos recursos biológicos e a visitação humana nos ambientes costeiros (DAVENPORT; DAVENPORT, 2006; KINGSFORD; UNDERWOOD; KENNELLY, 1991; MURRAY *et al.*, 1999), a presença de lixo marinho (OIGMAN-PSZCZOL; CREED, 2007), a poluição marinha (CROWE *et al.*, 2000), a urbanização costeira, a sobrepesca (HALPERN *et al.*, 2012) e as mudanças climáticas globais (MORA *et al.* 2013) tem sido fatores comumente reportados na literatura.

A urbanização é um tipo comum de perda de habitat e com a sua proliferação vai aumentar de forma crescente a fragmentação, perturbação humana, poluição e outras ameaças (CZECH, 2004). Segundo Roméro e Bruna (2010), a maior concentração das populações humanas em determinadas regiões pode acarretar na poluição das águas devido à excessiva produção de resíduos, seja humano, ou da atividade produtiva sem a capacidade de depuração *in natura* (ROMÉRO; BRUNA, 2010). A coleta e o tratamento do lixo nos aglomerados urbanos, também não tem sido eficiente, principalmente nas áreas de baixa renda, isso se torna um problema agravado nos períodos de chuvas, colaborando para aumentar as inundações e espalhar doenças de veiculação hídrica (ROMÉRO; BRUNA, 2010).

Grande parte da população mundial vive num raio de 100 Km da linha da costa, e o aumento das atividades humanas nesta região modifica de forma relevante os ecossistemas marinhos, seja através da remoção de biomassa e habitats ou a adição de contaminantes e estruturas físicas (KAISER *et al.*, 2005). As cidades litorâneas apresentam outras formas de degradação, que não estão

presentes em outras cidades como: perda de habitats marinhos e costeiros devido às construções de novas infraestruturas (portos, hotéis, aeroportos e shoppings) incentivadas pela industrialização e turismo, a poluição do mar por resíduos produzidos por indústrias e navios, e esgotos lançados no mar sem tratamento (BRYANT, 1998; MARQUES, 2010). Segundo Ab'Saber (1990), os emissários submarinos, os esgotos industriais e os resíduos sólidos (incluindo-se a poluição sedimentária originada por processos erosivos acelerados da retro-terra), são nitidamente processos excretadores. Desta forma, para compensar, os processos marinhos costeiros devolvem para a costa, grande parte do material excretado, forçando concentrações às vezes intoleráveis de produtos poluidores ao longo da faixa litorânea (AB'SABER, 1990). Essa poluição tem como consequência a degradação do ambiente e da saúde de seus usuários (MARQUES, 2010). Essas cidades no litoral são, ainda, prejudicadas em razão do potencial turístico que apresentam, pois nem sempre a quantidade de pessoas em temporadas está ajustada ao fornecimento de serviços em quantidade e qualidade necessárias, esse *déficit* gera mais degradação ambiental (MARQUES, 2010). Segundo Ab'saber (1990) "... pobre das praias brasileiras situadas nas proximidades de grandes centros urbanos, outrora dotadas do império das areias, de sol e de ambiente climático favorável, pois o somatório dos processos degradantes é enorme ...". Para agravar ainda mais a situação caótica, as políticas públicas estão sempre chegando atrasadas, quando o impacto no meio ambiente já está negativo (ROMÉRO; BRUNA, 2010).

Os recifes possuem uma grande diversidade biológica e produtividade, assim como ajudam na proteção costeira e apresentam beleza cênica que favorece o turismo e a recreação de pessoas, mas em todo o mundo estão sendo degradados por impactos humanos (ROBERTS *et al.*, 2002, WILKINSON, 2008). Por serem ambientes onde se processa a reciclagem de matéria, ou seja, restos orgânicos dissolvidos no ambiente são prontamente reutilizados, os recifes possuem grande produtividade (VILLAÇA, 2002). Sua estrutura tridimensional abriga uma infinidade de organismos diferentes, essa diversidade apresenta grande potencial farmacológico, sendo inúmeras drogas extraídas dos organismos marinhos recifais (VILLAÇA, 2002). Apesar da sua importância, estes ecossistemas estão entre os mais ameaçados no mundo (HALPERN *et al.*, 2007; MORA *et al.*, 2013; PALUMBI *et al.*, 2014). Os recifes localizados próximos das populações humanas estão sendo

dizimados por uma enxurrada de impactos (WILKINSON, 2008). Desta forma, a avaliação das comunidades bentônicas recifais e da pressão antrópica ambiental com o objetivo de formular políticas de conservação é considerada uma prioridade em todo o mundo (HALPERN *et al.*, 2012); e continua a ser um problema não resolvido (JOHNSTON; ROBERTS, 2009). A avaliação das condições ambientais, normalmente, é realizada usando-se indicadores biológicos (GOODSELL; KAUTSKY; GREEN, 2009) e os índices de diversidade e bióticos podem ser utilizados como indicadores das condições ambientais em nível de comunidade (KALYONCU; ZEYBEK, 2011). Os impactos são normalmente investigados em nível de população ou comunidade, devido às populações e as comunidades apresentarem variabilidade no espaço e no tempo sob influência de fatores físicos e biológicos (CROWE, 2000). Segundo Walker *et al.* (2006) os bioindicadores são respostas biológicas para mudanças nas condições ambientais em níveis de organização superiores como população, comunidade e ecossistema. Os organismos bentônicos sésseis respondem diretamente às mudanças ocorridas no ambiente (ORFANIDIS; PANAYOTIDIS; STAMATIS, 2001; 2003), sendo assim são considerados excelentes bioindicadores das modificações antrópicas (GALL *et al.*, 2016; ORFANIDIS; PANAYOTIDIS; STAMATIS, 2001; ORFANIDIS; PANAYOTIDIS; STAMATIS, 2003).

As comunidades biológicas dos recifes costeiros podem ser afetadas de diferentes formas: 1) o desenvolvimento costeiro desordenado produz construções no litoral que aumentará as taxas de sedimentação e o escoamento de esgotos (KAISER *et al.*, 2005); 2) a remoção de manguezais provoca uma enxurrada de sedimentos para o mar, pois a presença da vegetação iria contribuir para a retenção de sedimentos e nutrientes (ALFARO, 2010); 3) a agricultura, o desmatamento, a modificação de rios, a construção de estradas, também desencadeiam a erosão do solo, e conseqüentemente aumentam as taxas de sedimentos presentes nos estuários (BRYANT *et al.*, 1998); 4) desta forma, a maior quantidade de sedimentos carregados até o mar, reduz a penetração da luz solar, a transparência da água e o oxigênio dissolvido (aumento da temperatura da água) (FURNAS, 2003); 5) a flora fotossintetizante marinha costeira pode ser prejudicada por não obter luz solar suficiente para realizar a fotossíntese, menos alimento é produzido, o crescimento é reduzido podendo resultar na morte dos corais e algas bentônicas (BRYANT *et al.*, 1998); 6) como consequência, os recifes costeiros experimentam condições

ambientais mais variáveis, como níveis mais elevados de sedimentos e nutrientes, com redução da transparência da água (FURNAS, 2003); 7) os recifes cobertos por sedimentos finos e móveis não fornecem um substrato sólido e estável para o estabelecimento dos esporos das algas, larvas dos corais e estágios juvenis de outros organismos sésseis (FURNAS, 2003); (8) as pescas de arrasto sobre o fundo marinho, capturam uma grande parte de fauna acompanhante, provocando perda de biodiversidade e contribuindo para aumentar as taxas de sedimentação costeira (BRYANT *et al.*, 1998; SPALDING *et al.*, 2001); 9) as pescas destrutivas com venenos (pesticidas químicos) ou explosivos contribuem para dizimar e destruir os recifes e tudo ao seu redor (BRYANT *et al.*, 1998; SPALDING *et al.*, 2001); 10) o turismo pode afetar de forma grave o ecossistema, pois aumenta a eliminação de resíduos, altera o uso do solo na zona costeira e a maior presença de pessoas pode favorecer o pisoteio e a coleta da biota sobre o recife (BRYANT *et al.*, 1998; DAVENPORT; DAVENPORT, 2006; MURRAY *et al.*, 1999; THOMPSON; CROWE; HAWKINS, 2002); 11) a poluição por esgotos, a remoção de peixes herbívoros e invertebrados, assim como o pisoteio podem favorecer o crescimento e a competição de algas tolerantes ou resistentes sobre os recifes (BRYANT *et al.*, 1998).

Os estressores antrópicos podem atuar diretamente ou indiretamente sobre as comunidades biológicas, assim como podem variar na frequência e intensidade, sendo denominados estressores crônicos e agudos (BRYANT *et al.*, 1998; WILKINSON, 2008). Segundo Crowe *et al.* (2000) “stress” é de um modo geral, a resposta de uma entidade biológica (organismo, população, comunidade...) a um estressor; portanto estresse antropogênico é a resposta de uma entidade biológica a um estressor antropogênico. O estresse direto sobre um organismo ou população, também pode ter impactos indiretos sobre a estrutura da comunidade (CROWE *et al.*, 2000). Ainda segundo esses autores estressores crônicos atuam em baixos níveis de intensidade e por um longo período, do contrário, os estressores agudos são eventos de alta intensidade e discretos (não frequentes). Os corais são normalmente resilientes e conseguem se recuperar rapidamente dos estressores agudos como tornados, ciclones e eventos de branqueamento provenientes do aumento da temperatura da superfície do mar (SST); no entanto os estressores crônicos como a poluição da água são mais danosos, levando ao declínio da cobertura dos corais e aumento da cobertura das algas (WILKINSON, 2008). Os

efeitos letais dos estressores podem ocorrer também devido existirem substâncias químicas novas sendo produzidas, e portanto, são fatores ambientais para os quais os organismos e ecossistemas vivos não tiveram um período de história evolutiva para adaptação genética ou aclimatação (acomodação) (ODUM; BARRETT, 2007).

Desta forma, existe a necessidade de estudos futuros com foco na relação entre as pressões humanas locais e a biodiversidade e na identificação das causas das perdas de habitat e de biodiversidade (CONNELL *et al.*, 2008; MCKINNEY, 2006). Halpern *et al.* (2015) informam que os múltiplos estressores humanos de alta intensidade podem provocar perda de habitats, especialmente em habitats entremarés e costeiros. No entanto, em muitos locais se conhece pouco sobre quais estressores humanos estão provocando maiores mudanças nas condições do ecossistema (HALPERN *et al.*, 2015). Os mecanismos que provocaram as perdas de habitat e de biodiversidade dão suporte para o desenvolvimento de instrumentos de gestão que ajudam na gestão das atividades humanas impactantes sobre o ambiente marinho (MARTINS *et al.*, 2012). Ao identificarmos as pressões humanas mais atuantes sobre a biodiversidade e conseguirmos dados sobre a distribuição e a riqueza de espécies, temos assim os pré-requisitos para a gestão sustentável dos recursos naturais (HERKÜL *et al.*, 2013).

Halpern *et al.* (2012) apresentaram um índice da saúde do sistema natural-humano para as zonas costeiras do planeta, incluindo a zona econômica exclusiva (ZEE), sendo considerado abrangente devido apresentar 10 componentes diferentes. Os componentes do índice permitem uma avaliação integrada dos recursos marinhos vivos, os habitats que promovem proteção costeira, os estoques de carbono e de peixes, os riscos de extinção, o turismo e recreação, os postos de trabalho no litoral, a qualidade da água e a restauração do habitat (HALPERN *et al.*, 2012). Na abordagem os pesquisadores identificaram as pressões que seriam os fatores que afetam negativamente os componentes do índice, assim como os que afetam positivamente como a resiliência. No geral, os países desenvolvidos tiveram uma maior pontuação do índice com relação aos países em desenvolvimento, e a pontuação do índice foi significativamente correlacionada com o índice de desenvolvimento humano (HALPERN *et al.*, 2012). Isto ocorreu porque os países desenvolvidos possuem economias fortes e estáveis, gestão ambiental mais eficiente e infra-estruturas para gerenciar as pressões humanas e a utilização

sustentável dos recursos naturais (HALPERN *et al.*, 2012). Esse índice proporcionou uma medida quantitativa padronizada para todos os locais e ao longo do tempo, podendo ser usado por cientistas, gestores e público em geral na compreensão, e comunicação da condição do ecossistema marinho e projetar ações estratégicas para melhorar a saúde geral do oceano (HALPERN *et al.*, 2012). Em outro estudo Halpern *et al.* (2015) calcularam e mapearam o impacto cumulativo de 19 tipos diferentes de estressores antropogênicos em 20 tipos diferentes de ecossistemas marinhos para o oceano global, a fim de tentar identificar um padrão espacial e temporal. Todo esse esforço tinha como objetivo identificar quais áreas e tipos de ecossistemas apresentavam maiores ou menores impactos, assim como identificar onde existe sobreposição entre os hotspots de biodiversidade e os impactos, guiando para onde a mitigação é necessária (HALPERN *et al.*, 2015). Halpern *et al.* (2015) ainda destacam que está aumentando o impacto cumulativo nas zonas costeiras tropicais, subtropicais e na ZEE, e não existe nenhuma área no planeta sem influencia humana, sendo que 97,7% do oceano global é afetado por múltiplos estressores.

Estudos anteriores sobre as pressões antropogênicas, normalmente, relacionavam as mudanças nas comunidades biológicas com apenas um fator, como a densidade da população humana ou o percentual de superfície impermeável (ALBERTI *et al.*, 2007). Esta abordagem não fornece uma visão mais ampla da maior parte das pressões antrópicas. Oigman-Pszczol e Creed (2011) relataram, por exemplo, que apenas poucos estudos avaliaram simultaneamente vários descritores biológicos e múltiplas pressões antropogênicas. Por esta razão, esses autores propuseram um método que combina fatores heterogêneos de pressão antrópica dentro de um único índice, o índice relativo de pressão ambiental (REPI), e o relacionou com os descritores das comunidades bentônicas e os descritores das populações de corais nos costões rochosos do Rio de Janeiro, Brasil (Atlântico Sudoeste Tropical). O índice possui 21 componentes diferentes localizados nas proximidades da costa como, por exemplo: percentual de área urbanizada, galerias pluviais, quiosques, mercados de peixes, descargas de esgotos, lixo no mar e na praia (100 m²), depósitos de lixo, molhes, yacht club, detritos de artes de pesca, depósito de pescador, pontos de aluguel de equipamento de mergulho, densidade de mergulhadores snorkel e SCUBA (100 m²), densidade de banhistas e pessoas na praia (100 m²), estação de gás marítima, embarcações em movimento e atracadas

(100 m²). Todos esses fatores foram agrupados no índice e procuram retratar a quantidade e a intensidade das atividades antrópicas, assim como seus efeitos no ambiente costeiro, como descrito em outro parágrafo acima. Além disso, alguns estressores antrópicos utilizados no índice relativo de pressão ambiental estão correlacionados.

Importante destacarmos que todos os índices citados apresentam pesos para os seus heterogêneos componentes. No estudo de Halpern *et al.* (2012) para as pressões ecológicas do índice foram utilizados pesos que variavam de acordo com a intensidade e a frequência do impacto sobre os habitats (mangues, recifes de corais, bancos de algas marinhas e manguezais) em alto (3), médio (2) e baixo (1). No entanto, para as pressões sociais como o controle da corrupção, efetividade do governo, estabilidade política, legislação, prestação de contas e qualidade regulatória foram utilizados pesos iguais, pois os autores assumiram que as pressões sociais afetam todos os habitats de forma igual. Para mensurar o impacto cumulativo, Halpern *et al.* (2015) determinaram os pesos de acordo com a vulnerabilidade de cada habitat para cada estressor antrópico. Oigman-Pszczol e Creed (2011) para os estudos em costões rochosos utilizaram pesos diferentes para os heterogêneos componentes do índice de pressão antrópica; para tanto, classificaram os potenciais impactos em alto (3 pontos), médio (2 pontos) e baixo (1 ponto) com base em Skeat *et al.* (2000). Essa classificação foi definida para os estressores antrópicos sobre os recifes de corais da Grande Barreira da Austrália, para o seu posterior planejamento e gerenciamento dos impactos ambientais. De acordo com Skeat *et al.* (2000):

(1) os estressores de alto impacto são aqueles com destruição do habitat em grande escala, necessidade de amplos requisitos para a gestão e amplos recursos financeiros, colocam uma espécie em ameaça e provocam a depleção crítica dos recursos naturais/espécies comerciais; (2) os de médio impacto são os danos significativos e localizados ou desrespeito pelos princípios de gestão, moderado aumento ou requisitos normais para o gerenciamento, significativa redução no tamanho da população de uma espécie; significativa redução nos recursos naturais/espécies comerciais; (3) os de baixo impacto são aqueles menores que o alto e médio, não apresentam nenhuma exigência adicional para a gestão e é possível a recuperação natural.

A avaliação dos múltiplos fatores de pressões antrópicas sobre as comunidades biológicas já foi realizada em costões rochosos e recifes de corais. Entretanto, é desconhecida a relação entre o REPI e as comunidades biológicas dos recifes de arenito do entremarés. Esta temática relevante também é inexplorada na costa

Sudoeste do Atlântico Tropical, devido poucos estudos anteriores terem sido realizados em ambientes tropicais e subtropicais (MARTINS *et al.*, 2012; OIGMAN-PSZCZOL; CREED, 2011; OLIVEIRA *et al.*, 2014).

Como podemos observar, o adensamento populacional nas grandes cidades e a falta de infraestrutura de saneamento adequada tem sido responsáveis por mudanças na qualidade das águas dos corpos hídricos (SILVA, MEIRELES e PEREIRA, 2011). Segundo Melo, Saker-Sampaio e Vieira (1990) o rio Ceará está sendo degradado, pois nos arredores de suas margens existem várias favelas desprovidas de saneamento básico e ocorre o lançamento diário de dejetos produzidos por indústrias próximas; essa poluição chega até o mar contaminando as praias. O rio Cocó e o sistema hídrico Papicu/Maceió, que passam pela cidade de Fortaleza, também ao longo dos seus percursos, estão sendo degradados com o despejo de fossa, lançamento de esgotos, lixo residenciais e dejetos industriais (SILVA; MEIRELES; PEREIRA, 2011; VIEIRA; FAÇANHA, 1994). Com os despejos de matéria orgânica sobre as águas dos rios podemos desencadear a fertilização das águas, fenômeno conhecido como eutrofização artificial, que ao atingir certo grau, provoca a proliferação das algas indicadoras (VIEIRA; FAÇANHA, 1994). As praias da av. Beira Mar, zona de alta densidade populacional, também estão contaminadas devido às ligações clandestinas de esgotos nas galerias pluviais, apesar desta região dispor de uma rede coletora de esgoto (CASTRO; VIEIRA; TORRES, 2002). De acordo com Castro, Vieira e Torres (2002) a água do mar situada entre o trecho do rio Cocó e o rio Ceará está contaminada com *E. coli* e *Salmonella*. Essas bactérias de origem fecal carregadas pelos rios podem contaminar os moluscos filtradores como as ostras e mexilhões, podendo também causar infecção alimentar em pessoas que deles se alimentam e infeccionar lesões de pele (SILVA *et al.*, 2003).

Neste contexto abordado, este estudo tem como alvo a importância dos recifes de arenito entremarés da costa oeste do Ceará e da zona costeira tropical devido sua crescente e intensa urbanização e ser considerada uma das zonas de maior biodiversidade marinha do planeta (MARCHESE, 2015; SELIG *et al.*, 2014). Ao longo das últimas décadas tem havido um crescimento do número de trabalhos publicados com os recifes de arenito na costa Sudoeste do Atlântico Tropical (Estado do Ceará, Nordeste do Brasil). Matthews-Cascon e Lotufo (2006), realizaram uma abordagem qualitativa da fauna bentônica recifal ao largo da costa do Ceará.

Publicações mais recentes tem focado em temas como a riqueza de corais e impactos das mudanças climáticas (SOARES *et al.*, 2011), na distribuição de zoantídeos (RABELO *et al.*, 2013; 2015), moluscos (VERAS *et al.*, 2013), peixes (GODINHO; LOTUFO, 2010) e de equinodermos (MARTINS *et al.*, 2010). Recentemente, também foram publicadas pesquisas com moluscos e prados de angiospermas (BARROS *et al.*, 2013, 2014). Entretanto, estas pesquisas publicadas apresentam foco em determinados táxons e não focam na relação entre o índice de pressão ambiental (REPI) e os descritores da comunidade (abundância, riqueza de espécies, diversidade e equitabilidade).

Portanto, a relação entre as pressões antrópicas e a riqueza de espécies, a diversidade e a equitabilidade nos recifes da costa oeste do Ceará, Brasil (Atlântico Sudoeste Tropical *sensu* Spalding *et al.*, 2007) se torna uma abordagem inédita. Esta região apresenta poucos estudos e está localizada num país em desenvolvimento, com expansão populacional e possui alta biodiversidade marinha. Esta lacuna de conhecimento foi um dos objetos de investigação desta tese. Outro objetivo de estudo desta tese foi identificar as possíveis influências da declividade, da irregularidade da superfície do substrato e do gradiente de imersão/emersão (fatores abióticos) sobre a estrutura das comunidades bentônicas sésseis. Estes temas também são inexplorados e com escassez de publicações sobre os recifes de arenito, conforme a literatura acima.

1.2 Influência do gradiente de imersão e emersão e da topografia sobre a estrutura das comunidades biológicas nos recifes tropicais

Segundo Kaiser *et al.* (2005), os padrões no ambiente marinho são frequentes e muitas vezes não são visualizados imediatamente, portanto muitos padrões são somente revelados através de amostragem e posterior interpretação. Numa pequena escala de variação espacial buscamos também avaliar um padrão muito reconhecido visualmente em substratos consolidados na zona costeira do mundo inteiro, a zonation (COUTINHO, 2002). Isto é, os organismos distribuem-se em faixas ou zonas dispostas horizontalmente, onde cada espécie é mais abundante em locais onde as condições ambientais favorecem a sobrevivência (COUTINHO, 2002). De acordo com Kaiser *et al.* (2005), a zonation é dirigida pela combinação de tolerância fisiológica, competição por espaço e pressão por predação. A tolerância

fisiológica se refere as espécies suportarem as variações de temperatura, a dessecação e a longos períodos sem comida (KAISER *et al.*, 2005). A oscilação da maré provoca um tempo maior de exposição ao ar nas zonas superiores dos recifes, favorecendo organismos adaptados a perda de água por dessecação (COUTINHO, 2002; SCHMIEGELow, 2004). Como por exemplo o fechamento hermético de (forma corporal-concha), produção de conchas não porosas e mais claras para refletir calor (textura e cor), tolerância a altos níveis de desidratação (produção de muco em anêmonas), migração vertical ou para refúgio em fendas e reidratação rápida como nas algas (COUTINHO, 2002; SCHMIEGELow, 2004). Podemos concluir que a zona entremarés dos recifes possui gradiente de imersão e emersão, rugosidade, declividade e muitas outras variáveis; então a diversidade de condições ambientais aumenta a riqueza de espécies (KAISER *et al.*, 2005). Coutinho (2002) demonstra um padrão da distribuição vertical dos organismos em costões rochosos da costa brasileira:

A zona médiolitoral se estende desde a faixa de *Chthamalus bisinuatus* até o início da zona das espécies de *Sargassum* e ouriços do mar. Na sua parte superior, normalmente, as algas das espécies *Lithothamnium*, *Centroceras*, *Enteromorpha*, *Gelidiella*, *Ulva*, *Cladophora* e *Hildebrandia*; nas partes média e inferior é comum a presença de uma flora mais rica, composta por espécies de *Chaetomorpha*, *Gigartina*, *Corallina*, *Laurencia*, *Polysiphonia*, *Acanthophora*, *Dictyota*, *Gracilaria*, *Hypnea* e *Jania*. Os invertebrados mais comuns na parte superior são as espécies de *Chthamalus*, na parte média as espécies de *Tetraclita* e na parte inferior são comuns os mexilhões, sendo nos locais batidos a dominância do *Perna perna*, e nos protegidos as espécies de *Brachidontes*.

Entretanto, não existem ainda possíveis padrões definidos de zonação das comunidades biológicas nos recifes de arenito entremarés. Também sabe-se que vários fatores abióticos e bióticos podem influenciar na ocorrência das espécies como diferentes latitudes, nível do mar, exposição ao ar, recrutamento e outros. Outro fator importante é a inclinação do substrato que pode influenciar na extensão entre as diferentes faixas (ou zonas dispostas horizontalmente) da zona entremarés (COUTINHO, 2002; SCHMIEGELow, 2004). Isto acontece porque em hábitat que possui baixa declividade e maior exposição de ondas, vai ocorrer maior alcance do espalhamento da água do mar sobre a superfície do substrato, diminuindo o estresse por dessecação nesses ambientes nos períodos de baixa mar (UNDERWOOD, 1981). Isso pode diminuir as diferenças nas comunidades biológicas entre as diferentes faixas e aumentar a sua extensão.

As comunidades dos recifes estão sujeitas a estressores naturais como o gradiente de exposição ao ar (zonação - unidirecional), gradiente de exposição de ondas (não é direcional), fatores localizados como a geologia e a topografia (declividade, poças, buracos e projeções), assim como a estressores antrópicos (CROWE *et al.*, 2000). Portanto, em muitas pesquisas é extremamente difícil separar os estressores naturais dos estressores antrópicos (CROWE *et al.*, 2000). Desta forma, para auxiliar na compreensão da distribuição espacial das comunidades bentônicas sésseis sobre os recifes da costa oeste do Ceará foram realizadas medições das irregularidades da superfície do substrato (altitudes positivas e negativas com relação ao nível zero do mar) e da declividade (medida angular em graus).

Segundo Garcia e Piedade (1984) as grandezas medidas em um levantamento topográfico podem ser de dois tipos: angulares (ângulo horizontal (H_z) e ângulo vertical (α - alfa)) e lineares (distância horizontal (DH), distância vertical (DV) e distância inclinada (DI)). De acordo com McCormick (1994), a superfície topográfica tem dois componentes: 1) frequência e amplitude da ondulação (desníveis topográficos ou irregularidades da superfície do substrato); e 2) grau da angulação (distribuição da frequência dos declives do substrato). Essas medidas podem ser mensuradas através do desvio padrão (SD) das diferenças consecutivas da altura do substrato; assim como o desvio padrão angular (McCORMICK, 1994). Os resultados de todas as medidas de topografia são dependentes da escala de medição (McCORMICK, 1994). Outra forma muito utilizada para mensurar a superfície topográfica é através da utilização de uma linha, corda ou corrente com um comprimento conhecido e estende-la sobre o substrato para contorná-lo, em seguida é calculado o índice de irregularidade do substrato (SI ou SHI – $D1/D2$) através da razão entre o comprimento conhecido da linha ($D1$) e a distância mensurada da linha contornando o substrato ($D2$) (LUCKHURST; LUCKHURST, 1978). Alguns autores utilizam uma linha ou fita flexível para contornar a superfície do substrato de uma distância linear já determinada, sendo o índice de irregularidade ($D1/D2$) calculado com base na razão entre a medida de distância total da linha sobre a superfície do substrato ($D1$) e a distância linear conhecida ($D2$) (ARCHAMBAULT; BOURGET, 1996; BERGERON; BOURGET, 1986). O valor do índice é 1 quando a superfície é plana e o valor aumenta com o aumento da

irregularidade do substrato (ARCHAMBAULT; BOURGET, 1996; BERGERON; BOURGET, 1986; LUCKHURST; LUCKHURST, 1978).

As irregularidades na superfície do substrato (fendas e projeções) podem ser consideradas como “heterogeneidade do hábitat” em ambientes aquáticos (ARCHAMBAULT; BOURGET, 1996; LUCKHURST; LUCKHURST, 1978; McCORMICK, 1994; SCHNECK, 2011). Tews *et al.* (2004) destacam:

O termo “heterogeneidade do hábitat” apresenta vários sinônimos na literatura, dentre eles: “diversidade de habitat”, “complexidade de hábitat”, “diversidade estrutural”, “complexidade estrutural”, “heterogeneidade estrutural”, “heterogeneidade espacial”, “complexidade espacial” e outros.

A heterogeneidade do habitat envolve tanto a diversidade do relevo vertical (os termos topografia ou rugosidade são usados como sinônimos) quanto a diversidade de tipos de substrato (fácies sedimentares e espécies ou formas de vida) (McCORMICK, 1994). No entanto, a maioria das pesquisas quantificava a heterogeneidade do habitat no plano vertical, embora o plano horizontal tenha sido considerado por vários autores (LUCKHURST; LUCKHURST, 1978; TEWS *et al.*, 2004). A influência da heterogeneidade espacial sobre a diversidade de espécies tem atraído a muito tempo a atenção dos ecólogos (LUCKHURST; LUCKHURST, 1978; McCORMICK, 1994; SCHNECK, 2011). Entretanto, poucos estudos procuram compreender os mecanismos associados a relação entre diversidade e heterogeneidade (SCHNECK, 2011). Isto é, a mudança na composição das espécies de habitats homogêneos para heterogêneos pode ocorrer por permitir a coexistência de espécies com capacidade para colonizar substrato liso com aquelas que precisam de fendas no substrato para seu estabelecimento (SCHNECK, 2011). As mudanças no assentamento larval ocorrem devido a superfície lisa favorecer espécies com estruturas de fixação mais eficientes ao distúrbio abiótico, assim como favorecer espécies mais resistentes ao forrageio (SCHNECK, 2011). Portanto, a heterogeneidade do substrato influencia no processo de assentamento das larvas (MIRON; BOURGET; ARCHAMBAULT, 1996; PECH; ARDISSON; BOURGET, 2002); devido possuir partes lisas e rugosas apresenta uma área maior, podendo aumentar a abundância de organismos e conseqüentemente a riqueza de espécies (SCHNECK, 2012), desta forma pode influenciar também nos descritores das comunidades. Outro ponto importante a se destacar é que, assim como, existem fendas existem também projeções do substrato que contribuem para aumentar a irregularidade do substrato. Nos recifes de arenito do entremarés a altura do

substrato acima do nível zero do mar está relacionada a períodos de imersão e emersão, influenciando a estrutura da comunidade através do gradiente de estresse por dessecação (GUICHARD; BOURGET; ROBERT, 2001).

A heterogeneidade do substrato (física ou biológica) tem mostrado modificar a competição, predação, assentamento larval e descritores da comunidade (riqueza, diversidade e abundância) (ARCHAMBAULT; BOURGET, 1996), assim como a retenção de matéria orgânica (TANIGUCHI; TOKESHI, 2004). As mudanças na competição ocorrem porque os habitats heterogêneos apresentam uma grande quantidade e variedade de recursos e microhabitats, favorecendo a divisão de recursos entre grande número de espécies permitindo a coexistência (MACARTHUR; MACARTHUR, 1961; SCHNECK, 2011). A predação é afetada em habitats heterogêneos, pois as fendas no substrato se tornam refúgios contra predadores e distúrbios abióticos e a presença de fendas com um tamanho similar ao corpo da fauna permite a maior quantidade de populações locais de presas (HIXON; BEETS, 1993).

Estudos nas mais diferentes escalas espaciais tem demonstrado o aumento da densidade e diversidade (seja no número de espécies ou índices de diversidade) em função da heterogeneidade, pois ela aumentaria a quantidade de nichos disponíveis (SCHNECK, 2012). Desta forma, a relação positiva entre a heterogeneidade do habitat e a diversidade se tornou um padrão amplamente reconhecido na ecologia (SCHNECK, 2012). Neste estudo foi considerada as variações nas distâncias verticais da superfície do substrato ou desníveis topográficos (altitudes positivas e negativas com relação ao nível zero do mar) mensuradas ao longo dos perfis topográficos como heterogeneidade espacial ou da superfície do substrato. Nossa metodologia de amostragem não permite uma comparação entre a heterogeneidade da superfície do substrato (i.e. desníveis topográficos) com os descritores da comunidade biológica. Entretanto, devido a ausência de informações sobre a heterogeneidade da superfície do substrato, isto é do relevo do substrato, realizamos as medições dos desníveis topográficos e comparações entre os diferentes recifes.

Com o presente estudo procuramos identificar a existência de relação entre as atividades antrópicas (usando um indicador agregado de impactos antrópicos-REPI) e a estrutura das comunidades bentônicas sésseis nos recifes de

arenito tropicais da costa oeste do Ceará, Brasil (Atlântico Sudoeste Tropical *sensu* Spalding *et al.* 2007). Para tanto, formulamos os objetivos e hipóteses a seguir:

Pergunta da pesquisa:

Quais variáveis ambientais (declividade e pressões antrópicas agregadas) influenciam a estrutura das comunidades bentônicas sésseis nos recifes de arenito entremarés da costa oeste do Ceará?

1.3 Objetivos e Hipóteses:

1.3.1 Objetivo geral

Avaliar as possíveis diferenças na estrutura das comunidades bentônicas sésseis entre os estratos do entremarés e entre os diferentes recifes de arenito da costa oeste do Ceará, assim como a possível influência da declividade e das pressões antrópicas agregadas.

1.3.2 Objetivos específicos

- ✓ Caracterizar e verificar possíveis diferenças na declividade e na irregularidade da superfície do substrato (DV) entre os diferentes recifes ao longo da costa;
- ✓ Caracterizar e verificar possíveis diferenças na estrutura das comunidades bentônicas sésseis recifais entre os diferentes estratos da zona entremarés, assim como entre os diferentes recifes ao longo da costa;
- ✓ Calcular o valor do índice relativo de pressão ambiental (REPI – pressões antrópicas agregadas) para cada recife visando identificar áreas com maiores ou menores pressões humanas;
- ✓ Verificar possíveis relações entre o indicador relativo de pressão ambiental (REPI) e os valores de riqueza, diversidade e equitabilidade das comunidades bentônicas sésseis nos diferentes recifes.

1.3.3 Hipóteses:

- ✓ (1) Existem diferenças na composição, abundância, riqueza, diversidade de Shannon e equitabilidade de Pielou nas comunidades bentônicas sésseis entre os diferentes recifes e entre os estratos do entremarés em função do gradiente de imersão e emersão;
- ✓ (2) Existem diferenças na declividade ($^{\circ}$) e nos valores das distâncias verticais (DV) entre os diferentes recifes;
- ✓ (3) A riqueza, a diversidade e a equitabilidade diminuem à medida que aumenta o índice relativo de pressão ambiental (REPI);
- ✓ (4) Existem fatores de pressões antrópicas com tendência negativa sobre a riqueza de espécies.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A pesquisa foi realizada em cinco recifes de arenito localizados em Meireles, Dois Coqueiros, Pacheco, Taíba e Paracuru e estão distribuídos na costa oeste do Estado do Ceará, Nordeste, Brasil (Figura 1). Os recifes se distanciam no sentido oeste da cidade de Fortaleza (GARMANY, 2011; ZUQUETTE, PEJON; COLLARES, 2004) e foram escolhidos devido a maior semelhança nas condições ambientais e proximidade. A costa oeste do Ceará (Atlântico Sudoeste Tropical) oferece diversos habitats costeiros, incluindo os recifes de coral, beach rocks, praias de areia e dunas. A área possui um clima (Aw) tropical úmido e seco no leste, assim como clima (BSh) semi-árido na costa norte, com a temperatura da água do mar anual variando de 27° C a 29° C (DIAS *et al.*, 2013). A costa do nordeste brasileiro semi-árido apresenta um forte regime de precipitação sazonal, com dois períodos bem definidos; a estação chuvosa começa em dezembro e se estende até meados de junho, a temporada seca se estende de julho a meados de novembro (DIAS *et al.*, 2013). Para o Estado do Ceará, nos meses de março e abril, ápices do período chuvosos, predominam ventos de SE (120° - 150°) ao longo do dia, no período entre maio e agosto passa a alternar brisas marinhas e terrestres, resultando em ventos

de ENE-E e por fim no período entre setembro-dezembro tanto os ventos alísios quanto às brisas marinhas se intensificam, com direção predominante variando de E a SE, com predomínio dos ventos alísios de E (MORAES *et al.*, 2006).

Os cinco recifes estudados (Meireles, Dois Coqueiros, Pacheco, Taíba e Paracuru) são originários das formações barreiras (MAIA, 1998); o Grupo Barreiras é uma cobertura sedimentar terrígena, de idade Miocênica a Pleistocênica inferior, que tem grande ocorrência ao longo do litoral brasileiro (VILAS-BOAS; SAMPAIO; PEREIRA, 2001). A formação do recife ocorre devido à base da falésia sofrer progressiva ação erosiva provocada pela atuação das ondas, com isso a parte superior perde a sustentação e termina caindo, originando um recuo na direção ao continente da face da falésia (COSTA, 2012). Os detritos resultantes desta movimentação se depositam na plataforma de abrasão que ficou mais larga e impedindo a ação das ondas, posteriormente os detritos podem ser transportados pelas ondas e correnteza (COSTA, 2012). Segundo Maia (1998) os recifes da costa do Ceará são formados pela cimentação de óxido ferro ou de argila, os sedimentos sofreram litificação e estão relacionados com o recuo pela erosão das falésias. Esses recifes apresentam formas irregulares com superfícies rebaixadas que se estendem paralelamente à costa ou formando paredes perpendiculares que penetram até 1,5 km para o interior do mar (MAIA, 1998). Apresentam diferenças em relação ao costão rochoso principalmente em seu declive suave e composição de arenito (RABELO *et al.*, 2015). Os recifes localizados na Região Metropolitana de Fortaleza são constituídos por arenito ferruginoso (SEMACE/LABOMAR, 2005); entretanto o recife na orla de Paracuru é constituído por arenito areno-argiloso, de coloração amarelada, compactados, ricos também em óxidos de ferro (SOUZA, 2007). As diferentes composições dos recifes podem também influenciar a composição e abundância das comunidades bentônicas.

Posicionada ao longo da costa Nordeste do Brasil, distante de onde o rio Amazonas deságua no Oceano Atlântico, está a cidade de Fortaleza, capital do Estado do Ceará. A população de Fortaleza tem aumentado nas últimas décadas com aproximadamente 2,55 milhões e com uma população de mais de 3,5 milhões está na região metropolitana (ZUQUETTE *et al.*, 2004; GARMANY, 2011).

2.2 Metodologia de amostragem

2.2.1 Coletas das amostras

As comunidades bentônicas sésseis da zona entremarés foram amostradas para verificar suas composições e abundâncias através do método não destrutivo, a porcentagem de cobertura das espécies, utilizando o fotoquadrat (FLOETER *et al.*, 2007; SCHERNER *et al.*, 2013; SUTHERLAND, 1974; ZAMPROGNO *et al.*, 2012). As coletas das amostras foram realizadas em dois dias para cada recife, sendo um dia para coleta dos dados topográficos e outro dia para os dados biológicos e durante o final de outubro a início de dezembro de 2013 (período seco), em baixa-mar de sizígia. Oigman-Pszczol e Creed (2011) para avaliarem a influência dos estressores antropogênicos sobre as comunidades bentônicas sésseis também coletaram dados em apenas um período do ano.

2.2.2 Área amostral dos recifes

Em cada recife de arenito foi georreferenciada uma região central para delimitação de uma área de 100 m x 90 m de comprimento paralelo a costa e largura perpendicular a costa respectivamente. Essa área foi delimitada com base no recife do Meireles que possui a menor dimensão em comparação aos outros. Desta forma, a zona entremarés foi dividida em três subzonas equidistantes (ou estratos): zona superior (90 m a 60 m), zona intermediária (60 m a 30 m), e zona inferior (30 m a 0 m) (RABELO *et al.*, 2015; ROSA-FILHO; ALMEIDA; AVIZ, 2009) próximo do limite inferior da zona entremarés.

As amostras foram sorteadas e coletadas dentro da área de 100 metros de comprimento paralelo à costa e numa faixa de 20 metros de comprimento perpendicular à costa para cada subzona (Figura 2). Todos os recifes de arenito estudados são levemente inclinados (valor máximo de inclinação: 2° , medido no campo) e possuem uma exposição semelhante a ondas e ventos, similar acessibilidade e um regime de marés semi-diurnas (ver Figura 1).

2.2.3 Obtenção dos dados: Área urbanizada, Fotoquadrat e REPI

Foram utilizadas duas linhas de nylon medindo 50 metros e 10 metros ambas divididas em nós a cada metro, para formar um plano cartesiano (PRIDMORE *et al.*, 1990; MARTINS *et al.*, 2012) no centróide de cada estrato, totalizando três planos cartesianos por recife. Desta forma, foi possível sortear os pares ordenados (x e y) para o posicionamento dos quadrados no centro de seu ponto de encontro. Foram sorteados e fotografados um mínimo de 10 quadrados (n=10) (GOTELLI; ELLISON, 2011) de dimensões 50 cm x 50 cm (2500 cm²) em cada subzona do recife, totalizando uma amostra de 30 quadrados por recife (n=30). Segundo Kaiser *et al.*, (2005), muitos coletores pequenos podem aumentar o poder estatístico, assim como poucos coletores das amostras maiores são mais eficientes para se detectar espécies raras. O quadrado de tubo PVC utilizado para coleta das amostras possui 100 subquadrados de 5 cm x 5 cm e 100 pontos fixos de interseções construídos com linhas de nylon que correspondem a 100%. Em cada quadrado foi utilizado o método do ponto de interseção para que a porcentagem de cobertura dos organismos pontuais e coloniais fossem quantificados sob cada ponto de interseção (FLOETER *et al.*, 2007; SUTHERLAND, 1974; ZAMPROGNO *et al.*, 2012), assim como foi também quantificado o substrato consolidado e inconsolidado sem cobertura biológica ou vazio (OIGMAN-PSZCZOL; CREED, 2004). Nas análises estatísticas não foram considerados os espaços vazios de substrato consolidado e não consolidado. Apenas as poças de maré com profundidade máxima de 20 cm foram amostradas com o intuito de minimizar a influência de outras variáveis sobre as comunidades bentônicas sésseis. Quando os pontos sorteados estivessem em áreas com maior profundidade foi realizado novo sorteio de pontos.

Os dados sobre o percentual de cobertura de espécies e sobre os substratos consolidados e areia foram tabulados para as sub-zonas entremarés (superior, médio e inferior) e recifes (Meireles, Dois Coqueiros, Pacheco, Taíba, Paracuru) para fins de comparação. A riqueza de espécie (número de táxons), o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H', usando log_e) e equitabilidade de Pielou (J') foram calculados. Os dados de porcentagem de cobertura foram utilizados para calcular H' e J'. Estes índices são comumente usados para verificar possíveis impactos nos ambientes (JOHNSTON; ROBERTS, 2009).

A porcentagem de cobertura da área urbanizada foi calculada com base

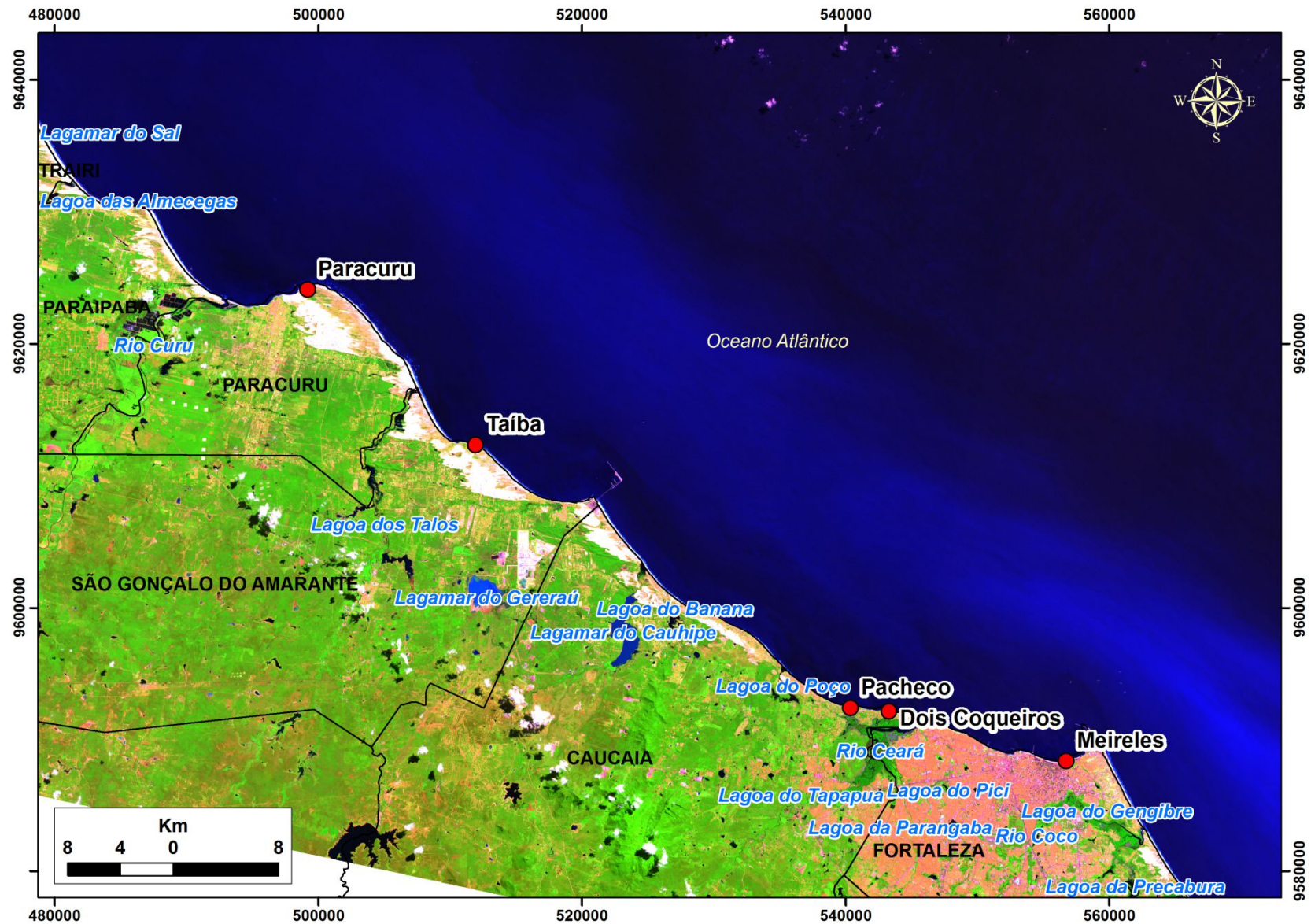
na delimitação de uma área de 15 km de comprimento e 10 km de largura (5 km para cada lado contornando o continente) a partir do centro de cada recife tomando como base uma imagem de satélite. Essa área foi mensurada em km² nas proximidades de cada recife e posteriormente convertida em percentual de área urbana. O tamanho da área delimitada de 150 Km² para cada recife foi escolhido de forma arbitrária, entretanto, consideramos uma cobertura que abrangesse uma grande parte da urbanização local nas proximidades dos recifes, dos afluentes e dos rios que deságuam no mar, conforme método de Oigman-Pszczol e Creed, (2011). A escolha das pressões antropogênicas que podem afetar as comunidades bentônicas sésseis foi definida em campo nas proximidades de cada recife. Para tanto, foi desconsiderado do índice as pressões que apresentavam variações na frequência e intensidade ao longo do ano, como a presença de lixo, as atividades recreativas (banhistas e mergulhadores) e embarcações de pesca. O índice relativo de pressão ambiental (REPI) foi calculado para cada recife através da média aritmética ponderada das pressões e seus respectivos pesos, segundo método exposto por Oigman-Pszczol e Creed, (2011) (Figuras 3 a 7).

$$\text{Fórmula para cálculo do REPI: } \frac{(PA_1 \times P_1) + (PA_2 \times P_2) + (PA_3 \times P_3) \dots}{P_1 + P_2 + P_3 \dots}$$

PA – Valor da Pressão Ambiental

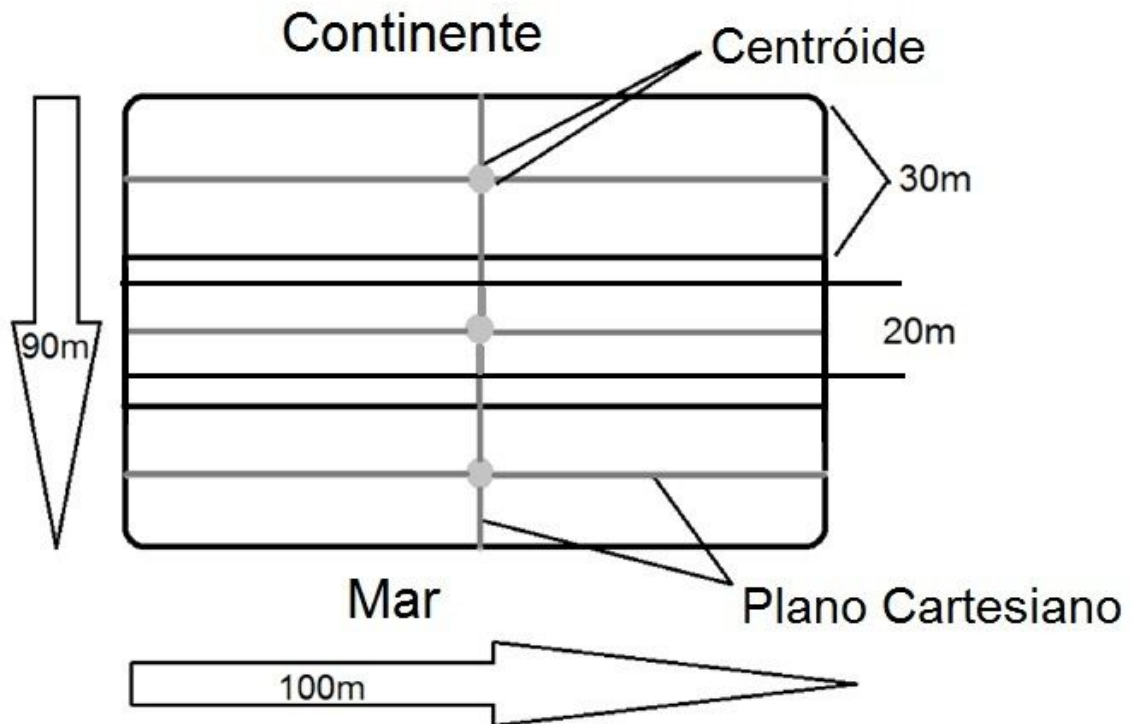
P – Valor do Peso

Figura 1. Mapa com a localização da área de estudo delimitada na costa oeste do Ceará (Atlântico Sudoeste Tropical) compreendendo cinco recifes.



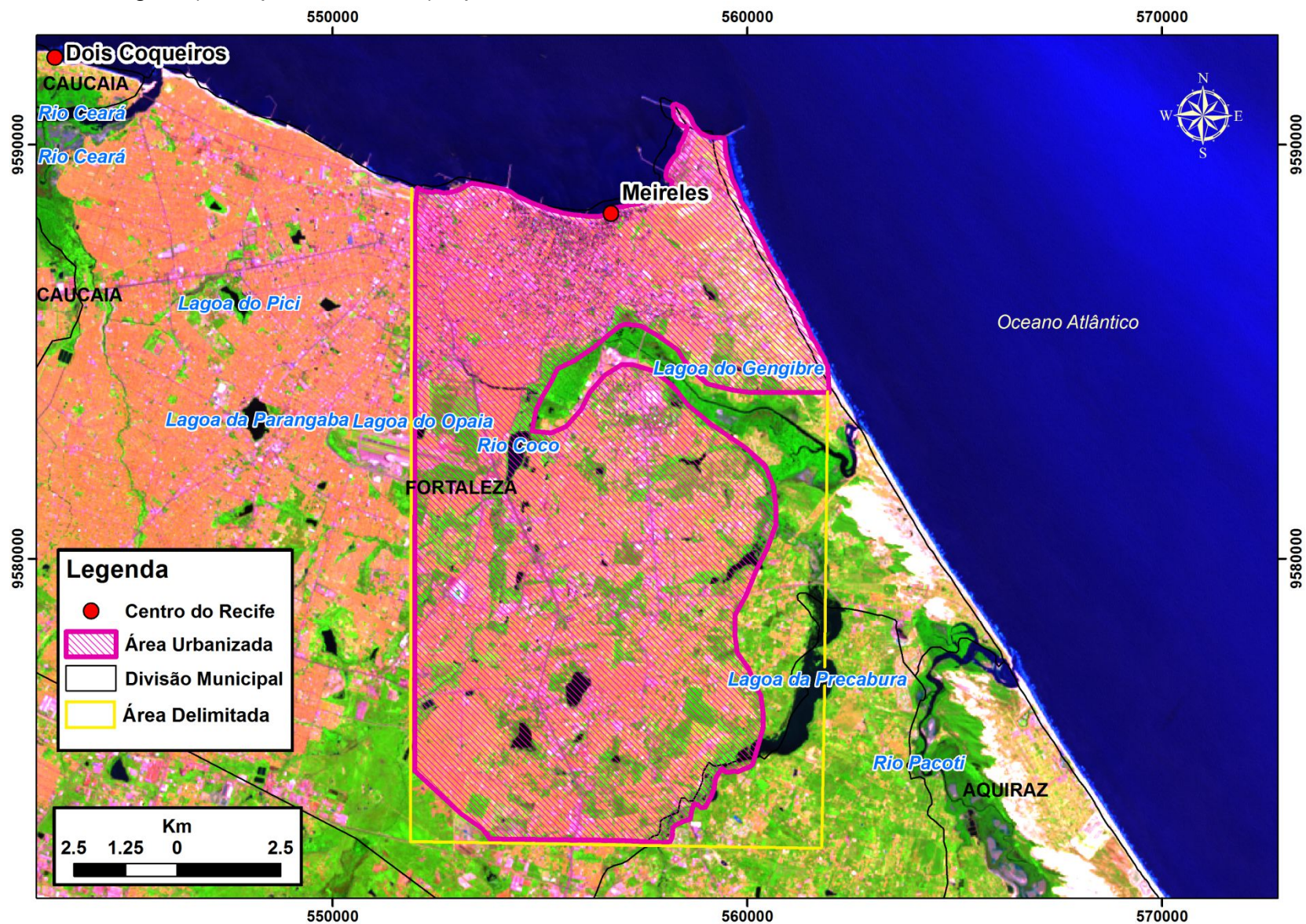
Fonte: Elaborado por Gleidson Gastão e Adriana Portugal

Figura 2. Desenho esquemático da área amostral, plano cartesiano e centróides nos recifes de arenito.



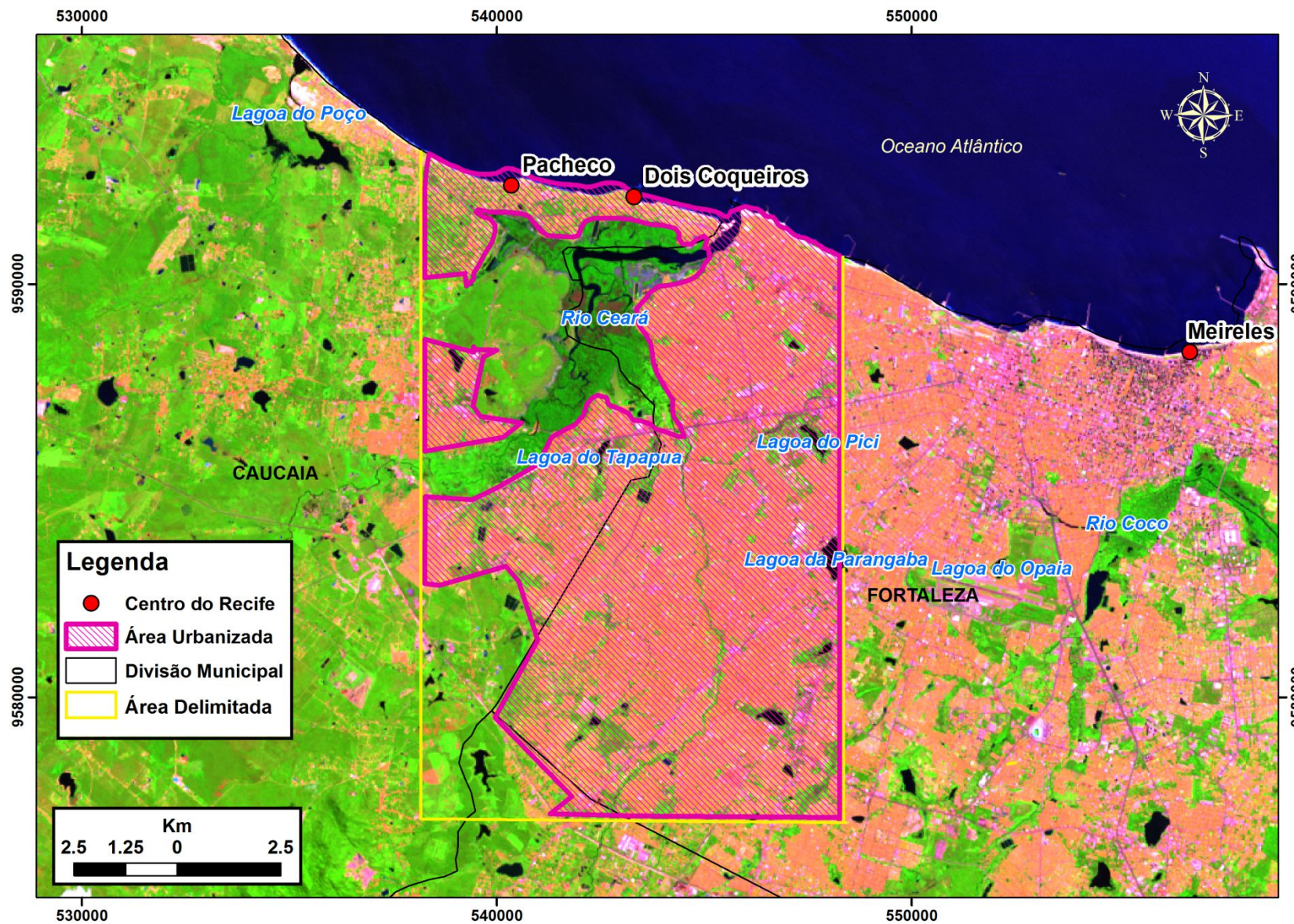
Fonte: Elaborado pela autora

Figura 3. Mapa com o contorno da área urbanizada tomando como base uma área delimitada de 15 km de comprimento e 10 km de largura (5 km para cada lado) a partir do centro do recife de Meireles em Fortaleza, Ceará, Brasil.



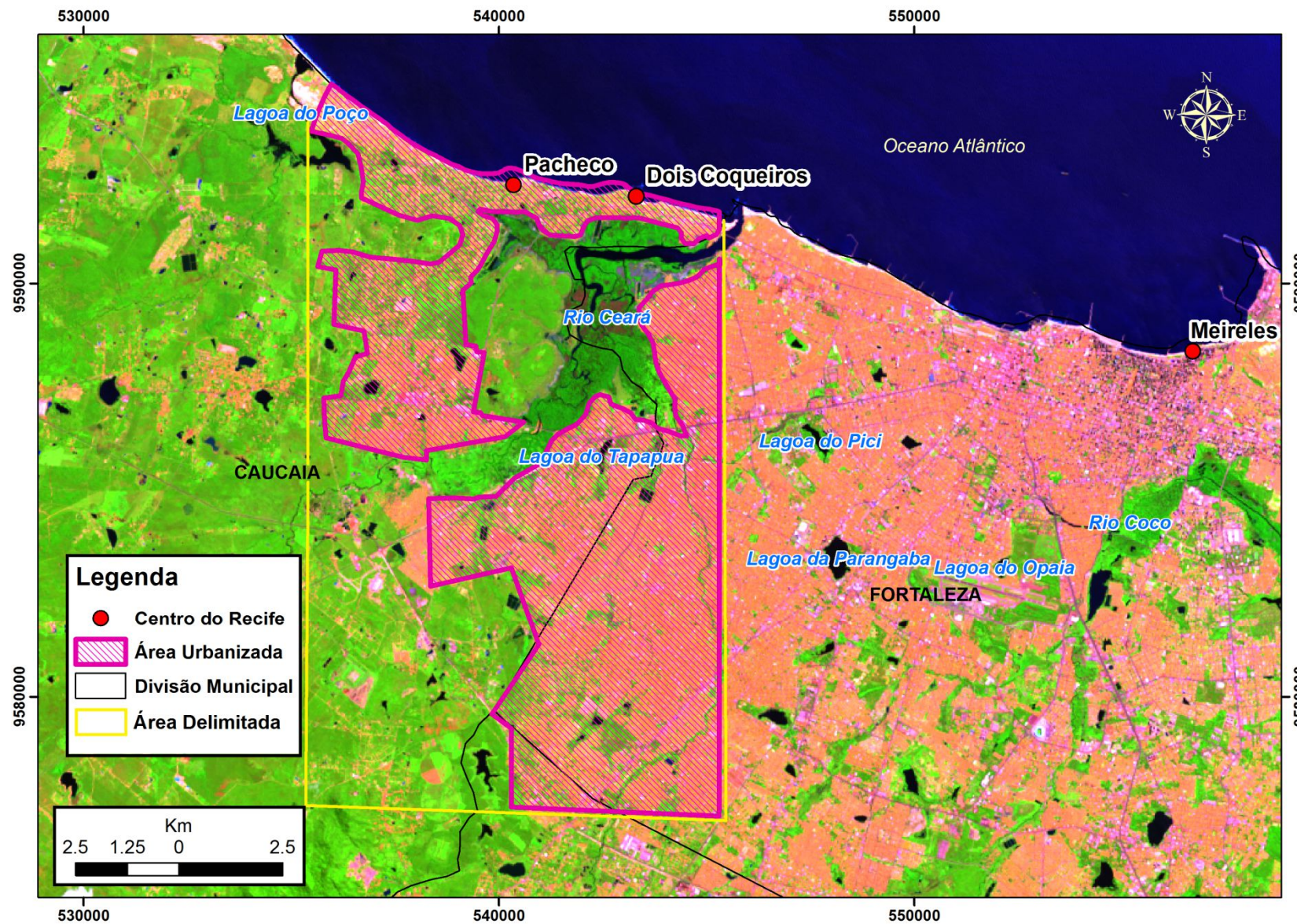
Fonte: Elaborado por Gleidson Gastão e Adriana Portugal

Figura 4. Mapa com o contorno da área urbanizada tomando como base uma área delimitada de 15 km de comprimento e 10 km de largura (5 km para cada lado) a partir do centro do recife de Dois Coqueiros em Caucaia, Ceará, Brasil.



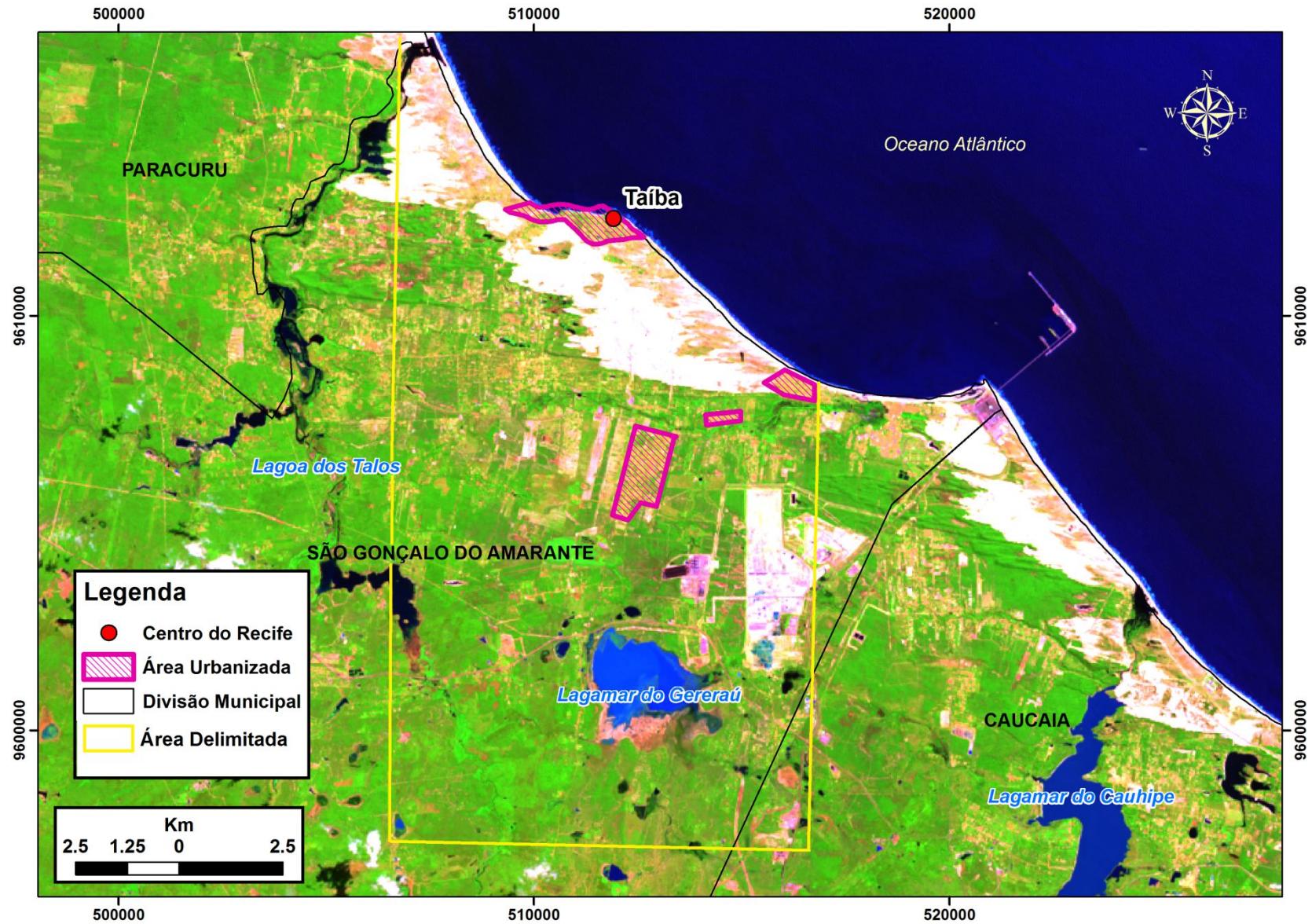
Fonte: Elaborado por Gleidson Gastão e Adriana Portugal

Figura 5. Mapa com o contorno da área urbanizada tomando como base uma área delimitada de 15 km de comprimento e 10 km de largura (5 km para cada lado) a partir do centro do recife de Pacheco em Caucaia, Ceará, Brasil



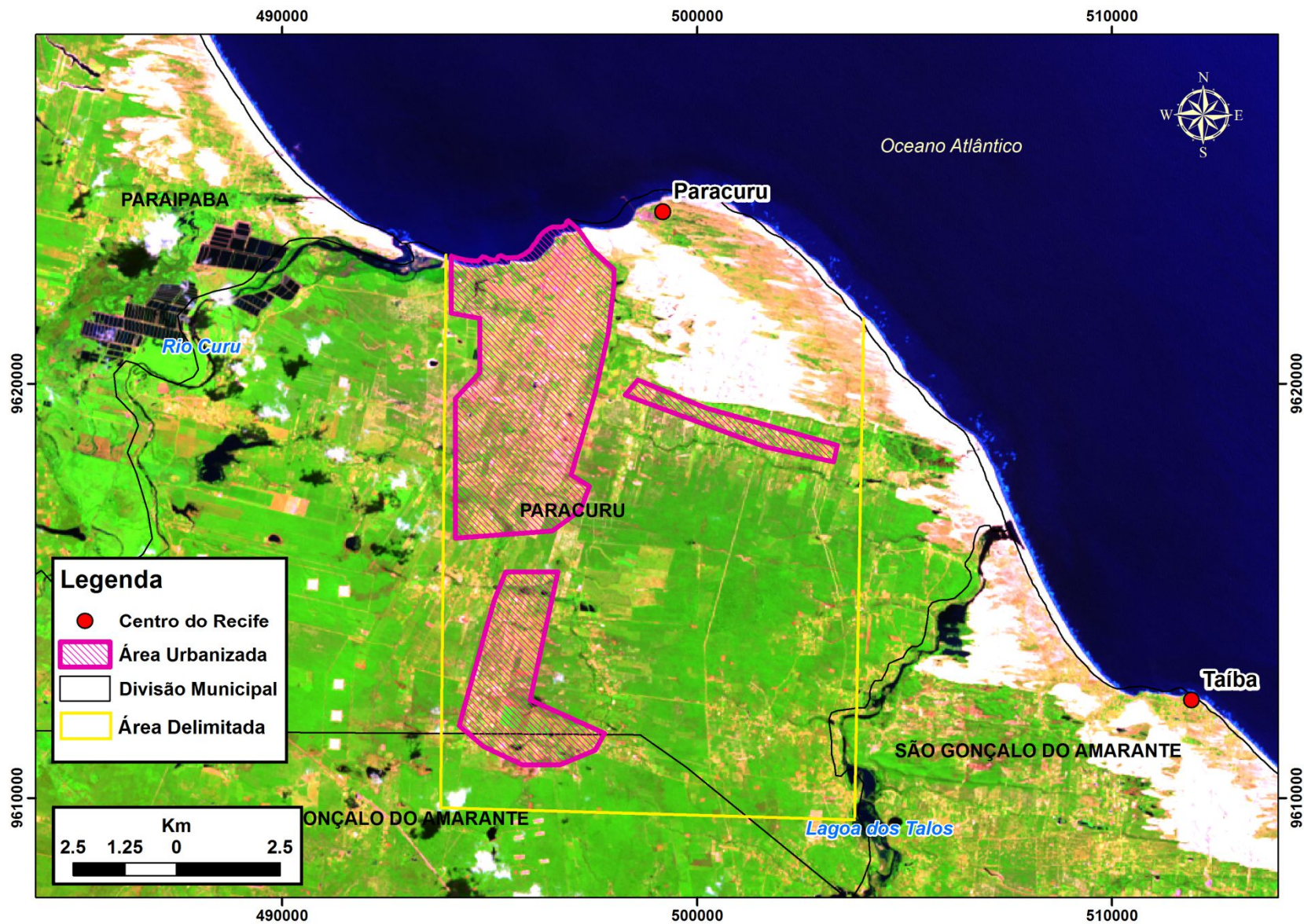
Fonte: Elaborado por Gleidson Gastão e Adriana Portugal

Figura 6. Mapa com o contorno da área urbanizada tomando como base uma área delimitada de 15 km de comprimento e 10 km de largura (5 km para cada lado) a partir do centro do recife de Taíba em São Gonçalo do Amarante, Ceará, Brasil



Fonte: Elaborado por Gleidson Gastão e Adriana Portugal

Figura 7. . Mapa com o contorno da área urbanizada tomando como base uma área delimitada de 15 km de comprimento e 10 km de largura (5 km para cada lado) a partir do centro do recife da praia de Pedra Rachada em Paracuru, Ceará, Brasil.



Fonte: Elaborado por Gleidson Gastão e Adriana Portugal

2.2.4 Perfis Topográficos

Em cada recife foram realizados três perfis topográficos perpendiculares à linha da costa, localizados no centro e nas extremidades leste e oeste dos recifes, ambas distantes a 50 metros do centro. O objetivo foi à obtenção de dados das irregularidades na superfície do substrato e da declividade recifal. Essas medidas foram realizadas para auxiliar na compreensão da distribuição espacial das comunidades bentônicas sésseis sobre os recifes. Foram mensuradas as distâncias horizontais e as distâncias verticais (altitude positiva ou negativa em relação ao nível zero do mar) ao longo dos perfis topográficos, para verificarmos se existem diferenças significativas nas irregularidades da superfície dos substratos entre os recifes. Devido às diferenças nas distâncias horizontais (DH) e nas distâncias verticais da superfície do substrato entre os recifes, foram realizados vários pontos para o levantamento topográfico e a quantidade destes pontos variava entre os diferentes recifes. Nosso intuito foi obter um maior detalhamento dos perfis topográficos, para tanto não estipulamos uma distância mínima entre os pontos, justamente para conseguir detalhar as peculiaridades de cada recife. No recife de Meireles foram realizados 151 pontos, em Dois Coqueiros foram 202 pontos, em Pacheco foram 157 pontos, em Taíba foram 91 pontos e por fim Paracuru 173 pontos (ver Figuras 8 a 12). Foi utilizado o equipamento Estação Total para a realização dos levantamentos topográficos. A declividade foi calculada através da fórmula: $((\text{ATAN}(\text{DVi}/\text{DHt}))*180)/\text{PI}()$.

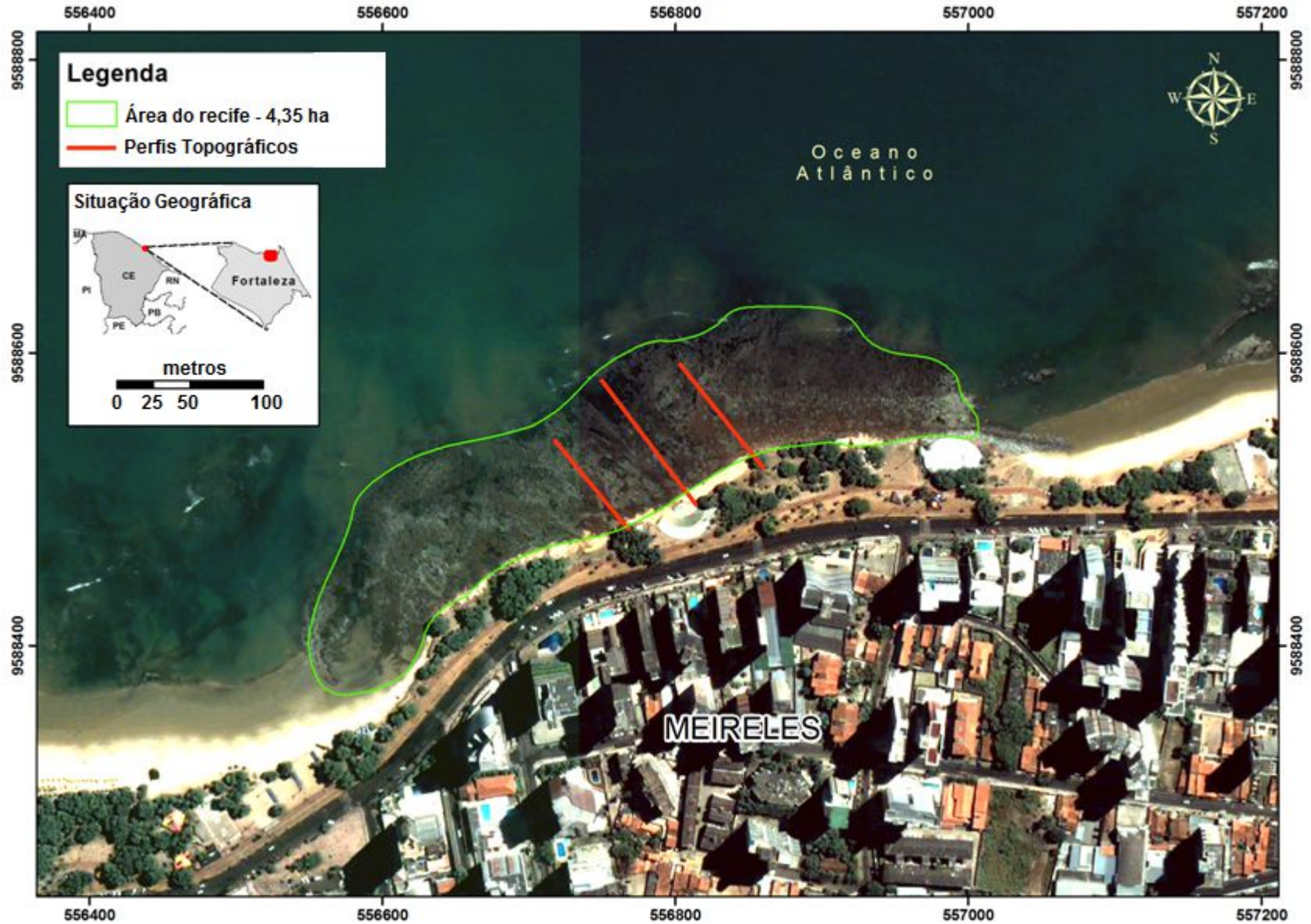
ATAN – Tangente

DVi – distância vertical inicial (m)

DHt – distância horizontal total (m)

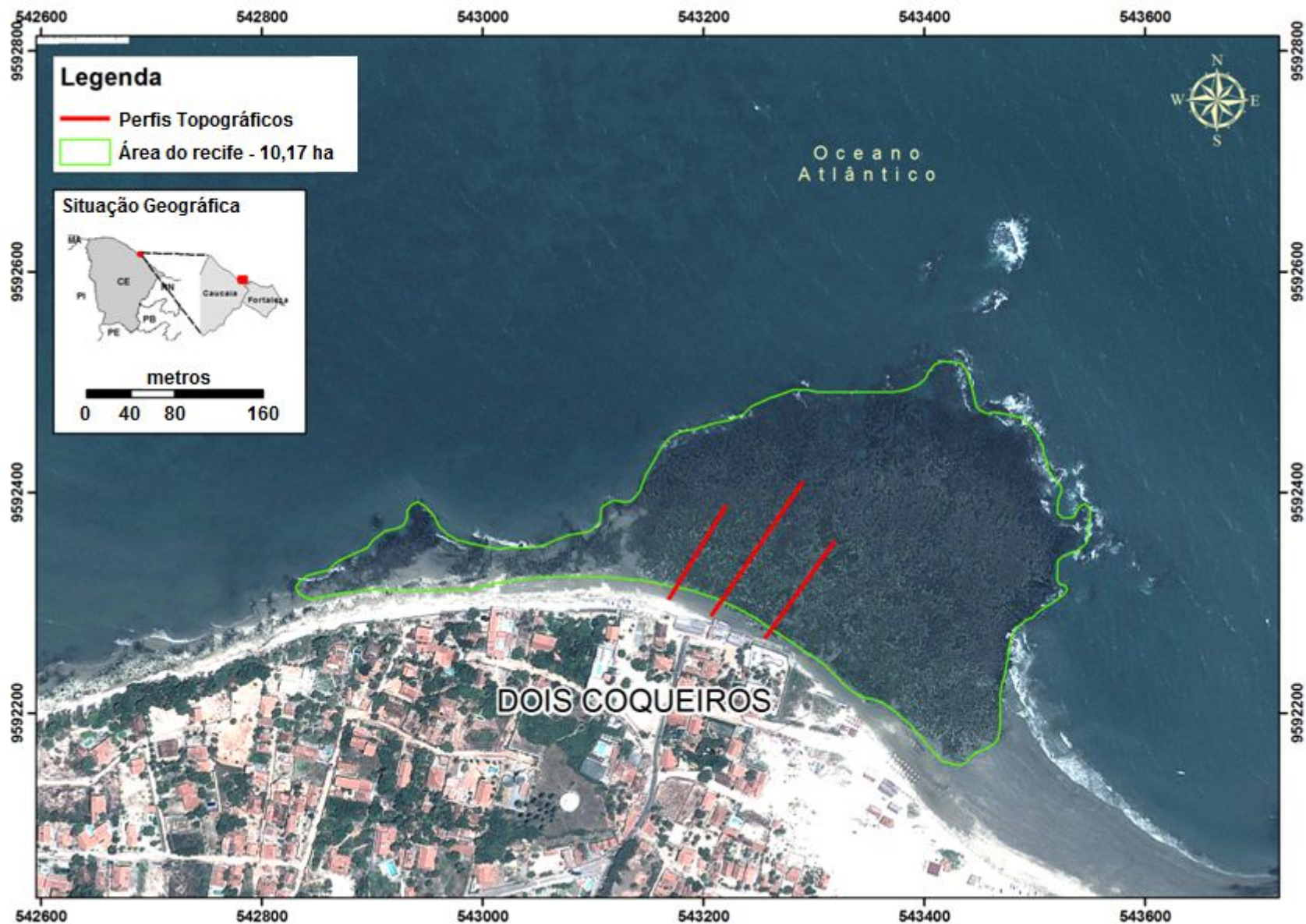
PI – 3,14

Figura 8. Mapa com a localização dos três perfis topográficos no recife da praia de Meireles em Fortaleza, CE, Brasil.



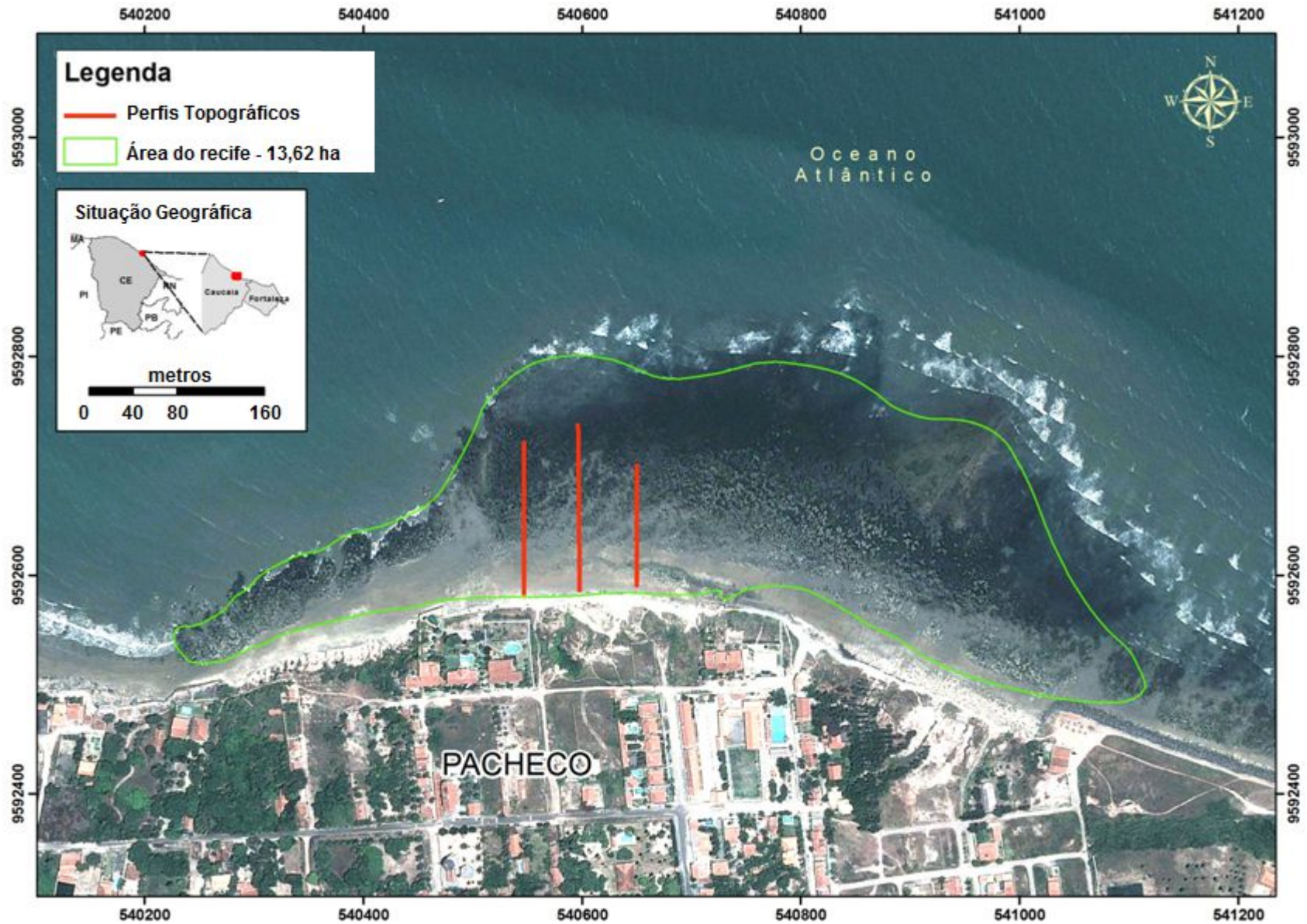
Fonte: Elaborado por Gleidson Gastão e Adriana Portugal

Figura 9. Mapa com a localização dos três perfis topográficos no recife da praia de Dois Coqueiros em Fortaleza, CE, Brasil.



Fonte: Elaborado por Gleidson Gastão e Adriana Portugal

Figura 10. Mapa com a localização dos três perfis topográficos no recife da praia do Pacheco em Fortaleza, CE, Brasil.



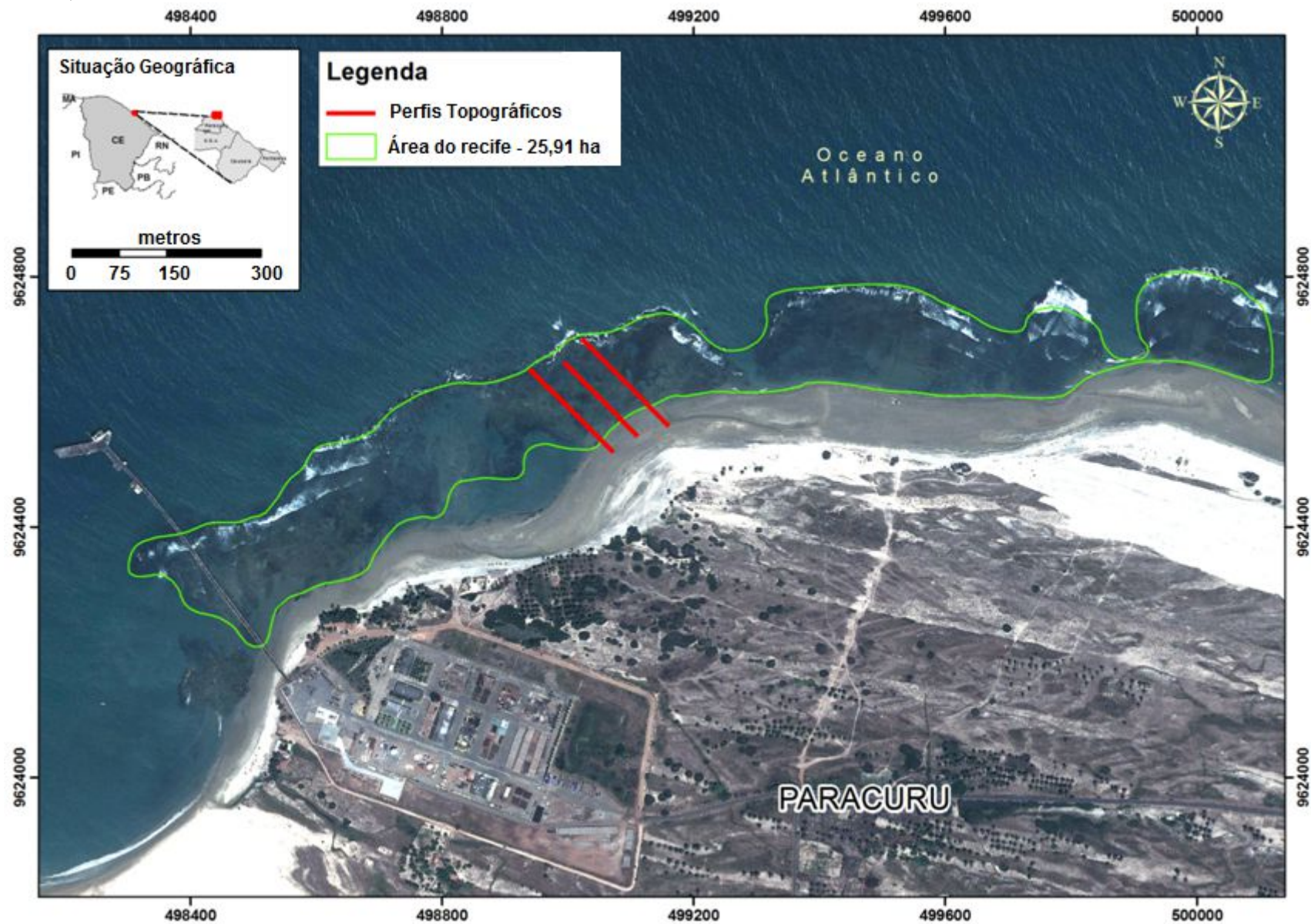
Fonte: Elaborado por Gleidson Gastão e Adriana Portugal

Figura 11. Mapa com a localização dos três perfis topográficos no recife da praia de Taíba em Fortaleza, CE, Brasil.



Fonte: Elaborado por Gleidson Gastão e Adriana Portugal

Figura 12. Mapa com a localização dos três perfis topográficos no recife da praia da Pedra Rachada em Paracuru, Ceará, Brasil.



Fonte: Elaborado por Gleidson Gastão e Adriana Portugal

3. ANÁLISE DOS DADOS

Para acessar a similaridade na composição e abundância das espécies entre os recifes e entre as zonas dos recifes foram realizadas análises de agrupamentos pelo método UPGMA, com base no índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (BRAY; CURTIS, 1957; VALENTIN, 1995; OKSANEN *et al.*, 2013). Para verificar o ajuste entre a matriz de dissimilaridade e o dendrograma foi calculado o coeficiente de correlação cofenética (r) (SOKAL; ROHLF, 1962). Após a definição dos grupos, foi realizada a análise de espécies indicadoras (IndVal) com o objetivo de identificar espécies indicadoras que caracterizam cada grupo formado. Foi aplicada também a análise de correspondência das espécies em função dos recifes através da proximidade ou distâncias entre os recifes na análise podemos identificar possíveis semelhanças nas condições ambientais entre os recifes.

A análise de variância bifatorial (ANOVA two-way) foi utilizada para verificar possíveis diferenças nos valores de riqueza (S), diversidade de Shannon (H') (SHANNON; WEAVER, 1949) e equitabilidade de Pielou (J) (PIELOU, 1975) entre os recifes e as zonas dos recifes. Para verificar a homogeneidade das variâncias das variáveis riqueza, diversidade e equitabilidade entre os recifes e as zonas foi aplicado o teste de Bartlett, e o teste de normalidade Shapiro-Wilk foi utilizado para verificar a distribuição normal das variáveis. Para a maioria dos parâmetros descritores das comunidades testados as premissas não foram atendidas, mas optamos por realizar a anova bifatorial, em função do número de amostras, da amostragem estratificada e do número de fatores a serem comparados (dois fatores: recifes e zonas dos recifes). Para verificarmos diferenças significativas nos valores em graus da declividade entre os recifes, foi aplicada uma análise de variância unifatorial (ANOVA one-way), após os testes de premissas. O teste Tukey foi aplicado para identificar entre quais recifes existem diferenças significativas na declividade. A análise não paramétrica Kruskal-Wallis foi empregada para se encontrar possíveis diferenças significativas entre os valores das distâncias verticais (DV) dos recifes. A partir do resultado do Kruskal-Wallis aplicamos *a posteriori* o teste Dunn para compararmos e identificarmos entre quais recifes existe diferenças significativas.

A análise multivariada PERMANOVA foi usada para comparar a estrutura da comunidade bentônica sésil entre os recifes e zonas dos recifes. Essa análise foi

escolhida por ser menos sensível a presença de zeros, por causa da ausência de várias espécies de macroalgas em um grande número de amostras. (ANDERSON, 2001; LEGENDRE; ANDERSON, 1999). Adicionalmente, essa análise é recomendada quando as variáveis respostas (abundância das espécies de macroalgas) podem estar correlacionadas (ANDERSON, 2001; LEGENDRE; ANDERSON, 1999), o que pode estar ocorrendo no presente estudo em função da redundância taxonômica em alguns grupos.

A relação entre a riqueza de espécies e o índice relativo de pressão ambiental (REPI) foi estimada através de uma regressão linear. Posteriormente, foram realizadas análises descritivas dos gráficos de dispersão para identificar possíveis relações entre os índices de Shannon-Wiener e Pielou com o REPI, assim como entre os fatores de pressões antrópicas separados e a riqueza de espécies, com os dados transformados em $\text{Log}_e(x+1)$. Não foram realizados testes de premissas para a análise de regressão, pois segundo Triola (2005) os resultados não são seriamente afetados se afastamentos da distribuição normal e da homogeneidade das variâncias não forem muito extremos. Desta forma, considerando que existem apenas cinco pares de valores, e que numa análise exploratória dos gráficos observamos certa homogeneidade nas distâncias dos pontos em torno da reta (que são os resíduos), portanto sem a presença de valores discrepantes (outliers).

Foi também realizado o EcoTest.sample, um teste de randomização para a comparação de duas ou mais curvas de rarefação com base nas amostras, que foram representadas pelos dados da incidência das espécies retiradas da mesma comunidade (CAYUELA; GOTELLI, 2015; CAYUELA *et al.*, 2015). As curvas de rarefação com seus respectivos intervalos de confiança (95%) foram também calculados.

Todas as análises foram realizadas no Software R versão 3.1.1, utilizando-se os pacotes “rareNMtests” (CAYUELA; GOTELLI, 2015; CAYUELA *et al.*, 2015), “vegan” (OKSANEN *et al.*, 2013), “labdsv” (ROBERTS, 2013), e “car” (FOX; SANFORD, 2011). O nível de significância assumido foi de 5%.

4 RESULTADOS

4.1. Variação espacial da estrutura da comunidade bentônica sésil nos recifes de arenito tropicais

Um total de 24 táxons foi observado, sendo a maioria composta por macroalgas marinhas bentônicas, com 7 espécies da divisão Chlorophyta, 3 espécies da divisão Ochrophyta e 8 espécies da divisão Rodophyta, 1 espécie de angiosperma *Halodule wrightii* e alguns representantes da fauna como o molusco *Brachidontes exustus*, o crustáceo *Chthamalus bisinuatus*, o anelídeo poliqueta *Phragmatopoma caudata* e os cnidários coloniais *Siderastrea stellata* e *Zoanthus sociatus*. O maior percentual de substrato consolidado vazio foi observado nos dois recifes próximos à cidade de Fortaleza (área de maior urbanização). Os dados mostram um aumento progressivo da porcentagem de substrato inconsolidado vazio nos recifes no sentido oeste da costa (Tabela 1). Ocorreu também maior abundância das algas *Ulva lactuca*, *Ulva flexuosa* e *Cladophora* sp., do molusco *Brachidontes exustus* e do crustáceo *Chthamalus bisinuatus* nas zonas superiores. As algas *Sargassum vulgare*, *Centroceras clavulatum*, *Chondracanthus acicularis*, *Gracilaria intermedia* e *Hydropuntia caudata*, o poliqueta *Phragmatopoma caudata*, os cnidários coloniais *Siderastrea stellata* e *Zoanthus sociatus* foram dominantes nas zonas intermediárias e inferiores nos recifes de Dois Coqueiros, Pacheco e Taíba (Tabela 1). Apenas nos recifes de Meireles não foi observado um claro zoneamento. A densidade do coral *Siderastrea stellata* foi maior e exclusiva nos recifes de Meireles e Dois Coqueiros, e apenas no recife de Meireles (em Fortaleza) foram encontrados corais em branqueamento (Tabela 1).

Tabela 1. Ocorrência, dados em porcentagem de cobertura e índices ecológicos da comunidade bentônica sésil dos recifes nas diferentes zonas na costa oeste do Ceará, Brasil. Divisões das zonas do mediolitoral: **S** = Superior, **M** = Intermediário, **I** = Inferior.

Taxa	Meireles			Dois Coqueiros			Pacheco			Taíba			Paracuru		
	S	M	I	S	M	I	S	M	I	S	M	I	S	M	I
CHLOROPHYTA															
<i>Caulerpa prolifera</i> (Forsskål) J.V.Lamouroux, 1809	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0
<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskål) J.Agardh, 1873	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0
<i>Caulerpa sertularioides</i> (S.G.Gmelin) M.A.Howe, 1905	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0
<i>Cladophora</i> sp. Kützing, 1843	0	0	0	0	0	0	0	0	0,6	0	0	0	14,7	0	0
<i>Ulva fasciata</i> Delile, 1813	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5,6	11	14,7	0	0	0
<i>Ulva flexuosa</i> Wulfen, 1803	0	0	0	17,9	2,5	0	33,7	5,2	0	0,7	0	0	0	0	0
<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus, 1753	0	0	0	7	18,3	0	30,3	18,7	21,3	0	0	0	1,1	6	6,7
OCHROPHYTA															
<i>Dictyota menstrualis</i> (Hoyt) Schnetter, Hörning & Weber-Peukert, 1987	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0
<i>Sargassum</i> sp. C.Agardh, 1820	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5,4
<i>Sargassum vulgare</i> C.Agardh, 1820	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23,5	49,1
RHODOPHYTA															
<i>Acanthophora spicifera</i> (M.Vahl) Børgesen, 1910	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,5	0	0	0
<i>Centroceras clavulatum</i> (C.Agardh) Montagne, 1846	0	0	0	0	1,4	30	0,8	1,6	0	1,7	5,5	0	0	0	0
<i>Chondracanthus acicularis</i> (Roth) Fredericq in Hommersand, Guiry, Fredericq & Leister, 1993	0	0	17	0	1,2	0	0	0	6	0	0,9	26,7	0	0	0
<i>Gracilaria intermedia</i> J.Agardh, 1901	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0,2	0	8,1	0	0	0,2
<i>Hydropuntia caudata</i> (J.Agardh) Gurgel & Fredericq, 2004	0	0	0	0	0	0	0	0	7,9	0	0	2,5	0	0,1	0
<i>Hypnea musciformes</i> (Wulfen) J.V.Lamouroux, 1813	0	0	0	0	0,9	0	0	0	1,4	0,3	0,6	1,7	12,1	21,2	0
<i>Pterocladia bartlettii</i> (W.R.Taylor) Santelices, 1998	0	0	0	0	0	0	0,6	7,5	16,1	0	0	0	0	0	0
<i>Pterocladia caerulescens</i> (Kützing) Santelices & Hommersand, 1997	0	9,9	12	0	0	4,5	0	0	1,1	0	0	3	0	0	0

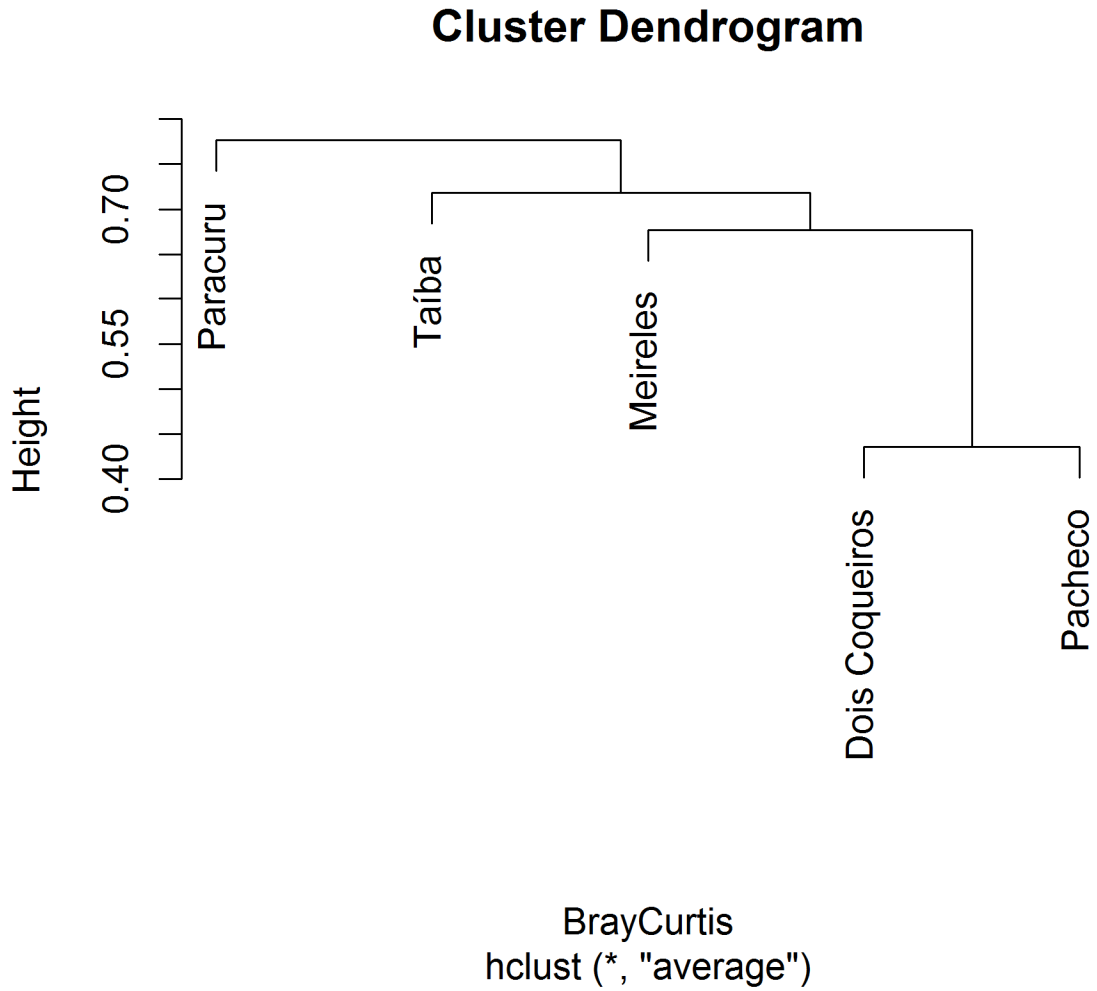
Tabela 1. Continuação

ANGIOSPERMA																
<i>Halodule wrightii</i> Ascherson, 1868	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,5
CNIDARIA																
<i>Siderastrea stellata</i> Verril, 1868	0	0,4	6,1	0	0	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Zoanthus sociatus</i> (Ellis, 1768)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	
MOLLUSCA																
<i>Brachidontes exustus</i> (Linneaus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27,9	3,6	0	0	0	0	
ANELLIDA																
<i>Phragmatopoma caudata</i> Krøyer in Mörch, 1863	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,2	14,5	0	0	0	
CRUSTACEA																
<i>Chthamalus bisinuatus</i> (Pilsbry, 1916)	0	2,1	13,7	5,4	3,3	0	24	0	0	0	1,2	0	0	0	0	
Substrato Consolidado vazio por zona	97,1	85	40,4	50,3	58,2	53,9	5,7	38,9	2,6	9	24,1	16,3	0	0	0	
Substrato Inconsolidado vazio por zona	2,9	2,6	10,8	19,4	14,2	10	4,9	28,1	35	54,6	50,8	11,5	72,1	48,3	37,1	
Riqueza (S) por zona	0	3	4	3	6	3	5	4	8	6	8	9	3	8	5	
Diversidade de Shannon (H') por zona	0	0,59	1,33	0,96	1,14	0,55	1,16	1,10	1,67	0,78	1,56	1,67	0,83	1,08	0,75	
Equitabilidade de Pielou (J) por zona	0	0,54	0,96	0,87	0,64	0,50	0,72	0,79	0,80	0,43	0,75	0,76	0,75	0,52	0,47	
Substrato Consolidado vazio por recife	74,2			54,1			15,7			16,5			0			
Substrato Inconsolidado vazio por recife	5,5			14,5			22,7			39			52,5			
Riqueza total (S)	4			8			11			13			11			
Diversidade de Shannon por recife (H')	1,31			1,58			1,75			1,95			1,38			
Equitabilidade de Pielou por recife (J)	0,95			0,76			0,73			0,76			0,57			
Média e desvio padrão das distâncias verticais (m)	1,69 ± 0,75			1,09 ± 0,33			1,12 ± 0,71			1,01 ± 0,67			0,60 ± 0,52			
Média e desvio padrão da declividade (°)	1,78° ± 0,26°			0,93° ± 0,21°			1,12° ± 0,16°			1,33° ± 0,65°			0,18° ± 0,14°			

Fonte: Elaborado pela autora

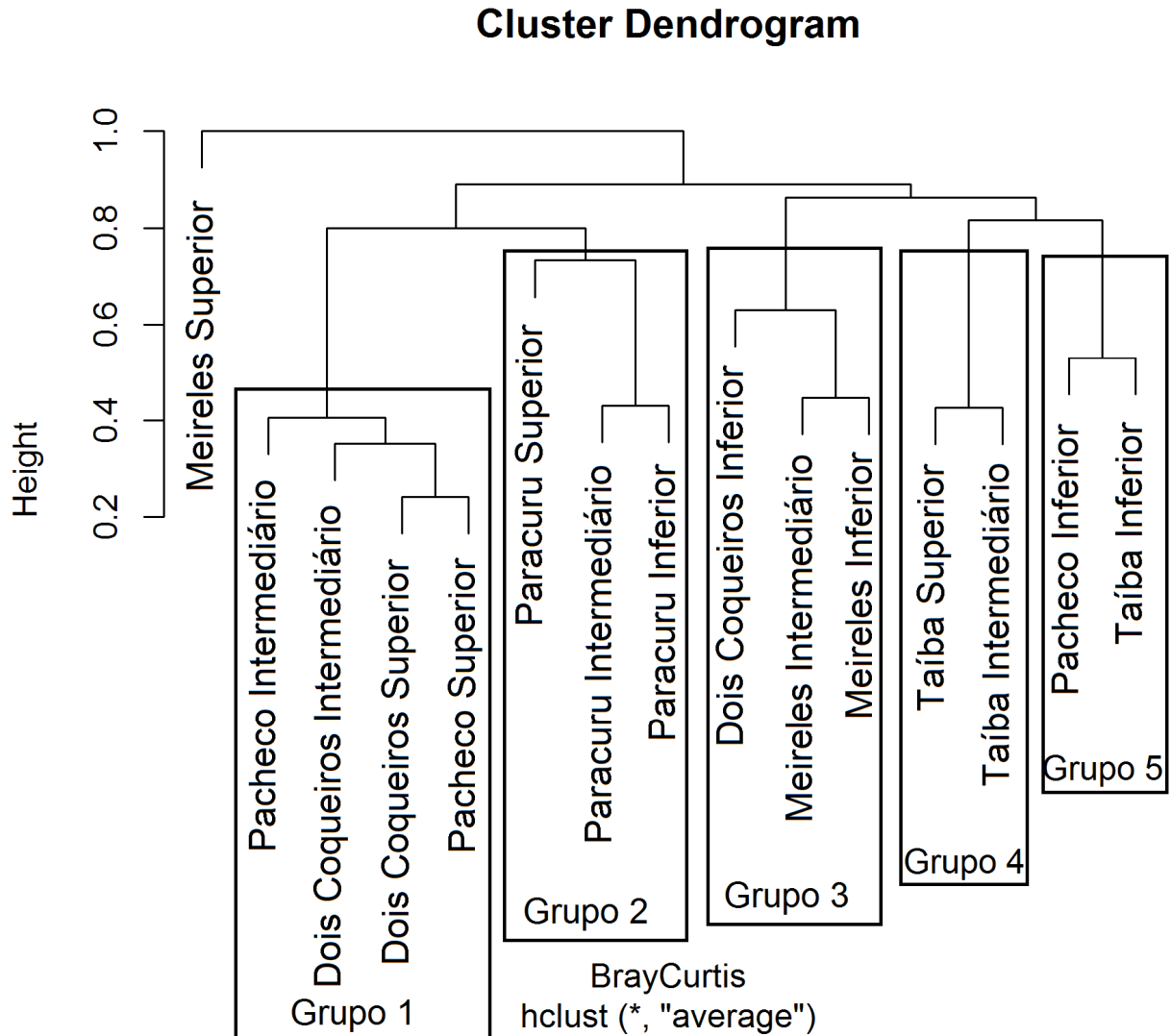
Na análise de agrupamento (UPGMA) entre os recifes com base no índice de dissimilaridade de Bray-Curtis, foi observada maior semelhança entre os recifes de Dois Coqueiros e Pacheco (Figura 12). O dendrograma com base nas zonas dos recifes revelou cinco grupos (Figura 13): grupo 1, composto pelos recifes de Dois Coqueiros e Pacheco, e agrupados pelas zonas superiores e intermediárias; grupo 2, formado por todas as zonas de Paracuru; grupo 3, composto principalmente pelas zonas inferior e intermediária de Meireles, mas incluindo a zona inferior do recife de Dois Coqueiros; grupo 4 formado exclusivamente pelas zonas superior e intermediária do recife de Taíba; e grupo 5, formado pelas zonas inferiores dos recifes de Pacheco e Taíba. Os valores do IndVal para as zonas indicaram que 6 táxons serviram com indicadores (IndVal, $p < 0,05$) (Tabela 3). Na análise de correspondência (CA) das espécies em função dos recifes, observamos maior proximidade entre Dois Coqueiros e Pacheco (Figura 14).

Figura 12. Análise de agrupamento (UPGMA) entre os recifes de arenito por espécies com base no índice de dissimilaridade de Bray-Curtis, dados transformados (x+1). Correlação cofenética 0,84.



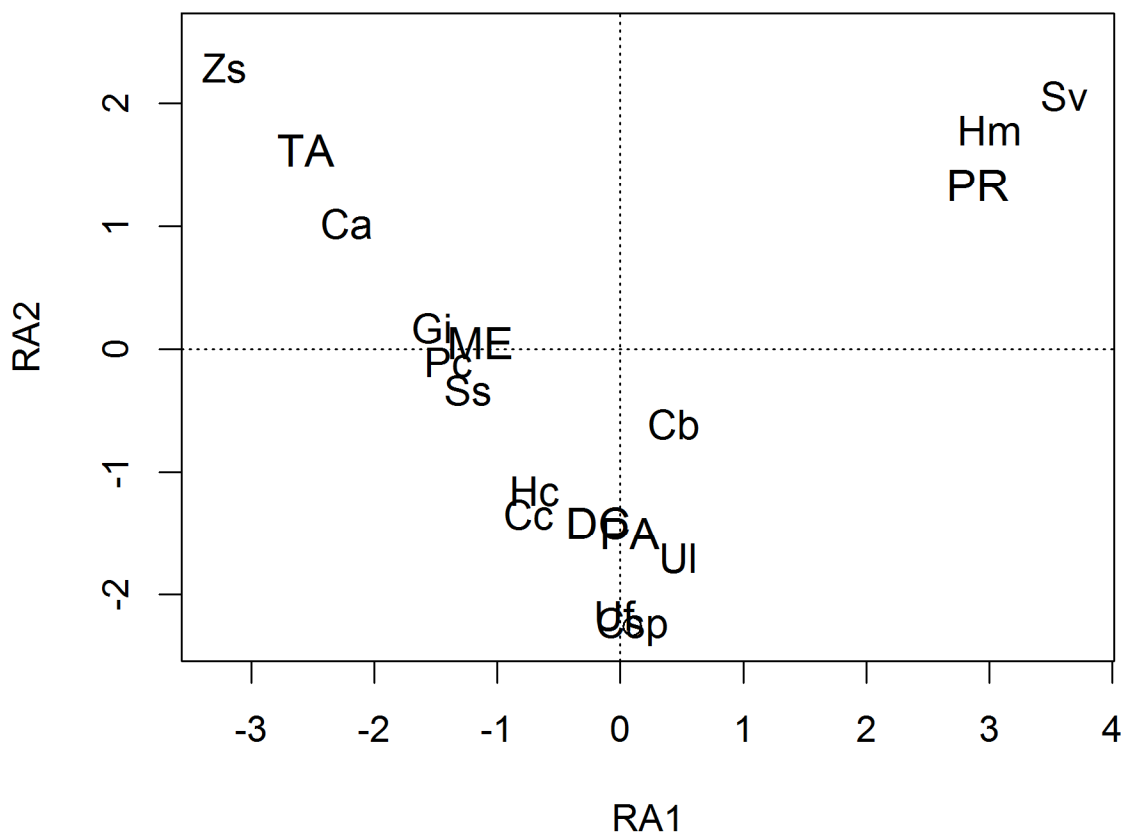
Fonte: Elaborado pela autora

Figura 13. Análise de agrupamento (UPGMA) entre as zonas dos recifes de arenito por espécies com base no índice de dissimilaridade de Bray-Curtis, dados transformados em $\log_e(x+1)$. Correlação cofenética 0,86. A zona Meireles Superior foi retirada dos agrupamentos por apresentar ausência de espécies.



Fonte: Elaborado pela autora

Figura 14. Análise de correspondência (CA) das espécies em função dos cinco recifes de arenito. Recifes de arenito da Costa Oeste do Ceará: **ME**-Meireles, **DC**-Dois Coqueiros, **PA**-Pacheco, **TA**-Taíba, **PR**-Paracuru; Espécies: Ca-*Chondracanthus acicularis*, Cb-*Chthamalus bissinuatus*, Cc-*Centroceras clavulatum*, Csp-*Cladophora* sp, Gi-*Gracilaria intermedia*, Hc-*Hydropuntia caudata*, Hm- *Hypnea musciformes*, Pc- *Pterocladia caerulensis*, Ss-*Siderastrea stellata*, Sv-*Sargassum vulgare*, Ul-*Ulva lactuca*, Uf-*Ulva flexuosa*, Zs-*Zoantus sociatus*.



Fonte:Elaborado pela autora

Tabela 2. Resultado da análise IndVal, após a definição dos grupos formados com base no índice de dissimilaridade de Bray-Curtis por zonas do recife.

Resultado IndVal			
Espécies	Grupos	Valor Indicador	Probabilidade
<i>Ulva flexuosa</i>	1	0.97	0.002
<i>Siderastrea stellata</i>	3	1.00	0.010
<i>Pterocliadiella caerulensis</i>	3	0.81	0.016
<i>Brachidontes exustus</i>	4	1.00	0.026
<i>Hydropuntia caudata</i>	5	0.99	0.016
<i>Gracilaria intermedia</i>	5	0.97	0.037

Fonte: Elaborado pela autora

Para os descritores das comunidades, os recifes que apresentaram maiores valores de riqueza, diversidade e equitabilidade foram Taíba e Pacheco (Tabelas 1 e 4). A diversidade apresentou diferença significativa entre os recifes (ANOVA, $p < 0.001$) e entre as zonas (ANOVA, $p = 0.022$), sem interação (ANOVA, $p = 0.373$) (Tabelas 4 e 5, Figuras 15, 18 e 21). A equitabilidade apresentou diferença significativa entre os recifes (ANOVA, $p < 0.001$), não há diferença significativa entre as zonas (ANOVA, $p = 0.12$) e sem interação significativa (ANOVA, $p = 0.53$) (Tabelas 4 e 6, Figuras 16, 19 e 22). Para a variável riqueza existe diferença significativa entre os recifes (ANOVA, $p < 0.001$) e entre as zonas (ANOVA, $p = 0.001$) e não há interação (ANOVA, $p = 0.083$) (Tabelas 4 e 7, Figuras 17, 20 e 23). Os menores valores de diversidade e de riqueza foram observados no recife do Meireles que está localizado na cidade de Fortaleza sendo a região de maior urbanização. Entretanto, este recife apresentou o maior valor de equitabilidade (Tabelas 1 e 4). Foi identificado também um aumento significativo da diversidade e da riqueza de espécies, com exceção da equitabilidade, da zona superior para a zona inferior dos recifes (Tabelas 1 e 4). Foi observada uma dominância do coral *Siderastrea stellata* na zona inferior dos recifes de Meireles e de Dois Coqueiros. No recife de Paracuru também ocorreu uma dominância de *Sargassum vulgare* na zona inferior do recife (Tabela 1). Os resultados da análise multivariada PERMANOVA revelaram diferenças significativas entre os recifes e as zonas ($p < 0.001$), assim como interação entre os recifes e as zonas ($p < 0.001$).

Tabela 4. Dados descritivos (média e desvio padrão dos valores da diversidade de Shannon, equitabilidade de Pielou e riqueza) das cinquenta unidades amostrais (quadrados) de cada uma das zonas inferior, intermediária e superior somadas de todos os recifes, das trinta unidades amostrais somadas por recife e das dez unidades amostrais de cada zona/recife.

Recifes / zonas	Índice de Shannon	Equitabilidade de Pielou	Riqueza
Dois Coqueiros (n=30)	0,26 ± 0,32	0,38 ± 0,46	1,3 ± 0,7
Inferior (n=10)	0,22 ± 0,31	0,32 ± 0,44	1,2 ± 0,8
Intermediária (n=10)	0,26 ± 0,33	0,37 ± 0,48	1,4 ± 0,5
Superior (n=10)	0,31 ± 0,33	0,45 ± 0,48	1,4 ± 0,7
Meireles (n=30)	0,10 ± 0,21	0,15 ± 0,31	0,7 ± 0,8
Inferior (n=10)	0,24 ± 0,31	0,34 ± 0,44	1,3 ± 0,7
Intermediária (n=10)	0,07 ± 0,14	0,09 ± 0,20	0,7 ± 0,8
Superior (n=10)	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Pacheco (n=30)	0,64 ± 0,35	0,70 ± 0,34	2,3 ± 1,0
Inferior (n=10)	0,78 ± 0,36	0,79 ± 0,30	2,7 ± 1,1
Intermediária (n=10)	0,54 ± 0,40	0,59 ± 0,42	1,9 ± 1,2
Superior (n=10)	0,61 ± 0,27	0,74 ± 0,28	2,2 ± 0,6
Paracuru (n=30)	0,29 ± 0,32	0,35 ± 0,36	1,7 ± 1,1
Inferior (n=10)	0,34 ± 0,29	0,41 ± 0,31	1,8 ± 0,9
Intermediária (n=10)	0,35 ± 0,39	0,38 ± 0,35	2,0 ± 1,5
Superior (n=10)	0,18 ± 0,29	0,25 ± 0,42	1,2 ± 0,6
Taíba (n=30)	0,49 ± 0,45	0,49 ± 0,38	2,0 ± 1,4
Inferior (n=10)	0,70 ± 0,48	0,63 ± 0,29	2,9 ± 1,5
Intermediária (n=10)	0,51 ± 0,47	0,51 ± 0,45	1,8 ± 1,5
Superior (n=10)	0,25 ± 0,31	0,32 ± 0,36	1,4 ± 1,0
Total Geral (n=150)	0,36 ± 0,36	0,41 ± 0,41	1,6 ± 1,2
Inferior Total (n=50)	0,46 ± 0,35	0,50 ± 0,36	2,0 ± 1,0
Intermediária Total (n=50)	0,35 ± 0,35	0,39 ± 0,38	1,56 ± 1,1
Superior Total (n=50)	0,27 ± 0,24	0,35 ± 0,31	1,26 ± 0,58

Fonte: Elaborado pela autora

Tabela 5. Análise de variância bifatorial – Diversidade de Shannon (H') e resultado dos testes de premissas, distribuição normal – Teste de Shapiro Wilk e homogeneidade de variância – Teste de Bartlett.

Fatores	GL	Valor de F	p-valor
Recife	4	12.0359	2.147e-08 ***
Zona	2	3.9407	0.02171 *
Recife:Zona	8	1.0913	0.37305
Resíduo	135	-	-
Teste de Shapiro Wilk			
Variável Shannon	p<0,001		Não possui distribuição normal
Teste de Bartlett (Homocedasticidade)			
Shannon por recife	GL	p-valor	Não há homogeneidade
	4	p=0,004	
Shannon por zona	GL	p-valor	Há homogeneidade
	2	p=0,235	

Fonte: Elaborado pela autora

‘***’ valores menores que 0,001; ‘**’ valores menores que 0,01; ‘*’ valores menores que 0,05; ‘.’ valores menores que 0,1 e ‘ ’ valores menores que 1. Nível de significância assumido 0,05.

Tabela 6. Análise de variância bifatorial da variável Equitabilidade de Pielou e resultado dos testes de premissas, distribuição normal – Teste de Shapiro Wilk e homogeneidade de variância – Teste de Bartlett.

Fatores	GL	Valor de F	p-valor
Recife	4	9.1284	1.476e-06 ***
Zona	2	2.1484	0.1206
Recife:Zona	8	0.8851	0.5309
Resíduo	135	-	-
Teste de Shapiro Wilk			
Variável Equitabilidade	p<0,001		Não possui distribuição normal
Teste de Bartlett (Homocedasticidade)			
Equitabilidade por recife	GL	p-valor	Há homogeneidade
	4	P=0,28	
Equitabilidade por zona	GL	p-valor	Há homogeneidade
	2	P=0,92	

Fonte: Elaborado pela autora

‘***’ valores menores que 0,001; ‘**’ valores menores que 0,01; ‘*’ valores menores que 0,05; ‘.’ valores menores que 0,1 e ‘ ’ valores menores que 1. Nível de significância assumido 0,05.

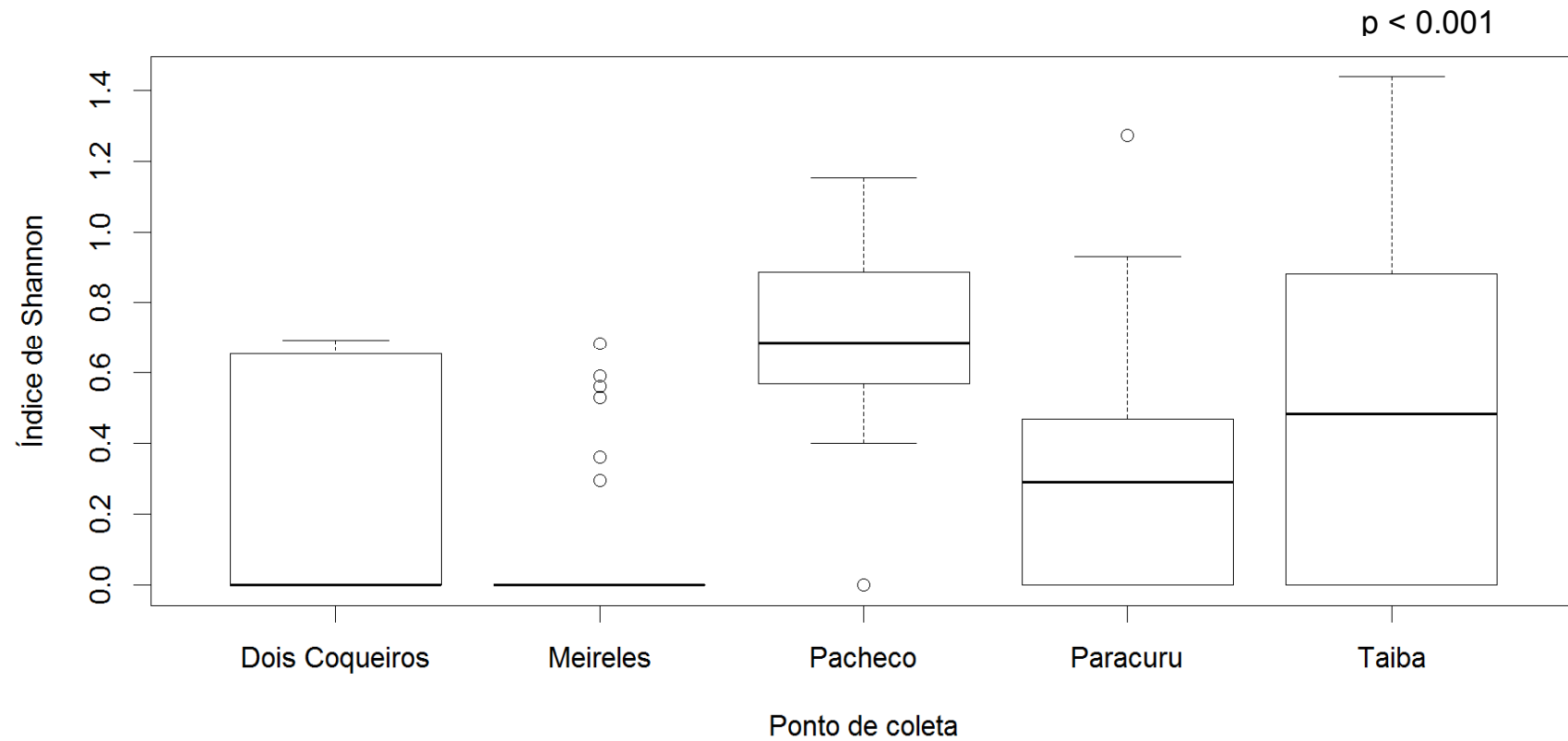
Tabela 7. Análise de variância bifatorial – Riqueza e resultado dos testes de hipóteses, distribuição normal – Teste de Shapiro Wilk e homogeneidade de variância – Teste de Bartlett.

Fatores	GL	Valor de F	p-valor
Recife	4	12.3619	1.355e-08 ***
Zona	2	7.1903	0.001078 **
Recife:Zona	8	1.7958	0.083041 .
Resíduo	135	-	-
Teste de Shapiro Wilk			
Variável Riqueza	p<0,001		Não possui distribuição normal
Teste de Bartlett (Homocedasticidade)			
Riqueza por recife	GL	p-valor	Não há homogeneidade
	4	p<0,001	
Riqueza por zona	GL	p-valor	Há homogeneidade
	2	p=0,17	

Fonte: Elaborado pela autora

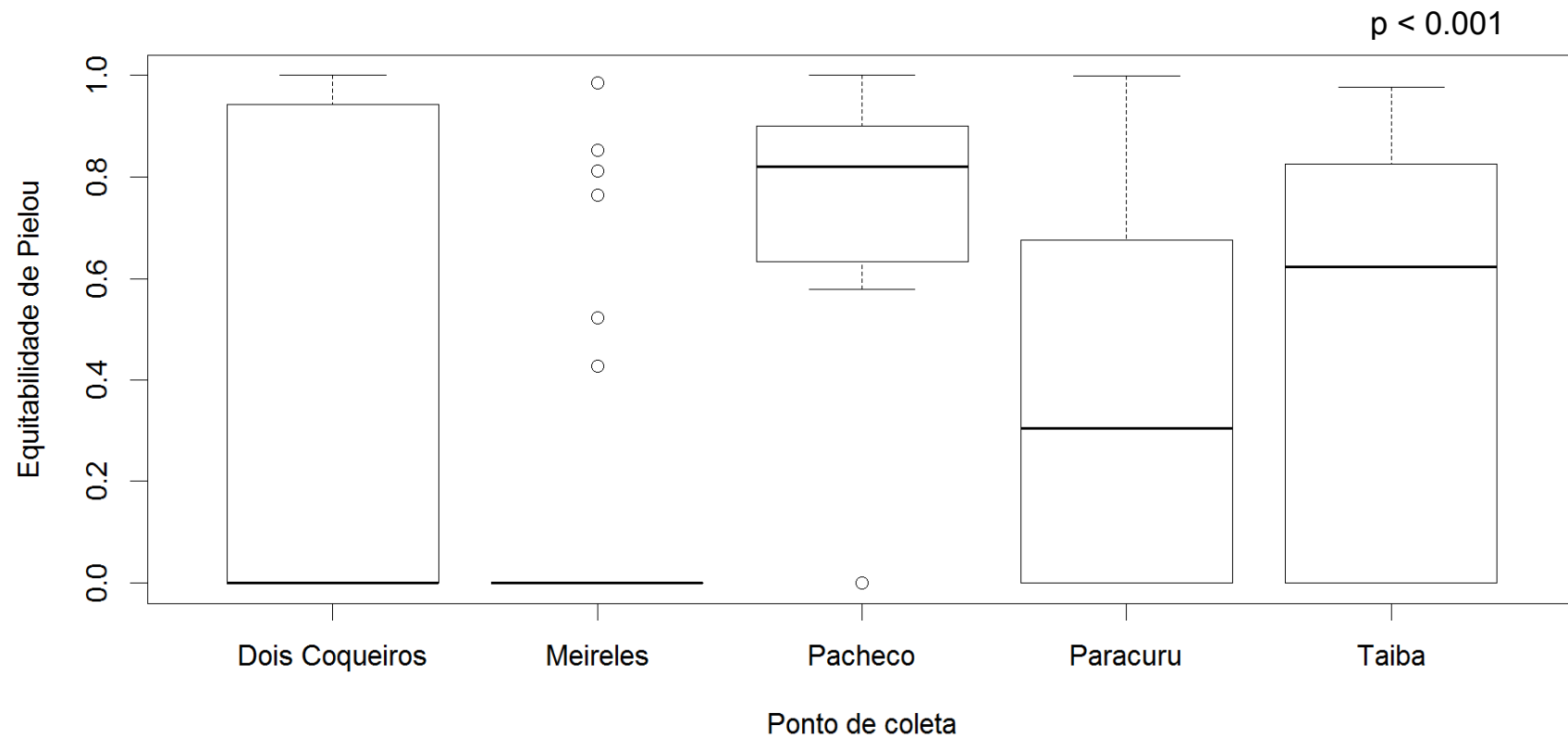
‘***’ valores menores que 0,001; ‘**’ valores menores que 0,01; ‘*’ valores menores que 0,05; ‘.’ valores menores que 0,1 e ‘ ’ valores menores que 1. Nível de significância assumido 0,05.

Figura 15. Distribuição dos valores de diversidade de Shannon correspondentes aos trinta quadrantes/recife: A linha escura central representa a mediana, o limite inferior da caixa é o primeiro quartil, o limite superior da caixa é o terceiro quartil. As barras indicam o valor mínimo e máximo. Os círculos representam outliers.



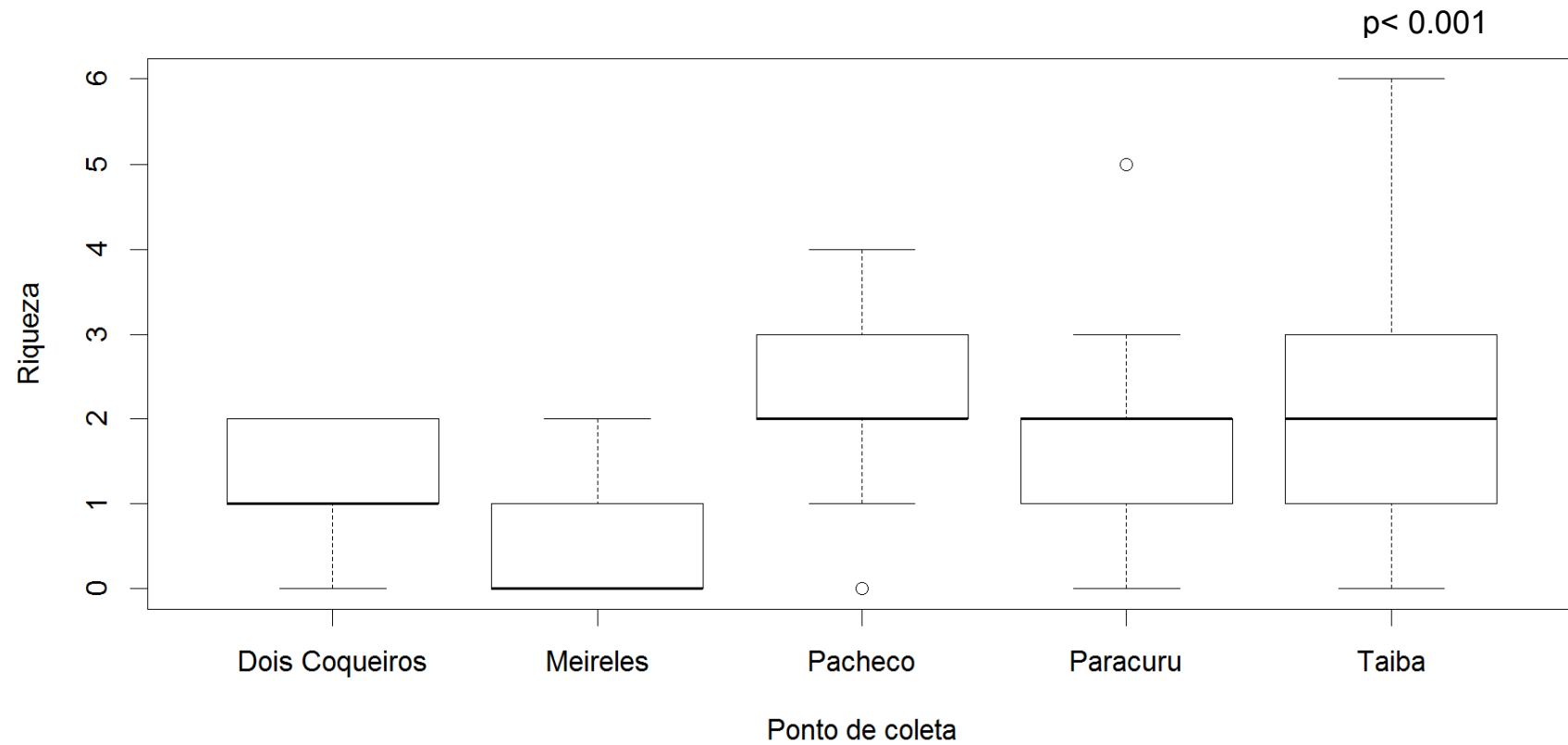
Fonte: Elaborado pela autora

Figura 16. Distribuição dos valores de equitabilidade de Pielou correspondentes aos 30 quadrantes/recife: A linha escura central representa a mediana, o limite inferior da caixa é o primeiro quartil, o limite superior da caixa é o terceiro quartil. As barras indicam o valor mínimo e máximo. Os círculos representam outliers.



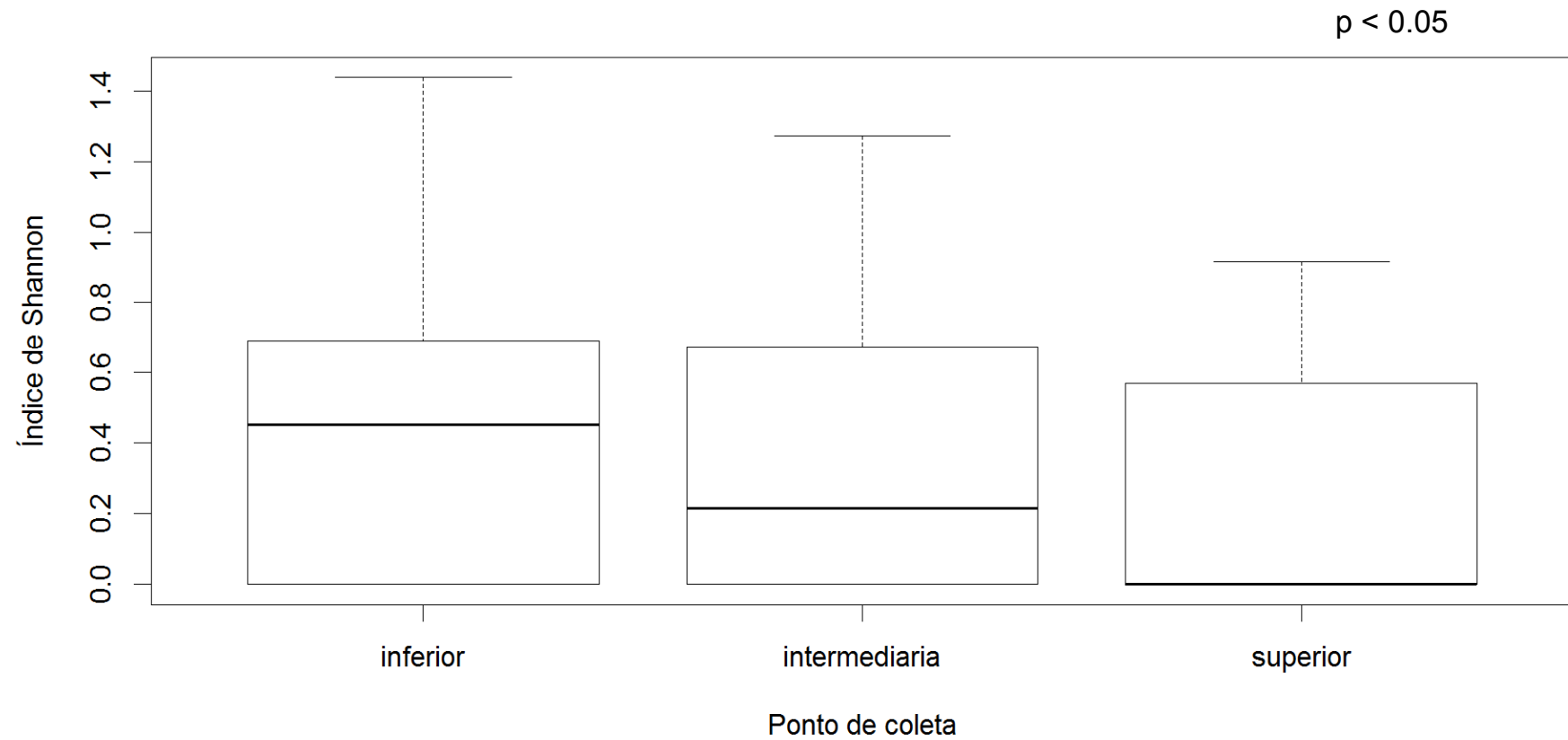
Fonte: Elaborado pela autora

Figura 17. Distribuição dos valores de riqueza correspondentes aos 30 quadrantes/recife: A linha escura central representa a mediana, o limite inferior da caixa é o primeiro quartil, o limite superior da caixa é o terceiro quartil. As barras indicam o valor mínimo e máximo. Os círculos representam outliers.



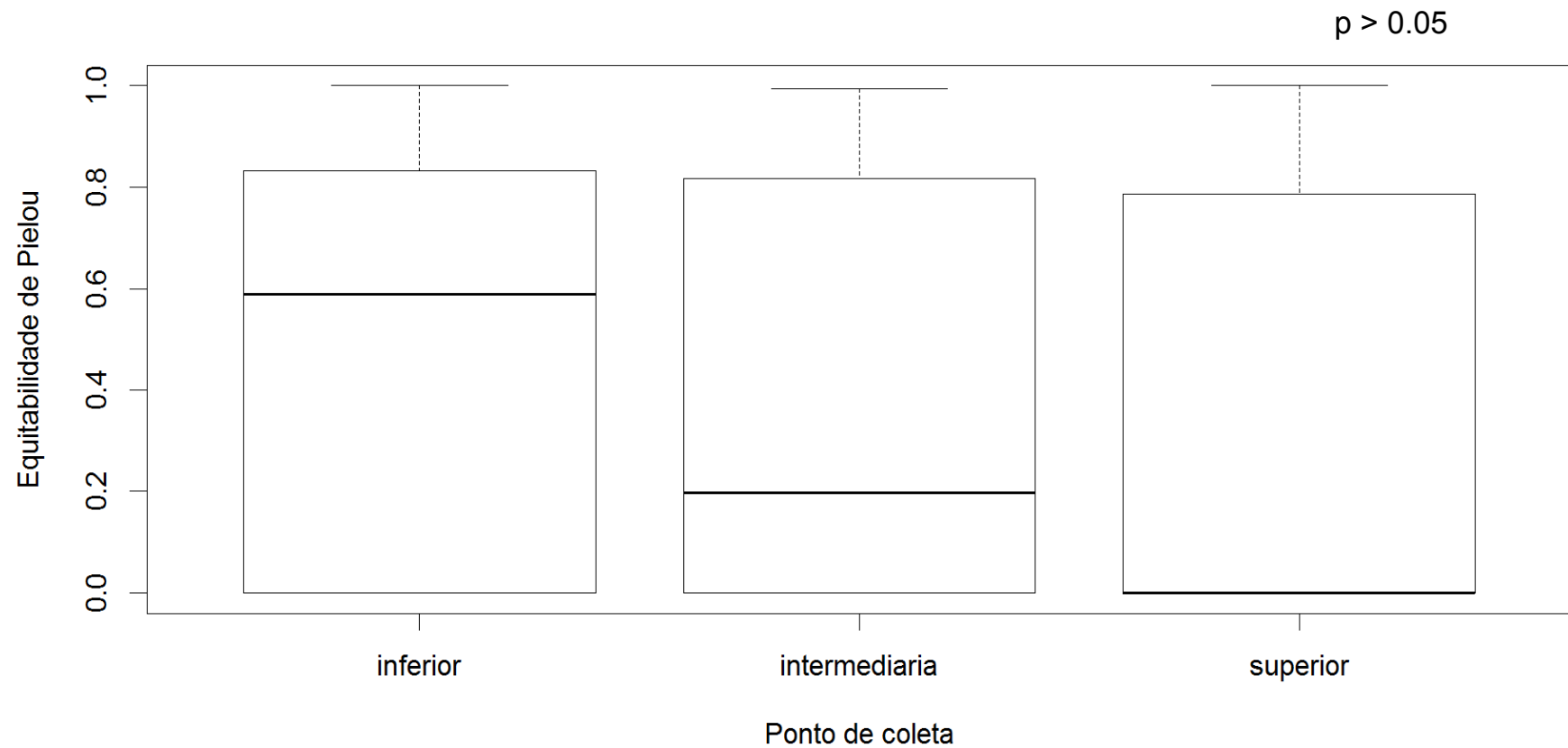
Fonte: Elaborado pela autora

Figura 18. Distribuição dos valores de diversidade de Shannon correspondentes aos 50 quadrantes por zona somados de todos os recifes: A linha escura central representa à mediana, o limite inferior da caixa é o primeiro quartil, o limite superior da caixa é o terceiro quartil. As barras indicam o valor mínimo e máximo.



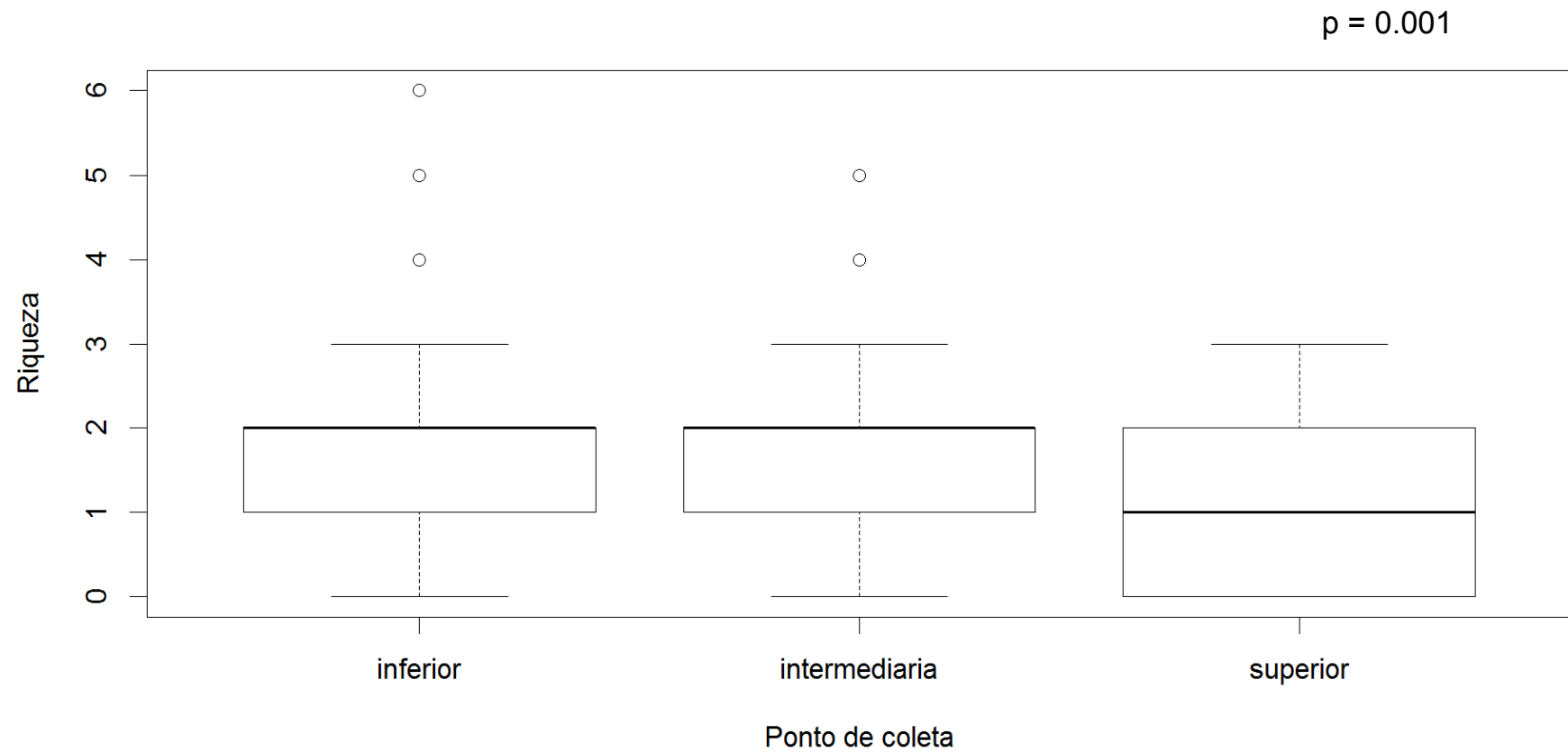
Fonte: Elaborado pela autora

Figura 19. Distribuição dos valores de equitabilidade de Pielou correspondentes aos 50 quadrantes por zona somados de todos os recifes: A linha escura central representa à mediana, o limite inferior da caixa é o primeiro quartil, o limite superior da caixa é o terceiro quartil. As barras indicam o valor mínimo e máximo.



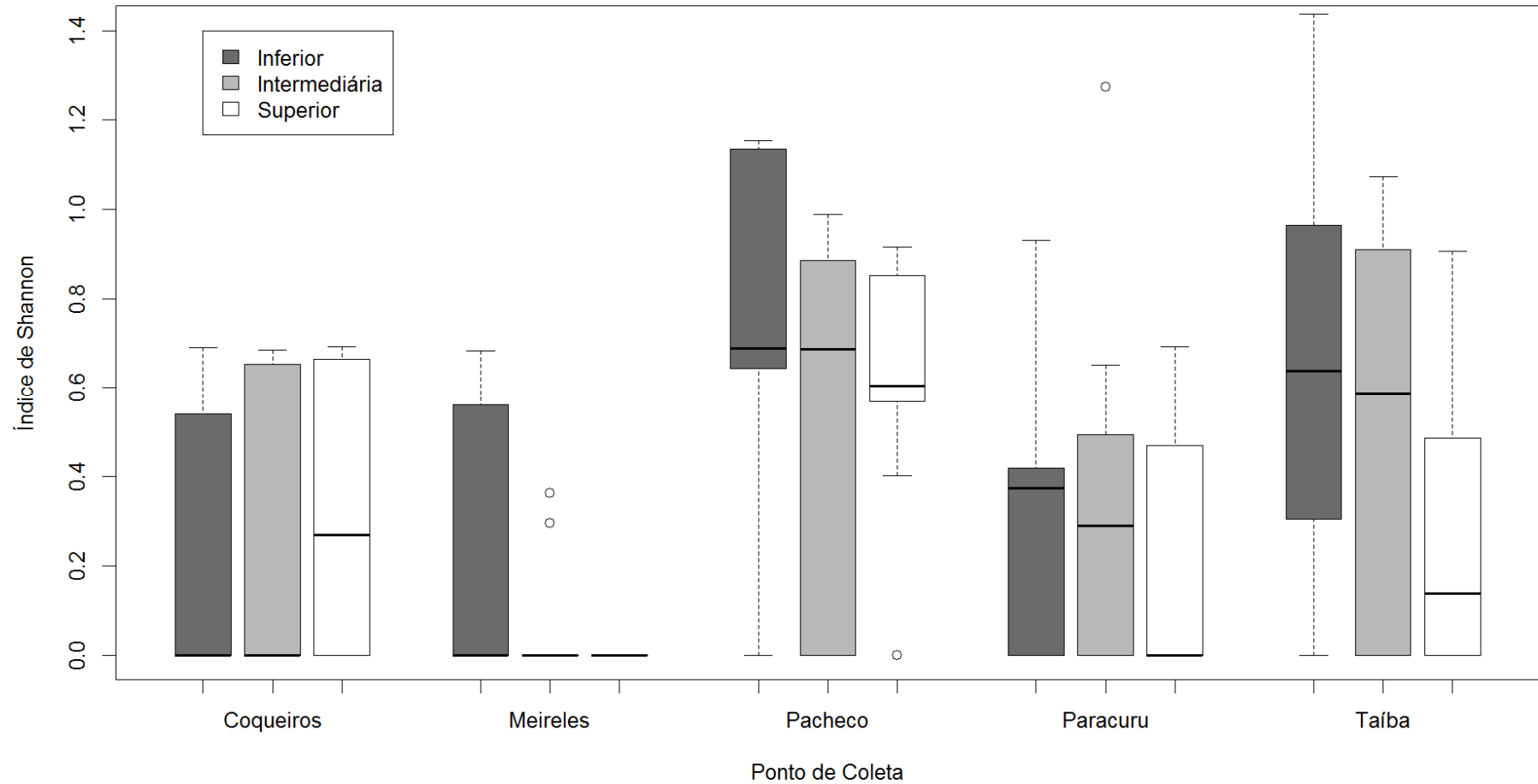
Fonte: Elaborado pela autora

Figura 20. Distribuição dos valores de riqueza correspondentes aos 50 quadrantes por zona somados de todos os recifes: A linha escura central representa à mediana, o limite inferior da caixa é o primeiro quartil, o limite superior da caixa é o terceiro quartil. As barras indicam o valor mínimo e máximo. Os círculos representam outliers.



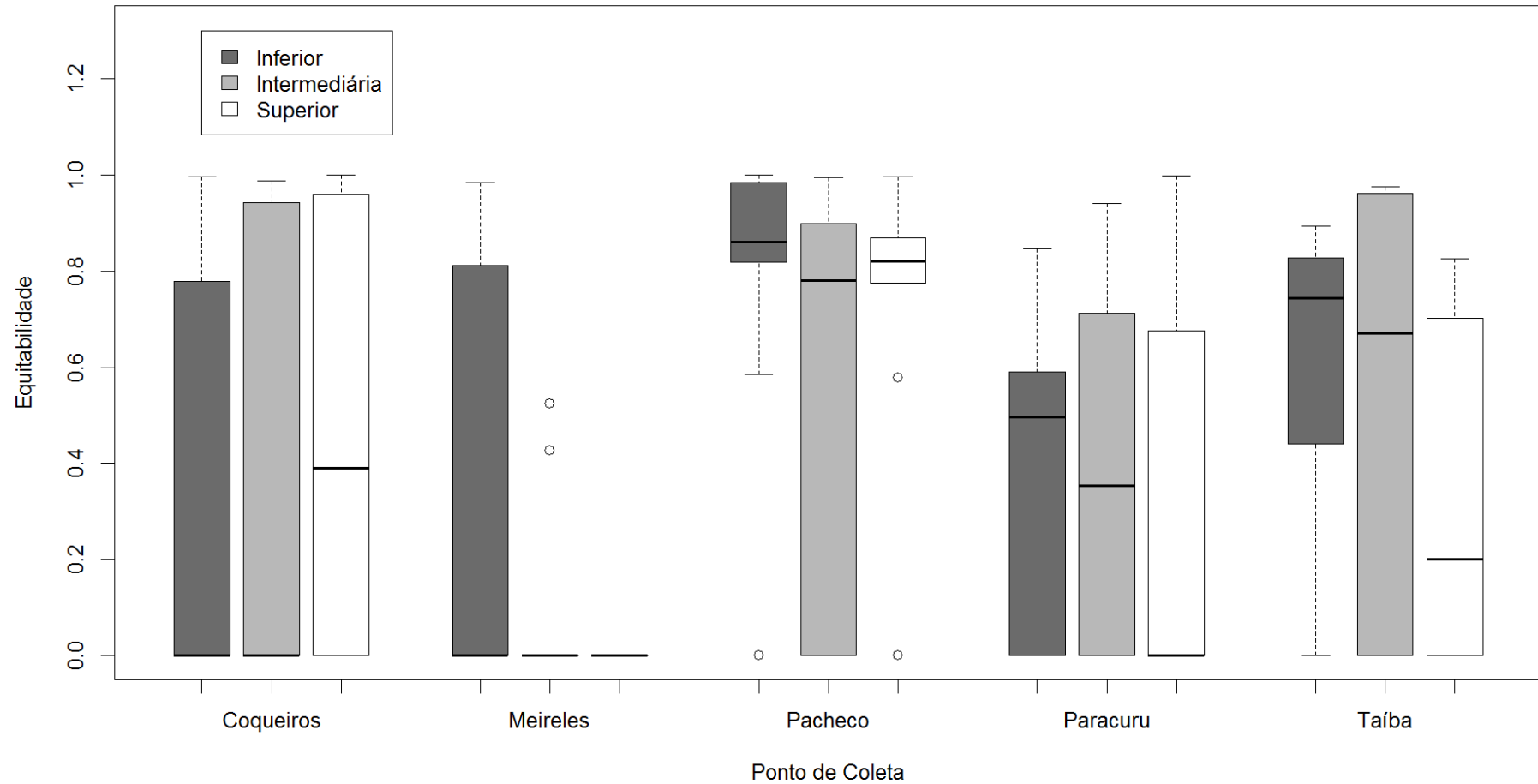
Fonte: Elaborado pela autora

Figura 21. Distribuição dos valores de diversidade de Shannon correspondentes aos dez quadrantes por zona/recife: A linha escura central representa à mediana, o limite inferior da caixa é o primeiro quartil, o limite superior da caixa é o terceiro quartil. As barras indicam o valor mínimo e máximo. Os círculos representam outliers.



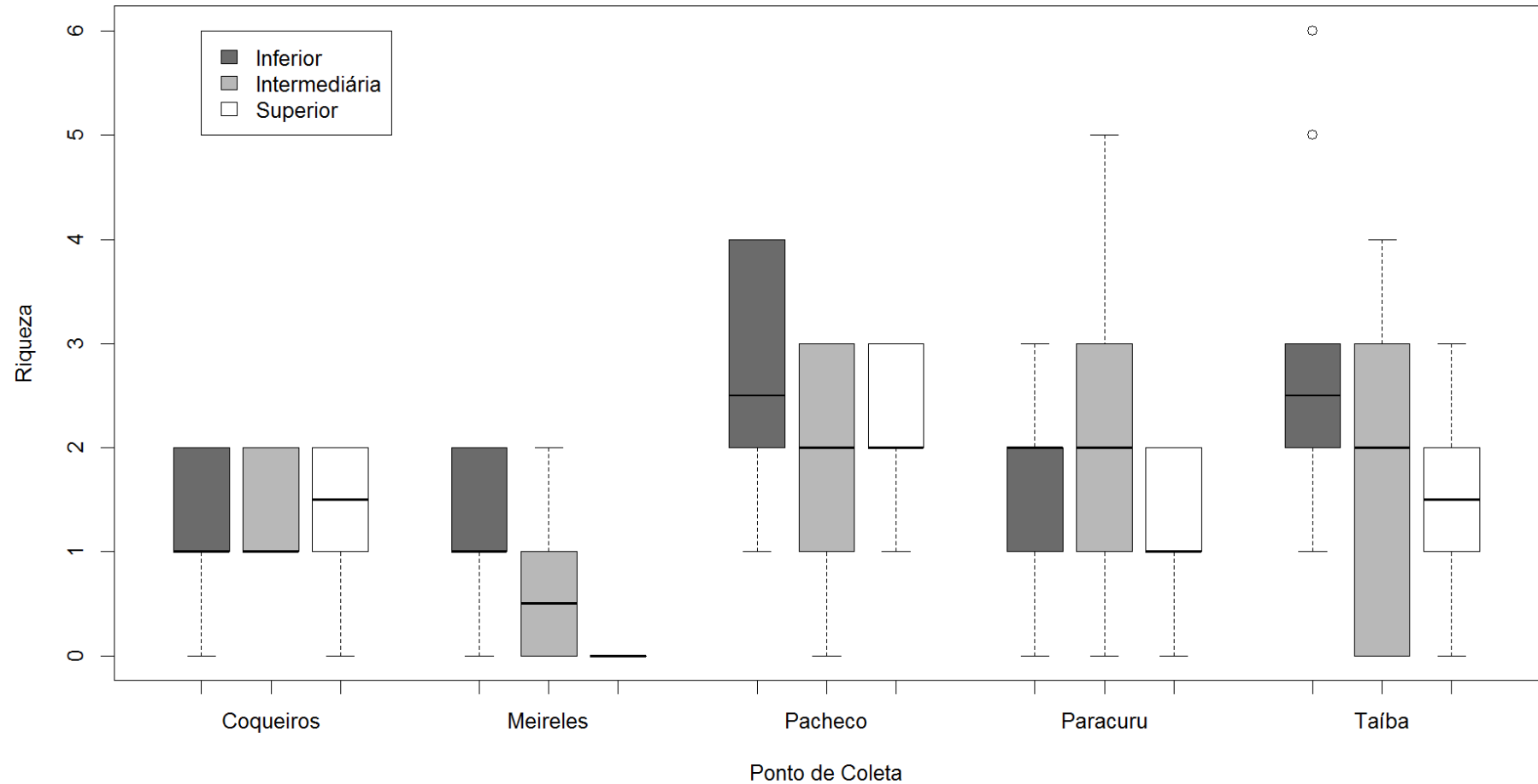
Fonte: Elaborado pela autora

Figura 22. Distribuição dos valores de equitabilidade de Pielou correspondentes aos dez quadrantes por zona/recife: A linha escura central representa à mediana, o limite inferior da caixa é o primeiro quartil, o limite superior da caixa é o terceiro quartil. As barras indicam o valor mínimo e máximo. Os círculos representam outliers.



Fonte: Elaborado pela autora

Figura 23. Distribuição dos valores de riqueza correspondentes aos dez quadrantes por zona/recife: A linha escura central representa à mediana, o limite inferior da caixa é o primeiro quartil, o limite superior da caixa é o terceiro quartil. As barras indicam o valor mínimo e máximo. Os círculos representam outliers.



Fonte: Elaborado pela autora

4.2 Variáveis abióticas nos recifes de arenito da costa oeste do Ceará: Irregularidades na superfície do substrato e declividade

Com relação à irregularidade da superfície do substrato foi encontrada diferença significativa entre os valores das distâncias verticais dos recifes ($p < 0,001$). O recife de Meireles apresentou maior valor e o de Paracuru o menor valor da média e desvio padrão das distâncias verticais mensuradas nos perfis topográficos realizados nos recifes de arenito. No entanto, para os recifes de Dois Coqueiros, Pacheco e Taíba não foram observadas diferenças significativas entre os valores das distâncias verticais. Devido à proximidade geográfica entre os recifes de Dois Coqueiros e Pacheco, os valores das distâncias verticais destes dois recifes não foram significativamente diferentes, indicando maior semelhança na superfície do substrato entre os dois recifes (Tabelas 1, 8 e 10, Figura 24). A declividade foi maior no recife do Meireles e menor no recife de Paracuru, e existe diferença significativa entre os recifes (ANOVA, $p < 0,003$). Com base no Teste de Tukey *a posteriori* as diferenças significativas foram apenas entre o recife de Paracuru com os recifes de Meireles, Pacheco e Taíba (Tabelas 1, 9 e 11, Figura 25). Os três perfis topográficos realizados em cada recife podem ser visualizados separadamente nas figuras 26 a 40.

Tabela 8. Análise não paramétrica Kruskal-Wallis para os dados das distâncias verticais (DV) da superfície do substrato dos recifes e resultado dos testes de premissas, distribuição normal – Teste de Shapiro Wilk e homogeneidade de variância – Teste de Bartlett.

Teste Kruskal-Wallis: dados das Distâncias Verticais (DV) por recifes			
Kruskal-Wallis chi-squared	GL		p-valor
214.0371	4		< 2.2e-16
Teste de Shapiro Wilk			
Variável DV	p<0,001	Não possui distribuição normal	
Teste de Bartlett (Homocedasticidade)			
DV por recife	GL	p-valor	Não há homogeneidade de variâncias na variável DV entre os recifes
	4	p<0,001	

Fonte: Elaborada pela autora

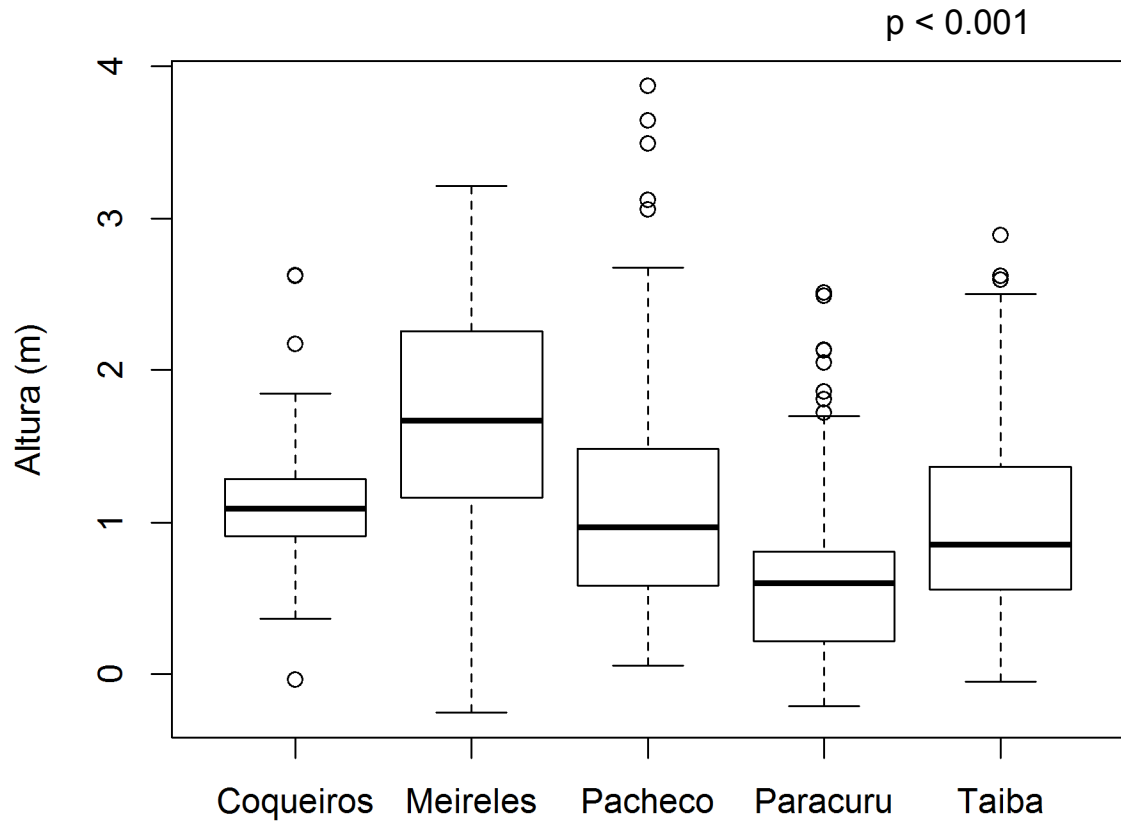
Tabela 9. Análise de variância unifatorial: para os dados de declividade da superfície do substrato dos recifes e resultado dos testes de premissas, distribuição normal – Teste de Shapiro Wilk e homogeneidade de variância – Teste de Bartlett.

Fatores	GL	Valor de F	p-valor
Recifes	4	8.746	0.00265 **
Resíduo	10	-	-
Teste de Shapiro Wilk			
Variável Declividade	p=0,70		Possui distribuição normal
Teste de Bartlett (Homocedasticidade)			
Declividade por recife	GL	p-valor	Há homogeneidade de variância
	4	p=0,22	

Fonte: Elaborada pela autora

‘***’ valores menores que 0,001; ‘**’ valores menores que 0,01; ‘*’ valores menores que 0,05; ‘.’ valores menores que 0,1 e ‘ ’ valores menores que 1. Nível de significância assumido 0,05.

Figura 24. Distribuição dos valores das distâncias verticais ou altura com base nos três perfis topográficos de cada recife: A linha escura central representa à mediana, o limite inferior da caixa é o primeiro quartil, o limite superior da caixa é o terceiro quartil. As barras indicam o valor mínimo e máximo. Os círculos representam outliers.



Fonte: Elaborado pela autora

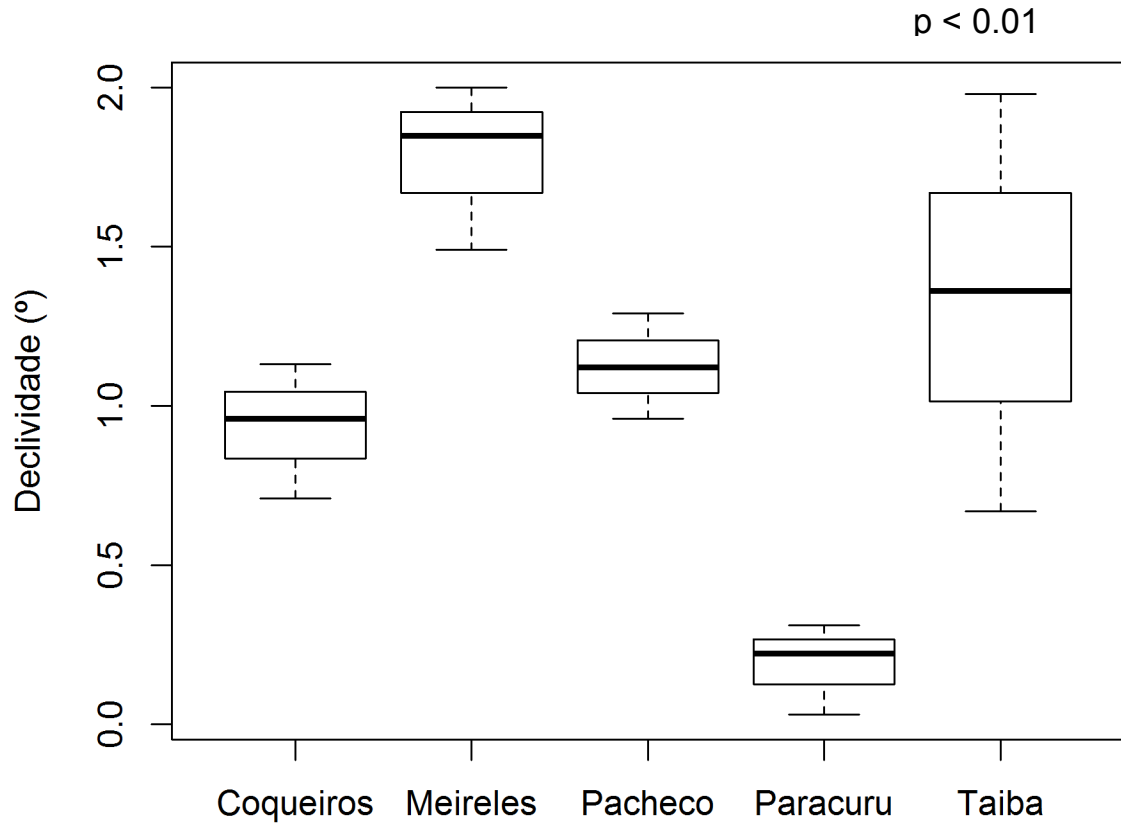
Tabela 10. Teste Dunn – Teste a posteriori para a comparação das diferenças entre as distâncias verticais (DV) ou altura por Recifes.

Dados: DV e Recifes				
Kruskal-Wallis chi-squared = p-valor: < 2.2e-16				
Colunas/Linhas	D. Coqueiros	Meireles	Pacheco	Paracuru
Meireles	5.876934 0,0000*			
Pacheco	-1.623803 0,0522	7.062445 0,0000		
Paracuru	-9.327035 0,0000	14.35252 0,0000	7.198126 0,0000	
Taíba	-2.328653 0,0099	6.979398 0,0000	0.920156 0,1787	5.190785 0,0000

***0,0000: representa valores menores que 0,00001**

Fonte: Elaborado pela autora

Figura 25. Distribuição dos valores dos ângulos de declividade (°) com base nos três perfis topográficos de cada recife.



Fonte: Elaborado pela autora

Tabela 11. Teste Tukey – Teste a posteriori para a comparação das diferenças entre os ângulos de declividade por Recifes. Os valores de p em negrito correspondem aos resultados em que existem diferenças significativas.

Teste Tukey (ANOVA – p = 0.0026): Declividade dos Recifes	p-valor
Meireles – D. Coqueiros	0,0763355
Meireles - Pacheco	0,2093332
Meireles - Taíba	0,5398593
Meireles - Paracuru	0,0014808
D. Coqueiros - Pacheco	0,9570480
D. Coqueiros - Taíba	0,6198936
D. Coqueiros - Paracuru	0,1311813
Pacheco - Taíba	0,9363721
Pacheco - Paracuru	0,0464629
Taíba - Paracuru	0,0143756

Fonte: Elaborado pela autora

Figura 26. Perfil topográfico do centro do recife da praia do Meireles, Fortaleza,CE.

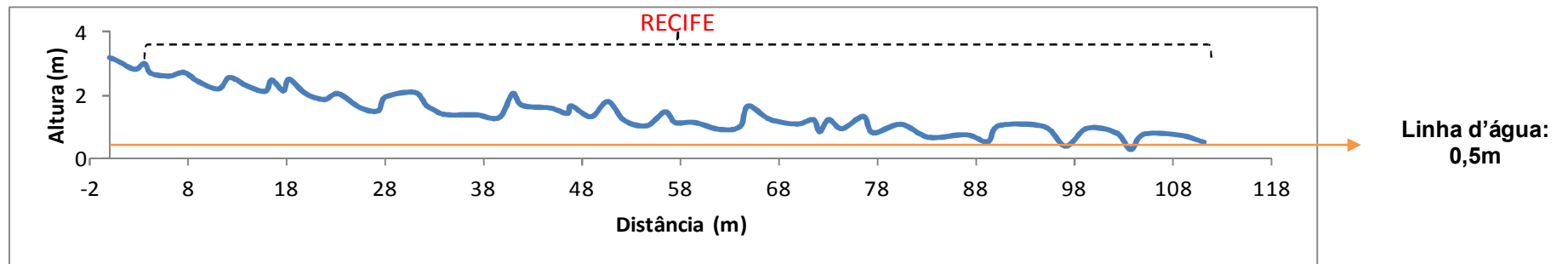


Figura 27. Perfil topográfico do lado leste do recife da praia do Meireles, Fortaleza,CE.

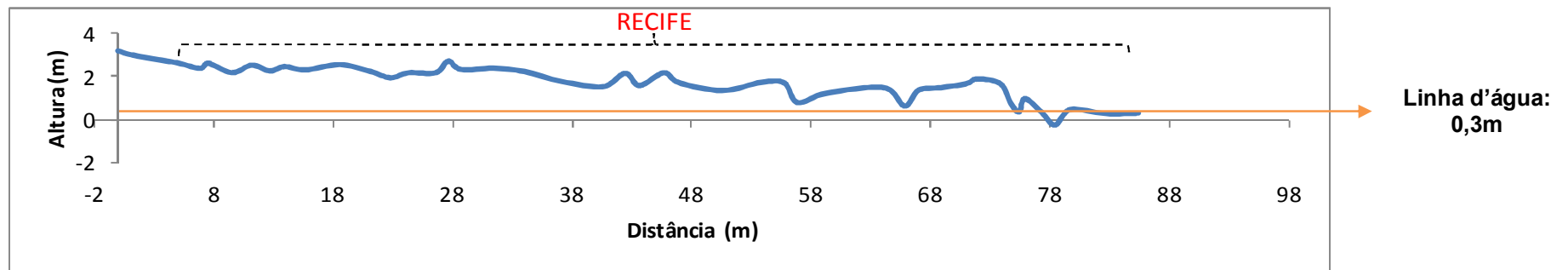


Figura 28. Perfil topográfico do lado oeste do recife da praia do Meireles, Fortaleza,CE.

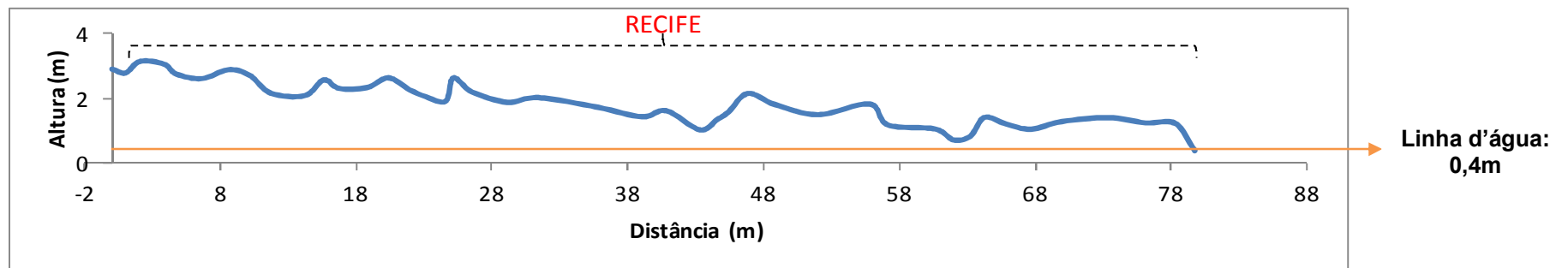


Figura 29. Perfil topográfico do centro do recife da praia de Dois Coqueiros, Caucaia, CE.

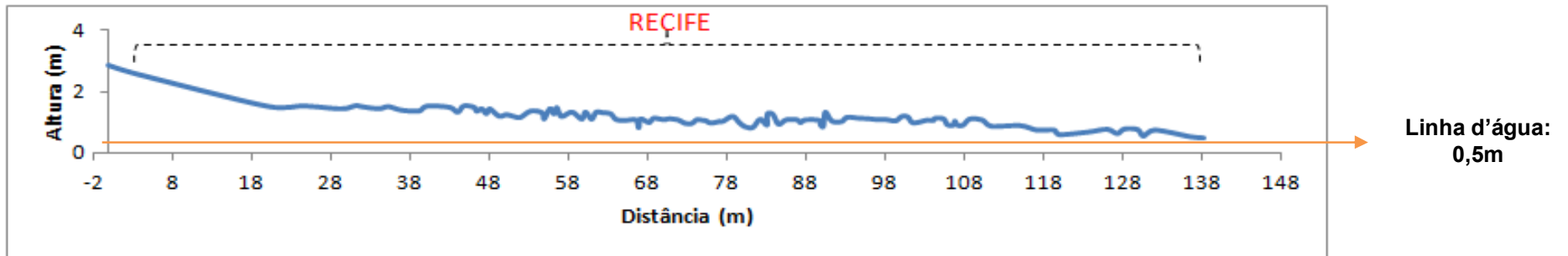


Figura 30. Perfil topográfico do lado leste do recife da praia de Dois Coqueiros, Caucaia, CE.

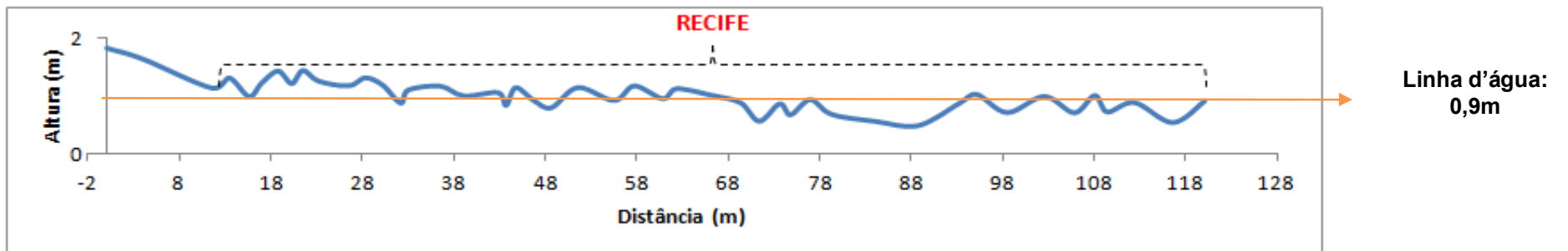
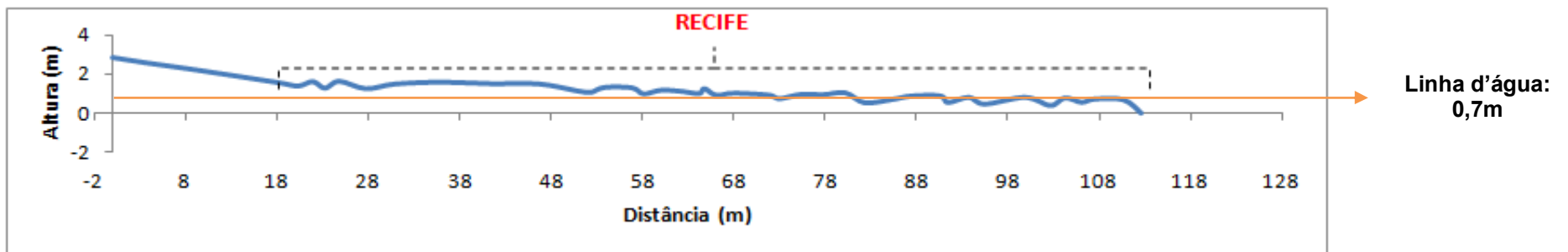


Figura 31. Perfil topográfico do lado oeste do recife da praia de Dois Coqueiros, Caucaia, CE.



Fonte: Gleidson Gastão e Adriana Portugal

Figura 32. Perfil topográfico do centro do recife da praia de Pacheco, Caucaia, CE.

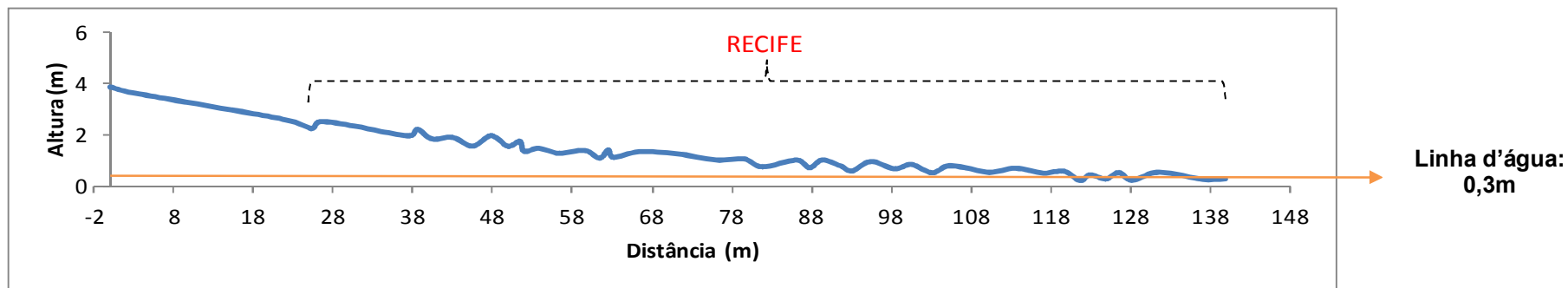


Figura 33. Perfil topográfico do lado leste do recife da praia de Pacheco, Caucaia, CE.

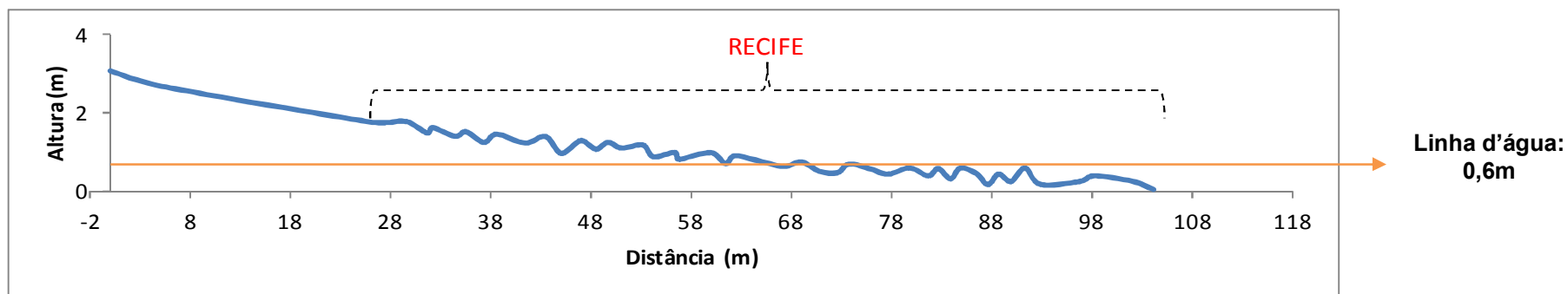
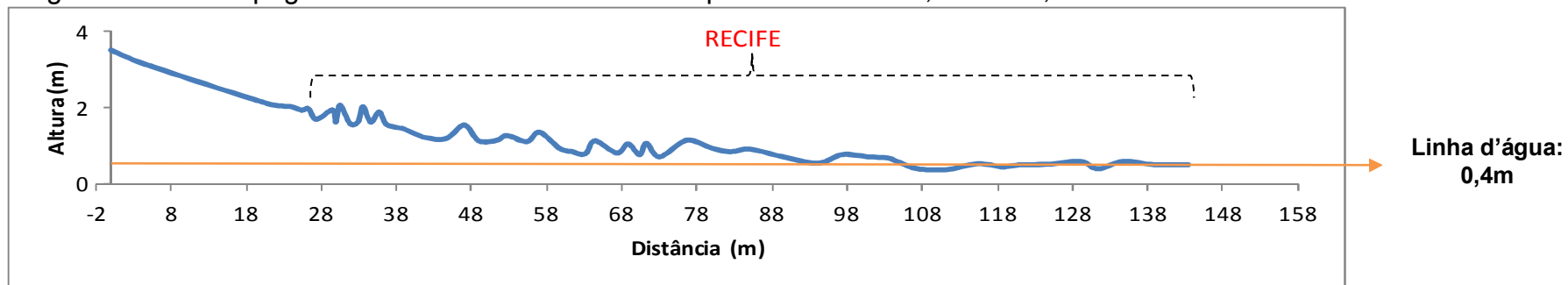


Figura 34. Perfil topográfico do lado oeste do recife da praia de Pacheco, Caucaia, CE.



Fonte: Gleidson Gastão e Adriana Portugal

Figura 35. Perfil topográfico do centro recife da praia de Taíba, São Gonçalo do Amarante, CE.

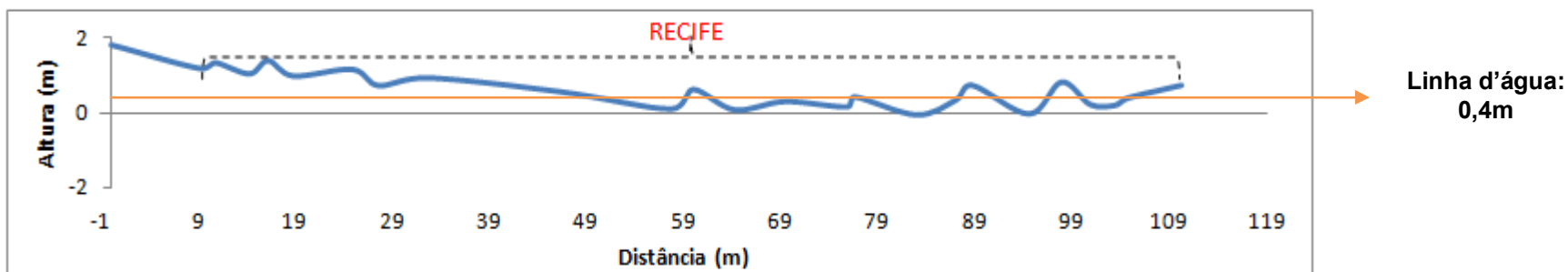


Figura 36. Perfil topográfico do lado leste recife da praia de Taíba, São Gonçalo do Amarante, CE.

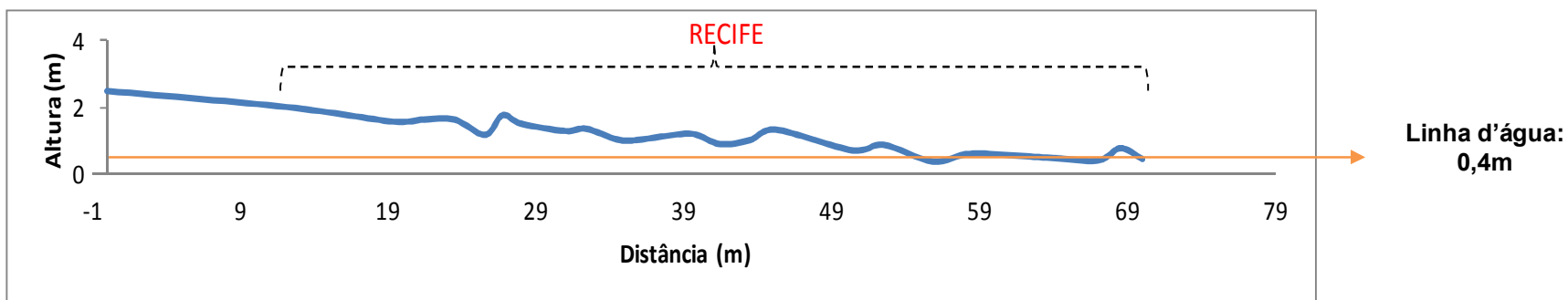
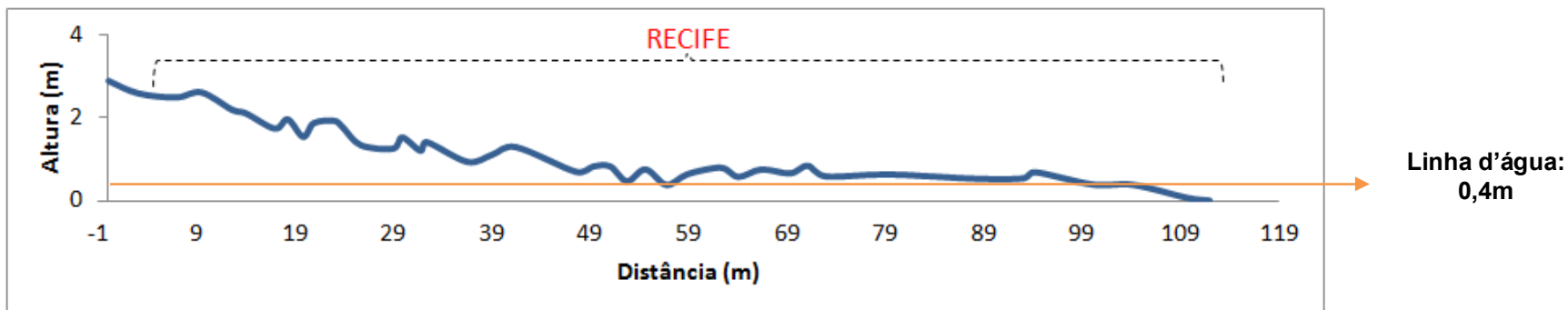


Figura 37. Perfil topográfico do lado oeste do recife da praia de Taíba, São Gonçalo do Amarante, CE.



Fonte: Gleidson Gastão e Adriana Portugal

Figura 38. Perfil topográfico do centro recife da praia de Paracuru, Paracuru, CE.

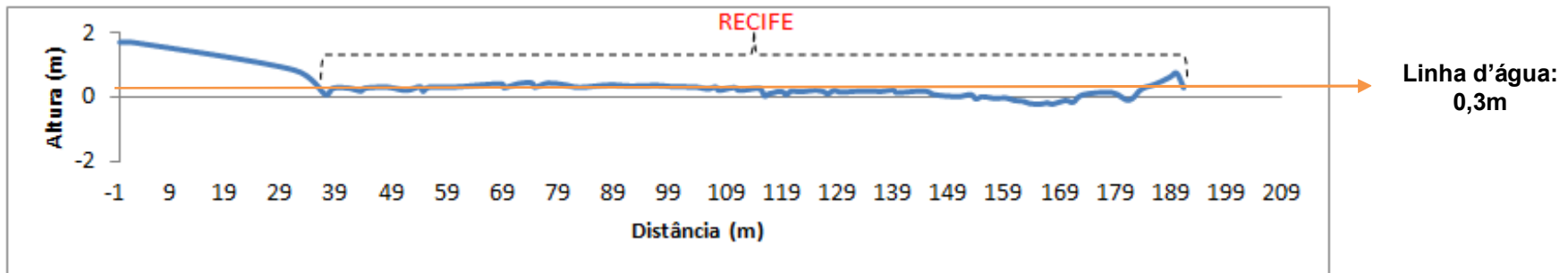


Figura 39. Perfil topográfico do lado leste do recife da praia de Paracuru, Paracuru, CE.

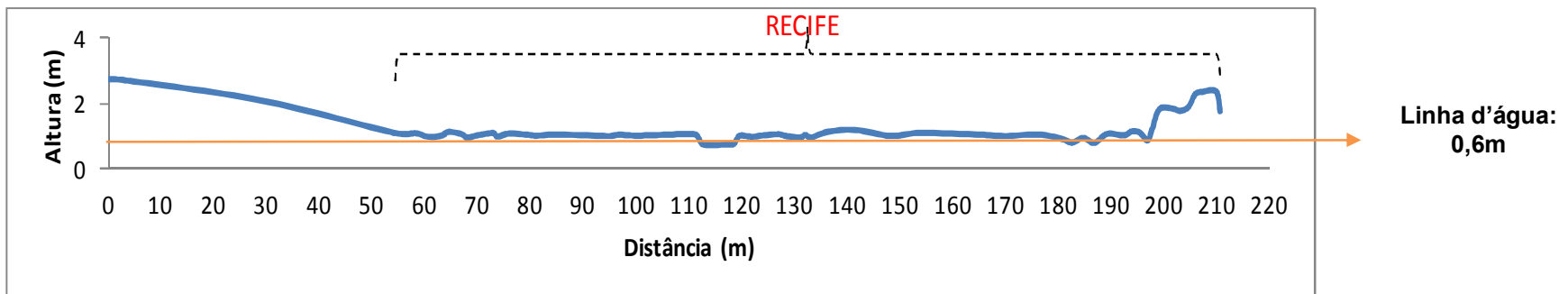
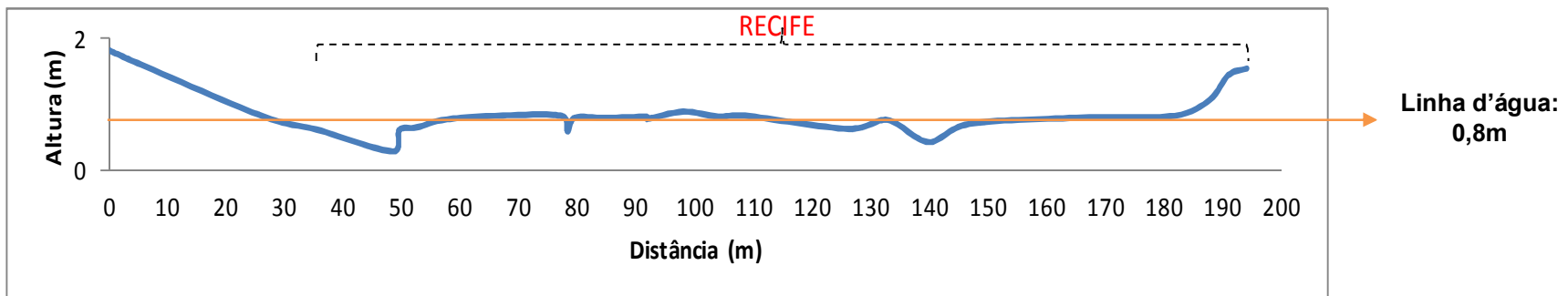


Figura 40. Perfil topográfico do lado oeste do recife da praia de Paracuru, Paracuru, CE.



Fonte: Gleidson Gastão e Adriana Portugal

4.3. Relação entre o índice relativo de pressão ambiental e a riqueza de espécies, a diversidade e a equitabilidade nos recifes de arenito tropicais

O REPI (índice relativo de pressão ambiental – mensurar a pressão antrópica) variou de 1,37 a 38,36 e seus valores foram maiores à medida que aumentava a área urbanizada nas proximidades dos recifes. Os recifes com maiores valores de REPI estão sob maiores pressões das ações humanas (Tabela 12). Na relação entre o índice relativo de pressão ambiental (REPI) e os descritores das comunidades observamos que 82% da variação da riqueza de espécies foram explicadas pelo REPI (coeficiente de determinação, $R^2=0,82$). Existe uma relação negativa significativa entre a riqueza e o REPI ($r=-0,90$, $p=0.03$) (Figura 41). O índice de Shannon apresentou uma relação com tendência negativa com o REPI e o de Pielou mostrou uma relação com tendência positiva com REPI (Figura 41). Depois a separação das diferentes pressões antrópicas mostrou que a porcentagem de áreas urbanas, quiosques de praia e restaurantes na beira mar, mercado de peixes, galerias pluviais, e os molhes apresentaram uma relação com tendência negativa com a riqueza de espécies (Figuras 42 a 48).

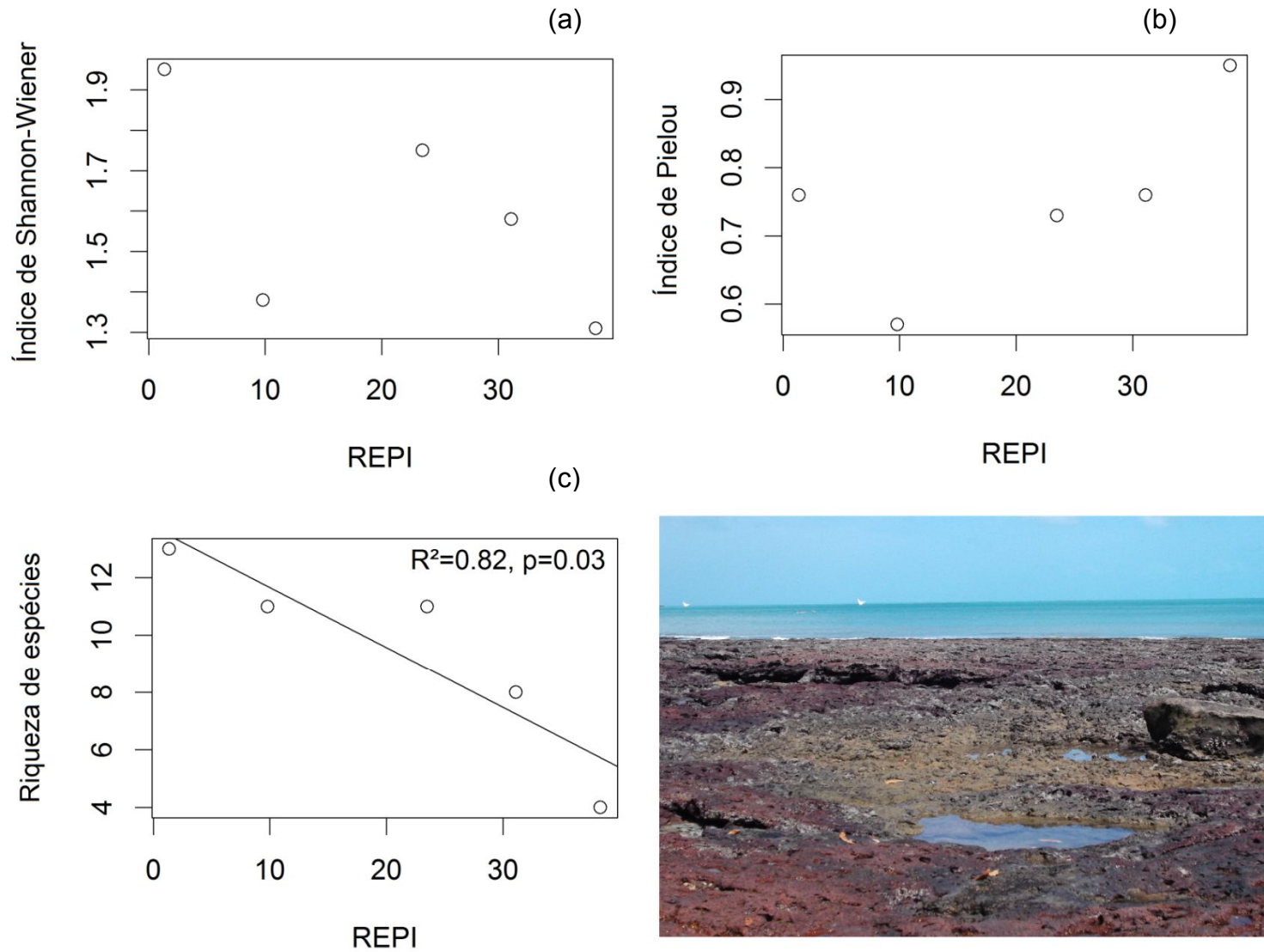
O teste de rarefação indicou diferença na riqueza de espécies entre os recifes ($p<0,01$). As curvas de rarefação revelaram maior riqueza nos recifes de Taíba e Paracuru e a menor riqueza no recife de Meireles na cidade de Fortaleza (Figura 49).

Tabela 12. Área do recife e fatores potenciais de pressões ambientais e seus respectivos valores e pesos para os cinco recifes de arenito da costa oeste do Ceará no Atlântico Sudoeste Tropical, Brasil.

Recifes de arenito	Área do Recife	Desenvolvimento Urbano		Obras Costeiras					Atividade Pesqueira	REPI
		Área Urbanizada	Percentual de Urbanização	Quiosque e restaurante na orla	Molhe	Mercado de Peixe	Galeria Pluvial	Porto de Navio	Curral de Pesca	
Unidade	(Hectares - Ha)	(Hectares - Ha)	(%)	(N)	(N)	(N)	(N)	(N)	(N)	-
Meireles	4,35	12408,34	82,72	30	2	1	7	1	0	38,36
Dois Coqueiros	10,17	10811,20	72,07	5	0	0	0	0	0	31,12
Pacheco	13,62	8201,63	54,67	0	0	0	0	0	1	23,48
Taiba	12,81	413,36	2,75	1	0	0	0	0	3	1,37
Paracuru	25,91	3279,40	21,86	1	0	0	0	1	5	9,80
Peso	-	-	9	1	3	1	3	3	1	-

Fonte: Elaborado pela autora

Figura 41. Relação entre o índice relativo de pressão ambiental (REPI) e (a) diversidade de Shannon, (b) equitabilidade de Pielou, e (c) riqueza de espécies nos recifes de arenito tropicais.



Fonte: Elaborado pela autora

Figura 42. Relação entre os quiosques/restaurantes e a riqueza de espécies (dados transformados usando $\log_e(x + 1)$).

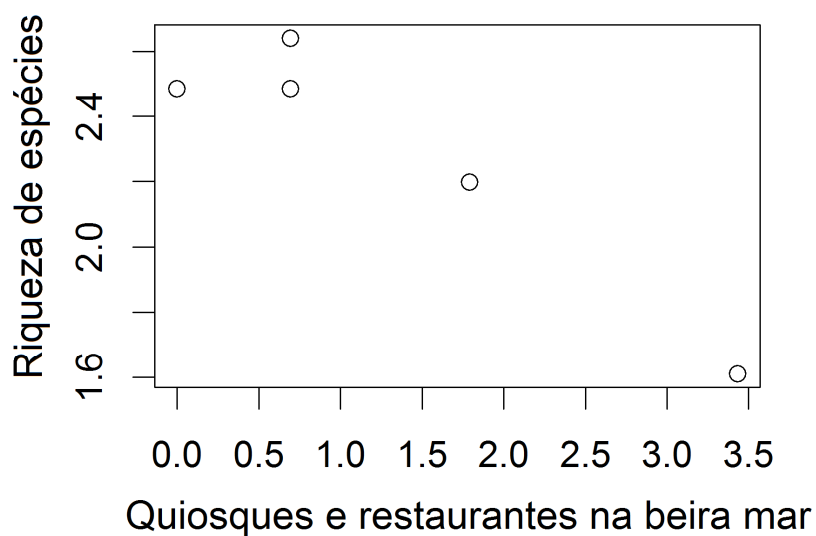
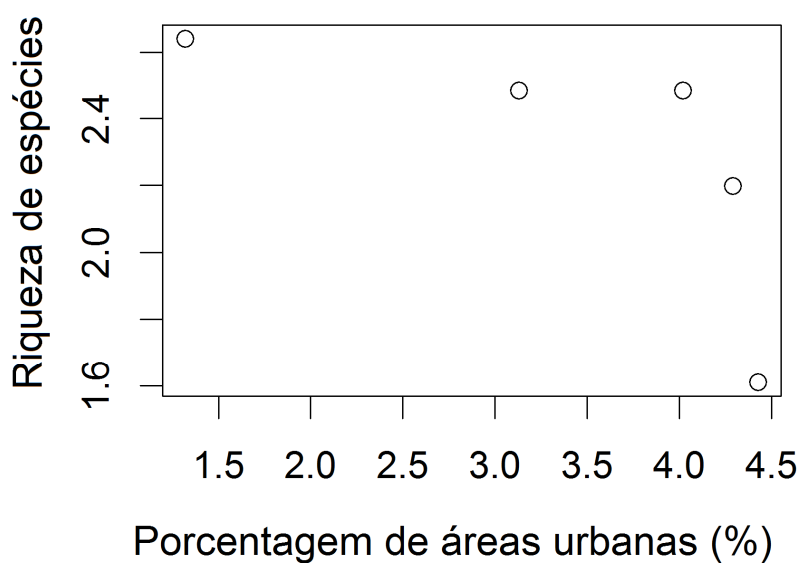


Figura 43. Relação entre a porcentagem de áreas urbanas (%) e a riqueza de espécies (dados transformados usando $\log_e(x + 1)$).



Fonte: Elaborados pela autora

Figura 44. Relação entre os molhes e a riqueza de espécies (dados transformados usando $\log_e(x + 1)$).

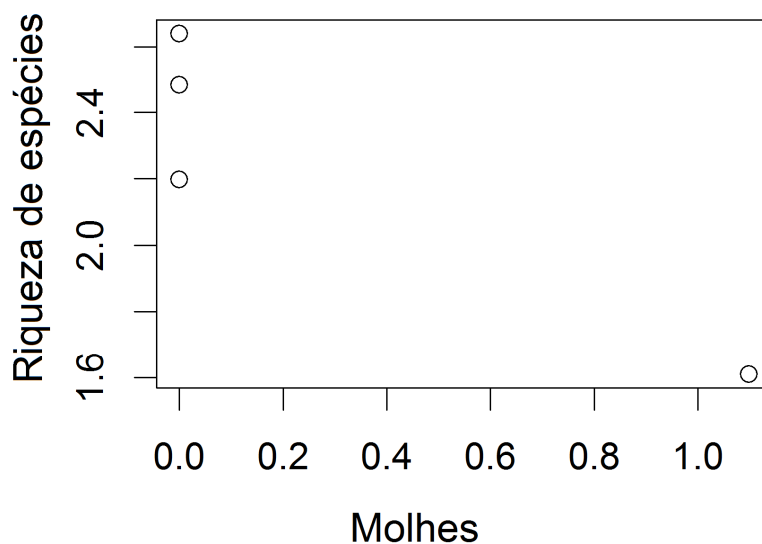
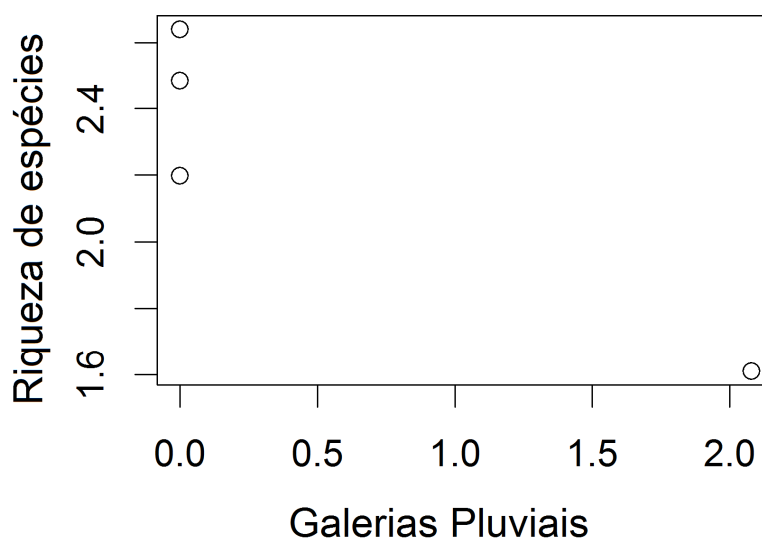


Figura 45. Relação entre as galerias pluviais e a riqueza de espécies (dados transformados usando $\log_e(x + 1)$).



Fonte: Elaborados pela autora

Figura 46. Relação entre os portos de navios e a riqueza de espécies (dados transformados usando $\log_e(x + 1)$).

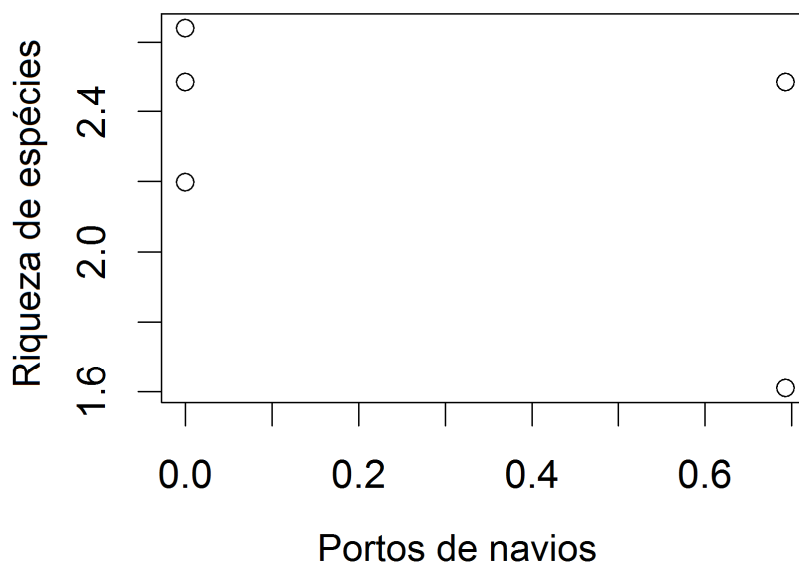
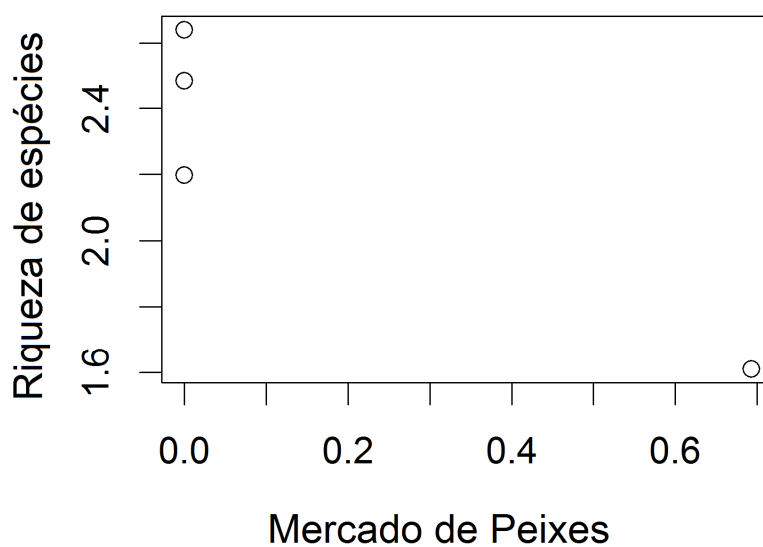
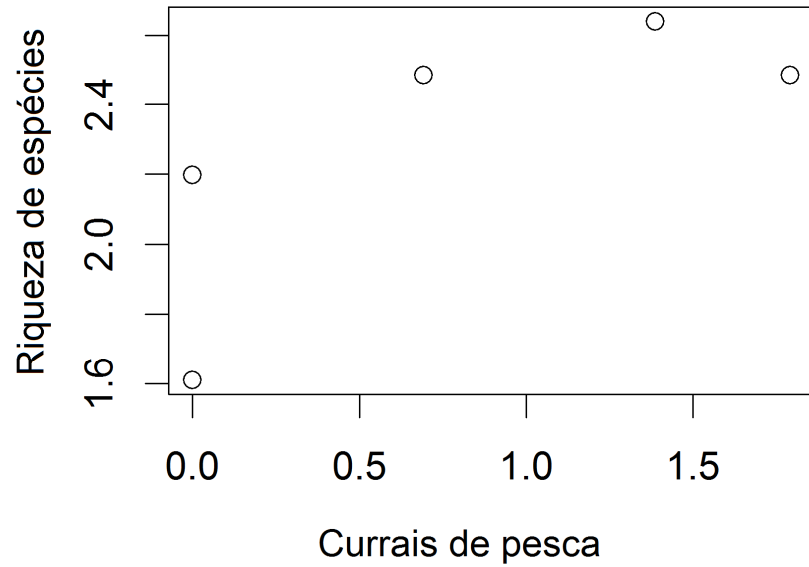


Figura 47. Relação entre os mercados de peixes e a riqueza de espécies (dados transformados usando $\log_e(x + 1)$).



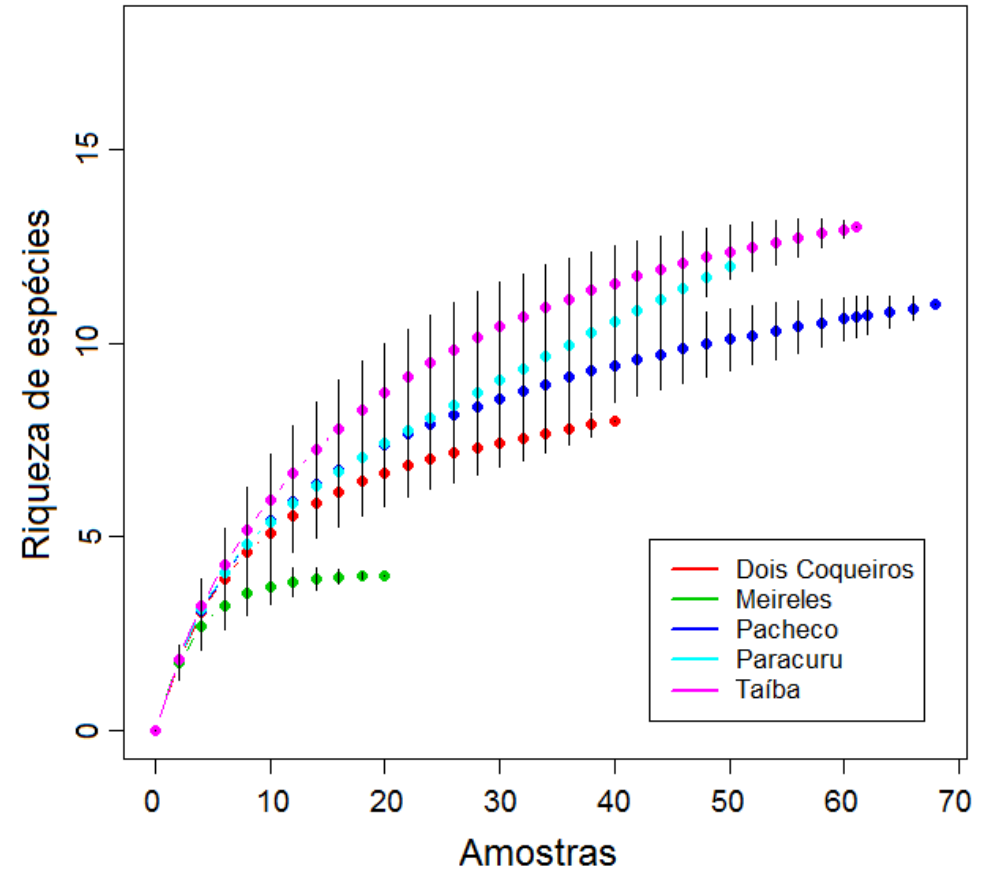
Fonte: Elaborados pela autora

Figura 48. Relação entre os currais de pesca e a riqueza de espécies (dados transformados usando $\log_e(x + 1)$).



Fonte da Figura 48: Elaborado pela autora

Figura 49. Curva de rarefação da riqueza de espécies nos recifes de arenito tropicais (costa oeste do Ceará, Atlântico Sudoeste Tropical). As barras de erro indicam 95 % de intervalo de confiança.



Fonte da Figura 49: Elaborado por Prof. Dr. Fabrício Lopes Carvalho (UFSB)

5 DISCUSSÃO

5.1 Variação espacial na estrutura da comunidade bentônica sésil nos recifes de arenito tropicais

Os resultados indicam a predominância de macroalgas marinhas em comparação com a fauna bentônica sésil em todos os recifes de arenito avaliados, assim como maior riqueza de espécies e diversidade nas zonas inferiores dos recifes entremarés. Esse resultado corrobora a primeira hipótese do nosso trabalho. As zonas inferiores apresentam maior contato com a água do mar e menor exposição ao ar, portanto as zonas superiores estão dominadas por poucas espécies que são tolerantes à dessecação, como em costões rochosos. As espécies de *Ulva* e *Cladophora* foram as mais abundantes nas zonas superiores dos recifes de Dois Coqueiros, Pacheco e Taíba. O sucesso global das espécies de *Ulva* em colonizar as zonas superiores tem motivado investigações detalhadas de seus mecanismos celulares (HOLZINGER *et al.*, 2015). Segundo Einav, Breckle e Beer, (1995) a *Ulva lactuca* apresenta tolerância a altas e baixas temperaturas, assim como a dessecação e as variações dos níveis de salinidade. Entretanto, nas zonas intermediárias e inferiores ocorreram maiores abundâncias das algas vermelhas e pardas. Isto mostra que a exposição das macroalgas ao ar por longos períodos de tempo é um fator de estresse e promove o desenvolvimento das espécies mais tolerantes (LOBBAN; HARRISON, 1994). Somente o recife de Dois Coqueiros apresentou menor valor para os descritores das comunidades na zona inferior dos recifes. Isto ocorreu devido a maior porcentagem de cobertura das algas *Centroceras clavulatum* e do coral *Siderastrea stellata*. A dominância de *Centroceras clavulatum* em comparação com as outras algas na zona inferior deste recife resultou numa menor equitabilidade, ocasionando uma menor diversidade nesta zona do recife. Apenas o recife de Meireles não apresentou um claro zoneamento, provavelmente devido a maior degradação.

Os resultados trouxeram novas informações, ainda desconhecidas, sobre a variação espacial da estrutura da comunidade bentônica sésil para os recifes tropicais da costa oeste do Ceará, Brasil (Atlântico Sudoeste Tropical). Segundo Mathews-Cascon e Lotufo (2006), existe um zoneamento distinto de algas e de vários tipos de animais, entre a marca da maré baixa e a zona de respingo

supralitoral. Entretanto, durante a preparação desse trabalho, não haviam dados publicados sobre a composição específica e abundância das espécies, assim como para os descritores da comunidade entre os diferentes estratos dos recifes, exceto para zoantídeos (RABELO *et al.* 2015).

As comunidades bentônicas sésseis dos recifes da costa tropical analisados no presente estudo apresentaram heterogeneidade espacial, como mostrado pelas análises IndVal e Clusters. A análise do cluster revelou mais diferenças na composição específica e abundância entre os recifes do que semelhanças. Este estudo identificou uma maior similaridade apenas entre os recifes de Dois Coqueiros e Pacheco. Isto ocorreu provavelmente devido a maior proximidade geográfica (5 km) e semelhança nas condições ambientais (ver dados topografia) favorecendo a dispersão e assentamento dos organismos. A distribuição das macroalgas e fauna bentônica entre uma variedade de fatores é também resultado da capacidade de dispersão dos esporos e larvas (limitada nos indivíduos adultos) e da direção das correntes marítimas (LOBANN; HARRISON, 1994). O recife de Paracuru foi o que apresentou a menor declividade em comparação aos outros recifes, isso pode ter favorecido na maior porcentagem de areia sobre este recife, e como consequência, uma pequena redução na riqueza de espécies e diversidade de Shannon. Segundo Furnas (2003) a areia sobre o recife devido ser facilmente transportada pelas ondas e correntes marítimas, não fornece um substrato sólido para fixação dos esporos e larvas dos organismos bentônicos. O recife de Meireles foi o mais heterogêneo na superfície do substrato em comparação com os outros recifes (ver dados de topografia); e foi o recife com menor riqueza de espécies e diversidade de Shannon. Estes resultados corroboram a segunda hipótese formulada que existem diferenças nas declividade e nas distâncias verticais entre os recifes. Desta forma, existem muitas variáveis que podem estar influenciando as comunidades bentônicas entre os diferentes recifes, além da topografia, a composição sedimentar dos recifes é algo que estudos futuros precisam identificar.

5.2 Relação entre o índice relativo de pressão ambiental (REPI) e a riqueza de espécies, diversidade de Shannon e equitabilidade de Pielou nos recifes de arenito tropicais

Neste estudo nos recifes costeiros da costa oeste do Ceará, Brasil (Sudoeste Atlântico Tropical) foi identificado, pela primeira vez, uma relação negativa significativa entre o índice relativo de pressão ambiental (REPI) e a riqueza de espécies. De forma oposta, Oigman-Pszczol e Creed (2011) em seu estudo em costões rochosos no infralitoral não haviam encontrado relação significativa entre o indicador relativo de pressão ambiental e os descritores das comunidades (riqueza, diversidade e equitabilidade). Esta diferença nos resultados pode ser devido ao nosso estudo ter sido realizado na zona entremarés, e conseqüentemente numa área mais exposta aos impactos antropogênicos, assim como mais exposta também a vários fatores estressantes (Tabela 1). Apenas a riqueza de espécies teve relação negativa com o aumento da pressão antrópica. Este resultado corrobora em parte a quarta hipótese do trabalho, que a medida que aumenta o valor de REPI diminui o valor da riqueza de espécies. O índice de Shannon-Wiener (H') e o de Pielou (J) não mostraram relação significativa com o REPI. Este resultado observado refuta uma parte da quarta hipótese formulada. Isto pode ter ocorrido porque o impacto antrópico afetou primeiro a riqueza. Estudos anteriores encontraram resultados semelhantes para a equitabilidade e riqueza nas comunidades bentônicas para outros tipos de ambientes (JOHNSTON; ROBERTS, 2009; SCHERNER *et al*, 2013). A pressão antrópica atua eliminando totalmente as espécies mais vulneráveis do ecossistema tropical, diminuindo a abundância da população até o desaparecimento das espécies. Portanto, a abundância e a riqueza de espécies devem ser os indicadores mais sensíveis ao impacto. Foi identificada uma redução na riqueza de espécies, mas a abundância relativa entre as espécies eram proporcionais ou semelhantes, tendo como consequência o aumento da equitabilidade. Isso explica a ausência de relação significativa entre o REPI e os índices de Shannon-Wiener e Pielou. Por exemplo, no recife de Meireles em Fortaleza (a área com o maior valor de REPI), a riqueza de espécies foi menor. Porém a equitabilidade foi alta e maior que os outros recifes, com as poucas espécies presentes apresentando proporção entre as abundâncias relativas similares. Scherner *et al.* (2013), destacaram em seu estudo que a relação entre os aspectos da urbanização e os índices ecológicos foi

mais forte e significativa na seguinte ordem crescente: índice de Pielou, índice de Shannon-Wiener e riqueza de espécies. Segundo Wells *et al.* (2007), a diminuição da riqueza de espécies pode demonstrar perda de qualidade ecológica dos ecossistemas. A perda da biodiversidade tem consequências em ampla escala ainda desconhecidas, mas o potencial de recuperação, produtividade e manutenção do ecossistema, assim como a qualidade da água diminuem exponencialmente com o seu declínio (WORM *et al.*, 2006). A zona costeira e seus diversos ambientes apresentam uma grande biodiversidade e fornecem produtos e serviços para a sociedade (KAISER *et al.*, 2005). Portanto, seus distintos ecossistemas são os mais afetados pelo aumento das múltiplas atividades antrópicas nos últimos anos (HALPERN *et al.*, 2015), que às vezes pode ter efeitos irreversíveis.

Identificamos através do REPI que os locais que possuem maiores atividades antrópicas apresentam menor riqueza de espécies. Esse índice considera a qualidade, quantidade e a intensidade das pressões antrópicas. No entanto, também foi importante avaliar as influências das múltiplas e heterogêneas pressões antrópicas de forma separada sobre a riqueza de espécies. Pois a força de atuação de cada pressão antrópica sobre as comunidades bentônicas varia de acordo com sua localização. A separação das pressões antrópicas, que antes estavam agrupadas num único índice, permite identificar os fatores que podem afetar as comunidades bentônicas com maior ou menor intensidade. Halpern *et al.* (2015) informam que em muitos locais se conhece pouco sobre quais estressores humanos estão provocando maiores mudanças nas condições do ecossistema. Os resultados deste estudo mostram uma relação negativa entre as galerias pluviais, quiosques e restaurantes na orla da praia, percentual de área urbana, molhes (estruturas construídas para o controle da erosão costeira) e mercado de peixes com a riqueza de espécies nestes recifes do entremarés. Isto corrobora a quarta hipótese formulada no presente estudo. O uso de REPI permite uma avaliação indireta dos efeitos da poluição, erosão, assoreamento sobre a estrutura das comunidades sésseis.

Devemos destacar que o percentual de área urbana, os esgotos das galerias pluviais e os quiosques e restaurantes na orla da praia atuam simultaneamente para explicar a redução das espécies, pois estas variáveis estão correlacionadas. De acordo com Vieira *et al.* (2011), as galerias pluviais são fontes locais de poluição fecal nas praias na zona costeira de Fortaleza devido a ligações

clandestinas de esgotos. Em muitos lugares, os sistemas de drenagem são usados para despejar resíduos de hotéis, marinas, restaurantes à beira-mar e quiosques de praia, contribuindo para o aumento da poluição em cidades com alta densidade populacional e turísticas (DAVENPORT; DAVENPORT, 2006), tais como Fortaleza. Esta situação é corroborada em pesquisas sobre os impactos antropogênicos em Fortaleza por Buruaem *et al.* (2012), Cavalcante *et al.* (2009; 2012), Nilin *et al.* (2013). Estes estudos recentes mostram que a urbanização não planejada, a falta de saneamento e o crescimento demográfico têm causado a perda da qualidade da água através do aumento dos contaminantes orgânicos, metais pesados e nutrientes.

Muitos estudos relacionaram a perda da riqueza de espécies com os estressores antrópicos e qualidade da água (CROWE *et al.*, 2000; MARTINS *et al.*, 2012; SCHERNER *et al.*, 2013). Segundo Murray *et al.* (1999) existem muitos estudos sobre a relação entre a menor e/ou a perda da riqueza e diversidade com o lançamento direto de efluentes domésticos e industriais. Apesar disso, não temos informações anteriores para os recifes de arenito nas zonas tropicais e nem mesmo com múltiplos fatores de pressões antrópicas. É fato que o aumento de nutrientes na água acarreta na redução da riqueza e da diversidade, pois aumenta a biomassa das espécies oportunistas (BOROWITZKA, 1972; DÍEZ *et al.*, 1999; TEWARI; JOSHI, 1988), o que está se tornando muito comum nas zonas costeiras do mundo (MCGLATHERY, 2001; SHAFFELKE; MELLORS; DUKE, 2005). E por isso o estado ecológico dos ecossistemas aquáticos tem sido frequentemente relacionado às diferenças na abundância entre as espécies perenes e as espécies oportunistas (GUINDA *et al.*, 2008; MARTINS *et al.*, 2012; ORFANIDIS *et al.*, 2001; 2003, SCHERNER *et al.*, 2013) e como consequência da diminuição da abundância das espécies perenes e aumento das poucas espécies oportunistas temos o declínio da biodiversidade (SCHERNER *et al.*, 2013). Em um gradiente crescente de pressão antrópica como em direção a cidade de Fortaleza, espera-se que as espécies mais sensíveis, geralmente as espécies mais especializadas ou K-estrategistas, sejam gradualmente substituídas por espécies tolerantes a poluição e biondicadoras da degradação, tipicamente espécies oportunistas ou r-estrategistas (GUINDA *et al.*, 2008). Entretanto, segundo Ballesteros *et al.* (2007) devemos levar em consideração a história natural e evidências empíricas, pois a resistência à poluição não pode ser explicada apenas pela teoria de seleção r-K (PIANKA, 1970) o que acarretaria em

muitos resultados inexplicáveis. Nossos resultados parecem corroborar essa afirmativa, pois observamos a presença de espécies perenes em todos os recifes e uma elevada abundância de macroalgas clorofíceas bioindicadoras de degradação estavam presentes nos recifes mesmo com baixos valores de REPI.

Segundo Thornber *et al.* (2008) as algas do gênero *Ulva* podem ser boas indicadoras da adição natural ou antropogênica de nitrogênio na água, devido provocar o aumento da sua biomassa (Bloom). Nos recifes de Paracuru e Taíba onde encontramos os menores valores de área urbanizada e do índice relativo de pressão ambiental (REPI) observamos uma maior porcentagem de cobertura das algas *Cladophora* sp., *Ulva fasciata* e *Ulva lactuca* respectivamente. Estudos recentes como o de Martins *et al.* (2012) e Scherner *et al.* (2013) comparando áreas urbanizadas e áreas de referência ou preservadas encontraram maiores percentuais de clorofíceas nos substratos consolidados das áreas próximas aos centros urbanos. Martins *et al.* (2012) ressaltam que a presença ou a alta abundância da *Ulva* sp. em áreas preservadas indica que os distúrbios das atividades humanas e as mudanças na qualidade das águas podem estar ocorrendo em larga escala. Entretanto, em nosso estudo no recife do Meireles que possui o maior valor de área urbanizada e REPI às algas do gênero *Ulva* não estavam presentes. Isto pode ter ocorrido por vários fatores, dentre os quais a composição do substrato do recife no Meireles rico em ferro que pode ter dificultado a sua fixação. Observamos no recife do Meireles a presença de apenas duas macroalgas marinhas a *Chondracanthus acicularis* e a *Pterocladia bartlettii* que possuem ambas pequeno porte ou estrutura fenotípica. Isto corrobora o fato deste recife possuir um alto nível de degradação, pois apresenta um alto percentual de área urbanizada, várias galerias pluviais com desembocadura na orla da praia (muitas servindo para escoamento de esgoto doméstico, através de conexões clandestinas) e restaurantes, assim como dezenas de barracas de praia perto deste recife. Segundo Lobban e Harrison (1994) as macroalgas próximas a desembocaduras de esgotos tendem a mostrar relativamente maior produtividade primária líquida, menor forma de crescimento, e mais simples e curto histórico de vida; muitas são componentes de estágios iniciais de sucessão. Podemos explicar o menor tamanho das algas encontradas com o diagrama de Bayne (1989) em Lobban e Harrison (1994), pois o estresse por contaminantes produz aumento da síntese de proteínas e da demanda de energia para reparo das células, aumentando o metabolismo das algas que acabam com diminuição da

energia para o crescimento e reprodução e por conseguinte reduzindo a estrutura fenotípica.

Outro resultado importante foi a relação negativa entre os molhes e a riqueza de espécies. Paula *et al.* (2013) demonstraram mudanças no equilíbrio sedimentar costeiro na beira mar de Fortaleza. Bezerra *et al.* (2007) enfatizaram que os aspectos da dinâmica costeira não foram avaliados no Porto de Mucuripe (cidade de Fortaleza), e que eles têm gerado impactos observados aproximadamente 20-30 km a oeste desta cidade, incluindo a erosão/assoreamento de praias e, conseqüentemente, dos recifes entremarés. A construção de um molhe resulta em uma mudança no transporte de sedimentos, que ocorre naturalmente na direção leste-oeste e nas áreas protegidas. A corrente de difração induzida pelo molhe gera assoreamento (MAIA *et al.*, 1998).

Os resultados indicam a presença de grande quantidade de sedimentos sobre os recifes, aumentando na direção oeste da costa. Segundo Furnas (2003), os recifes cobertos por sedimentos finos e móveis não fornecem um substrato sólido e estável para o estabelecimento dos esporos das algas, larvas dos corais e estágios juvenis de outros organismos sésseis. Oigman-Pszczol e Creed (2004), em seu estudo em costões rochosos compararam a presença de corais com o percentual de substrato consolidado e inconsolidado. Os autores citados relatam que a maior presença de espaço vazio pode ser devida às elevadas taxas de sedimentação. No entanto, nos recifes de Meireles e Dois Coqueiros o menor percentual de areia sobre os recifes pode ter permitido a permanência do coral *Siderastrea stellata*, principalmente na zona inferior dos recifes devido a menor condição de estresse. Erftemeijer *et al.*, (2012) observaram que a deposição de sedimentos, e os sedimentos em suspensão afetam a estrutura da comunidade do recife de forma diferente, selecionando as espécies mais adaptadas, como o coral *Siderastrea stellata*. O coral *Siderastrea stellata* (uma espécie comumente encontrada) é muito resistente à sedimentação e outros fatores ambientais, incluindo aumento da temperatura e turbidez da água, e é considerado um indicador de estresse antropogênico em recifes tropicais (OIGMAN-PSZCZOL; CREED, 2004). Esta espécie possui grandes pólipos em relação as outras espécies do mesmo gênero (MENEZES *et al.*, 2014) e são menos susceptíveis ao efeito de sedimentos, e pertence a um gênero conhecido por ser capaz de remover ativamente sedimentos (LIRMAN; MANZELLO, 2008). No entanto, cobertura por períodos mais longos

(semanas e meses) é letal para praticamente todas as espécies (ERFTEMEIJER *et al.*, 2012; LINS DE BARROS; PIRES, 2006). Desta forma, a quantidade de sedimentos e o tempo que as colônias de corais adultos estão expostos vão atuar em conjunto na seleção das espécies sobreviventes. Por exemplo, os recifes costeiros da Ásia estão experimentando deterioração generalizada, em grande parte como resultado de assoreamento causado por distúrbio humano (FORTES, 2001).

No recife de Paracuru a maior presença de areia sobre o recife pode ter favorecido, as espécies de *Sargassum* nas zonas inferiores, devido o seu maior tamanho isso pode ter evitado serem cobertas pela sedimentação. Segundo Lobann e Harrison (1994) a movimentação da água envolve o movimento do sedimento e este é deletério para as algas, sendo algumas espécies tolerantes ao enterro e outras possuem vantagem competitiva em locais sob estresse de sedimentos. Neste caso, o maior tamanho pode ter proporcionado uma vantagem competitiva às espécies de *Sargassum*.

Apesar da sua importância ecológica, é escasso o conhecimento científico da influência da variação entremarés e dos impactos ambientais sobre as comunidades bentônicas nos recifes de arenito tropicais. Os poucos estudos publicados sobre a costa do Atlântico Sudoeste Tropical foram realizados em algas coralinas ou recifes de coral e na parte ocidental (FRANCINI FILHO *et al.*, 2013; LEÃO *et al.*, 2003; LEÃO *et al.*, 2010) e muitos trabalhos focam no estudo de populações.

De acordo com Murray *et al.* (1999), a associação entre a perda de riqueza de espécies e a poluição por lançamento de efluentes domésticos e industriais é bem estabelecida na literatura. Os resultados aqui apresentados não foram demonstrados em ecossistemas de recifes dos trópicos, assim como não havia sido considerado as várias pressões antropogênicas reunidas em um índice. Johnston e Roberts (2009) observaram que estudo sobre o impacto antropogênico na diversidade bentônica dos recifes são escassos, apesar dos recifes serem submetidos a uma variedade de pressões antropogênicas. Elucidar os fatores que influenciam negativamente a estrutura da comunidade bentônica desses recifes é essencial para programas de monitoramento e evitar possíveis impactos antrópicos sobre esse ecossistema.

6 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Foram identificadas diferenças na composição e abundância da comunidade bentônica entre os recifes e entre as zonas inferior, intermediária e superior. Os recifes de arenito do entremarés da costa oeste do Ceará apresentam uma zonação, nas zonas superiores encontramos maiores abundâncias das algas verdes e nas zonas inferiores as algas vermelhas e pardas foram dominantes. Existe um aumento da riqueza de espécies e diversidade de Shannon-Wiener, assim como aumenta o percentual de substrato inconsolidado a medida que aumenta a distância da cidade de Fortaleza no sentido oeste da costa do Ceará. Foi observado uma relação negativa significativa entre o REPI e a riqueza de espécies. Em áreas com maiores atividades antrópicas mensuradas através do índice relativo de pressão ambiental foram observados menores valores de riqueza de espécies.

Nosso estudo contribui para o conhecimento dos padrões de distribuição das comunidades bentônicas nesta região pouco conhecida da costa Atlântico Sudoeste Tropical. A hipótese de Roberts *et al.* (2002), relata que as áreas de maior riqueza de espécies, tais como recifes tropicais, estão sob maior ameaça das atividades antropogênicas. Portanto, foi observado no nosso estudo que os recifes de arenito do entremarés, já estão sendo impactados pelas múltiplas pressões humanas. Desta forma, ressalta-se que futuros estudos sobre vários impactos antropogênicos sobre as comunidades biológicas devem usar múltiplos indicadores, para posteriormente identificar quais são os fatores que têm maior impacto sobre a biodiversidade marinha tropical e local. O índice (REPI) utilizado neste trabalho podem ser testados em muitos recifes entre-marés em todo o mundo, especialmente em áreas tropicais.

É importante monitorar como os ecossistemas tropicais respondem, e, possivelmente, se adaptam a um ambiente em mudança, quando diversos fatores estão agindo simultaneamente. Portanto, são necessários estudos sobre a resiliência das comunidades dos recifes de arenito entre-marés e os efeitos das pressões antropogênicas para a gestão e adoção de políticas de conservação. Os resultados deste estudo destacam a necessidade de um melhor planejamento de infra-estruturas e monitoramento rigoroso, uma vez que a grande influência das múltiplas pressões humanas em recifes tropicais está levando a perdas da biodiversidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SABER, A. N. **Painel das interferências antrópicas na fachada atlântica do Brasil – Litoral e Retroterra imediata**. II Simpósio de ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira: estrutura, função e manejo. Águas de Lindóia, SP. vol. 4. 06 a 11 de abril de 1990.
- ALBERTI, M.; BOOTH, D.; HILL, K.; COBURN, B.; AVOLIO, C.; COE, S.; SPIRANDELLI, D. The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: An empirical analysis in Puget lowland sub-basins. **Landscape and Urban Planning**, 80, 345-361. 2007.
- ALFARO, A. C. Effects of mangrove removal on benthic communities and sediment characteristics at Mangawhai Harbour, northern New Zealand. **ICES Journal of Marine Science**, 67, 1087-1104. 2010.
- BARROS, K. V. S.; ROCHA-BARREIRA, C. A. Responses of the molluscan fauna to environmental variations in a *Halodule wrightii* Ascherson ecosystem from Northeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências (Impresso)**, 85, 187-200, 2013.
- BARROS, K. V. S.; ROCHA-BARREIRA, C. A. Influence of environmental factors on a *Halodule wrightii* Ascherson meadow in northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology (Impresso)**, 18, 31-41, 2014.
- BEZERRA, M.O., PINHEIRO, L., MORAIS, J.O. Shoreline changes of the mucuripe harbour zones (Fortaleza-Ceará, Northeast of Brazil). **Journal of Coastal Research**, 50, 1163-1167. 2007.
- BOROWITZKA, M. A. Intertidal algae species diversity and the effects of pollution. **Australian Journal Marine and Freshwater Research**, 23, 73-84. 1972.
- BRYANT, D.G.; BURKE, L.; MCMANUS, J.; SPALDING, M. **Reefs at risk: a map-based indicator of threats to the world's coral reefs**. World Resources Institute, Washington DC. 56p. 1998.
Disponível em: <https://archive.org/details/reefsatriskmapba98brya>
- BRAY, J.R.; CURTIS, J.T. An ordination of the upland forest communities in southern Wisconsin. **Ecological Monographs**, (27), 325-349, 1957
- BURUAEM, L. M.; HORTELLANI, M. A.; SARKIS, J. E.; COSTA-LOTUFO, L. V.; ABESSA, D. M. S. Contamination of port zone sediments by metals from Large Marine Ecosystems of Brazil. **Marine Pollution Bulletin**. 64, 3, 479-488. 2012.
- CASTRO, H. M. P.; VIEIRA, R. H. S. F.; TORRES, R. C. O. Bathing quality of marine waters and related waterborne diseases: a diagnosis of Fortaleza county beach, Ceará State, Brazil. **Arquivos Ciências do Mar**, 35, 119-124. 2002.
- CAVALCANTE, R. M.; SOUSA, F. W.; NASCIMENTO, R. F.; SILVEIRA, E. R.; FREIRE, G. S. The impact of urbanization on tropical mangroves (Fortaleza, Brazil):

Evidence from PAH distribution in sediments. **Journal of Environmental Management**, 91(2), 328-335. 2009.

CAVALCANTE, R. M.; SOUSA, F. W.; NASCIMENTO, R. F.; SILVEIRA, E. R.; VIANA, R. B. Influence of urban activities on polycyclic aromatic hydrocarbons in precipitation: Distribution, sources and depositional flux in a developing metropolis, Fortaleza, Brazil. **Science of the total environment**, 414(1), 287-292. 2012.

CONNELL, S. D.; RUSSELL, B. D.; TURNER, D. J.; SHEPHERD, S. A.; KILDEA, T.; MILLER, D.; AIROLDI, L.; CHESHIRE, A. 2008. Recovering a lost baseline: missing kelp forests from a metropolitan coast. **Marine Ecology Progress Series**, 360, 63-72.

COSTA, F. M. P. **Instabilidade em arribas costeiras**. Mestrado Integrado em Engenharia Civil -2011/2012- Departamento de Engenharia Civil, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, Portugal, 78p. 2012.

COUTINHO, R. Bentos de costões rochosos. In: **Biologia Marinha**. R.C. Pereira & A. Soares-Gomes (Org.). Rio de Janeiro: Editora Interciência. 2002.

CROWE, T. P.; THOMPSON, R. C.; BRAY, S.; HAWKINS, S. J. Impacts of anthropogenic stress on rocky intertidal communities. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**, 7, 273-297. 2000.

CZECH, B. **Urbanization as a threat to biodiversity: trophic theory, economic geography, and implications for conservation land acquisition**. Proceedings of a Symposium at the Society for Conservation Biology. 2004. Annual Meetin. In: Bengston, David N., tech. ed. 2005. Policies for managing urban growth and landscape change: a key to conservation in the 21st Century. Gen. Tech. Rep. NC-265. St. Paul, MN: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station. 51 p.

DAVENPORT, J.; DAVENPORT, J. L. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: A review. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 67, 280-292. 2006.

DIAS, F. J. S.; CASTRO, B. M.; LACERDA, L. D. Continental shelf water masses off the Jaguaribe River (4S), northeastern Brazil. **Continental Shelf Research**, 66, 123-135. 2013.

DÍEZ, I.; SECILLA, A.; SANTOLARIA, A.; GOROSTIAGA, J. M. Phytobenthic intertidal community structure along an environmental pollution gradient. **Marine Pollution Bulletin**, 38, 463-472. 1999.

EINAV, R.; BRECKLE, S.; BEER, S. Ecophysiological adaptation strategies of some intertidal marine macroalgae of the Israeli Mediterranean coast. **Marine Ecology Progress Series**, 125, 219-228. 1995.

ERFTEMEIJER, P. L. A.; RIEGL, B.; HOEKSEMA, B. W.; TODD, P. A. Environmental impacts of dredging and other sediment disturbances on corals: A review. **Marine Pollution Bulletin**, 64, 1737-1765. 2012.

FAIRWEATHER, P. G. Sewage and the biota on seashores: assessment of impact in relation to natural variability. **Environmental Monitoring and Assessment**, 14, 197-210. 1990.

FORTES, M. **The effects of siltation on tropical coastal ecosystems**. E. Wolanski (Ed.), *Oceanographic Processes of Coral Reefs: Physical and Biological Links in the Great Barrier Reef*, CRC Press, Boca Raton, 93–112. 2001.

FRANCINI-FILHO, R. B., CONI, E.O.C., MEIRELLES, P.M., AMADO-FILHO, G.M., THOMPSON, F.L., PEREIRA-FILHO, G.H. Dynamics of Coral Reef Benthic Assemblages of the Abrolhos Bank, Eastern Brazil: Inferences on Natural and Anthropogenic Drivers. **PLOS ONE**, 8, e54260. 2013.
doi:10.1371/journal.pone.0054260

FLOETER, S. R.; KROHLING, W.; GASPARINI, J. L.; FERREIRA, C. E. L.; ZALMON, I. Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. **Environmental Biology of Fishes**, 78, 147-160. 2007.

FOX, J.; SANFORD, W. *An {R} Companion to Applied Regression*, Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage. 2013. Available at:
<http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>

FURNAS, M. J. **Catchments and Corals: Terrestrial Runoff to the Great Barrier Reef**. Australian Institute of Marine Science, CRC Reef. Townsville, Australia. 334 p. 2003. Disponível em: <http://epubs.aims.gov.au/handle/11068/6477>

GARMANY, J. Situating Fortaleza: Urban space and uneven development in northeastern Brazil. **Cities**, 28(1), 45-52. 2011.

GODINHO, W. O.; LOTUFO, T. M. C. Local v. microhabitat influences on the fish fauna of tidal pools in north-east Brazil. **Journal of Fish Biology**, 76, 487-501, 2010.

GOODSELL, P. J.; UNDERWOOD, A. J.; CHAPMAN, M. G. Evidence necessary for taxa to be reliable indicators of environmental conditions or impacts. **Marine Pollution Bulletin**, 58, 323–331. 2009.

GOROSTIAGA, J. M.; DÍEZ, I. Changes in the sublittoral benthic marine macroalgae in the polluted area of Abra de Bilbao and proximalcoast (Northern Spain). **Marine Ecology Progress Series**. 130, 157-167. 1996.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de estatística em ecologia**. Artmed. Porto Alegre, 528p. 2011.

GUICHARD, F.; BOURGET, E.; ROBERT, J. L. Scaling the influence of topography heterogeneity on intertidal benthic communities: alternate trajectories mediated by hydrodynamics and shading. **Marine Ecology Progress Series**, 217, 27-41. 2001.

GUINDA, X.; JUANES, J. A.; PUENTE, A.; REVILLA, J. A. Comparison of two methods for quality assessment of macroalgae assemblages, under different pollution types. **Ecological Indicators**, 8, 743-753. 2008.

HALPERN, B. S.; SELKOE, K. A.; MICHELI, F.; KAPPEL, C. V. Evaluating and Ranking the Vulnerability of Global Marine Ecosystems to Anthropogenic Threats. **Conservation Biology**, 21, 1301–1315. 2007.
doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00752.x

HALPERN, B. S.; LONGO, C.; HARDY, D.; MCLEOD, K. L.; SAMHOURI, J. F.; KATONA, S. K.; KLEISNER, K.; LESTER, S. E.; O'LEARY, J.; RANELLETTI, M.; ROSENBERG, A. A.; SCARBOROUGH, C.; SELIG, E. R.; BEST, B. D.; BRUMBAUGH, D. R.; CHAPIN, F. S.; CROWDER, L. B.; DALY, K. L.; DONEY, S. C.; ELFES, C.; FOGARTY, M. J.; GAINES, S. D.; JACOBSEN, K. I.; KARRER, L. B.; LESLIE, H. M.; NEELEY, E.; PAULY, D.; POLASKY, S.; RIS, B.; MARTIN, K.; STONE, G. S.; SUMAILA, U. R.; ZELLER, D. An index to assess the health and benefits of the global ocean. **Nature**, 488, 615-622. 2012.

HALPERN, B. S.; FRAZIER, M.; POTAPENKO, J.; CASEY, K. S.; KOENIG, K.; LONGO, C.; LOWNDES, J. S.; ROCKWOOD, R. C.; SELIG, E. R.; SELKOE, K. A.; WALBRIDGE, S. Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. **Nature communications**, 6, 7615. 2015. doi:10.1038/ncomms8615

HERKÜL, K.; KOTTA, J.; KUTSER, T.; VAHTMÄE, E. Relating Remotely Sensed Optical Variability to Marine Benthic Biodiversity. **PLOS ONE**, 8(2): e55624. 2013.
doi:10.1371/journal.pone.0055624

HIXON, M. A.; BEETS, J. P. Predation, prey refuges, and the structure of coral-reef fish assemblages. **Ecological Monographs**, 63: 77-10. 1993.

HOLZINGER, A.; HERBURGER, K.; KAPLAN, F.; LEWIS, L. A. Desiccation tolerance in the chlorophyte green alga *Ulva compressa*: does cell wall architecture contribute to ecological success? *Planta*, 242: 477–492. 2015.
DOI 10.1007/s00425-015-2292-6

JOHNSTON, E. L.; ROBERTS, D. A. Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: a review and meta-analysis. **Environmental pollution**, 157, 1745-1752. 2009.

KAISER, M. J.; ATTRILL, M. J.; JENNINGS, S.; THOMAS, D. N.; BARNES, D. K. A.; BRIERLEY, A. S.; POLUNIN, N. V. C.; RAFAELLI, D. G.; WILLIAMS, P. J. LE B. **Marine Ecology: Processes, systems, and impacts**. 1st ed. (First published). Oxford University Press. 557 pp. 2005.

KINGSFORD, M. J.; UNDERWOOD, A. J.; KENNELLY, S. L. Humans as predators on rocky reefs in New South Wales, Australia. **Marine Ecology Progress Series**, 72, 1-14. 1991.

LEVINTON, J. S. **Marine Biology: Function, Biodiversity, Ecology**. 3rd ed. Oxford University Press. 588 pp. 2009.

LINS DE BARROS, M. M.; PIRES, D. O. Colony size-frequency distributions among different populations of the scleractinian coral *Siderastrea stellata* in Southwestern Atlantic: implications for life history patterns. **Brazilian Journal of Oceanography**, 54 (4), 213-223. 2006.

LIRMAN, D.; MANZELLO, D. Patterns of resistance and resilience of the stress tolerant coral *Siderastrea radians* to sub-optimal salinity and sediment burial. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 369, 72-77. 2009.

LOBBAN, C. S.; HARRISON, P. J. **Seaweed Ecology and Physiology**. Cambridge University Press. 366 p. 1994.

LUCKHURST, B. E.; LUCKHURST, K. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. **Marine Biology**, 49, 317-323. 1978.

MAIA, L. P. **Processo costeros y balance sedimentario ao lo largo de Fortaleza (NE-Brasil): implicaciones para uma gestão adequada de la zona litoral**. Tese (Doutorado). Universidade de Barcelona-Espanha, 269 p. 1998.

MACARTHUR, R. H.; MACARTHUR, J. W. On bird species diversity. **Ecology**, 42: 594-598. 1961.

MARCHESE, C. Biodiversity hotspots: A shortcut for a more complicated concept. **Global Ecology and Conservation**, 3, 297–309. 2015.
doi:10.1016/j.gecco.2014.12.008

MARQUES, J. R. **Meio ambiente urbano**. Rio de Janeiro; Editora Forense, 2^a edição. 235p. 2010.

MARINS, B. V.; BRASILEIRO, P. S.; BARRETO, M. B. B.; NUNES, J. M. C.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y.; AMADO FILHO, G. M. Subtidal benthic marine algae of the Todos os Santos Bay, Bahia State, Brazil. **Oecologia Brasiliensis**, 12, 229-242. 2008.

MARTINS, I. X.; MATTHEWS-CASCON, H. Density and distribution of Chiridota rotifera (Pourtales, 1851) (Echinodermata: Holothuroidea: Chiridotidae) on Pacheco beach, Ceará state. **Arquivos de Ciências do Mar**, 43, 27-31, 2010.

MARTINS, C. D. L.; ARANTES, N.; FAVERI, C.; BATISTA, M. B.; OLIVEIRA, E. C.; PAGLIOSA, P. R.; FONSECA, A. L.; NUNES, J. M. C.; CHOW, F.; PEREIRA, S. B.; HORTA, P. A. The impact of coastal urbanization on the structure of phytobenthic communities in southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 64, 772–778. 2012.

MATTHEWS-CASCON, H.; LOTUFO, T. M. C. (Org). **Biota marinha da costa oeste do Ceará**. 1ª Ed. Brasília: Ministério do meio ambiente (M. M. A). v.1. 248p. 2006.

MELO, M. T. D.; SAKER-SAMPAIO, S.; VIEIRA, R. H. F. S. Avaliação da poluição orgânica no estuário do Rio Ceará (Fortaleza, Brasil). **Caatinga**, 7: 207-219. 1990.

MENEZES, N.; NEVES, E.; KIKUCHI, R. K. P.; JOHNSON, R. Morphological variation in the Atlantic genus *Siderastrea* (Anthozoa, Scleractinia). **Papéis Avulsos de Zoologia**, 54, 199-208. 2014.

MCGLATHERY, K. J. Macroalgal blooms contribute to the decline of seagrass in nutrient-enriched coastal water. **Journal of Phycology**, 37, 453-456. 2001.

McKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, 127: 247 –260. 2006.

MIRON, G.; BOURGET, E.; ARCHAMBAULT, P. Scale of observation and distribution of adult conspecifics: Their influence in assessing passive and active settlement mechanisms in the barnacle *Balanus crenatus*. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 201: 137-158. 1996.

MORA, C.; FRAZIER, A. G.; TONG, E. J.; LONGMAN, R. J.; KAISER, L. R.; DACKS, R. S.; WALTON, M. M.; FERNANDEZ-SILVA, I.; STENDER, Y. O.; ANDERSON, J. M.; SANCHEZ, J. J.; AMBROSINO, C. M.; GIUSEFFI, L. M.; GIAMBELLUCA, T. W. The projected timing of climate departure from recent variability. **Nature**, 502, 183-187. 2013.

MORA, C.; ROLLO, A.; AMARO, T.; BACO, A. R.; BILLET, D.; BOPP, L.; CHEN, Q.; COLLIER, M.; DANOVARO, R.; GOODAY, A. J.; GRUPE, B. M.; HALLORAN, P. R.; INGELS, J.; JONES, D. O. B.; LEVIN, L. A.; NAKANO, H.; NORLING, K.; RAMIREZ-LLODRA, E.; RUHL, H. A.; SMITH, C. R.; SWEETMAN, A. K.; THURBER, A. R.; TJIPUTRA, J. F.; USSEGLIO, P.; WATLING, L.; WEI, C. L.; WU, T.; YASUHARA, M. Biotic and human vulnerability to projected changes in ocean biogeochemistry over the 21st century. **Plos Biology**, 11: e1001682. 2013.

MORAES, J. O.; SÁ-FREIRE, G. S.; PINHEIRO, L. S.; SOUZA, M. J. N.; CARVALHO, A. M.; PESSOA, P. R. S.; OLIVEIRA, S. H. M. Ceará. In: Ministério do Meio Ambiente, MMA/Brasília. Programa de Geologia e Geofísica Marinha - PGGM (eds). **Erosão e Progradação do litoral brasileiro**. Dieter Muehe (organizador). Brasília, 131-154 p. 2006. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/publicacoes/gestao-territorial/category/80-gestao-costeira-g-erosao-e-progradacao>

MORAIS, J. O.; IRION, G. F.; PINHEIRO, L. S.; KASBOHM, J. Preliminary results on Holocene sea-level changes on Ceará coast-Brazil. **Journal of Coastal Research**. 56, 646–649. 2009.

MURRAY, S. N.; DENIS, T. G.; KIDO, J. S.; SMITH, J. R. Human visitation and the frequency and potential effects of collecting on rocky intertidal populations in southern California marine reserves. **CalCOFI Report**, 40, 100-106. 1999.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de ecologia**. Tradução da 5ª edição norte americana. CENGAGE Learning Edições Ltda. 612p. 2007.

OIGMAN-PSZCZOL, S. S.; CREED, J. C. Quantification and classification of marine litter on beaches along Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of Coastal Research**, 23(2), 421-428. 2007.

OIGMAN-PSZCZOL, S. S.; CREED, J. C. Can patterns in benthic communities be explained by an environmental pressure index? **Marine Pollution Bulletin**, 62, 2181-2189. 2011.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; WAGNER, H. **vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-10**. 2013. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>, <http://www.cran.r-project.org>.

OLIVEIRA, J. P.; SOUSA-PINTO, I.; WEBER, G. M.; BERTOCCHI, I. Urban vs. extra-urban environments: Scales of variation of intertidal benthic assemblages in north Portugal. **Marine Environmental Research**, 97, 48-57. 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.02.005>

ORFANIDIS, S.; PANAYOTIDIS, P.; STAMATIS, N. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model Mediterranean. **Marine Science**, 2/2, 45-65. 2001.

ORFANIDIS, S.; PANAYOTIDIS, P.; STAMATIS, N. An insight to the ecological evaluation index (EEI). **Ecological Indicators**, 3, 27-33. 2003.

PALUMBI, S. R.; BARSHIS, D. J.; TRAYLOR-KNOWLES, N.; BAY, R. A. Mechanisms of reef coral resistance to future climate change. **Science**, 23, 895-898. 2014. doi:10.1126/science.1251336

PAULA, D. P.; DIAS, J. M. A.; FERREIRA, O.; MORAIS, J. O. High-rise development of the sea-front at Fortaleza (Brazil): Perspectives on its valuation and consequences. **Ocean & Coastal Management**, 77, 14-23. 2013.

PECH, D.; ARDISSON, P.-L.; BOURGET, E. Settlement of a Tropical Marine Epibenthic Assemblage on Artificial Panels: Influence of Substratum Heterogeneity and Complexity Scales. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. 55,743–750. 2002. doi:10.1006/ecss.2001.0933

PIANKA, E. R. On r- and K- selection. **The American Naturalist**, 104, 592-597. 1970.

PIELOU, E. C. **Ecological diversity**. John Wiley, New York. 1975.

PRIDMORE, R. D.; THRUSH, S. F.; HEWITT, J. E.; ROPER, D.S. 1990. Macrobenthic community composition of six intertidal sandflats in Manukau Harbour,

New Zealand. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, 24:1, 81-96. DOI:10.1080/00288330.1990.9516404

RABELO, E. F.; SOARES, M. O.; MATTHEWS-CASCON, H. Competitive interactions among zoanths (Cnidaria: Zoanthidae) in an intertidal zone of Northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography (Impresso)**, 61, 35-42, 2013.

RABELO, E. F.; SOARES, M. O.; BEZERRA, L. E. A.; MATTHEWS-CASCON, H. Distribution pattern of zoanths (Cnidaria: Zoantharia) on a tropical reef. **Marine Biology Research (Online)**, 11, 1–9. 2015.

ROBERTS, C. M.; MCCLEAN, C. J.; VERON, J. E. N.; HAWKINS, J. P.; ALLEN, G. R.; MCALLISTER, D. E.; MITTERMEIER, C. G.; SCHUELER, F. W.; SPALDING, M.; WELLS, F.; VYNNE, C. V.; WERNER, T. B. Marine Biodiversity Hotspots and Conservation Priorities for Tropical Reefs. **Science**, 295, 1280-1284. 2002. doi: 10.1126/science.1067728.

ROBERTS, D.W. Ordination and multivariate analysis for ecology. 2013. Available at: <http://ecology.msu.montana.edu/labdsv/R>.

ROMERO, M. A.; BRUNA, G. C. **Metrópoles e o desafio urbano frente ao meio ambiente**. São Paulo: Editora Edgar Blucher Ltda, (Série Sustentabilidade; v.6. / José Goldemberg, coordenador). 75p. 2010.

ROSA FILHO, J. S.; ALMEIDA, M. F.; AVIZ, D. E. Spatial and temporal changes in the benthicfauna of a macrotidal Amazon sandy beach, Ajuruteua, Brazil. **Journal of Coastal Research**, SI 56 (Proceedings of the 10th International Coastal Symposium), pg – pg. Lisboa, Portugal, ISBN. 2009.

SCHAFFELKE, B.; MELLORS, J.; DUKE, N. C. Water quality in the Great Barrier Reef region: responses of mangrove, seagrass and macroalgal communities. **Marine Pollution Bulletin**, 51, 279-296. 2005.

SCHERNER, F.; HORTA, P. A.; DE OLIVEIRA, E. C.; SIMONASSI, J. C.; HALL-SPENCER, J. M.; CHOW, F.; NUNES, J. M. C.; PEREIRA, S. M. B. Coastal urbanization leads to remarkable seaweed species loss and community shifts along the SW Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, 76, 106-115. 2013.

SCHIMIEGELOW, J. M. M. **O planeta azul: Uma introdução às ciências marinhas**. Rio de Janeiro: Interciência. 2004.

SCHNECK, F.; SCHARZBOLD, A.; MELO, A. Substrates roughness affects stream benthic algal diversity, assemblage composition and nestedness. **Journal of the North American Benthological Society**, 30: 1049-1056. 2011.

SCHNECK, F. **Efeitos da rugosidade de substratos, distúrbios físicos e organismos pastejadores na estruturação de assembleias de algas bênticas e na biomassa perifítica em um riacho subtropical: uma abordagem experimental**. Tese (Doutorado em Ecologia). Instituto de

Biociências – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 124f. 2012.

SHANNON, C.E.; WEAVER, W. **The Mathematical Theory of communication**. University of Illinois Press, Urbana. 1949.

SELIG, E. R.; TURNER, W. R.; TROËNG, S.; WALLACE, B. P.; HALPERN, B. S.; KASCHNER, K.; LASCELLES, B. G.; CARPENTER, K. E.; MITTERMEIER, R. A. Global Priorities for Marine Biodiversity Conservation. **PLoS ONE**, 9(1), e82898. 2014. doi:10.1371/journal.pone.0082898

SEMACE/LABOMAR. **Zoneamento ecológico e econômico (ZEE) da zona costeira do Estado do Ceará: Mapeamento da unidades geoambientais da zona costeira do Estado do Ceará** (coordenação do programa ZEE: Luís Parente Maia e Maria Dias Cavalcante). Fortaleza, 226p. 2005.

SILVA, A. M.; VIEIRA, R. H. S. F.; MENEZES, F. G. R.; FONTELES-FILHO, A. A.; TORRES, R. C. O.; SANT'ANNA, E. S. Bacteria of fecal origin in mangrove oysters (*Crassostrea rhizophorae*) in the Cocó River estuary, Ceará State, Brazil. **Brazilian Journal of Microbiology**, 34:126-130. 2003.

SILVA, P. R. F. G.; MEIRELES, A. J. A.; PEREIRA, J. S. Diagnosis of the water quality in the Papicu/Maceió hydrological system at Fortaleza, Ceará State, Brazil. **Arquivos Ciências do Mar**, 44(3): 81-86. 2011.

SKEAT, A.; SMITH, A.; BALDWIN, J.; ROBINSON, M.; MCGINNITY, P.; NANKIVEL, B. Planning, environmental impact management and compliance on the Great Barrier Reef. Great Barrier Reef Marine Park Authority. In: Kasim Moosa, M.K., Soemodihardjo, S., Nontji, A., Soegiarto, A., Romimohtarto, K., Suharsono, S.a. (Eds.), Proc. 9th International Coral Reef Symposium, Bali, Indonesia, pp. 723–727. 2000.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. The comparison of dendrograms by objective methods. **Taxon**, Berlin, 11(1), 30-40, 1962.

SOARES, M. O.; RABELO, E. F.; MATTHEWS-CASCON, H. Intertidal Anthozoans from the coast of Ceará (Brazil). **Revista Brasileira de Biociências** (Online), 9, 437-443, 2011.

SOUZA, P. H. G. O. **Dinâmica ambiental e transformações socioespaciais da orla marítima de Paracuru – Ceará**. Dissertação (Mestrado Acadêmico em Geografia) – Universidade Estadual do Ceará, Centro de Ciências e Tecnologia. Fortaleza, 113p. 2007.

SPALDING, M. D.; RAVILIOUS, C.; GREEN, E. P. **World Atlas of Coral Reefs**. University of California Press, Berkeley. 432 p. 2001. Disponível em: <https://archive.org/details/worldatlasofcora01spal>
<https://ia800301.us.archive.org/19/items/worldatlasofcora01spal/worldatlasofcora01spal.pdf>

SPALDING, M.D.; FOX, H.E.; ALLEN, G.R.; DAVIDSON, N.; FERDAÑA, Z.A.; FINLAYSON, M.; HALPERN, B.S.; JORGE, M.A.; LOMBANA, A.; LOURIE, S.A.; MARTIN, K.D.; MCMANUS, E.; MOLNAR, J.; RECCHIA, C.A.; ROBERTSON, J. Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. **BioScience**, 57 (7): 573-583. 2007. doi:10.1641/B570707

TANIGUCHI, H.; TOKESHI, M. Effects of habitat complexity on benthic assemblages in a variable environment. **Freshwater Biology**, 49: 1164–1178. 2004.

TEWARI, A.; JOSHI, H. V. Effect of domestic sewage and industrial effluents on biomass and species diversity of seaweeds. **Botanica Marina**, 31, 389-397. 1988.

TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBÖRGER, K.; WICHMANN, M. C.; SCHWAGER, M.; JELTSH, F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, 31, 79-92. 2004.

THOMPSON, R. C.; CROWE, T. P.; HAWKINS, S. J. Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. **Environmental Conservation**, 29 (2): 168–191. 2002.

THORNBER, C. S.; DIMILLA, PETER.; NIXON, S. W.; MCKINNEY, R. A. Natural and anthropogenic nitrogen uptake by bloom-forming macroalgae. **Marine Pollution Bulletin**, 56, 261–269. 2008.

TITTENSOR, D.; MORA, C.; JETZ, W.; LOTZE, H. K.; RICARD, D.; BERGHE E. V.; WORM, B. Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. **Nature**, 466, 1098-1101. 2010.

TRIOLA, M.F. Introdução à estatística. ITC editora, 9ª edição. 682p. 2005.

UNDERWOOD, A. J. Structure of a rocky intertidal community in New South Wales: Patterns of vertical distribution and seasonal changes. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 51(1), 57-85. 1981.

VALENTIN, J. L. **Agrupamento e Ordenação**. In: PERES-NETO, P.R.; VALENTIN, J. L.; FEMANDES, F.A.S. (Eds). Tópicos em Tratamento de Dados Biológicos. **Oecologia Brasiliensis**, 2: 27-55, 1995.

VERAS, D. R. A; MARTINS, I. X; MATTHEWS-CASCON, H. Mollusks: How are they arranged in the rocky intertidal zone? **Iheringia - Série Zoologia (Online)**, 103, 97-103. 2013.

VIEIRA, R. H. S. F.; DE MENEZES, F. G. R.; COSTA, R. A.; MARINS, R. V.; ABREU, I. M.; FONTELES-FILHO, A. A.; DE SOUSA, O. V. Storm drains as a source of fecal-derived pollution to Fortaleza city's coastal zone. **Arquivos Ciências do Mar**, 44(2), 5-12. 2011.

VIEIRA, R. H. S. F.; FAÇANHA, S. H. F. Parâmetros físico-químicos e pesquisa de coliformes totais, fecais e *Vibrio parahaemolyticus* nas águas do Rio Cocó, Fortaleza – Ceará. **Ciência Agronômica**, 25 (1/2): 24 – 31. 1994.

VILAS BOAS, G. S.; SAMPAIO, F. J.; PEREIRA, A. M. S. The Barreiras Group in the Northeastern coast of the State of Bahia, Brazil: depositional mechanisms and processes. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. 73(3), 417-427. 2001.

VILLAÇA, R. Recifes Biológicos. In: **Biologia Marinha**. R.C. Pereira & A. Soares-Gomes (Org.). Rio de Janeiro: Editora Interciência. 2002.

WALKER, C. H.; HOPKIN, S. P.; SIBLY, R. M.; PEAKALL, D. B. **Principles of Ecotoxicology**, 3rd Edition. CRC Press: Boca Raton, FL. 2006.

WELLS, E.; WILKINSON, M.; WOOD, P.; SCANLAN, C. The use of macroalgal species richness and composition on intertidal rocky seashores in the assessment of ecological quality under the European Water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**, 55, 151–161. 2007.

WILKINSON, C. **Status of coral reefs of the world: 2008**. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia, 296 p. 2008. Disponível em: <http://epubs.aims.gov.au/search>
www.icriforum.org/sites/default/files/GCRMN_Status_Coral_Reefs_2008.pdf

WORM, B.; BARBIER, E. B.; BEAUMONT, N.; DUFFY, J. E.; FOLKE, C.; HALPERN, B. S.; JACKSON, J. B. C.; LOTZE, H. K.; MICHELI, F.; PALUMBI, S. R.; SALA, E.; SELKOE, K. A.; STACHOWICZ, J. J.; WATSON, R. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. **Science**, 314, 787–790. 2006.

ZUQUETTE, L. V.; PEJON, O. J.; COLLARES, J. Q. S. Engineering geological mapping developed in the Fortaleza Metropolitan Region, State of Ceara, Brazil. **Engineering Geology**, 71(3-4), 227-253. 2004.

ANEXO 1.

Quadro para consulta das exsicatas das macroalgas depositadas no herbário da Universidade Federal do Ceará – UFC, Instituto de Ciências do Mar – Labomar.

Espécies	Nº no herbário	Coletor
<i>Acanthophora spicifera</i>	2491 e 2494	Adriana B. Portugal
<i>Caulerpa prolifera</i>	2478	Adriana B. Portugal
<i>Caulerpa racemosa</i>	2481	Adriana B. Portugal
<i>Caulerpa sertularioides</i>	2479 e 2484	Adriana B. Portugal
<i>Centroceras clavulatum</i>	2475	Adriana B. Portugal
<i>Chondracanthus acicularis</i>	2463, 2468 e 2496	Adriana B. Portugal
<i>Cladophoropsis membranacea</i>	2455	Adriana B. Portugal
<i>Cladophora</i> sp.	2452, 2459 e 2480	Adriana B. Portugal
<i>Dictyota menstrualis</i>	2498	Adriana B. Portugal
<i>Gelidiella acerosa</i>	2464 e 2489	Adriana B. Portugal
<i>Gracilaria intermedia</i>	2471, 2487 e 2492	Adriana B. Portugal
<i>Hydropuntia caudata</i>	2470, 2486 e 2493	Adriana B. Portugal
<i>Hypnea musciformes</i>	2465, 2469 e 2490	Adriana B. Portugal
<i>Padina</i> sp.	2497	Adriana B. Portugal
<i>Pteroclatiella bartlettii</i>	2472 e 2488	Adriana B. Portugal
<i>Pteroclatiella caerulea</i>	2462, 2467 e 2495	Adriana B. Portugal
<i>Sargassum</i> sp.	2499	Adriana B. Portugal
<i>Sargassum vulgare</i>	2500	Adriana B. Portugal
<i>Ulva fasciata</i>	2456 e 2458 e 2483	Adriana B. Portugal
<i>Ulva flexuosa</i>	2454, 2460, 2476 e 2482	Adriana B. Portugal
<i>Ulva lactuca</i>	2457 e 2477	Adriana B. Portugal
<i>Ulva rigida</i>	2453	Adriana B. Portugal

ANEXO 2. Fotos

Figura 1. Foto do elemento amostral, quadrado de tubo PVC, para quantificação do percentual de cobertura dos organismos bentônicos.



Foto: Adriana Brizon Portugal

Figura 2. Foto do recife da praia do Meireles em Fortaleza, CE, Brasil.



Foto: Adriana Brizon Portugal

Figura 3. Foto de uma galeria pluvial sobre o recife da praia do Meireles, Fortaleza, CE, Brasil.



Foto: Adriana Brizon Portugal

Figura 4. Foto de lixo acumulado na parte superior do recife da praia do Meireles em Fortaleza, CE, Brasil.



Foto: Adriana Brizon Portugal

Figura 5. Foto do recife da praia de Dois Coqueiros em Caucaia, CE, Brasil.



Foto: Adriana Brizon Portugal

Figura 6. Foto de um quiosque na praia de Dois Coqueiros em Caucaia, CE, Brasil.



Foto: Adriana Brizon Portugal

Figura 7. Foto do recife na praia do Pacheco em Caucaia, CE, Brasil.



Fonte: Adriana Brizon Portugal

Figura 8. Foto de falésia na praia do Pacheco em Caucaia, CE, Brasil.



Foto: Adriana Brizon Portugal

Figura 9. Foto do curral de pesca no recife da praia do Pacheco em Caucaia, CE, Brasil.



Foto: Adriana Brizon Portugal

Figura 10. Foto do recife da praia de Taíba, São Gonçalo do Amarante, CE, Brasil.



Foto: Adriana Brizon Portugal

Figura 11. Foto do curral de pesca no recife da praia de Taíba, São Gonçalo do Amarante, CE, Brasil.



Foto: Adriana Brizon Portugal

Figura 12. Foto de barraca na praia de Taíba, São Gonçalo do Amarante, CE, Brasil.



Foto: Adriana Brizon Portugal

Figura 13. Foto do poliqueta *Phragmatopoma caudata* no recife da praia de Taíba, São Gonçalo do Amarante, CE, Brasil.



Foto: Adriana Brizon Portugal

Figura 14. Foto do recife da praia de Taíba, São Gonçalo do Amarante, CE, Brasil.



Foto: Adriana Brizon Portugal

Figura 15. Foto do cnidário colonial *Protopalythoa variabilis* no recife da praia de Taíba, São Gonçalo do Amarante, CE, Brasil.



Foto: Adriana Brizon Portugal

Figura 16. Foto do molusco *Brachidontes exustus* (manchas escuras) no recife da praia de Taíba, São Gonçalo do Amarante, CE, Brasil.



Foto: Adriana Brizon Portugal

Figura 17. Foto do recife na praia da Pedra Rachada, Paracuru, CE, Brasil.



Foto: Adriana Brizon Portugal

Figura 18. Foto do curral de pesca no recife da praia da Pedra Rachada, Paracuru, CE, Brasil.



Foto: Adriana Brizon Portugal

Figura 19. Foto de um pequeno porto da Petrobras na praia da Pedra Rachada, Paracuru, CE, Brasil.



Foto: Adriana Brizon Portugal

Figura 20. Foto de uma arraia no recife da praia da Pedra Rachada, Paracuru, CE, Brasil.



Foto: Adriana Brizon Portugal

ANEXO 4. Tabela com os dados dos perfis topográficos.

LESTE – MEIRELES

Ponto	DH	DV (Z)	Z (Corr)	Z(Corr_Maré)	Para Correção de Z
P1	0	0	2,864	3,164	2,864 0,3: altura da maré quando o perfil toca na água
P2	1,076	-0,182	2,682	2,982	
P3	4,901	-0,552	2,312	2,612	
P4	6,851	-0,806	2,058	2,358	
P5	7,563	-0,57	2,294	2,594	
P6	9,518	-1,004	1,86	2,16	
P7	11,191	-0,657	2,207	2,507	
P8	12,695	-0,924	1,94	2,24	
P9	13,926	-0,725	2,139	2,439	
P10	15,631	-0,878	1,986	2,286	
P11	18,517	-0,635	2,229	2,529	
P12	21,096	-0,945	1,919	2,219	
P13	22,782	-1,238	1,626	1,926	
P14	24,299	-1,01	1,854	2,154	
P15	26,574	-1,011	1,853	2,153	
P16	27,6	-0,47	2,394	2,694	
P17	28,673	-0,858	2,006	2,306	
P18	31,396	-0,804	2,06	2,36	
P19	33,961	-0,949	1,915	2,215	
P20	37,105	-1,408	1,456	1,756	
P21	40,542	-1,65	1,214	1,514	
P22	42,411	-1,032	1,832	2,132	
P23	43,605	-1,598	1,266	1,566	
P24	45,663	-1,006	1,858	2,158	
P25	46,923	-1,471	1,393	1,693	
P26	50,544	-1,824	1,04	1,34	
P27	53,819	-1,445	1,419	1,719	
P28	55,735	-1,48	1,384	1,684	
P29	56,814	-2,376	0,488	0,788	
P30	59,261	-1,947	0,917	1,217	
P31	64,049	-1,691	1,173	1,473	
P32	65,783	-2,54	0,324	0,624	
P33	66,933	-1,811	1,053	1,353	
P34	68,808	-1,69	1,174	1,474	
P35	70,88	-1,52	1,344	1,644	
P36	71,909	-1,288	1,576	1,876	
P37	73,821	-1,528	1,336	1,636	
P38	74,674	-2,438	0,426	0,726	
P39	75,36	-2,808	0,056	0,356	

P40	75,83	-2,194		0,67	0,97
P41	77,233	-2,826		0,038	0,338
P42	78,359	-3,415		-0,551	-0,251
P43	79,64	-2,699		0,165	0,465
P44	82,594	-2,888		-0,024	0,276
P45	85,326	-2,864	11:04	0	0,3

CENTRO – MEIRELES

Ponto	DH	DV (Z)	Z (Corr)	Z(Corr_Maré)	Para Correção de Z
P1	0	0	2,715	3,215	2,715
					0,5: Altura da maré quando perfil toca na água
P2	0,790	-0,106	2,609	3,109	
P3	2,541	-0,380	2,335	2,835	
P4	3,519	-0,187	2,528	3,028	
P5	4,178	-0,503	2,212	2,712	
P6	6,060	-0,592	2,123	2,623	
P7	7,571	-0,475	2,24	2,74	
P8	8,941	-0,762	1,953	2,453	
P9	11,045	-1,005	1,71	2,21	
P10	12,152	-0,636	2,079	2,579	
P11	13,795	-0,883	1,832	2,332	
P12	15,797	-1,081	1,634	2,134	
P13	16,446	-0,719	1,996	2,496	
P14	17,655	-1,068	1,647	2,147	
P15	18,222	-0,689	2,026	2,526	
P16	19,842	-1,140	1,575	2,075	
P17	21,771	-1,344	1,371	1,871	
P18	23,237	-1,156	1,559	2,059	
P19	25,441	-1,607	1,108	1,608	
P20	27,273	-1,707	1,008	1,508	
P21	28,027	-1,261	1,454	1,954	
P22	30,991	-1,114	1,601	2,101	
P23	32,106	-1,509	1,206	1,706	
P24	32,872	-1,662	1,053	1,553	
P25	34,167	-1,829	0,886	1,386	
P26	37,201	-1,833	0,882	1,382	
P27	39,585	-1,920	0,795	1,295	
P28	40,942	-1,151	1,564	2,064	
P29	41,883	-1,529	1,186	1,686	
P30	44,780	-1,615	1,1	1,6	
P31	46,498	-1,790	0,925	1,425	
P32	46,905	-1,548	1,167	1,667	
P33	48,917	-1,896	0,819	1,319	
P34	50,619	-1,407	1,308	1,808	

P35	52,300	-2,017		0,698	1,198
P36	54,594	-2,182		0,533	1,033
P37	56,431	-1,734		0,981	1,481
P38	57,455	-2,080		0,635	1,135
P39	59,359	-2,077		0,638	1,138
P40	62,142	-2,307		0,408	0,908
P41	64,084	-2,196		0,519	1,019
P42	64,874	-1,546		1,169	1,669
P43	67,056	-1,976		0,739	1,239
P44	69,838	-2,128		0,587	1,087
P45	71,507	-1,984		0,731	1,231
P46	72,133	-2,375		0,34	0,84
P47	73,058	-1,984		0,731	1,231
P48	74,405	-2,278		0,437	0,937
P49	76,584	-1,883		0,832	1,332
P50	77,551	-2,409		0,306	0,806
P51	80,401	-2,135		0,58	1,08
P52	83,239	-2,552		0,163	0,663
P53	87,057	-2,470		0,245	0,745
P54	89,220	-2,698		0,017	0,517
P55	90,372	-2,179		0,536	1,036
P56	94,949	-2,213		0,502	1,002
P57	97,125	-2,835		-0,12	0,38
P58	99,338	-2,258		0,457	0,957
P59	102,332	-2,420		0,295	0,795
P60	103,736	-2,944		-0,229	0,271
P61	105,083	-2,453		0,262	0,762
P62	108,805	-2,486		0,229	0,729
P63	111,202	-2,715	09:54	0	0,5

OESTE – MEIRELES

Ponto	DH	DV (Z)	Z (Corr)	Z(Corr_Maré)	Para Correção de Z
p1	0	0	2,497	2,897	2,497
					0,4: Altura da maré quando perfil toca na água
p2	0,969	-0,123	2,374	2,774	
p3	2,052	0,232	2,729	3,129	
p4	3,816	0,148	2,645	3,045	
p5	4,73	-0,157	2,34	2,74	
p6	6,622	-0,295	2,202	2,602	
p7	8,545	-0,024	2,473	2,873	
p8	10,106	-0,188	2,309	2,709	
p9	11,7	-0,742	1,755	2,155	
p10	14,19	-0,815	1,682	2,082	
p11	15,581	-0,336	2,161	2,561	

p12	16,735	-0,597		1,9	2,3
p13	18,759	-0,574		1,923	2,323
p14	20,343	-0,271		2,226	2,626
p15	21,892	-0,633		1,864	2,264
p16	23,105	-0,85		1,647	2,047
p17	24,561	-0,988		1,509	1,909
p18	25,13	-0,274		2,223	2,623
p19	26,498	-0,699		1,798	2,198
p20	29,107	-1,02		1,477	1,877
p21	31,387	-0,877		1,62	2,02
p22	35,797	-1,175		1,322	1,722
p23	39,029	-1,463		1,034	1,434
p24	40,806	-1,278		1,219	1,619
p25	43,288	-1,863		0,634	1,034
p26	44,574	-1,544		0,953	1,353
p27	45,404	-1,311		1,186	1,586
p28	46,812	-0,748		1,749	2,149
p29	48,837	-1,09		1,407	1,807
p30	51,972	-1,401		1,096	1,496
p31	55,803	-1,072		1,425	1,825
p32	57,134	-1,709		0,788	1,188
p33	60,634	-1,837		0,66	1,06
p34	61,959	-2,168		0,329	0,729
p35	63,203	-2,057		0,44	0,84
p36	64,241	-1,481		1,016	1,416
p37	65,84	-1,683		0,814	1,214
p38	67,684	-1,843		0,654	1,054
p39	69,944	-1,609		0,888	1,288
p40	73,355	-1,489		1,008	1,408
p41	76,107	-1,649		0,848	1,248
p42	78,319	-1,666		0,831	1,231
p43	79,746	-2,497	10:47	0	0,4

LESTE – DOIS COQUEIROS

Ponto	DH	DV (Z)	Z (Corr)	Z(Corr_Maré)	Para Correção de Z
P1	0	0	0,944	1,844	0,944
P2	3,873	-0,186	0,758	1,658	0,9: Altura da maré quando perfil toca na água
P3	11,506	-0,693	0,251	1,151	
P4	13,399	-0,516	0,428	1,328	
P5	15,558	-0,841	0,103	1,003	
P6	16,883	-0,611	0,333	1,233	
P7	18,711	-0,397	0,547	1,447	
P8	20,208	-0,615	0,329	1,229	

P9	21,432	-0,387		0,557	1,457
P10	23,156	-0,573		0,371	1,271
P11	26,431	-0,654		0,29	1,19
P12	28,294	-0,514		0,43	1,33
P13	30,213	-0,65		0,294	1,194
P14	32,121	-0,953		-0,009	0,891
P15	32,946	-0,725		0,219	1,119
P16	36,43	-0,659		0,285	1,185
P17	39,006	-0,828		0,116	1,016
P18	42,764	-0,772		0,172	1,072
P19	43,645	-0,992		-0,048	0,852
P20	44,688	-0,684		0,26	1,16
P21	46,678	-0,908		0,036	0,936
P22	48,586	-1,032		-0,088	0,812
P23	51,475	-0,683		0,261	1,161
P24	55,452	-0,908		0,036	0,936
P25	57,668	-0,654		0,29	1,19
P26	60,766	-0,876		0,068	0,968
P27	62,299	-0,704		0,24	1,14
P28	66,118	-0,818		0,126	1,026
P29	69,278	-0,947		-0,003	0,897
P30	71,318	-1,266		-0,322	0,578
P31	73,547	-0,963		-0,019	0,881
P32	74,728	-1,156		-0,212	0,688
P33	76,895	-0,892		0,052	0,952
P34	79,187	-1,146		-0,202	0,698
P35	83,938	-1,267		-0,323	0,577
P36	88,662	-1,344		-0,4	0,5
P37	93,142	-0,96		-0,016	0,884
P38	95,085	-0,803		0,141	1,041
P39	98,408	-1,116		-0,172	0,728
P40	102,475	-0,836		0,108	1,008
P41	105,751	-1,12		-0,176	0,724
P42	107,987	-0,821		0,123	1,023
P43	109,336	-1,105		-0,161	0,739
P44	112,327	-0,944	11:00	0	0,9
P45	116,515	-1,29		-0,346	0,554
P46	119,995	-0,914		0,03	0,93

CENTRO – DOIS COQUEIROS

Ponto	DH	DV (Z)	Z (Corr)	Z(Corr_Maré)	Para Correção de Z
P1	0	0	2,382	2.882	
P2	3,237	-0,261	2,121	2,621	2,382
P3	20,211	-1,349	1,033	1,533	0,5: Altura da maré quando

perfil toca na água

P4	24,615	-1,328	1,054	1,554
P5	28,161	-1,407	0,975	1,475
P6	29,867	-1,42	0,962	1,462
P7	31,205	-1,323	1,059	1,559
P8	32,167	-1,362	1,02	1,52
P9	34,147	-1,422	0,96	1,46
P10	35,346	-1,353	1,029	1,529
P11	36,957	-1,471	0,911	1,411
P12	39,177	-1,501	0,881	1,381
P13	40,175	-1,343	1,039	1,539
P14	43,039	-1,375	1,007	1,507
P15	44,058	-1,538	0,844	1,344
P16	44,843	-1,332	1,05	1,55
P17	46,096	-1,37	1,012	1,512
P18	46,482	-1,503	0,879	1,379
P19	47,122	-1,426	0,956	1,456
P20	47,69	-1,586	0,796	1,296
P21	48,121	-1,428	0,954	1,454
P22	49,316	-1,669	0,713	1,213
P23	50,261	-1,615	0,767	1,267
P24	51,252	-1,685	0,697	1,197
P25	51,999	-1,704	0,678	1,178
P26	53,26	-1,502	0,88	1,38
P27	54,687	-1,546	0,836	1,336
P28	54,971	-1,764	0,618	1,118
P29	55,44	-1,518	0,864	1,364
P30	55,813	-1,423	0,959	1,459
P31	56,247	-1,595	0,787	1,287
P32	56,575	-1,39	0,992	1,492
P33	57,171	-1,678	0,704	1,204
P34	58,498	-1,532	0,85	1,35
P35	59,715	-1,764	0,618	1,118
P36	60,193	-1,535	0,847	1,347
P37	60,979	-1,765	0,617	1,117
P38	61,542	-1,535	0,847	1,347
P39	62,407	-1,555	0,827	1,327
P40	63,347	-1,582	0,8	1,3
P41	64,074	-1,777	0,605	1,105
P42	65,146	-1,807	0,575	1,075
P43	66,573	-1,79	0,592	1,092
P44	66,909	-2,047	0,335	0,835
P45	67,135	-1,754	0,628	1,128
P46	68,217	-1,875	0,507	1,007
P47	68,809	-1,737	0,645	1,145
P48	70,136	-1,78	0,602	1,102

P49	70,709	-1,754	0,628	1,128
P50	71,867	-1,785	0,597	1,097
P51	72,681	-1,896	0,486	0,986
P52	73,517	-1,916	0,466	0,966
P53	73,997	-1,827	0,555	1,055
P54	74,296	-1,778	0,604	1,104
P55	74,825	-1,794	0,588	1,088
P56	75,39	-1,817	0,565	1,065
P57	75,797	-1,878	0,504	1,004
P58	76,255	-1,888	0,494	0,994
P59	77,138	-1,837	0,545	1,045
P60	77,549	-1,837	0,545	1,045
P61	78,767	-1,67	0,712	1,212
P62	79,593	-1,875	0,507	1,007
P63	80,332	-2,012	0,37	0,87
P64	81,317	-2,036	0,346	0,846
P65	82,236	-1,769	0,613	1,113
P66	83,099	-1,957	0,425	0,925
P67	83,163	-1,594	0,788	1,288
P68	83,844	-1,608	0,774	1,274
P69	84,562	-1,934	0,448	0,948
P70	85,485	-1,788	0,594	1,094
P71	86,852	-1,781	0,601	1,101
P72	87,34	-1,875	0,507	1,007
P73	87,949	-1,79	0,592	1,092
P74	89,73	-1,804	0,578	1,078
P75	89,841	-1,94	0,442	0,942
P76	90,198	-2,007	0,375	0,875
P77	90,463	-1,54	0,842	1,342
P78	91,284	-1,827	0,555	1,055
P79	92,475	-1,849	0,533	1,033
P80	93,214	-1,705	0,677	1,177
P81	94,563	-1,73	0,652	1,152
P82	94,572	-1,73	0,652	1,152
P83	96,069	-1,754	0,628	1,128
P84	96,986	-1,779	0,603	1,103
P85	98,128	-1,779	0,603	1,103
P86	99,348	-1,823	0,559	1,059
P87	100,125	-1,675	0,707	1,207
P88	100,877	-1,69	0,692	1,192
P89	101,559	-1,889	0,493	0,993
P90	103,34	-1,796	0,586	1,086
P91	104,067	-1,812	0,57	1,07
P92	104,333	-1,737	0,645	1,145
P93	105,413	-1,756	0,626	1,126
P94	105,853	-1,951	0,431	0,931

P95	106,612	-1,963		0,419	0,919
P96	106,775	-1,836		0,546	1,046
P97	106,851	-1,835		0,547	1,047
P98	107,1	-1,956		0,426	0,926
P99	107,83	-1,966		0,416	0,916
P100	108,723	-1,758		0,624	1,124
P101	110,266	-1,791		0,591	1,091
P102	111,447	-1,998		0,384	0,884
P103	115,016	-1,976		0,406	0,906
P104	117,155	-2,124		0,258	0,758
P105	119,325	-2,12		0,262	0,762
P106	120,017	-2,272		0,11	0,61
P107	123,755	-2,183		0,199	0,699
P108	126,037	-2,096		0,286	0,786
P109	127,32	-2,24		0,142	0,642
P110	128,234	-2,085		0,297	0,797
P111	129,919	-2,111		0,271	0,771
P112	130,61	-2,323		0,059	0,559
P113	132,069	-2,122		0,26	0,76
P114	136,508	-2,339		0,043	0,543
P115	138,229	-2,382	09:44	0	0,5

OESTE – DOIS COQUEIROS

Ponto	DH	DV (Z)	Z (Corr)	Z(Corr_Maré)	Para Correção de Z
P1	0	0	2,174	2,874	
P2	3,495	-0,26	1,914	2,614	2,174
					0,7: Altura da maré quando perfil toca na água
P3	9,929	-0,705	1,469	2,169	
P4	17,983	-1,295	0,879	1,579	
P5	20,265	-1,49	0,684	1,384	
P6	21,905	-1,256	0,918	1,618	
P7	23,215	-1,603	0,571	1,271	
P8	24,784	-1,239	0,935	1,635	
P9	27,708	-1,626	0,548	1,248	
P10	30,91	-1,379	0,795	1,495	
P11	36,23	-1,287	0,887	1,587	
P12	41,582	-1,372	0,802	1,502	
P13	46,64	-1,378	0,796	1,496	
P14	50,977	-1,754	0,42	1,12	
P15	52,298	-1,826	0,348	1,048	
P16	53,792	-1,56	0,614	1,314	
P17	56,841	-1,583	0,591	1,291	
P18	58,085	-1,901	0,273	0,973	
P19	60,048	-1,703	0,471	1,171	

P20	62,434	-1,777		0,397	1,097
P21	64,177	-1,887		0,287	0,987
P22	64,74	-1,616		0,558	1,258
P23	66,012	-1,977		0,197	0,897
P24	67,914	-1,865		0,309	1,009
P25	71,831	-1,963		0,211	0,911
P26	72,922	-2,154		0,02	0,72
P27	75,221	-1,932		0,242	0,942
P28	77,67	-1,945		0,229	0,929
P29	80,161	-1,843		0,331	1,031
P30	82,253	-2,361		-0,187	0,513
P31	85,21	-2,196		-0,022	0,678
P32	87,474	-2,004		0,17	0,87
P33	90,596	-2,009		0,165	0,865
P34	91,372	-2,355		-0,181	0,519
P35	93,667	-2,072		0,102	0,802
P36	95,362	-2,433		-0,259	0,441
P37	99,825	-2,079		0,095	0,795
P38	102,593	-2,51		-0,336	0,364
P39	104,161	-2,107		0,067	0,767
P40	106,007	-2,341		-0,167	0,533
P41	107,357	-2,174	10:34	0	0,7
P42	110,587	-2,208		-0,034	0,666
P43	112,516	-2,909		-0,735	-0,035

LESTE – PACHECO

Ponto	DH	DV (Z)	Z (Corr)	Z(Corr_Maré)	Para Correção de Z
P1	0	0	2,457	3,057	2,457
					0,6: Altura da maré quando perfil toca na água
P2	5,114	-0,386	2,071	2,671	
P3	25,863	-1,29	1,167	1,767	
P4	27,66	-1,307	1,15	1,75	
P5	29,651	-1,285	1,172	1,772	
P6	31,649	-1,575	0,882	1,482	
P7	32,222	-1,437	1,02	1,62	
P8	34,422	-1,657	0,8	1,4	
P9	35,542	-1,539	0,918	1,518	
P10	37,323	-1,811	0,646	1,246	
P11	38,604	-1,599	0,858	1,458	
P12	41,43	-1,829	0,628	1,228	
P13	43,487	-1,66	0,797	1,397	
P14	45,057	-2,087	0,37	0,97	
P15	46,995	-1,764	0,693	1,293	
P16	48,492	-1,985	0,472	1,072	

P17	49,721	-1,808	0,649	1,249
P18	51,081	-1,955	0,502	1,102
P19	53,22	-1,876	0,581	1,181
P20	54,249	-2,177	0,28	0,88
P21	56,353	-2,061	0,396	0,996
P22	56,747	-2,238	0,219	0,819
P23	58,068	-2,158	0,299	0,899
P24	59,52	-2,076	0,381	0,981
P25	60,4	-2,105	0,352	0,952
P26	61,505	-2,351	0,106	0,706
P27	62,347	-2,147	0,31	0,91
P28	64,447	-2,255	0,202	0,802
P29	67,264	-2,42	0,037	0,637
P30	69,039	-2,303	0,154	0,754
P31	70,869	-2,548	-0,091	0,509
P32	72,655	-2,578	-0,121	0,479
P33	73,8	-2,357	0,1	0,7
P34	76,006	-2,486	-0,029	0,571
P35	77,666	-2,617	-0,16	0,44
P36	79,873	-2,46	-0,003	0,597
P37	81,712	-2,661	-0,204	0,396
P38	82,693	-2,469	-0,012	0,588
P39	83,945	-2,734	-0,277	0,323
P40	84,905	-2,459	-0,002	0,598
P41	86,496	-2,599	-0,142	0,458
P42	87,665	-2,881	-0,424	0,176
P43	88,729	-2,61	-0,153	0,447
P44	89,985	-2,803	-0,346	0,254
P45	91,362	-2,457	11:18 0	0,6
P46	92,893	-2,873	-0,416	0,184
P47	96,802	-2,803	-0,346	0,254
P48	98,31	-2,658	-0,201	0,399
P49	102,111	-2,795	-0,338	0,262
P50	104,198	-3,003	-0,546	0,054

CENTRO – PACHECO

Ponto	DH	DV (Z)	Z (Corr)	Z(Corr_Maré)	Para Correção de Z
P1	0	0	3,569	3,869	3,569
P2	2,816	-0,226	3,343	3,643	0,3: Altura da maré quando perfil toca na água
P3	22,053	-1,274	2,295	2,595	
P4	25,275	-1,622	1,947	2,247	
P5	26,362	-1,346	2,223	2,523	

P6	30,653	-1,518		2,051	2,351
P7	33,999	-1,727		1,842	2,142
P8	37,674	-1,897		1,672	1,972
P9	38,611	-1,642		1,927	2,227
P10	40,421	-2,023		1,546	1,846
P11	43,013	-1,963		1,606	1,906
P12	45,541	-2,3		1,269	1,569
P13	47,86	-1,894		1,675	1,975
P14	49,941	-2,308		1,261	1,561
P15	51,453	-2,113		1,456	1,756
P16	51,977	-2,504		1,065	1,365
P17	53,862	-2,386		1,183	1,483
P18	56,392	-2,583		0,986	1,286
P19	59,585	-2,466		1,103	1,403
P20	61,45	-2,77		0,799	1,099
P21	62,55	-2,45		1,119	1,419
P22	63,222	-2,741		0,828	1,128
P23	66,448	-2,521		1,048	1,348
P24	71,197	-2,599		0,97	1,27
P25	76,061	-2,843		0,726	1,026
P26	79,611	-2,799		0,77	1,07
P27	81,892	-3,106		0,463	0,763
P28	86,21	-2,845		0,724	1,024
P29	87,827	-3,143		0,426	0,726
P30	89,415	-2,841		0,728	1,028
P31	91,709	-3,07		0,499	0,799
P32	93,185	-3,266		0,303	0,603
P33	95,5	-2,899		0,67	0,97
P34	98,438	-3,176		0,393	0,693
P35	100,647	-3,018		0,551	0,851
P36	103,18	-3,339		0,23	0,53
P37	105,094	-3,075		0,494	0,794
P38	107,394	-3,141		0,428	0,728
P39	110,449	-3,322		0,247	0,547
P40	113,674	-3,162		0,407	0,707
P41	117,198	-3,351		0,218	0,518
P42	119,74	-3,274		0,295	0,595
P43	121,811	-3,642		-0,073	0,227
P44	123,045	-3,418		0,151	0,451
P45	125,042	-3,581		-0,012	0,288
P46	126,663	-3,326		0,243	0,543
P47	128,293	-3,634		-0,065	0,235
P48	131,064	-3,333		0,236	0,536
P49	133,932	-3,396		0,173	0,473
P50	137,18	-3,597		-0,028	0,272
P51	140,042	-3,569	10:10	0	0,3

OESTE – PACHECO

Ponto	DH	DV (Z)	Z (Corr)	Z(Corr_Maré)	Para Correção de Z 3,093 0,4: Altura da maré quando perfil toca na água
P1	0	0	3,093	3,493	
P2	4,578	-0,37	2,723	3,123	
P3	20,841	-1,392	1,701	2,101	
P4	23,871	-1,47	1,623	2,023	
P5	25,403	-1,564	1,529	1,929	
P6	26,32	-1,528	1,565	1,965	
P7	27,337	-1,807	1,286	1,686	
P8	29,519	-1,558	1,535	1,935	
P9	29,965	-1,873	1,22	1,62	
P10	30,516	-1,433	1,66	2,06	
P11	31,84	-1,914	1,179	1,579	
P12	32,941	-1,861	1,232	1,632	
P13	33,56	-1,475	1,618	2,018	
P14	34,612	-1,875	1,218	1,618	
P15	35,746	-1,611	1,482	1,882	
P16	36,729	-1,94	1,153	1,553	
P17	39,099	-2,061	1,032	1,432	
P18	41,864	-2,278	0,815	1,215	
P19	44,721	-2,296	0,797	1,197	
P20	47,063	-1,954	1,139	1,539	
P21	49,008	-2,367	0,726	1,126	
P22	51,454	-2,344	0,749	1,149	
P23	52,764	-2,226	0,867	1,267	
P24	55,416	-2,383	0,71	1,11	
P25	57,097	-2,138	0,955	1,355	
P26	59,751	-2,558	0,535	0,935	
P27	61,318	-2,641	0,452	0,852	
P28	63,16	-2,704	0,389	0,789	
P29	64,454	-2,362	0,731	1,131	
P30	67,372	-2,681	0,412	0,812	
P31	68,879	-2,441	0,652	1,052	
P32	70,416	-2,726	0,367	0,767	
P33	71,319	-2,427	0,666	1,066	
P34	73,092	-2,778	0,315	0,715	
P35	76,702	-2,348	0,745	1,145	
P36	80,048	-2,554	0,539	0,939	
P37	82,533	-2,643	0,45	0,85	
P38	85,092	-2,575	0,518	0,918	
P39	88,722	-2,746	0,347	0,747	
P40	93,41	-2,94	0,153	0,553	
P41	95,106	-2,905	0,188	0,588	

P42	97,483	-2,719		0,374	0,774
P43	100,808	-2,775		0,318	0,718
P44	103,567	-2,816		0,277	0,677
P45	105,206	-2,943		0,15	0,55
P46	107,376	-3,086		0,007	0,407
P47	111,185	-3,114		-0,021	0,379
P48	115,457	-2,958		0,135	0,535
P49	118,667	-3,039		0,054	0,454
P50	121,284	-2,986		0,107	0,507
P51	124,659	-2,973		0,12	0,52
P52	129,106	-2,897		0,196	0,596
P53	131,479	-3,093	10:42	0	0,4
P54	134,827	-2,898		0,195	0,595
P55	138,99	-2,987		0,106	0,506
P56	143,501	-2,983		0,11	0,51

LESTE – TAÍBA

Ponto	DH	DV (Z)	Z (Corr)	Z(Corr_Maré)	Para Correção de Z 2,098 0,4: Altura da maré quando perfil toca na água
P1	0	0	2,098	2,498	
P2	12,132	-0,494	1,604	2,004	
P3	19,339	-0,943	1,155	1,555	
P4	21,381	-0,881	1,217	1,617	
P5	23,493	-0,883	1,215	1,615	
P6	25,545	-1,352	0,746	1,146	
P7	26,73	-0,744	1,354	1,754	
P8	27,99	-1,008	1,09	1,49	
P9	30,971	-1,232	0,866	1,266	
P10	32,396	-1,165	0,933	1,333	
P11	34,468	-1,497	0,601	1,001	
P12	35,777	-1,512	0,586	0,986	
P13	37,431	-1,407	0,691	1,091	
P14	39,58	-1,321	0,777	1,177	
P15	41,424	-1,636	0,462	0,862	
P16	43,464	-1,51	0,588	0,988	
P17	45,147	-1,189	0,909	1,309	
P18	50,398	-1,83	0,268	0,668	
P19	52,448	-1,653	0,445	0,845	
P20	55,814	-2,172	-0,074	0,326	
P21	58,512	-1,928	0,17	0,57	
P22	63,502	-2,053	0,045	0,445	
P23	66,941	-2,139	-0,041	0,359	
P24	68,464	-1,76	0,338	0,738	
P25	69,964	-2,098	10:20	0	0,4

CENTRO – TAÍBA

Ponto	DH	DV (Z)	Z (Corr)	Z(Corr_Maré)	Para Correção de Z
P1	0	0	1,396	1,796	1,396 0,4: Altura da maré quando perfil toca na água
P2	9,159	-0,622	0,774	1,174	
P3	10,732	-0,467	0,929	1,329	
P4	14,242	-0,762	0,634	1,034	
P5	16,159	-0,411	0,985	1,385	
P6	18,776	-0,818	0,578	0,978	
P7	24,827	-0,643	0,753	1,153	
P8	27,562	-1,073	0,323	0,723	
P9	32,604	-0,868	0,528	0,928	
P10	46,169	-1,229	0,167	0,567	
P11	57,71	-1,69	-0,294	0,106	
P12	59,953	-1,171	0,225	0,625	
P13	64,226	-1,711	-0,315	0,085	
P14	69,407	-1,492	-0,096	0,304	
P15	75,822	-1,632	-0,236	0,164	
P16	76,621	-1,367	0,029	0,429	
P17	82,962	-1,845	-0,449	-0,049	
P18	86,987	-1,456	-0,06	0,34	
P19	88,738	-1,068	0,328	0,728	
P20	94,59	-1,82	-0,424	-0,024	
P21	97,908	-0,976	0,42	0,82	
P22	100,872	-1,572	-0,176	0,224	
P23	103,475	-1,589	-0,193	0,207	
P24	104,76	-1,396	0	0,4	
P25	110,263	-1,062	09:45 0,334	0,734	

OESTE – TAÍBA

Ponto	DH	DV (Z)	Z (Corr)	Z(Corr_Maré)	Para Correção de Z
P1	0	0	2,488	2,888	2,488 0,4: Altura da maré quando perfil toca na água
P2	3,023	-0,299	2,189	2,589	
P3	6,879	-0,394	2,094	2,494	
P4	9,436	-0,274	2,214	2,614	
P5	12,548	-0,692	1,796	2,196	
P6	13,935	-0,776	1,712	2,112	
P7	16,888	-1,141	1,347	1,747	
P8	18,2	-0,921	1,567	1,967	
P9	19,765	-1,341	1,147	1,547	
P10	20,845	-1,009	1,479	1,879	

P11	22,92	-0,956		1,532	1,932
P12	23,815	-1,119		1,369	1,769
P13	25,61	-1,539		0,949	1,349
P14	28,88	-1,622		0,866	1,266
P15	29,841	-1,354		1,134	1,534
P16	31,692	-1,677		0,811	1,211
P17	32,328	-1,468		1,02	1,42
P18	36,438	-1,938		0,55	0,95
P19	38,98	-1,767		0,721	1,121
P20	41,348	-1,584		0,904	1,304
P21	47,519	-2,181		0,307	0,707
P22	49,192	-2,052		0,436	0,836
P23	50,949	-2,048		0,44	0,84
P24	52,64	-2,407		0,081	0,481
P25	54,539	-2,118		0,37	0,77
P26	56,657	-2,492		-0,004	0,396
P27	58,78	-2,238		0,25	0,65
P28	62,167	-2,079		0,409	0,809
P29	63,943	-2,298		0,19	0,59
P30	66,346	-2,122		0,366	0,766
P31	69,222	-2,216		0,272	0,672
P32	71,011	-2,032		0,456	0,856
P33	72,871	-2,288		0,2	0,6
P34	79,226	-2,242		0,246	0,646
P35	88,206	-2,346		0,142	0,542
P36	92,919	-2,337		0,151	0,551
P37	94,137	-2,189		0,299	0,699
P38	100,002	-2,485		0,003	0,403
P39	104,039	-2,488	10:45	0	0,4
P40	109,638	-2,806		-0,318	0,082
P41	111,846	-2,868		-0,38	0,02

LESTE – PARACURU

Ponto	DH	DV (Z)	Z (Corr)	Z(Corr_Maré)	Para Correção de Z
P1	0	0	1,907	2,507	1,907
P2	2,604	-0,02	1,887	2,487	0,6: Altura da maré quando perfil toca na água
P3	28,919	-0,648	1,259	1,859	
P4	54,531	-1,659	0,248	0,848	
P5	58,136	-1,655	0,252	0,852	
P6	60,486	-1,763	0,144	0,744	
P7	62,992	-1,743	0,164	0,764	
P8	64,51	-1,616	0,291	0,891	
P9	66,991	-1,691	0,216	0,816	

P10	67,904	-1,793		0,114	0,714
P11	69,982	-1,72		0,187	0,787
P12	72,92	-1,652		0,255	0,855
P13	73,678	-1,763		0,144	0,744
P14	75,99	-1,667		0,24	0,84
P15	79,793	-1,712		0,195	0,795
P16	81,201	-1,733		0,174	0,774
P17	84,338	-1,699		0,208	0,808
P18	89,317	-1,717		0,19	0,79
P19	95,034	-1,746		0,161	0,761
P20	96,714	-1,698		0,209	0,809
P21	99,733	-1,731		0,176	0,776
P22	105,19	-1,706		0,201	0,801
P23	108,545	-1,687		0,22	0,82
P24	111,213	-1,69		0,217	0,817
P25	111,957	-1,827		0,08	0,68
P26	112,874	-2,011		-0,104	0,496
P27	117,071	-2,006		-0,099	0,501
P28	118,541	-1,987		-0,08	0,52
P29	119,603	-1,737		0,17	0,77
P30	121,354	-1,756		0,151	0,751
P31	122,032	-1,772		0,135	0,735
P32	123,991	-1,728		0,179	0,779
P33	127,009	-1,69		0,217	0,817
P34	128,442	-1,741		0,166	0,766
P35	131,092	-1,796		0,111	0,711
P36	132,094	-1,712		0,195	0,795
P37	133,148	-1,789		0,118	0,718
P38	136,435	-1,614		0,293	0,893
P39	141,568	-1,556		0,351	0,951
P40	148,348	-1,742		0,165	0,765
P41	153,293	-1,65		0,257	0,857
P42	159,892	-1,67		0,237	0,837
P43	165,946	-1,707		0,2	0,8
P44	170,056	-1,745		0,162	0,762
P45	174,359	-1,704		0,203	0,803
P46	177,687	-1,72		0,187	0,787
P47	180,927	-1,841		0,066	0,666
P48	182,679	-1,945		-0,038	0,562
P49	184,835	-1,799		0,108	0,708
P50	186,52	-1,95		-0,043	0,557
P51	187,528	-1,907	13:10	0	0,6
P52	189,395	-1,674		0,233	0,833
P53	192,571	-1,721		0,186	0,786
P54	193,914	-1,605		0,302	0,902
P55	195,472	-1,631		0,276	0,876

P56	197,007	-1,878	0,029	0,629
P57	197,9	-1,538	0,369	0,969
P58	199,268	-0,918	0,989	1,589
P59	201,793	-0,902	1,005	1,605
P60	203,242	-0,972	0,935	1,535
P61	204,821	-0,844	1,063	1,663
P62	206,033	-0,459	1,448	2,048
P63	207,499	-0,381	1,526	2,126
P64	210,063	-0,376	1,531	2,131
P65	210,768	-0,985	0,922	1,522

CENTRO – PARACURU

Ponto	DH	DV (Z)	Z (Corr)	Z(Corr_Maré)	Para Correção de Z
P1	0	0	1,417	1,717	1,417
					0,3: Altura da maré quando perfil toca na água
P2	2,962	-0,019	1,398	1,698	
P3	31,347	-0,865	0,552	0,852	
P4	36,892	-1,624	-0,207	0,093	
P5	38,295	-1,433	-0,016	0,284	
P6	41,123	-1,427	-0,01	0,29	
P7	43,322	-1,521	-0,104	0,196	
P8	44,226	-1,425	-0,008	0,292	
P9	48,313	-1,402	0,015	0,315	
P10	51,503	-1,502	-0,085	0,215	
P11	53,957	-1,384	0,033	0,333	
P12	54,559	-1,529	-0,112	0,188	
P13	55,54	-1,404	0,013	0,313	
P14	60,009	-1,395	0,022	0,322	
P15	64,008	-1,341	0,076	0,376	
P16	68,713	-1,294	0,123	0,423	
P17	69,104	-1,414	0,003	0,303	
P18	71,787	-1,284	0,133	0,433	
P19	74,078	-1,262	0,155	0,455	
P20	74,626	-1,397	0,02	0,32	
P21	76,992	-1,273	0,144	0,444	
P22	79,826	-1,32	0,097	0,397	
P23	82,7	-1,403	0,014	0,314	
P24	87,875	-1,329	0,088	0,388	
P25	91,979	-1,361	0,056	0,356	
P26	96,475	-1,345	0,072	0,372	
P27	99,855	-1,385	0,032	0,332	
P28	103,735	-1,399	0,018	0,318	
P29	105,699	-1,457	-0,04	0,26	
P30	107,187	-1,393	0,024	0,324	

P31	107,794	-1,503	-0,086	0,214
P32	110,409	-1,412	0,005	0,305
P33	111,546	-1,503	-0,086	0,214
P34	114,925	-1,433	-0,016	0,284
P35	115,593	-1,553	-0,136	0,164
P36	115,99	-1,684	-0,267	0,033
P37	116,641	-1,609	-0,192	0,108
P38	117,636	-1,572	-0,155	0,145
P39	118,362	-1,532	-0,115	0,185
P40	119,227	-1,543	-0,126	0,174
P41	119,854	-1,632	-0,215	0,085
P42	120,757	-1,516	-0,099	0,201
P43	121,747	-1,534	-0,117	0,183
P44	123,111	-1,532	-0,115	0,185
P45	125,111	-1,493	-0,076	0,224
P46	126,574	-1,535	-0,118	0,182
P47	127,33	-1,606	-0,189	0,111
P48	128,524	-1,494	-0,077	0,223
P49	129,694	-1,554	-0,137	0,163
P50	133,703	-1,515	-0,098	0,202
P51	136,918	-1,532	-0,115	0,185
P52	139,124	-1,482	-0,065	0,235
P53	139,746	-1,57	-0,153	0,147
P54	143,418	-1,521	-0,104	0,196
P55	145,208	-1,532	-0,115	0,185
P56	146,391	-1,626	-0,209	0,091
P57	148,795	-1,676	-0,259	0,041
P58	148,814	-1,676	-0,259	0,041
P59	151,036	-1,693	-0,276	0,024
P60	153,089	-1,628	-0,211	0,089
P61	153,943	-1,768	-0,351	-0,051
P62	155,041	-1,695	-0,278	0,022
P63	156,314	-1,719	-0,302	-0,002
P64	157,2	-1,745	-0,328	-0,028
P65	159,503	-1,741	-0,324	-0,024
P66	160,901	-1,813	-0,396	-0,096
P67	162,547	-1,841	-0,424	-0,124
P68	163,643	-1,907	-0,49	-0,19
P69	165,48	-1,928	-0,511	-0,211
P70	166,82	-1,886	-0,469	-0,169
P71	167,685	-1,927	-0,51	-0,21
P72	170,067	-1,815	-0,398	-0,098
P73	171,466	-1,866	-0,449	-0,149
P74	173,22	-1,634	-0,217	0,083
P75	178,401	-1,566	-0,149	0,151
P76	181,504	-1,804	-0,387	-0,087

P77	183,74	-1,459		-0,042	0,258
P78	185,964	-1,323		0,094	0,394
P79	188,8	-1,097		0,32	0,62
P80	190,087	-0,96		0,457	0,757
P81	191,335	-1,417	12:28	0	0,3

OESTE – PARACURU

Ponto	DH	DV (Z)	Z (Corr)	Z(Corr_Maré)	Para Correção de Z
P1	0	0	1,008	1,808	1,008 0,8: Altura da maré quando perfil toca na água
P2	2,726	-0,111	0,897	1,697	
P3	25,979	-0,997	0,011	0,811	
P4	35,334	-1,204	-0,196	0,604	
P5	48,35	-1,535	-0,527	0,273	
P6	49,373	-1,21	-0,202	0,598	
P7	52,414	-1,17	-0,162	0,638	
P8	57,544	-1,047	-0,039	0,761	
P9	68,396	-0,984	0,024	0,824	
P10	77,254	-0,999	0,009	0,809	
P11	78,125	-1,231	-0,223	0,577	
P12	79,388	-1,021	-0,013	0,787	
P13	84,615	-1,026	-0,018	0,782	
P14	91,664	-1,008	14:00	0	0,8
P15	91,665	-1,041	-0,033	0,767	
P16	97,927	-0,93	0,078	0,878	
P17	103,856	-1,007	0,001	0,801	
P18	108,415	-0,992	0,016	0,816	
P19	126,074	-1,192	-0,184	0,616	
P20	132,741	-1,057	-0,049	0,751	
P21	139,782	-1,394	-0,386	0,414	
P22	146,606	-1,117	-0,109	0,691	
P23	164,934	-1,024	-0,016	0,784	
P24	181,723	-0,993	0,015	0,815	
P25	187,716	-0,748	0,26	1,06	
P26	190,896	-0,372	0,636	1,436	
P27	193,993	-0,272	0,736	1,536	



Increased anthropogenic pressure decreases species richness in tropical intertidal reefs



Adriana Brizon Portugal ^{a,*}, Fabrício Lopes Carvalho ^b, Pedro Bastos de Macedo Carneiro ^a, Sergio Rossi ^c, Marcelo de Oliveira Soares ^{a,c}

^a Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar (Labomar), Fortaleza, Ceará, Brazil

^b Universidade Federal do Sul da Bahia, Grupo de Pesquisa em Carcinologia e Biodiversidade Aquática (UFSB/GPCBio), Itabuna, Bahia, Brazil

^c Universitat Autònoma de Barcelona, Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals (ICTA), Barcelona, Spain

ARTICLE INFO

Article history:

Received 23 April 2016

Received in revised form

26 June 2016

Accepted 4 July 2016

Available online 7 July 2016

Keywords:

Marine ecology

Biodiversity

Bioindicators

Community composition

Intertidal sandstone reef

Relative environmental pressure index

Anthropogenic pressure

ABSTRACT

Multiple human stressors affect tropical intertidal sandstone reefs, but little is known about their biodiversity and the environmental impacts of these stressors. In the present study, multiple anthropogenic pressures were integrated using the relative environmental pressure index (REPI) and related to benthic community structure across an intertidal gradient in five sandstone reefs in the tropical South Atlantic coast. Greater species richness and diversity were noted in the low intertidal zones. There was a negative relationship between REPI and species richness, suggesting that increasing anthropogenic pressure has decreased benthic richness. The factors associated with the loss of richness were jetties built to control erosion, urban areas, beachfront kiosks and restaurants, fish markets, and storm sewers with illegal sewage connections. Our results highlight the need for better infrastructure planning and rigorous monitoring of coastal urban areas, since the large influence of multiple human pressures in these reefs leads to biodiversity losses.

© 2016 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

The assessment of reef communities and anthropogenic pressure is considered a worldwide priority, with the aim to formulate effective conservation policies (Halpern et al., 2012); however, this remains an unsolved problem (Johnston and Roberts, 2009). Tropical reefs have high biodiversity and productivity, and provide diverse environmental services (Tittensor et al., 2010). Despite their importance, these ecosystems are among the most threatened in the world (Halpern et al., 2007; Mora et al., 2013; Palumbi et al., 2014).

Studies on anthropogenic pressure commonly relate changes in biological communities with a single factor such as human population density or the percentage of urbanized land (Alberti et al., 2007). However, this approach does not provide a broad view of multiple anthropogenic pressures. For example, Oigman-Pszczol

and Creed (2011) pointed out that only a few studies have simultaneously evaluated multiple biological descriptors and anthropogenic pressures. For this reason, these authors proposed a method that combines heterogeneous pressure factors within a single index, the relative environmental pressure index (REPI). This index can be useful when analyzing impacts in the structure of benthic assemblages.

The influence of anthropogenic pressure is typically assessed using biological indicators (Goodsell et al., 2009). Sessile benthic organisms respond directly and quickly to changing environmental factors (Orfanidis et al., 2001, 2003), and thus are considered excellent indicators of anthropogenic modifications (Gall et al., 2016; Orfanidis et al., 2001, 2003). Use of the anthropogenic pressure index (an aggregation of multiple factors) and its association with benthic communities is important, but such knowledge remains scarce for the Tropical Southwestern Atlantic coast. Moreover, relatively few studies related to anthropogenic influences have been conducted in tropical and temperate environments in general (Martins et al., 2012; Oigman-Pszczol and Creed, 2011; Oliveira et al., 2014).

The Tropical Southwestern Atlantic coast contains diverse habitats, including coral reefs, intertidal sandstone reefs, sand beaches,

* Corresponding author.

E-mail addresses: adrianabrizonportugal@gmail.com (A.B. Portugal), fcarvalho@ufsb.edu.br (F.L. Carvalho), pedrocarneiro@ufc.br (P.B. de Macedo Carneiro), sergio.rossi@uab.cat (S. Rossi), marcelosoares@pq.cnpq.br (M. de Oliveira Soares).

and dunes. The area has a tropical wet and dry climate in the east, and a semi-arid climate on the northern coast, with a very stable annual seawater temperature ranging from 27 °C to 29 °C (Dias et al., 2013). Intertidal sandstone reefs differ from typical rocky shores and tropical coral reefs mainly by their gentle slope and sandstone composition. Substantial research has been conducted on coral reefs and rocky shores, but little is known about the benthic communities of tropical intertidal sandstone reefs (Leão et al., 2003, 2010; Rabelo et al., 2015).

Despite the socioeconomic and ecological importance of tropical intertidal sandstone reefs, there is a knowledge gap in the scientific understanding of reef biodiversity and its response to multiple anthropogenic pressures. The aim of the present study was to incorporate different anthropogenic pressures using the REPI and relate them to species richness, Shannon's diversity, and Pielou's evenness in intertidal sandstone reefs located in coastal Ceará, Brazil (Tropical Southwestern Atlantic, *sensu* Spalding et al., 2007). The Tropical Southwestern Atlantic coast is rapidly transforming due to recent intense urbanization (Marchese, 2015; Selig et al., 2014) with a recent increase in cumulative human impact (Halpern et al., 2015).

The goal of the study was to address the following questions: (1) Are there differences in the structure of sessile benthic communities between different intertidal zones and between intertidal sandstone reefs? (2) Do species richness, evenness, and diversity decrease as REPI increases? (3) What anthropogenic pressures may influence the structure of sessile benthic communities?

2. Materials and methods

2.1. Study area

The study was conducted in five intertidal sandstone reefs distributed along the west coast of the state of Ceará, Brazil, in the Tropical Southwestern Atlantic (Fig. 1). The intertidal zones of this coast consist of sandstone reefs and beach rocks, which are rocky outcrops with flat surfaces that are tilted slightly seaward (Rabelo et al., 2015). The reefs were formed by the erosion of cliffs and

belong to the Barreiras Stratigraphic Group (Maia, 1998). The Barreiras Group is a terrigenous sedimentary cover that formed during the Miocene to Early Pleistocene, and is widespread along the Brazilian coast (Vilas Boas et al., 2001).

The reefs are located west of Fortaleza, the capital of Ceará, located in northeastern Brazil. Fortaleza's population has increased in recent decades to approximately 2.55 million, with a population of over 3.5 million in the overall metropolitan region (Garmany, 2011; Zuquette et al., 2004).

All sandstone reefs studied are gently sloping (maximum slope value: 2°, measured in the field) and have similar exposure to waves and winds, accessibility and a semi-diurnal tidal regime.

2.2. Sampling procedures

Qualitative and quantitative sampling of sessile benthic communities in tropical intertidal reefs was conducted using a non-destructive photo-quadrat method. Five intertidal reefs were sampled during the dry season (late October and early December 2013) during low-water spring tide, an approach similar to that in Oigman-Pszczol and Creed (2011), which also collected over a period to assess the influence of anthropogenic stressors. All species were identified in the lower taxonomic levels genus and species. The identification of algal genus and species was carried out using an optical microscope with reference to a specialized bibliography, and was compared to material deposited in herbariums, with nomenclature following the guidelines of Guiry and Guiry (2016).

In each intertidal reef, a central region was georeferenced, delimiting a 100 m × 90 m area parallel and perpendicular (in length) to the coast. Subsequently, this length was divided into three intertidal sub-zones (Rabelo et al., 2015; Rosa-Filho et al., 2009): a high zone (90 m–60 m), mid zone (60 m–30 m), and low zone (30 m–0 m), measured from the low limit of the intertidal zone. In order to have 30 samples from each reef for quantitative analyses, each intertidal sub-zone was sampled with 10 photo-quadrats (Gotelli and Ellison, 2011) measuring 2500 cm² (50 cm × 50 cm) each, which were randomly positioned using a

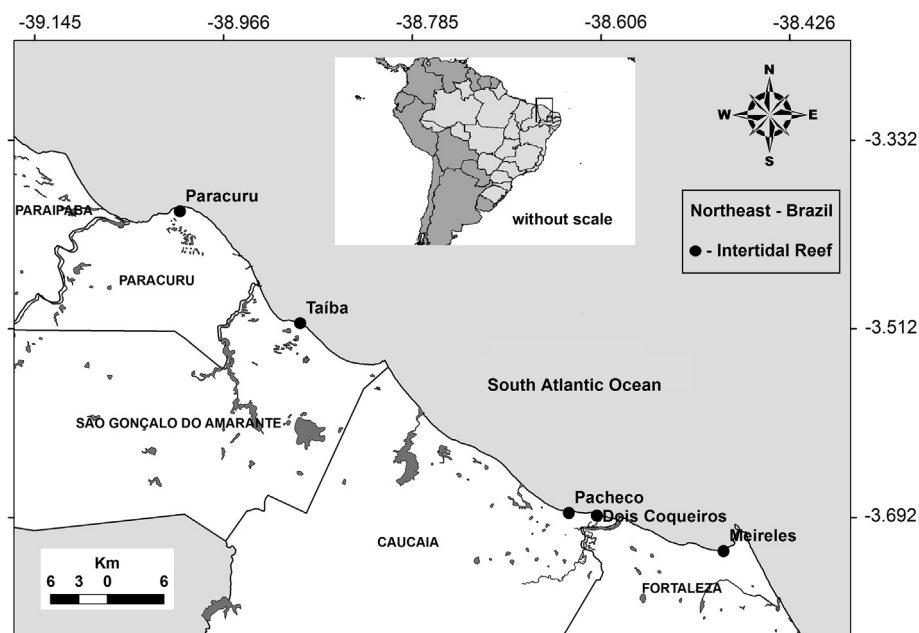


Fig. 1. Location of the reefs sampled distributed along the west coast of the state of Ceará, Brazil, in the Tropical Southwestern Atlantic.

Cartesian plot (100 m × 20 m) (Martins et al., 2012; Pridmore et al., 1990). Each photo-quadrat was divided into 100 sub-quadrats (5 cm × 5 cm) with 100 fixed points of intersections. The intersection point method was used to analyze the presence and coverage of species (Floeter et al., 2007). To complement the characterization of the reefs, unconsolidated (sand) and consolidated substrates were quantified to assess the area without biological cover (Oigman-Pszczol et al., 2004).

Data on the percentage of coverage by species and on the substrates (consolidated and sand) were tabulated for the intertidal sub-zones (high, mid, and low) and reefs (Meireles, Dois Coqueiros, Pacheco, Taíba, and Paracuru) for comparison. The species richness, Shannon-Wiener diversity index (H' , using \log_e), and Pielou's evenness (J') were calculated. Percentage coverage data were used to calculate H' and J' . These indices are commonly used to assess anthropogenic impacts on marine communities (Johnston and Roberts, 2009).

2.3. Urban area and REPI analysis

The percentage of urban area coverage was calculated for a 15-km-long and 10-km-wide area measured from the center of each reef using maps. A 150-km² area for each reef was chosen based on whether the environment surrounding the reefs, tributaries, and estuaries was urbanized, according to the methodology of Oigman-Pszczol and Creed (2011). A field survey was conducted to quantify the number of man-made coastal structures located on the beaches of each reef, and the REPI was calculated for each reef using the weighted arithmetic average of the pressures (Oigman-Pszczol and Creed, 2011). The anthropogenic pressures that may affect the sessile benthic communities were defined in the field. The REPI (multi-metric index) includes the percentage of urban areas, number of beach kiosks and restaurants, jetties, fish markets, storm sewers, ports, and the number of fishing sheds. Compared to the original definition of the REPI (Oigman-Pszczol and Creed, 2011), this study excluded the pressures that varied in frequency and intensity throughout the year, such as the presence of waste at the beach, recreational activities (diving and sunbathing), and presence of fishing vessels.

2.4. Statistical analysis

To assess the similarity between the reefs and intertidal sub-zones, a cluster analysis was performed using the unweighted pair group method with arithmetic mean (UPGMA) method, which was based on the Bray-Curtis dissimilarity index (Bray and Curtis, 1957; Oksanen et al., 2016; Valentin, 1995). The data were transformed using $\log_e(x + 1)$ to reduce the effect of dominant species and the number of zeroes in the dataset. The fit between the dissimilarity matrix and dendrogram was assessed using the cophenetic correlation coefficient (r) (Sokal and Rohlf, 1962). After the groups were defined, indicator value (IndVal) scores were used to identify indicator species in each group.

PERMANOVA analysis was used to compare the sessile benthic community structure between the reefs and intertidal sub-zones. PERMANOVA was chosen because of the lack of various macroalgae species in a large number of samples, since this statistical analysis method is relatively less sensitive to the presence of zeroes (Anderson, 2001; Legendre and Anderson, 1999). In addition, this analysis is recommended when response variables (i.e., abundance of macroalgae species) may be correlated (Anderson, 2001; Legendre and Anderson, 1999), which may be relevant for this study because of the taxonomic redundancy in some groups.

We also used EcoTest.sample, a randomization test for the statistical comparison of two or more sample-based rarefaction

curves, to test the ecological null hypothesis that samples, represented by incidence data, were drawn from the same assemblage (Cayuela and Gotelli, 2015; Cayuela et al., 2015). Rarefaction curves with their respective confidence intervals (95%) were also calculated. The rarefaction curve is calculated based on the presence of species in the samples. This calculation does not use the full species richness or average, but is rather based on the incidence of each species per site.

The relationship between the richness of the benthic communities and REPI was estimated by linear regression. Additionally, an exploratory approach on scatter plot was used to verify possible relationships between the REPI and Shannon-Wiener diversity index and Pielou's evenness as well as relationships between individual anthropogenic pressures and species richness with the data transformed using $\log_e(x + 1)$.

All analysis were conducted in R version 3.1.1 using the packages “rareNMtests” (Cayuela and Gotelli, 2015; Cayuela et al., 2015), “vegan” (Oksanen et al., 2016), “labdsv” (Roberts, 2016), and “car” (Fox and Sanford, 2016). The level of significance was established at 5%.

3. Results

3.1. Sessile benthic community structure of intertidal reefs

A total of 24 sessile taxa were observed, most of which were marine macroalgae. Additional fauna included the mollusk *Brachidontes exustus*, the crustacean *Chthamalus bisinuatus*, the polychaete *Phragmatopoma caudata*, and the colonial cnidarians *Siderastrea stellata* and *Zoanthus sociatus* (Table 1). The high reef zones had a higher coverage of the algae *Ulva lactuca*, *Ulva flexuosa*, and *Cladophora* sp., as well as the mollusk *B. exustus* and the crustacean *C. bisinuatus*. The mid and low reef zones had higher coverage values for the algae *Sargassum vulgare*, *Centroceras clavulatum*, *Chondracanthus acicularis*, *Gracilaria intermedia*, and *Hydropuntia caudata*, as well as the polychaete *P. caudata* and the colonial cnidarians *S. stellata* and *Z. sociatus*. These results suggest this zonation for all the reefs studied, except for Meireles (Table 1). We observed that the coral *S. stellata* was dominant in the low zone of the Meireles and Dois Coqueiros reefs. By contrast, in the Paracuru reef, the low zone of the reef was dominated by *S. vulgare* (Table 1).

The highest percentage of consolidated substrate (without biological cover) was observed in the two reefs near Fortaleza (Meireles and Dois Coqueiros). The data demonstrated a gradual increase in the percentage of unconsolidated substrate when moving westward from the coast (Table 2). The reefs with the greatest species richness, diversity, and evenness were Taíba and Pacheco (Table 3). The lowest diversity and species richness, as well as the highest evenness, was observed in the Meireles reef, located in Fortaleza city. We identified a significant increase in diversity and species richness, but not evenness, from the high to low zones of all reefs (Tables 2 and 3).

The cluster analysis indicated higher similarity between the Dois Coqueiros and Pacheco reefs (Fig. 2). The dendrogram based on the intertidal sub-zones revealed five groups (Fig. 3): group 1, composed of the Dois Coqueiros and Pacheco reefs, which were grouped according to the high and mid zones; group 2, formed of all zones in Paracuru; group 3, composed mainly of the mid and low zones in the Meireles reefs, but including the low zone in Dois Coqueiros; group 4, composed mainly of the Taíba reef, which were grouped according to the high and mid zones; and group 5, formed by the low zones of the Taíba and Pacheco reefs. The IndVal scores for the zones indicated that 6 taxa served as indicators (IndVal, $p < 0.05$; Table 4). The results of PERMANOVA revealed significant

Table 1
Occurrence of the sessile benthic community in tropical intertidal sandstone reefs (Ceará west coast, Tropical Southwestern Atlantic).

Taxa	Meireles			Dois coqueiros			Pacheco			Taiba			Paracuru		
	H	M	L	H	M	L	H	M	L	H	M	L	H	M	L
Chlorophyta															
<i>Caulerpa prolifera</i> (Forsskål) J.V. Lamouroux, 1809	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0
<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskål) J. Agardh, 1873	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0
<i>Caulerpa sertularioides</i> (S.G. Gmelin) M.A. Howe, 1905	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0
<i>Cladophora</i> sp. Kützing, 1843	0	0	0	0	0	0	0	0	0.6	0	0	0	14.7	0	0
<i>Ulva fasciata</i> Delile, 1813	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.6	11	14.7	0	0	0
<i>Ulva flexuosa</i> Wulfen, 1803	0	0	0	17.9	2.5	0	33.7	5.2	0	0.7	0	0	0	0	0
<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus, 1753	0	0	0	7	18.3	0	30.3	18.7	21.3	0	0	0	1.1	6	6.7
Ochrophyta															
<i>Dictyota menstrualis</i> (Hoyt) Schnetter, Hörning & Weber-Peukert, 1987	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.3	0
<i>Sargassum</i> sp. C. Agardh, 1820	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.4
<i>Sargassum vulgare</i> C. Agardh, 1820	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23.5	49.1
Rhodophyta															
<i>Acanthophora spicifera</i> (M. Vahl) Borgesen, 1910	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0.5	0	0	0
<i>Centroceras clavulatum</i> (C. Agardh) Montagne, 1846	0	0	0	0	1.4	30	0.8	1.6	0	1.7	5.5	0	0	0	0
<i>Chondracanthus acicularis</i> (Roth) Fredericq in Hommersand, Guiry, Fredericq & Leister, 1993	0	0	17	0	1.2	0	0	0	6	0	0.9	26.7	0	0	0
<i>Gracilaria intermedia</i> J. Agardh, 1901	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0.2	0	8.1	0	0	0.2
<i>Hydroponia caudata</i> (J. Agardh) Gurgel and Fredericq, 2004	0	0	0	0	0	0	0	0	7.9	0	0	2.5	0	0.1	0
<i>Hypnea musciformes</i> (Wulfen) J.V. Lamouroux, 1813	0	0	0	0	0.9	0	0	0	1.4	0.3	0.6	1.7	12.1	21.2	0
<i>Pterocladia bartlettii</i> (W.R. Taylor) Santelices, 1998	0	0	0	0	0	0	0.6	7.5	16.1	0	0	0	0	0	0
<i>Pterocladia caerulescens</i> (Kützing) Santelices and Hommersand, 1997	0	9.9	12	0	0	4.5	0	0	1.1	0	0	3	0	0	0
Angiosperma															
<i>Halodule wrightii</i> Ascherson, 1868	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.5
Cnidaria															
<i>Siderastrea stellata</i> Verrill, 1868	0	0.4	6.1	0	0	1.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Zoanthus sociatus</i> (Ellis, 1768)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5	0	0	0
Mollusca															
<i>Brachidontes exustus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27.9	3.6	0	0	0	0
Anellida															
<i>Phragmatopoma caudata</i> Krøyer in Mörch, 1863	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.2	14.5	0	0	0
Crustacea															
<i>Chthamalus bisinuatus</i> (Pilsbry, 1916)	0	2.1	13.7	5.4	3.3	0	24	0	0	0	1.2	0	0	0	0

Divisions of the intertidal reef: H = High, M = Mid, L = Low.

differences between the reefs and intertidal sub-zones ($p < 0.001$) as well as interaction between the reef and intertidal sub-zones ($p < 0.001$).

3.2. Environmental pressure index, species richness, Shannon's diversity, and Pielou's evenness

The REPI varied between 1.37 and 38.36, and the REPI values increased as the percentage of urban area increased near the reefs (Table 5). The reef environments with the highest REPI were those under higher anthropogenic pressure (Table 5). There was a significant negative relationship between richness and REPI ($R^2 = 0.82$, $p = 0.03$; Fig. 4). After the separation of different anthropogenic pressures, the percentage of urban areas, beach kiosks and restaurants, fish markets, storm sewers, and jetties showed a negative relationship with species richness (Fig. 5).

The rarefaction test (EcoTest.sample) indicated a significant difference in species richness between the reefs ($p < 0.01$). The rarefaction curves revealed the greatest richness in the Taiba and Paracuru reefs and the lowest richness in the Meireles reefs of Fortaleza city (Fig. 6).

4. Discussion

4.1. Spatial variation of the benthic community structure of sessile organisms in intertidal reefs

The results identified the dominance of marine macroalgae

when compared with the sessile benthic fauna in all of the sandstone reefs evaluated, as well as higher species richness and diversity in the low zone of the intertidal reefs. The low zone has greater contact with seawater and less exposure to air (Rabelo et al., 2015). Therefore, the high zones (e.g., rocky shores) are presumably dominated by the few species that are tolerant to desiccation. *Ulva* and *Cladophora* spp. had higher coverage values in the upper zones of the Dois Coqueiros, Pacheco, and Taiba reefs. The global success and high abundance of *Ulva* species in the high intertidal zones has prompted detailed investigations of their cellular mechanisms (Holzinger et al., 2015). According to Einav et al. (1995), *U. lactuca* is tolerant to temperature variations, as well as to desiccation and variations in salinity levels. However, the mid and low zones had a greater abundance of red and brown algae. The exposure of macroalgae to air for extended periods of time is a stress factor that promotes the development of more tolerant species (Lobban and Harrison, 1994).

Only the Dois Coqueiros reef showed lower values for the descriptors of the communities (richness, diversity, and evenness) in the low intertidal sub-zone. This may be due to the higher percentage of the alga *Centroceras clavulatum* and the coral *S. stellata*. The dominance of *C. clavulatum* compared with other macroalgae in the low zone of the reef resulted in lower evenness, which favored lower diversity in this reef zone. Only the Meireles reef did not show clear zoning, which is probably due to greater environmental degradation in this area.

Our results provide new information, although spatial variation of the benthic sessile community structure in intertidal sandstone

Table 2
Coverage (%) and ecological indices of sessile benthic communities in tropical reefs (Ceará west coast, Tropical Southwestern Atlantic).

Descriptors	Meireles			Dois coqueiros			Pacheco			Taiba			Paracuru		
	H	M	L	H	M	L	H	M	L	H	M	L	H	M	L
Empty consolidated substrate by zone (n = 10)	97.1	85	40.4	50.3	58.2	53.9	5.7	38.9	2.6	9	24.1	16.3	0	0	0
Empty unconsolidated substrate by zone (n = 10)	2.9	2.6	10.8	19.4	14.2	10	4.9	28.1	35	54.6	50.8	11.5	72.1	48.3	37.1
Species richness (S) by zone (n = 10)	0	3	4	3	6	3	5	4	8	6	8	9	3	8	5
Shannon-Wiener diversity index (H') by zone (n = 10)	0	0.59	1.33	0.96	1.14	0.55	1.16	1.10	1.67	0.78	1.56	1.67	0.83	1.08	0.75
Pielou's evenness (J) by zone (n = 10)	0	0.54	0.96	0.87	0.64	0.50	0.72	0.79	0.80	0.43	0.75	0.76	0.75	0.52	0.47
Empty consolidated substrate by reef	74.2			54.1			15.7			16.5			0		
Empty unconsolidated substrate by reef	5.5			14.5			22.7			39			52.5		
Total richness (S)	4			8			11			13			11		
Shannon-Wiener diversity index (H') by reef	1.31			1.58			1.75			1.95			1.38		
Pielou's evenness (J) by reef	0.95			0.76			0.73			0.76			0.57		
REPI	38.36			31.12			23.48			1.37			9.80		

Intertidal sub-zones: H = High, M = Mid, L = Low.
REPI, relative environmental pressure index.

Table 3
Descriptive data (mean and standard deviation) of Shannon-Wiener diversity index, Pielou's evenness, and species richness.

Reefs/zones	Shannon-wiener diversity index	Pielou's evenness	Species richness
Dois Coqueiros (n = 30)	0.26 ± 0.32	0.38 ± 0.46	1.3 ± 0.7
Low (n = 10)	0.22 ± 0.31	0.32 ± 0.44	1.2 ± 0.8
Mid (n = 10)	0.26 ± 0.33	0.37 ± 0.48	1.4 ± 0.5
High (n = 10)	0.31 ± 0.33	0.45 ± 0.48	1.4 ± 0.7
Meireles (n = 30)	0.10 ± 0.21	0.15 ± 0.31	0.7 ± 0.8
Low (n = 10)	0.24 ± 0.31	0.34 ± 0.44	1.3 ± 0.7
Mid (n = 10)	0.07 ± 0.14	0.09 ± 0.20	0.7 ± 0.8
High (n = 10)	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Pacheco (n = 30)	0.64 ± 0.35	0.70 ± 0.34	2.3 ± 1.0
Low (n = 10)	0.78 ± 0.36	0.79 ± 0.30	2.7 ± 1.1
Mid (n = 10)	0.54 ± 0.40	0.59 ± 0.42	1.9 ± 1.2
High (n = 10)	0.61 ± 0.27	0.74 ± 0.28	2.2 ± 0.6
Paracuru (n = 30)	0.29 ± 0.32	0.35 ± 0.36	1.7 ± 1.1
Low (n = 10)	0.34 ± 0.29	0.41 ± 0.31	1.8 ± 0.9
Mid (n = 10)	0.35 ± 0.39	0.38 ± 0.35	2.0 ± 1.5
High (n = 10)	0.18 ± 0.29	0.25 ± 0.42	1.2 ± 0.6
Taiba (n = 30)	0.49 ± 0.45	0.49 ± 0.38	2.0 ± 1.4
Low (n = 10)	0.70 ± 0.48	0.63 ± 0.29	2.9 ± 1.5
Mid (n = 10)	0.51 ± 0.47	0.51 ± 0.45	1.8 ± 1.5
High (n = 10)	0.25 ± 0.31	0.32 ± 0.36	1.4 ± 1.0
Overall total (n = 150)	0.36 ± 0.36	0.41 ± 0.41	1.6 ± 1.2
Low total (n = 50)	0.46 ± 0.35	0.50 ± 0.36	2.0 ± 1.0
Mid total (n = 50)	0.35 ± 0.35	0.39 ± 0.38	1.56 ± 1.1
High total (n = 50)	0.27 ± 0.24	0.35 ± 0.31	1.26 ± 0.58

reefs located in the coastal area of Ceará, Brazil (Tropical Southwestern Atlantic, *sensu* Spalding et al., 2007) remains understudied. According to Matthews-Cascon and Lotufo (2006), there is a distinct intertidal zone of algae and various types of animals between the low tide and the supralittoral zone. However, there are few published studies on species composition, abundance, or community descriptors between the different strata of these type of reefs (see Rabelo et al., 2015 for data on zoanthids).

The intertidal reefs of the tropical coast analyzed in the present study exhibited relatively high spatial biological heterogeneity, as shown by the IndVal and cluster analysis. However, there was greater similarity between the Dois Coqueiros and Pacheco reefs, most likely due to their geographical proximity (<5 km) (Fig. 1) and the consequent influence of similar environmental conditions.

4.2. Relationship between the REPI and species richness, Shannon's diversity, and Pielou's evenness on intertidal reefs

Through this study, we have provided the first demonstration of a significant negative relationship between the REPI and species richness in intertidal reefs of the Tropical Southwestern Atlantic. Oigman-Pszczol and Creed (2011) investigated subtidal rocky shores with a similar aim, but did not find a relationship between the REPI and community descriptors. This difference may be due to the location of our study, which was more exposed to direct anthropogenic impacts (see Table 4).

The species richness showed a significant negative relationship with the REPI. Previous studies found similar results for richness in intertidal communities of other reef types (Johnston and Roberts, 2009; Scherner et al., 2013). Anthropogenic pressure tends to

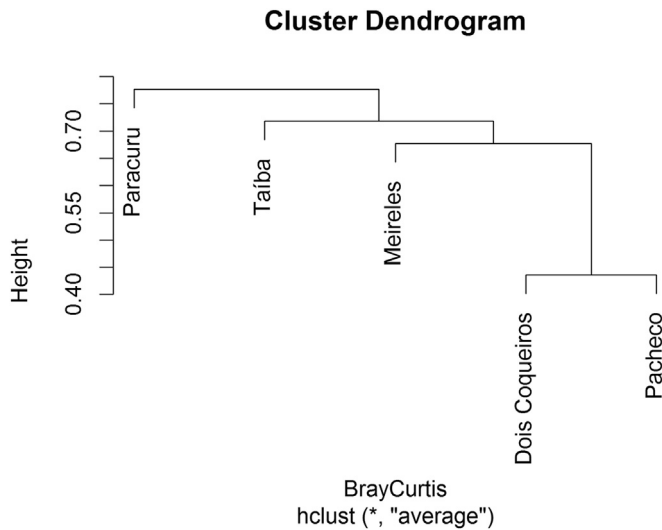


Fig. 2. Cluster analysis (UPGMA) between the sample areas by species inferred from the Bray-Curtis dissimilarity index (transformed data: $\log_e(x + 1)$). The cophenetic correlation was 0.84.

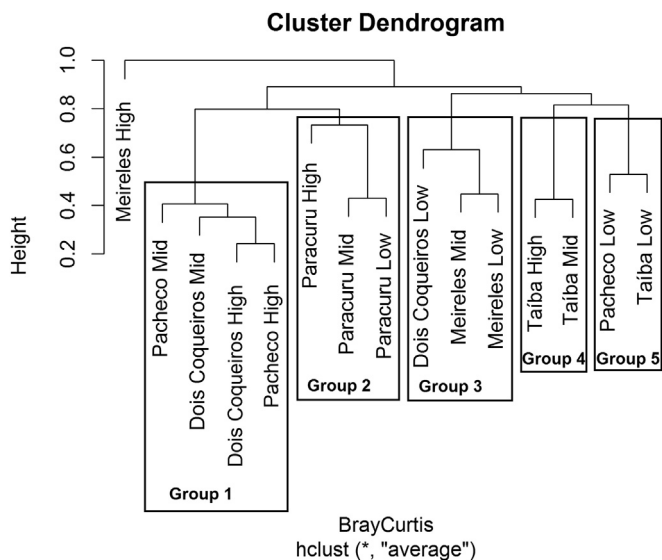


Fig. 3. Cluster analysis (UPGMA) between the strata of the sampling areas per species inferred from the Bray-Curtis dissimilarity index (transformed data: $\log_e(x + 1)$). The cophenetic correlation was 0.86. The high zone of the Meireles reef was removed from the clusters due to the absence of species.

remove certain particularly vulnerable species entirely; thus, species richness seems to be the most sensitive indicator of human impact in these environments. This study identified a reduction in the richness of species, but the relative abundance of species was proportional or the same, resulting in overall increased evenness. For example, in the Fortaleza reef (the area with the highest REPI), species richness was lower, but evenness was high, with the few species present showing similar abundances. Scherner et al. (2013) showed that the relationship between certain aspects of urbanization and ecological indices was stronger and more significant in the following ascending order: Pielou's index, Shannon-Wiener index, and species richness. According to Wells et al. (2007), a decrease in species richness may demonstrate the loss of ecological quality from ecosystems. The large-scale consequences of biodiversity loss are unknown, but the potential recovery, productivity,

Table 4

Results of indicator value (IndVal) analysis in relation to the groups defined according to the Bray-Curtis dissimilarity index by intertidal sub-zone.

IndVal result			
Species	Group	Indicator value	Probability
<i>Ulva flexuosa</i>	1	0.97	0.002
<i>Siderastrea stellata</i>	3	1.00	0.010
<i>Pterocladia caerulensis</i>	3	0.81	0.016
<i>Brachidontes exustus</i>	4	1.00	0.026
<i>Hydropuntia caudata</i>	5	0.99	0.016
<i>Gracilaria intermedia</i>	5	0.97	0.037

and maintenance of the ecosystem, as well as water quality, decreased exponentially with its decline (Worm et al., 2006). This phenomenon may occur because the coastal zone and existing ecosystems have high biodiversity that offers a supply of environmental goods and services (Kaiser et al., 2005). Therefore, these ecosystems are more affected by the multiple, increasing anthropogenic activities in recent years (Halpern et al., 2015), which can sometimes have long-term irreversible effects.

The REPI has a clear relationship with species loss. This index considers both the quantity and quality of anthropogenic pressure based on several indicators, although some of these indicators may be correlated. However, it is also important to assess the independent relationships of various anthropogenic pressures on species richness, since the actual force of each anthropogenic pressure on benthic communities varies according to their location. Separation of these pressures, which were previously grouped in a single index, allows for identification of the factors that most strongly affect benthic communities with greater or lesser intensity. Halpern et al. (2015) reported that little is known regarding the human stressors causing major changes in marine biodiversity for many regions. The results of the present study indicate that the percentage of urban areas, and the presence of storm sewers, beach kiosks, beachfront restaurants, fish markets, and jetties (structures developed for the control of coastal erosion) showed a negative relationship with species richness in these intertidal reefs. The use of the REPI allowed for an indirect evaluation of the effects of pollution, erosion, and siltation on the structure of sessile benthic communities.

The percentage of urban areas, storm sewers, beach kiosks and beachfront restaurants, and jetties could simultaneously explain the reduction of species. According to Vieira et al. (2011), storm sewers are local sources of fecal pollution on the beaches in the Fortaleza coastal zone, which are used for the flow of sewage through illegal connections. In many places, drainage systems are used for discharging waste from hotels, marinas, fish markets, beachfront restaurants, and beach kiosks, contributing to the increase in pollution in tourism-heavy cities with high population densities (Davenport and Davenport, 2006), such as Fortaleza. This hypothesis is corroborated by research conducted on the anthropogenic impacts in Fortaleza by Cavalcante et al. (2009, 2012), Buruaem et al. (2012), Nilin et al. (2013), and Almeida et al. (2016). These recent studies have shown that unplanned urbanization, a lack of sanitation, and demographic growth have caused losses of water quality through increased organic contaminants, heavy metals, and nutrients.

Increases in nutrients in the water supply decreases species richness by increasing the biomass of opportunistic species (Borowitzka, 1972; Díez et al., 1999; Tewari and Joshi, 1988); this phenomenon is spreading in coastal areas worldwide (McGlashery, 2001; Schaffelke et al., 2005). In this context, the ecological status of aquatic ecosystems has often been associated with differences in abundance between perennial and opportunistic species (Guinda

Table 5
Tropical reefs, relative environmental pressure index (REPI), and their values and weights in Ceará west coast, Tropical Southwestern Atlantic.

Coastal reefs	Reef area (ha)	Urban development		Coastal structures					Fishing activity	REPI
		Urban area (ha)	Percentage of urban areas (%)	Beach kiosks and restaurants (N)	Jetties (N)	Fish markets (N)	Storm sewers (N)	Port ships (N)	Fishing sheds (N)	
1. Meireles	4.35	12,408.34	82.72	30	2	1	7	1	0	38.36
2. Dois Coqueiros	10.17	10,811.20	72.07	5	0	0	0	0	0	31.12
3. Pacheco	13.62	8201.63	54.67	0	0	0	0	0	1	23.48
4. Taíba	12.81	413.36	2.75	1	0	0	0	0	3	1.37
5. Paracuru	25.91	3279.40	21.86	1	0	0	0	1	5	9.80
Weight	–	–	9	1	3	1	3	3	1	–

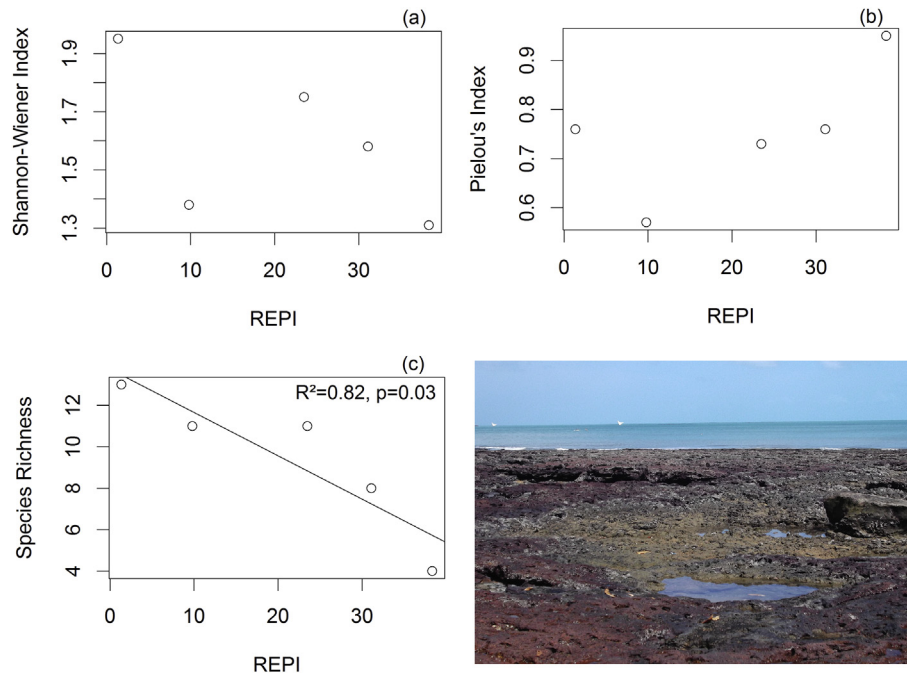


Fig. 4. Relationship between the relative environmental pressure index (REPI) and (a) Shannon's diversity, (b) Pielou's evenness, and (c) Species richness on tropical reefs.

et al., 2008; Martins et al., 2012; Orfanidis et al., 2001, 2003; Scherner et al., 2013), and this difference has led to the loss of biodiversity (Scherner et al., 2013). In an increasing anthropogenic pressure gradient near Fortaleza, it is expected that the most sensitive species, generally the most specialized or k-selected species, would be gradually replaced by pollution-tolerant and indicator species, which are typically opportunistic or more r-selected species (Guinda et al., 2008). However, according to Ballesteros et al. (2007), we should also consider the effects of natural history and empirical evidence, because resistance to pollution cannot be explained only by the r-K selection theory (Pianka, 1970). Our results seem to support this assertion, because we observed the presence of perennial species in all reefs, and a high abundance of green macroalgae as biological indicators, even on the reefs with low REPI values.

According to Thornber et al. (2008), increases in the biomass of algae of the genus *Ulva* are good indicators of natural or anthropogenic additions of nitrogen to the water. In the Paracuru and Taíba reefs, which had the lowest percentage of urban areas and REPI values, we observed a higher percentage of area covered by the algae *Cladophora*, *Ulva fasciata*, and *U. lactuca*. Martins et al. (2012) reported that the presence or high abundance of *Ulva* spp. (see IndVal analysis) in preserved areas indicated that disturbances

caused by anthropogenic activities and changes in water quality may be occurring on a large scale. However, in the present study, algae belonging to the genus *Ulva* were not present in the Meireles reef, which had the highest percentage of urban areas and REPI values. Instead, we observed only two marine macroalgae, *C. acicularis* and *Pterocladia bartlettii*, in this tropical reef. The low richness indicates that this reef is under the influence of intense human pressure, including that caused by storm sewers (many of which are used for the flow of sewage through illegal connections).

Another important result is the relationship between jetties and species richness. Paula et al. (2013) showed changes in the coastal sediment balance in a sea-front region of Fortaleza due to engineering structures. Such changes lead to silting and erosion, both of which affect the benthic communities of reefs. Bezerra et al. (2007) emphasized that aspects of coastal dynamics were not evaluated in Mucuripe Harbor (Fortaleza city), and that the impacts were generated approximately 20–30 km west of this city, including the erosion/siltation of beaches, and consequently, of intertidal reefs. The construction of a jetty resulted in a change in sediment transport, which occurred naturally in the east–west direction and in the sheltered areas. Moreover, the current diffraction induced by the jetty caused siltation (Maia et al., 1998).

The results of the present study indicate the presence of a large

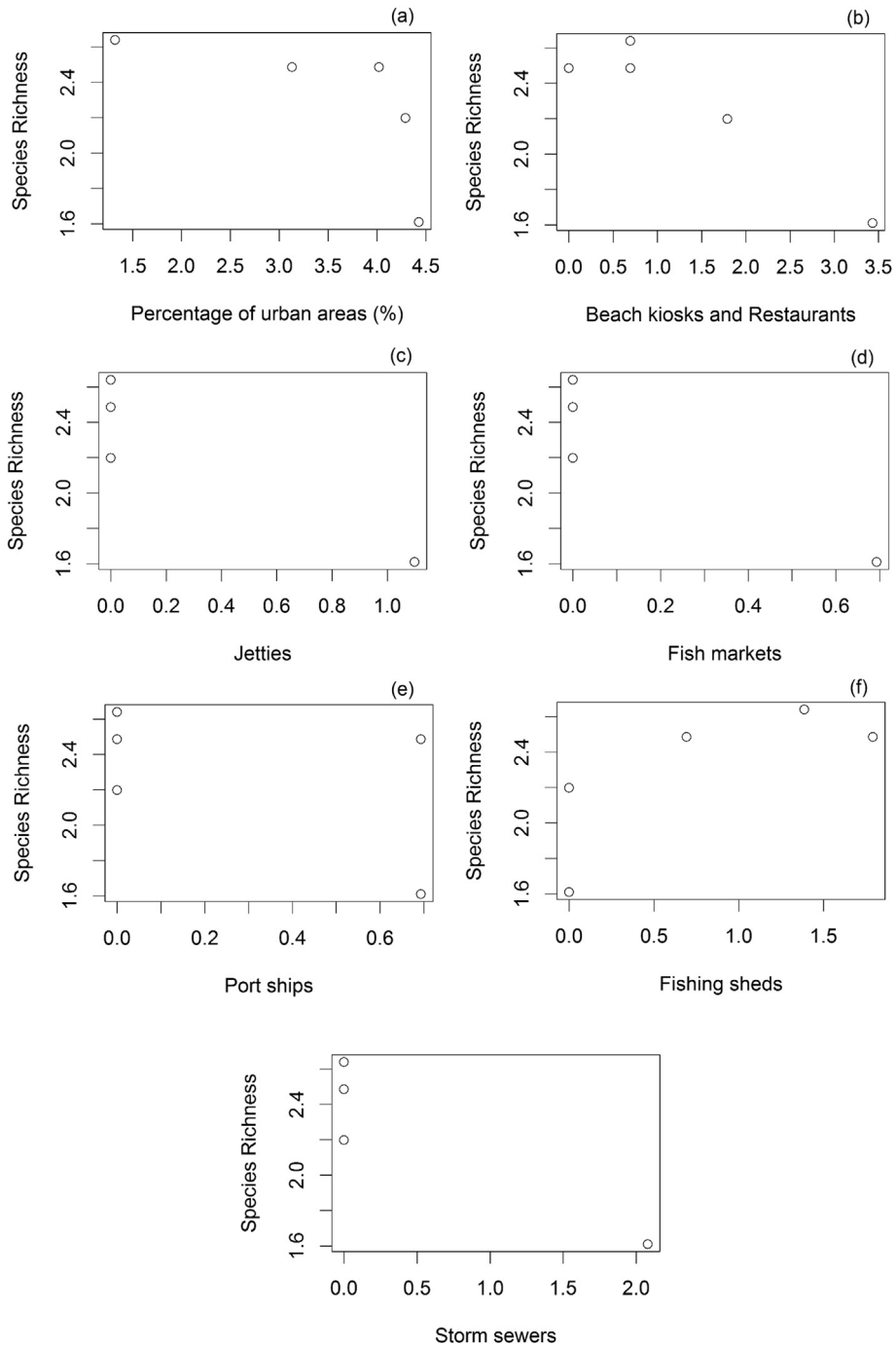


Fig. 5. Relationship between different anthropogenic pressures and species richness (data transformed using $\log_e(x + 1)$).

quantity of sediment on these reefs, increasing in the westward direction. The reefs covered by fine and mobile sediments do not provide a solid and stable substrate for the establishment of algal spores, coral larvae, and juvenile stages of other sessile organisms (Furnas, 2003). Oigman-Pszczol et al. (2004) compared the presence of corals with the percentage of consolidated and unconsolidated substrate on rocky shores and found that the increased presence of empty space may be due to high sedimentation rates. In the Meireles and Dois Coqueiros reefs, the low percentage of sand on the reefs may have allowed for the establishment of the coral *S. stellata*, particularly in the low zones of the reef, due to the lower stress situation. Erfemeijer et al. (2012) observed that sediment

deposition and suspended sediment affect reef community structure differently, selecting for adapted species such as the coral *S. stellata*. The coral *S. stellata* (a common species) is very resilient to sedimentation and other environmental factors, including temperature and turbidity, and is considered an indicator of anthropogenic stress in tropical reefs (Oigman-Pszczol et al., 2004). This species possesses large polyps (Menezes et al., 2014) that are less susceptible to the effect of sediments, and belongs to a genus known to be capable of actively removing sediments (Lirman and Manzello, 2009). However, coverage for longer periods (e.g., weeks or months) is lethal to virtually all species (Erfemeijer et al., 2012; Lins de Barros and Pires, 2006). For example, the coastal reefs

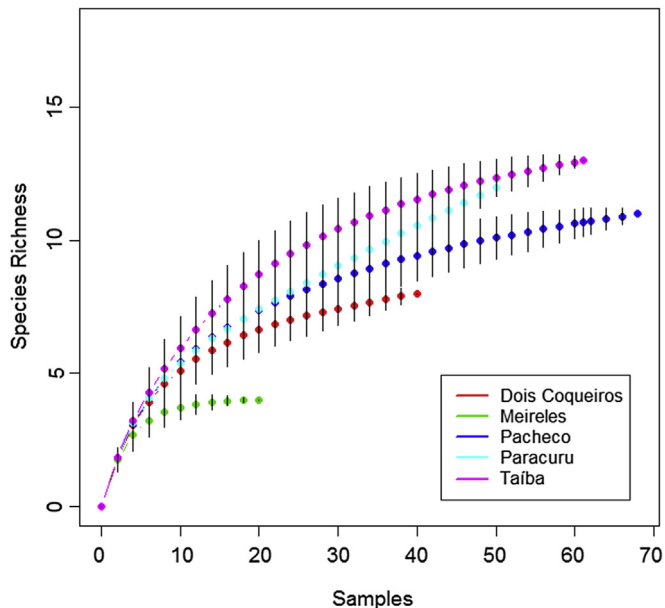


Fig. 6. Rarefaction curves of species richness in the tropical reefs (Ceará west coast, Tropical Southwestern Atlantic). Error bars indicate the 95% confidence intervals.

of Asia are experiencing widespread deterioration, largely as result of siltation caused by human disturbance (Fortes, 2001).

In the Paracuru reef, the greater presence of sand on the reef may have favored the development of *Sargassum* in the low zones. The large size of *Sargassum* reduces the probability of being covered by sediments. According to Lobban and Harrison (1994), the movement of water involves sedimentation, which is harmful to algae and other sessile organisms; however, some species are tolerant of sedimentation, and others have a competitive advantage in areas under sedimentation stress.

Despite their ecological and socio-economic relevance, scientific knowledge of benthic communities, intertidal variation, and anthropogenic pressure in tropical sandstone reefs is scarce. The few studies published on the Tropical Southwestern Atlantic coast were conducted on coralline algal or coral reefs (Francini Filho et al., 2013; Leão et al., 2003, 2010), whereas data on the benthic communities of intertidal sandstone reefs in the tropical coast are practically nonexistent. According to Murray et al. (1999), the association between the loss of species richness and pollution from the release of domestic and industrial effluents is well established in the literature. Nevertheless, the results presented herein have not been previously demonstrated in tropical reef ecosystems or considered in studies evaluating multiple anthropogenic pressures. Johnston and Roberts (2009) observed that the anthropogenic impact on benthic reef diversity has rarely been assessed, despite the recognition that reefs are subjected to a variety of anthropogenic pressures. Elucidating the factors that negatively influence the structure of the benthic community of these reefs is essential to better monitoring programs and prevent possible anthropogenic impacts on these environments.

5. Conclusions

Our study contributes new knowledge to the distribution patterns of benthic assemblages in this scarcely known region of the Tropical Southwestern Atlantic coast. We corroborate the hypothesis of Roberts et al. (2002), in that the areas of highest species richness such as tropical reefs are under the greatest threat from

anthropogenic activities. We emphasize that future studies on the multiple anthropogenic impacts to biological communities should use multiple indicators to identify the factors that have the largest impact on tropical marine biodiversity. The index (REPI) used in this work can be tested in many intertidal reefs as well as other environments worldwide, especially those in tropical areas.

It is important to monitor how tropical ecosystems respond to, and possibly adapt to, a changing environment when several factors are acting simultaneously. Therefore, more studies on the resilience of intertidal sandstone communities and the effects of anthropogenic pressures are needed for the management and adoption of conservation policies. The present results highlight the need for better infrastructure planning and rigorous monitoring, since the large influence of multiple human pressures in tropical reefs clearly leads to biodiversity losses.

Acknowledgments

Funding: This study was supported by the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) [grant nos. 479198/2012-8 and 233808/2014-0]. SR is grateful for the support of the Generalitat de Catalunya to MERS [2014 SGR – 1356].

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data related to this article can be found at <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.07.005>.

References

- Alberti, M., Booth, D., Hill, K., Coburn, B., Avolio, C., Coe, S., Spirandelli, D., 2007. The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: an empirical analysis in Puget lowland sub-basins. *Landsc. Urban Plan.* 80, 345–361. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.08.001>.
- Almeida, L.T., Pantalena, A.F., Almeida, B.S., Olimpio, J.L.S., Soares, M.O., 2016. Evaluating ten years of management effectiveness in a mangrove protected area. *Ocean Coast. Manag.* 125, 29–37. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.03.008>.
- Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* 26, 32–46. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>.
- Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S., García, M., Mangalajalo, L., De Torres, M., 2007. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European water framework directive. *Mar. Pollut. Bull.* 55, 172–180. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.038>.
- Bezerra, M.O., Pinheiro, L., Morais, J.O., 2007. Shoreline changes of the mucuripe harbour zones (Fortaleza-Ceará, Northeast of Brazil). *J. Coast. Res.* 50, 1163–1167. <http://www.cerf-jcr.org/images/stories/Shoreline%20Change%20of%20the%20Mucuripe%20Harbour%20Zones%20Fortaleza-Cear%20Northeast%20of%20Brazil%201972%20-%202003%20M.O.%20Bezerra%20L.%20Pinheiro%20and%20J.O.Morais%20Pg%201163-1167.pdf>.
- Vilas Boas, G.S., Sampaio, F.J., Pereira, A.M.S., 2001. The Barreiras Group in the Northeastern coast of the State of Bahia, Brazil: depositional mechanisms and processes. *An. Acad. Bras. Ciências* 73 (3), 417–427. <http://dx.doi.org/10.1590/S0001-37652001000300010>.
- Borowitzka, M.A., 1972. Intertidal algae species diversity and the effect of pollution. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 23, 73–84. <http://dx.doi.org/10.1071/MF9720073>.
- Bray, J.R., Curtis, J.T., 1957. An ordination of the upland forest communities in southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27, 325–349. <http://www.geobotany.org/teaching/biol474/journals/Bray1957v27n4.pdf>.
- Buruaem, L.M., Hortellani, M.A., Sarkis, J.E., Costa-Lotufo, L.V., Abessa, D.M.S., 2012. Contamination of port zone sediments by metals from Large Marine Ecosystems of Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 64 (3), 479–488. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.017>.
- Cavalcante, R.M., Sousa, F.W., Nascimento, R.F., Silveira, E.R., Freire, G.S., 2009. The impact of urbanization on tropical mangroves (Fortaleza, Brazil): evidence from PAH distribution in sediments. *J. Environ. Manag.* 91, 328–335. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.08.020>.
- Cavalcante, R.M., Sousa, F.W., Nascimento, R.F., Silveira, E.R., Viana, R.B., 2012. Influence of urban activities on polycyclic aromatic hydrocarbons in precipitation: distribution, sources and depositional flux in a developing metropolis, Fortaleza, Brazil. *Sci. Total Environ.* 414, 287–292. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.10.050>.
- Cayuela, L., Gotelli, N.J., 2015. Ecological and Biogeographical Null Hypotheses for

- Comparing Rarefaction Curves. Package 'rareNMtests'. Available at: <https://cran.r-project.org/web/packages/rareNMtests/rareNMtests.pdf>.
- Cayuela, L., Gotelli, N.J., Colwell, R.K., 2015. Ecological and biogeographic null hypotheses for comparing rarefaction curves. *Ecol. Monogr.* 85 (3), 437–455. <http://dx.doi.org/10.1890/14-1261.1>.
- Davenport, J., Davenport, J.L., 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: a review. *Estuarine. Coast. Shelf Sci.* 67, 280–292. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2005.11.026>.
- Dias, F.J.S., Castro, B.M., Lacerda, L.D., 2013. Continental shelf water masses off the Jaguaribe River (4S), northeastern Brazil. *Cont. Shelf Res.* 66, 123–135. <http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2013.06.005>.
- Díez, I., Secilla, A., Santolaria, A., Gorostiaga, J.M., 1999. Phyto-benthic intertidal community structure along an environmental pollution gradient. *Mar. Pollut. Bull.* 38, 463–472. [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)90161-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(98)90161-8).
- Einav, R., Breckle, S., Beer, S., 1995. Ecophysiological adaptation strategies of some intertidal marine macroalgae of the Israeli Mediterranean coast. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 125, 219–228. <http://www.int-res.com/articles/meps/125/m125p219.pdf>.
- Erfteimeijer, P.L.A., Riegl, B., Hoeksema, B.W., Todd, P.A., 2012. Environmental impacts of dredging and other sediment disturbances on corals: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 1737–1765. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.05.008>.
- Floeter, S.R., Krohling, W., Gasparini, J.L., Ferreira, C.E.L., Zalmon, I.R., 2007. Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environ. Biol. Fishes* 78, 147–160. <http://dx.doi.org/10.1007/s10641-006-9084-6>.
- Fortes, M.D., 2001. The effects of siltation on tropical coastal ecosystems. In: Wolanski, E. (Ed.), *Oceanographic Processes of Coral Reefs: Physical and Biological Links in the Great Barrier Reef*. CRC Press, Boca Raton, pp. 93–112 (2001).
- Fox, J., Sanford, W., 2016. An {R} Companion to Applied Regression, second ed. Sage, Thousand Oaks CA. Available at: <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>.
- Francini-Filho, R.B., Coni, E.O.C., Meirelles, P.M., Amado-Filho, G.M., Thompson, F.L., Pereira-Filho, G.H., 2013. Dynamics of coral reef benthic assemblages of the abrolhos bank, eastern Brazil: inferences on natural and anthropogenic drivers. *PLoS One* 8, e54260. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0054260>.
- Furnas, M.J., 2003. Catchments and Corals: Terrestrial Runoff to the Great Barrier Reef. Australian Institute of Marine Science, CRC Reef, Townsville, Australia, 334pp. Available at: <http://epubs.aims.gov.au/handle/11068/6477>.
- Gall, E.A., Le Duff, M., Sauriau, P.G., de Casamajor, M.N., Gevaert, F., Poisson, E., Hacquebert, P., Joncourt, Y., Barillé, A.L., Buchet, R., Breret, M., Miossec, L., 2016. Implementation of a new index to assess intertidal seaweed communities as bioindicators for the European Water Framework Directory. *Ecol. Indic.* 60, 162–173. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.035>.
- Garmany, J., 2011. Situating Fortaleza: urban space and uneven development in northeastern Brazil. *Cities* 28, 45–52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cities.2010.08.004>.
- Goodsell, P.J., Underwood, A.J., Chapman, M.G., 2009. Evidence necessary for taxa to be reliable indicators of environmental conditions or impacts. *Mar. Pollut. Bull.* 58, 323–331. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.10.011>.
- Gotelli, N.J., Ellison, A.M., 2011. *Princípios de estatística em ecologia*. Artmed, Porto Alegre, 528p.
- Guinda, X., Juanes, J.A., Puente, A., Revilla, J.A., 2008. Comparison of two methods for quality assessment of macroalgae assemblages, under different pollution types. *Ecol. Indic.* 8, 743–753. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.01.004>.
- Guiry, M.D., Guiry, G.M., 2016. *AlgaeBase*. World-wide Electronic Publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>, searched on 12 June 2016.
- Halpern, B.S., Selkoe, K.A., Micheli, F., Kappel, C.V., 2007. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conserv. Biol.* 21, 1301–1315. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00752.x>.
- Halpern, B.S., Longo, C., Hardy, D., McLeod, K.L., Samhouri, J.F., Katona, S.K., Kleisner, K., Lester, S.E., O'leary, J., Ranalletti, M., Rosenberg, A.A., Scarborough, C., Selig, E.R., Best, B.D., Brumbaugh, D.R., Chapin, F.S., Crowder, L.B., Daly, K.L., Doney, S.C., Elfes, C., Fogarty, M.J., Gaines, S.D., Jacobsen, K.I., Karrer, L.B., Leslie, H.M., Neeley, E., Pauly, D., Polasky, S., Ris, B., Martin, K., Stone, G.S., Sumaila, U.R., Zeller, D., 2012. An index to assess the health and benefits of the global ocean. *Nature* 488, 615–622. <http://dx.doi.org/10.1038/nature11397>.
- Halpern, B.S., Frazier, M., Potapenko, J., Casey, K.S., Koenig, K., Longo, C., Lowndes, J.S., Rockwood, R.C., Selig, E.R., Selkoe, K.A., Walbridge, S., 2015. Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nat. Commun.* 6 (7615), 1–5. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms8615>.
- Holzinger, A., Herburger, K., Kaplan, F., Lewis, L.A., 2015. Desiccation tolerance in the chlorophyte green alga *Ulva compressa*: does cell wall architecture contribute to ecological success? *Planta* 242, 477–492. <http://dx.doi.org/10.1007/s00425-015-2292-6>.
- Johnston, E.L., Roberts, D.A., 2009. Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: a review and meta-analysis. *Environ. Pollut.* 157, 1745–1752. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2009.02.017>.
- Kaiser, M.J., Attrill, M.J., Jennings, S., Thomas, D.N., Barnes, D.K.A., Brierley, A.S., Polunin, N.V.C., Raffaelli, D.G., Williams, P.J., le, B., 2005. *Marine Ecology: Processes, Systems, and Impacts*, first ed. (First published). Oxford University Press, 557p.
- Leão, Z.M.A.N., Kikuchi, R.K.P., Testa, V., 2003. Coral and coral reefs of Brazil. *Lat. Am. Coral Reefs* 9–52. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-044451388-5/50003-5>.
- Leão, Z.M.A.N., Kikuchi, R.K.P., Oliveira, M.D.M., Soares, V.V., 2010. Status of eastern Brazilian coral reefs in time of climate changes. *Pan Am. J. Aquat. Sci.* 5, 52–63. [http://www.panamjas.org/pdf_artigos/PANAMJAS_5\(2\)_224-235.pdf](http://www.panamjas.org/pdf_artigos/PANAMJAS_5(2)_224-235.pdf).
- Legendre, P., Anderson, M.J., 1999. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecol. Monogr.* 69, 1–24. <http://dx.doi.org/10.2307/2657192>.
- Lins de Barros, M.M., Pires, D.O., 2006. Colony size-frequency distributions among different populations of the scleractinian coral *Siderastrea stellata* in South-western Atlantic: implications for life history patterns. *Braz. J. Oceanogr.* 54, 213–223. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-87592006000300005>.
- Lirman, D., Manzello, D., 2009. Patterns of resistance and resilience of the stress tolerant coral *Siderastrea radians* to sub-optimal salinity and sediment burial. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 369, 72–77. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2008.10.024>.
- Lobban, C.S., Harrison, P.J., 1994. *Seaweed Ecology and Physiology*. Cambridge University Press, 366p.
- Maia, L.P., 1998. *Processos costeros y balance sedimentario ao lo largo de Fortaleza (NE-Brasil): implicaciones para uma gestão adequada de la zona litoral*. Tesis doctoral de la Universidade Barcelona-Espanha, 269p.
- Maia, L.P., Jimenez, J.A., Serra, J., Morais, J.O., 1998. The Coastline of Fortaleza city: a product of environmental impacts caused by the muricupe Harbor. *Arq. Ciências do Mar* 31, 93–100. <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/1177>.
- Marchese, C., 2015. Biodiversity hotspots: a shortcut for a more complicated concept. *Glob. Ecol. Conserv.* 3, 297–309. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2014.12.008>.
- Martins, C.D.L., Arantes, N., Faveri, C., Batista, M.B., Oliveira, E.C., Pagliosa, P.R., Fonseca, A.L., Nunes, J.M.C., Chow, F., Pereira, S.B., Horta, P.A., 2012. The impact of coastal urbanization on the structure of phyto-benthic communities in southern Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 772–778. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.031>.
- (Org) Matthews-Cascon, H., Lotufo, T.M.C., 2006. *Biota marinha da costa oeste do Ceará*, 1a Ed. Ministério do Meio Ambiente (M.M.A), Brasília, v.1. 248p.
- McClathery, K.J., 2001. Macroalgal blooms contribute to the decline of seagrass in nutrient-enriched coastal waters. *J. Phycol.* 37, 453–456. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1529-8817.2001.037004453.x>.
- Menezes, N., Neves, E., Kikuchi, R.K.P., Johnson, R., 2014. Morphological variation in the atlantic genus *Siderastrea* (anthozoa, scleractinia). *Papéis Avulsos Zool.* 54, 199–208. <http://dx.doi.org/10.1590/0031-1049.2014.54.16>.
- Mora, C., Wei, C.L., Rollo, A., Amaro, T., Baco, A.R., Billeit, D., Bopp, L., Chen, Q., Collier, M., Danovaro, R., Gooday, A.J., Grube, B.M., Halloran, P.R., Ingels, J., Jones, D.O.B., Levin, L.A., Nakano, H., Norling, K., Ramirez-Llodra, E., Rex, M., Ruhl, H.A., Smith, C.R., Sweetman, A.K., Thurber, A.R., Tjiputra, J.F., Usseglio, P., Watling, L., Wu, T., Yasuhara, M., 2013. Biotic and human vulnerability to projected changes in ocean biogeochemistry over the 21st century. *PLoS Biol.* 11, e1001682. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pbio.1001682>.
- Murray, S.N., Denis, T.G., Kido, J.S., Smith, J.R., 1999. Human visitation and the frequency and potential effects of collecting on rocky intertidal populations in southern California marine reserves. *CalCOFI Report* 40, 100–106. http://calcofi.org/publications/calcofireports/v40/Vol_40_Murray_et al.pdf.
- Nilin, J., Moreira, L.B., Aguiar, J.E., Marins, R., Abessa, D.M.S., Lotufo, T.M.C., Costa-Lotufo, L.V., 2013. Sediment quality assessment in a tropical estuary: the case of Ceará River, Northeastern Brazil. *Mar. Environ. Res.* 91, 89–96. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.02.009>.
- Oigman-Pszczol, S.S., Creed, J.C., 2011. Can patterns in benthic communities be explained by an environmental pressure index? *Mar. Pollut. Bull.* 62, 2181–2189. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.07.001>.
- Oigman-Pszczol, S.S., Figueiredo, M.A.O., Creed, J.C., 2004. Distribution of benthic communities on the tropical rocky subtidal of armação dos búzios, southeastern Brazil. *Mar. Ecol.* 25 (3), 173–190. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0485.2004.00018.x>.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2016. *Community Ecology Package*. Available at: <https://cran.r-project.org> <https://github.com/vegandevs/vegan>.
- Oliveira, J.P., Sousa-Pinto, I., Weber, G.M., Bertocci, I., 2014. Urban vs. extra-urban environments: scales of variation of intertidal benthic assemblages in north Portugal. *Mar. Environ. Res.* 97, 48–57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.02.005>.
- Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterr. Mar. Sci.* 2, 45–65. <http://dx.doi.org/10.12681/mms.266>.
- Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., 2003. An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecol. Indic.* 3, 27–33. [http://dx.doi.org/10.1016/S1470-160X\(03\)00008-6](http://dx.doi.org/10.1016/S1470-160X(03)00008-6).
- Palumbi, S.R., Barshis, D.J., Traylor-Knowles, N., Bay, R.A., 2014. Mechanisms of reef coral resistance to future climate change. *Science* 23, 895–898. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1251336>.
- Paula, D.P., Dias, J.M.A., Ferreira, O., Morais, J.O., 2013. High-rise development of the sea-front at Fortaleza (Brazil): perspectives on its valuation and consequences. *Ocean Coast. Manag.* 77, 14–23. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.03.004>.
- Pianka, E.R., 1970. On r- and K-selection. *Am. Nat.* 104, 592–597.
- Pridmore, R.D., Thrush, S.F., Hewitt, J.E., Roper, D.S., 1990. Macro-benthic community composition of six intertidal sandflats in Manukau Harbour, New Zealand. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 24 (1), 81–96. <http://dx.doi.org/10.1080/00288330.1990.9516404>.

- Rabelo, E.F., Soares, M.O., Bezerra, L.E.A., Matthews-Cascon, H., 2015. Distribution pattern of zoanthids (Cnidaria: Zoantharia) on a tropical reef. *Mar. Biol. Res.* 11, 1–9. <http://dx.doi.org/10.1080/17451000.2014.962542>.
- Roberts, D.W., 2016. Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. Available at: <http://ecology.msu.montana.edu/labds/r/>.
- Roberts, C.M., McClean, C.J., Veron, J.E.N., Hawkins, J.P., Allen, G.R., McAllister, D.E., Mittermeier, C.G., Schueler, F.W., Spalding, M., Wells, F., Vynne, C., Werner, T.B., 2002. Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science* 295, 1280–1284. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1067728>.
- Rosa Filho, J.S., Almeida, M.F., Aviz, D.E., 2009. Spatial and temporal changes in the benthic fauna of a macrotidal Amazon sandy beach, Ajuruteua, Brazil. *J. Coast. Res. SI 56* (Proceedings of the 10th International Coastal Symposium), pp. – pg. Lisboa, Portugal, ISBN http://e-geo.fcsh.unl.pt/ICS2009/_docs/ICS2009_Volume_II/556_Filho.pdf.
- Schaffelke, B., Mellors, J., Duke, N.C., 2005. Water quality in the Great Barrier Reef region: responses of mangrove, seagrass and macroalgal communities. *Mar. Pollut. Bull.* 51, 279–296. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.025>.
- Scherner, F., Horta, P.A., de Oliveira, E.C., Simonassi, J.C., Hall-Spencer, J.M., Chow, F., Nunes, J.M.C., Pereira, S.M.B., 2013. Coastal urbanization leads to remarkable seaweed species loss and community shifts along the SW Atlantic. *Mar. Pollut. Bull.* 76, 106–115. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.09.019>.
- Selig, E.R., Turner, W.R., Troëng, S., Wallace, B.P., Halpern, B.S., Kaschner, K., Lascelles, B.G., Carpenter, K.E., Mittermeier, R.A., 2014. Global priorities for marine biodiversity conservation. *PLoS One* 9, e82898. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0082898>.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J., 1962. *The Comparison of Dendrograms by Objective Methods*, vol. 11(1). *Taxon*, Berlin, pp. 30–40.
- Spalding, M.D., Fox, H.E., Allen, G.R., Davidson, N., Ferdaña, Z.A., Finlayson, M., Halpern, B.S., Jorge, M.A., Lombana, A., Lourie, S.A., Martin, K.D., McManus, E., Molnar, J., Recchia, C.A., Robertson, J., 2007. Marine Ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience* 57 (7), 573–583. <http://dx.doi.org/10.1641/B570707>.
- Tewari, A., Joshi, H.V., 1988. Effect of domestic sewage and industrial effluents on biomass and species diversity of seaweeds. *Bot. Mar.* 31, 389–397. <http://dx.doi.org/10.1515/botm.1988.31.5.389>.
- Thorner, C.S., DiMilla, P., Nixon, S.W., McKinney, R.A., 2008. Natural and anthropogenic nitrogen uptake by bloom-forming macroalgae. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 261–269. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.10.031>.
- Tittensor, D.P., Mora, C., Jetz, W., Lotze, H.K., Ricard, D., Berghe, E.V., Worm, B., 2010. Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature* 466, 1098–1101. <http://dx.doi.org/10.1038/nature09329>.
- Valentin, J.L., 1995. *Agrupamento e Ordenação*. In: Peres-Neto, P.R., Valentin, J.L., Fernandes, F.A.S. (Eds.), *Tópicos em Tratamento de Dados Biológicos*. *Oecologia Brasiliensis*, vol. 2, pp. 27–55.
- Vieira, R.H.S., De Menezes, F.G.R., Costa, R.A., Marins, R.V., Abreu, I.M., Fonteles-Filho, A.A., De Sousa, O.V., 2011. Storm drains as a source of fecal-derived pollution to Fortaleza city's coastal zone. *Arq. Ciências do Mar* 44, 5–12. <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/7770>.
- Wells, E., Wilkison, M., Wood, P., Scanlan, C., 2007. The use of macroalgal species richness and composition on intertidal rocky seashores in the assessment of ecological quality under the European Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.* 55, 151–161. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.031>.
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B.S., Jackson, J.B.C., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K.A., Stachowicz, J.J., Watson, R., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314, 787–790. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1132294>.
- Zuquette, L.V., Pejon, O.J., Collares, J.Q.S., 2004. Engineering geological mapping developed in the Fortaleza metropolitan region, State of Ceara, Brazil. *Eng. Geol.* 71, 227–253. [http://dx.doi.org/10.1016/S0013-7952\(03\)00136-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0013-7952(03)00136-4).

Universitat Autònoma de Barcelona > Newsroom > [News detail](#)

Coastal Occupation Affects Tropical Reefs in Brazil



A study with the involvement of ICTA-UAB warns of the negative effects of coastal occupation and its environmental impacts on tropical reefs and biodiversity. Researchers state that the conclusions of the study can be compared to what has taken place in Western Mediterranean.

08/09/2016

The article recently published in *Marine Environmental Research* reports that human activities may reduce the number of species in the tropical coast of northeastern Brazil. ICTA-UAB researchers Sergio Rossi and Marcelo de Oliveira Soares, together with other Brazilian scientists, compared the tropical reefs (intertidal rocky reefs) in relation to the presence of marine species (algae, corals, etc.) and the impacts of human activities.

The analysis of the presence of marinas and fishing ports, beach kiosks and beachfront restaurants, urban areas and illegal sewer connections, etc. permitted researchers to obtain an index of impacts of human-induced pressures.

"In areas with the highest number of human activities, we had lower number of species in these tropical reefs, while low impact areas had greater biodiversity" explains Dr. Marcelo de Oliveira Soares, professor at the UFC, researcher at ICTA-UAB and author of the study. The author added that there is very little knowledge on how human impacts may affect the marine biodiversity of tropical reefs.

The results highlight the fact that urbanisation, lack of sanitation, docks and irregular constructions on the beachfront are relevant and negative for marine life. "The coast of Brazil has a rich marine life, but there is a lack of knowledge about its biodiversity. The results indicate the problems of disorderly coastal occupation. Also, they indicate the need for environmental planning to conserve marine biodiversity and the economic activities that depend on it, such as fishing", Marcelo de Oliveira Soares concludes.

"Many of the findings of the study are easily extrapolated to our shores" indicates Sergio Rossi, who adds that "the vulnerability of the coast is a classic that reverts to a worsening of biodiversity and of the health of marine populations". Sergio Rossi insisted that this process has already taken place in the Western Mediterranean coast, causing major changes in fauna and flora.

This work was funded by CNPq (Brazilian National Council for Scientific and Technological Development) and CAPES (Brazilian coordination for the Improvement of Higher Education Personnel).

Original article

Portugal A.B., Carvalho F.L., Carneiro P.B.M., Rossi S., Soares M.O. "Increased anthropogenic pressure decreases species richness in tropical intertidal reefs." *Marine environmental research*, v.120, p.44-54, 2016. DOI:10.1016/j.marenvres.2016.07.005



We are a leading university providing quality teaching in a wide variety of courses that meet the needs of society and are adapted to the new models of the Europe of Knowledge. Our courses provide students with outstanding practical experience, helping them to be better prepared as they enter the professional world. UAB is internationally renowned for its quality and innovation in research.

© Universitat Autònoma de Barcelona 2016 -

Produção científica

Ocupação costeira desordenada diminui a riqueza de espécies nos recifes tropicais

Qui, 11 de Agosto de 2016



Muitas praias brasileiras oferecem aos seus turistas amplas estruturas, a fim de proporcionar conforto e maior contato com a natureza. Se por um lado a ação gera movimentação comercial, por outro pode ser um claro exemplo de como provocar efeitos negativos irreversíveis. Uma pesquisa realizada por cientistas do Instituto de Ciências do Mar (Labomar) da Universidade Federal do Ceará, da Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB) e da Universidade Autônoma de Barcelona (UAB) observou com detalhes o que a atividade antropogênica é capaz de fazer com a vida presente na costa litorânea.

Os resultados foram publicados na edição 120 da revista científica *Marine Environmental Research*, em artigo intitulado “Increased anthropogenic pressure decreases species richness in tropical intertidal reefs”. A publicação faz parte do acervo do Portal de Periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) e é disponibilizada gratuitamente aos usuários ligados a instituições de ensino e pesquisa brasileiras.

Segundo Adriana Brizon Portugal, responsável pelo artigo científico, “as pesquisas desse setor no Brasil estão crescendo, mas ainda são escassas. O Portal de Periódicos é fundamental nesse processo, pois disponibiliza conteúdo significativo para o desenvolvimento de análises, com acesso a artigos que nos fornecem a base para produção de novos estudos”.

A investigação foi realizada em cinco áreas distribuídas ao longo da costa oeste do Ceará. Os pesquisadores analisaram os recifes (rochas na faixa da orla), a presença de espécies marinhas (algas, corais etc.) e os impactos das atividades humanas. Foram considerados portos, currais de pesca, bares e restaurantes na faixa de praia, área urbanizada, ligações clandestinas de esgoto, dentre outras ações impactantes. Os dados serviram como base para a elaboração do índice de pressão das atividades humanas.

"Nas áreas com maior número de atividades, como Fortaleza, constatou-se um menor número de espécies. Nas áreas com menor número de impactos, como Taíba, a biodiversidade é maior", descreve o biólogo Pedro Bastos de Macedo Carneiro, um dos autores do estudo.

Os resultados destacam a necessidade de um melhor planejamento de infraestruturas e monitoramento rigoroso, uma vez que a grande influência de várias pressões humanas nos recifes tropicais conduz à perda de biodiversidade. A urbanização, a falta de saneamento básico, a instalação de molhes (quebra-mares) e construções irregulares na faixa de praia foram de maior importância e negativos para a vida marinha.

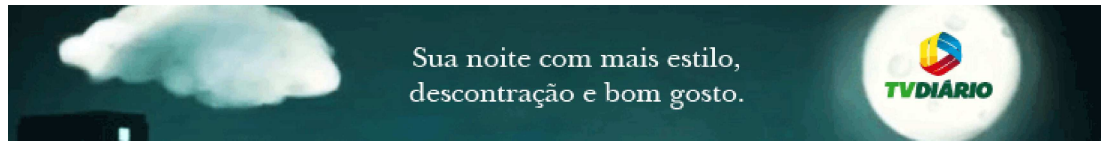
"O litoral do Ceará possui uma vida marinha rica e pouco conhecida. Os resultados indicam os problemas da ocupação costeira desordenada. Além disso, ressaltam a necessidade do planejamento ambiental para conservar as espécies e as atividades econômicas que dependem dela, como a pesca", reflete Marcelo Soares, professor do Labomar e integrante do estudo.

Também participaram do trabalho os cientistas Fabrício Lopes Carvalho e Sergio Rossi.

A publicação Marine Environmental Research pode ser acessada no menu [Buscar periódico](#) do Portal.


Com informações da Universidade Federal do Ceará (UFC)

Alice Oliveira dos Santos



PROGRAMAS ▾ NOTÍCIAS ▾ VÍDEOS PROGRAMAÇÃO

AO VIVO

 pesquisar

Atividades humanas desordenadas reduzem espécies marítimas no litoral cearense, diz pesquisa

Das praias estudadas na pesquisa, a mais afetada com o avanço humano foi a do Meireles, em Fortaleza

27/07/2016 - 10H20 - REDAÇÃO WEB - TV DIÁRIO

a- | a+

Compartilhar

184



Compartilhar

0

Tweet

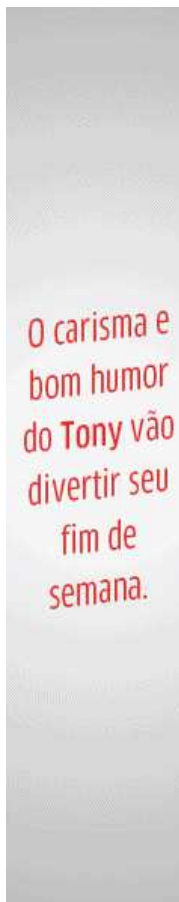


Um estudo desenvolvido por pesquisadores do **Instituto de Ciências do Mar (Labomar)**, da Universidade Federal do Ceará, da Universidade Federal do Sul da Bahia e da Universidade Autônoma de Barcelona

revelou os efeitos devastadores da ocupação costeira desordenada.

A **pesquisa** foi publicada em uma revista especializada de repercussão internacional, a **Marine Environmental Research**. O levantamento traz uma indicação preocupante de que as atividades humanas podem reduzir o número de espécies no litoral do Ceará. Seres chamados de bentônicos, como corais, esponjas do mar e algas, por exemplo, foram analisados nos recifes de diversas praias do Nordeste e mostrou que, o quanto mais urbanizada for a área, mais afetado é esse tipo de ecossistema.

Das praias estudadas na pesquisa, a mais afetada com o avanço humano foi a do **Meireles**, em Fortaleza. A construção de prédios e comércios ao redor da orla afetou diretamente o equilíbrio do ecossistema da praia. Esgoto, lixo, construções urbanas e até a simples presença humana também são responsáveis por afetar a vida nos recifes das orlas.



"A gente viu que nas praias mais urbanas, o número de espécies, o número de organismos vivendo nos ambientes é menor. E isso é uma indicação muito forte de que a urbanização está causando um impacto considerável nesse ambiente", disse Pedro Carneiro, biólogo.

"Quando a gente fala de urbanização, a gente pode até estar pensando nessa construção de moles que são muito comuns aqui no litoral de Fortaleza, que são os espigões. Então, no nosso litoral, para conter a erosão de praias, foram construídas essas linhas na beira da praia e isso afeta de forma muito forte", explicou o biólogo.

ÚLTIMAS NOTÍCIAS - CIDADE

VEJA MAIS



Fagner faz show especial de aniversário no Cineteatro São Luiz em outubro

12h46



Abrigo São Lázaro faz campanha de arrecadação online e supera expectativas

11h21



Greve: Justiça determina que agências da Caixa e Banco do Brasil abram por pelo menos duas horas

15h36



Nova meta da tarifa de contingência entra em vigor neste domingo em Fortaleza

11h30



Av. Aguanambi será bloqueada para construção de passarela na noite deste sábado (17)

17h57

COMENTÁRIOS

0 Comments TV Diário

Login

Recommend Share

Ordenar por Melhor avaliado



Start the discussion...

Be the first to comment.

ALSO ON TV DIÁRIO

Polícia prende suspeito de execução postada nas redes sociais - Polícia

1 comment • 2 years ago



Paulo CN — Que adianta prender se vão soltar dia seguinte!

Escola é assaltada por estudante na Granja Portugal - Polícia

1 comment • a year ago



Carlos Silva — muito feio rouba

Estudante faz sucesso no Instagram com vídeos engraçados para concurseiros - Famosos

1 comment • a year ago



Ricardo Mattos — O perfil tem pouco mais de 1 mês, e não 1 ano como informa a materia...

Segundo criminoso mais perigoso do Ceará é preso - Polícia

1 comment • a year ago



Paulo CN — que um diabo desse faz solto

Subscribe Adicione o Disqus no seu site Add Disqus Add Privacidade

FACEBOOK

Seja o primeiro de seus amigos a curtir isso.

TV Diário Oficial 41 min

O vídeo foi divulgado nas redes

TWITTER

Tweets por @tvdiario

TV Diário @tvdiario

Presos filmam momento em que assassinam companheiros de cela em Jaguaruana bit.ly/2cUmbWM



Incorporar

Ver no Twitter

VC NA TV DIÁRIO

Flagrou algo inusitado ou presenciou um fato marca

Selecione

ENVIAR

FALE CONOSCO

Fale diretamente com a produção dos programas da

Selecione

ENVIAR

TV Diário e VC / Política de Participação / Fale conosco / Perda de sinal / Promoções / Sintonize a TV Diário / VC na TV Diário / Anuncie / TV Diário em HD

TV Diário e Você: (85) 4002.2599 / Telejornalismo: (85) 3266.9212

Praça da Imprensa Chanceler Edson Queiroz - bairro Dionísio Torres - CEP 60170-002, Fortaleza/CE

© 2015 Todos os Direitos Reservados

19/09/2016, Segunda-Feira

Busca

OK

Destaques

**FUNCAP**
Página Inicial**Institucional**
Conheça a FUNCAP**Programas**
Programas de Apoio**Editais**
Editais e Resultados**Fale Conosco**
Contato

Página Inicial ▶ Notícias ▶ Pesquisa do Labomar revela efeitos negativos da ocupação costeira desordenada

[← VOLTAR](#) [IMPRIMIR](#)[A+](#) [A-](#)**Pesquisa do Labomar revela efeitos negativos da ocupação costeira desordenada**  

Qua, 27 de Julho de 2016 14:06



Um estudo conduzido por pesquisadores do Instituto de Ciências do Mar (Labomar) da Universidade Federal do Ceará, da Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB) e da Universidade Autônoma de Barcelona (UAB) revelou **efeitos negativos da ocupação costeira desordenada**.

Publicada como artigo na edição 120 da revista internacional *Marine Environmental Research*, a pesquisa indica que as atividades humanas podem reduzir o número de espécies no litoral do Ceará.

Os pesquisadores compararam os recifes (rochas na faixa da orla) de praias de Fortaleza (Meireles), Caucaia (Iparana e Pacheco), São Gonçalo do Amarante (Taíba) e Paracuru em relação à presença de espécies marinhas (algas, corais etc.) e os impactos das atividades humanas. Foram considerados portos, currais de pesca, bares e restaurantes na faixa de praia, área urbanizada do município, ligações clandestinas de esgoto, dentre outras atividades impactantes. Esses dados serviram como base para a elaboração do índice de pressão das atividades humanas.

"Nas áreas com maior número de atividades, como Fortaleza, constatou-se um menor número de espécies. Nas áreas com menor número de impactos, como Taíba, a biodiversidade é maior", afirma o biólogo Pedro Carneiro, um dos autores do estudo.

Os resultados mostraram que a urbanização, a falta de saneamento básico, a instalação de molhes (quebra-mares) e construções irregulares na faixa de praia foram de maior importância e negativos para a vida marinha. **"O litoral do Ceará possui uma vida marinha rica e pouco conhecida**. Os resultados indicam os problemas da ocupação costeira desordenada. Além disso, ressaltam a necessidade do planejamento ambiental para conservar as espécies e as atividades econômicas que dependem dela, como a pesca", aborda Marcelo Soares, professor do Labomar e integrante do estudo.

A pesquisa tem como primeira autora a aluna de doutorado Adriana Brizon Portugal, do Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da UFC. O artigo pode ser acessado pelo [Portal de Periódicos da Capes](#) ou na [versão on-line do estudo](#).

Mais informações pelo telefone (85) 3366-7005

Fonte: Coordenadoria de Comunicação Social e Marketing Institucional da UFC

[Like](#) [Share](#) 1 [Tweet](#)**Serviços**

Plataforma Montenegro

Downloads

Webmail

Ouvidoria

Contatos

Informativo FCIência

Dados Funcap

Somos Funcap

Acesso Cidadão – Catálogo Eletrônico de Serviços do Estado do Ceará

Programas Orçamentários Para Execução de Parcerias

Diário Oficial do Estado

Portal da Inovação - Uniempre

Acompanhamento de Processos - VIPROC

Manuais FIT para Órgãos do Governo

**Calendário**

Setembro 2016						
D	2a	3a	4a	5a	6a	S
28	29	30	31	1	2	3
4	5	6	7	8	9	10
11	12	13	14	15	16	17
18	19	20	21	22	23	24
25	26	27	28	29	30	1

- Página Inicial
- Carta de Serviços
- Notícias
- Institucional
- Programas
- Editais
- Legislação
- Lei de Acesso à Informação
- Fale Conosco

Secretarias e Órgãos

CENTEC
FUNCEME
NUTEC
SECITECE
UECE
URCA
LIVA

OK

Acesso Rápido

Do que você precisa?

Selecione

Telefones úteis

Selecione

Redes Sociais

PESQUISA 21/07/2016 - 19h25

Urbanização desordenada trouxe impactos negativos para a vida marinha da orla de Fortaleza

Pesquisadores compararam a quantidade de espécies de peixes em diversas praias do Ceará

◀ 199

DIEGO CAMELO EM 13/01/2016



O estudo teve participação de pesquisadores Instituto de Ciências do Mar (Labomar) da Universidade Federal do Ceará (UFC)

A falta de **planejamento urbano**, especulação imobiliária na orla e instalações de quebra-mares trouxe efeitos negativos para a vida marinha da **orla de Fortaleza**. Segundo o **estudo** realizado pelo Instituto Ciências do Mar (**Labomar**) da Universidade Federal do Ceará (UFC), da Universidade Federal do Sul (UFSB) e da Universidade Autônoma de Barcelona (**UAB**), as interferências humanas próximas na orla o número de espécie no litoral do Ceará, prejudicando ecossistema marinho.

Os pesquisadores compararam o número de espécies marinhas, como algas, corais, entre outros, nas Meireles, em Fortaleza; de Iparana e do Pacheco, na Caucaia; do São Gonçalo do Amarante, na Taíba Paracuru. Os estudiosos levaram em consideração a presença de portos, currais de pesca, bares e res na faixa de praia, esgotos clandestinos entre outras interferências humanas.

LEIA TAMBÉM

[Temperatura em Fortaleza está acima da média histórica](#)

[Prefeitura quer despoluir toda a orla de Fortaleza em seis anos](#)

O resultado apontou que a urbanização desordenada próxima ao lit faixa de areia contribui para a redução de espécies marinhas. “Nas maior número de atividades, como Fortaleza, constatou-se um men de espécies. Nas áreas com menor número de impactos, como Taí biodiversidade é maior”, afirmou um dos autores da pesquisa, o bió Carneiro.

A pesquisa ressalta a necessidade de planejamento ambiental com marinha do litoral cearense, que é pouco conhecida. “O estudo res

necessidade de planejamento ambiental para conservar as espécies e as atividades econômicas que dependem dela, como a pesca”, explicou o prof Labomar e integrante do estudo, Marcelo Soares.

Especulação imobiliária

A intensa urbanização desordenada na orla de Fortaleza deve-se a uma ideologia de status de morar de frente ao mar. Segundo o presidente do Inst Arquitetos do Brasil - Departamento do Ceará (IAB-CE), Custódio Santos, esse modelo surgiu com a influência da televisão que mostrava a orla de Copacabana e de Ipanema. “Virou febre ir morar na praia. As pessoas deixaram de morar em casas para morarem em edifícios de frente ao mar. Tuc trouxe problemas de urbanização para a faixa litorânea”, explicou em entrevista ao O POVO Online.

O presidente também aponta que o litoral de Fortaleza é “descontínua” devido à grandes construções, como o Porto do Mucuripe. “Você não tem um, contínua e isso muda os movimentos das correntes, afetando o habitat das espécies marinhas”, complementou.

Redação O PO

> TAGS: URBANIZAÇÃO|ECOSSISTEMA|MARINHO|FORTALEZA

RECOMENDADAS PARA VOCÊ

Sponsored Link

Tecnologia de espionagem barata. Rastreie seu veículo com seu smartphone!
Economize na rede

Como funciona método comprovado que queima até 600kcal por dia sem exercícios.
Vida Orgânica

Jovem ensina como ganhar dinheiro em Vitória trabalhando em casa
Jornada da Importação

Seu salário é maior que R\$2.800,00? Confira as dicas desse especialista
Trovo Academy

ESPAÇO DO LEITOR