



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO ACADÊMICO DE VITÓRIA DE SANTO ANTÃO

LEANDRO LUIZ DA SILVA

**AVALIAÇÃO DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DOS CORAIS DO RECIFE DE
PORTO DE GALINHAS BASEADA NA DESCRIÇÃO DE LABOREL (1969)**

VITÓRIA DE SANTO ANTÃO

2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO ACADÊMICO DE VITÓRIA DE SANTO ANTÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SAÚDE HUMANA E MEIO AMBIENTE

LEANDRO LUIZ DA SILVA

**AVALIAÇÃO DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DOS CORAIS DO RECIFE DE
PORTO DE GALINHAS BASEADA NA DESCRIÇÃO DE LABOREL (1969)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Saúde Humana e Meio Ambiente da Universidade Federal de Pernambuco, Centro Acadêmico de Vitória, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Saúde Humana e Meio Ambiente.

Orientador: Carlos Daniel Pérez

VITÓRIA DE SANTO ANTÃO

2018

Catálogo na fonte
Sistema de Bibliotecas da UFPE - Biblioteca Setorial do CAV.
Bibliotecária Ana Lúcia F. dos Santos, CRB4-2005

S586s Silva, Leandro Luiz da.
Avaliação do estado de conservação dos corais do recife de Porto de Galinhas baseada na descrição de Laborel (1969). / Leandro Luiz da Silva. - Vitória de Santo Antão, 2018.
93 folhas.

Orientador: Carlos Daniel Pérez.
Dissertação (Mestrado em Saúde Humana e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Pernambuco, CAV, Programa de Pós-Graduação em Saúde Humana e Meio Ambiente, 2019.
Inclui referências.

1. Antozoários. 2. Sedimentação. 3. Conservação dos Recursos Naturais. I. Pérez, Carlos Daniel (Orientador). II. Título.

593.6 CDD (23. ed.)

BIBCAV/UFPE-158/2019

LEANDRO LUIZ DA SILVA

**AVALIAÇÃO DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DOS CORAIS DO RECIFE DE
PORTO DE GALINHAS BASEADA NA DESCRIÇÃO DE LABOREL (1969)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Saúde Humana e Meio Ambiente da Universidade Federal de Pernambuco, Centro Acadêmico de Vitória, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Saúde Humana e Meio Ambiente.

Aprovado em: 30/08/2018.

BANCA EXAMINADORA

Dra. Sônia Maria Barreto Pereira (Examinador Externo)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dr. Felipe Ferreira Campos (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Dra. Paula Braga Gomes (Examinador Externo)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

A minha Avó Maria das Dores de Santana.
O maior exemplo de ser humano que eu conheço!

AGRADECIMENTOS

Talvez tenha sido a parte mais difícil a escrever... tantas coisas aconteceram ao longo desses dois anos. Mas, primeiramente eu tenho que agradecer a Ele por tudo que fez por mim desde que me colocou nesse mundo. Obrigado meu Deus por tantas bênçãos em minha vida e por nunca me deixar em nenhum dos momentos de provas que tive que enfrentar mesmo sem ninguém saber!

A CAPES pelo apoio financeiro durante o mestrado.

Agradeço ao meu Prof. Dr. Orientador Carlos Daniel Pérez (O JUSTO) por despertar ainda mais em mim o amor pelo MAR e pela zoologia. Os alunos precisam de Orientadores como você!

Ao Prof. Dr. André Maurício pela grande ajuda nas análises estatísticas.

A Ralf, David e Rafael por todo apoio na coleta em Porto de Galinhas. Sem vocês nada estaria feito!

A Gislaime Lima por sempre esclarecer todas as minhas dúvidas e me apoiar durante toda a caminhada.

A Diego Rodrigues pela grande ajuda nos levantamentos de dados na costa.

Ao GPA – Grupo de Pesquisa em Antozoários e aos colegas do Laboratório de Biodiversidade do CAV-UFPE.

A Prefeitura de Ipojuca, a Secretaria de Meio Ambiente e Controle Urbano e ao Stand Praia Legal pela autorização e apoio na realização da pesquisa.

A Universidade Federal de Pernambuco, principalmente ao CAV que me abriu as portas para a vida acadêmica.

A Robson Oliveira, obrigado por existir e está sempre comigo em todos os momentos! A Aninha Maria, Deyvison Ramos (irmandades) e a todos os outros amigos que conquistei e até hoje fazem parte da minha vida. A minha Galera do Vinho, Apto os Lindos e a melhor turma do PPGSHMA (2016.1). Sempre lembrarei de todos os momentos vividos!

Aos professores que sempre se preocuparam e acreditam em mim. Foram laços criados e espero que perdure para sempre. Eu me espelho em vocês: Minha eterna orientadora da graduação Prof.^a Dr.^a Vanessa Leal, Prof. Dr. Ricardo Neves e Prof. Dr. Danilo Cavalcanti.

Agradeço a minha Família por serem pessoas tão maravilhosas onde o amor e união sempre está presente. Principalmente a minha Avó Maria das Dores, minha Mãe Maria de Lourdes, minha Tia Moça e meu tio Tão por terem cuidado de mim até o dia de hoje. E que mesmo distante nunca deixaram de pensar e rezar por mim nenhum dia se quer! Tudo o que eu alcancei até hoje foi por vocês! Eu vivo por vocês!!! EU AMO VOCÊS!!!

Ao MAR!!! Para alguns, é apenas água. Para mim, é onde eu recarrego minhas energias.

RESUMO

A praia de Porto de Galinhas é uma das mais turísticas do Brasil pelos seus famosos bancos recifais que são intensamente visitados. Na década de sessenta o biólogo Jacques Laborel estudou os corais dessa praia e apontou que como em outros recifes do Nordeste o número de colônias estava baixo por unidade de área e com o estado vitalidade reduzida. Diante disso esse trabalho avaliou o estado de conservação dos corais do recife de Porto de Galinhas tendo como base comparativa o levantamento realizado por Laborel (1969), através da realização de transectos que apuraram a riqueza, abundância e zonação das espécies coralíneas, levantamento dos níveis abióticos de pH, temperatura, salinidade e taxa de oxigênio dissociado, e por último a realização de análises granulométricas e de matéria orgânica coletada no substrato. O estudo mostrou que a riqueza entre a década de sessenta e a atualidade foi modificada e mais espécies de corais, zoantídeos octocoral e hidróide calcário foram encontradas nos recifes, porém, *Millepora braziliensis* e *Mussismilia harttii* não foram mais encontradas na área. Atualmente *Siderastrea stellata* é coral o mais abundante, entretanto, a maioria das espécies aparecem raras, como *Millepora alcicornis*, indicando um declínio populacional da espécie. A zonação da parede recifal deixou de ser padronizada e as espécies estão distribuídas de maneira confusa nos blocos, onde algumas delas que viviam apenas em zonas mais profundas como *Siderastrea stellata* e *Montastrea cavernosa*, agora também são encontradas colonizando as zonas intermediárias e rasas. É notável que a fauna coralínea sofreu modificações preocupantes, por este motivo o desaparecimento, baixa abundância e alteração na zonação dos corais podem estar sendo causados pelo conjunto de ações antrópicas nos recifes e influência dos fatores abióticos como aumento da temperatura e alta concentração de sedimentação e matéria orgânica. Assim, é de extrema relevância alertar os órgãos competentes e responsáveis pela monitoração desses recifes para criar e pôr em prática mais medidas conscientizadoras que alertem aos turistas sobre as ameaças ambientais e antropogênicas que as comunidades coralíneas estão sofrendo, além da grande importância de adotar atitudes ainda mais conservadoras para a comunidade recifal de Porto de Galinhas.

Palavras-chave: Comunidades coralíneas. Sedimentação. Ações antrópicas.

ABSTRACT

The beach of Porto de Galinhas is one of the most touristic in Brazil by its famous reef banks that are intensely visited. In the sixties the biologist Jacques Laborel studied the corals of this beach and pointed out that like in other reefs of the Northeast the number of colonies was low by unit of area and with the state reduced vitality. This work evaluated the conservation status of the reefs of the Porto de Galinhas reef, comparing the survey carried out by Laborel (1969), through transects that verified the richness, abundance and zonation of coral species, abiotic parameters of pH, temperature, salinity and dissolved oxygen rate, and lastly the analysis of granulometric and organic matter collected in the substrate. The study showed that the richness between the sixties and the present time was modified and more species of corals, octocoral zoanthids and limestone were found in the reefs, but *Millepora braziliensis* and *Mussismilia harttii* were no longer found in the area. Currently *Siderastrea stellata* is the most abundant coral, however, most species appear rare, as *Millepora alcicornis*, indicating a population decline of the species. The zonation of the reef wall is no longer standardized and the species are distributed in a confused way in the blocks, where some of them that lived only in deeper zones such as *Siderastrea stellata* and *Montastrea cavernosa* are now also found colonizing the intermediate and shallow zones. It is notable that the coral fauna has undergone some disturbing changes. For this reason, the disappearance, low abundance and alteration in the coral reef zonation can be caused by the anthropic actions in the reefs and influence of the abiotic factors such as temperature increase and high concentration of sedimentation and organic matter. Thus, it is extremely important to alert the competent and responsible bodies for the monitoring of these reefs to create and implement more awareness-raising measures that alert tourists to the environmental and anthropogenic threats that coral communities are suffering and the great importance of adopting even more for the reef community of Porto de Galinhas.

Keywords: Coral communities. Sedimentation. Anthropogenic actions.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Coral <i>Agaricia agaricites</i> na costa de Alagoas. Fonte: Adaptado de Helgason, 2017.	18
Figura 2 –	Coral <i>Agaricia humilis</i> . Fonte: Adaptado de Helgason, 2017.	19
Figura 3 –	Coral <i>Favia gravida</i> no Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha - PB. Fonte: Modificado de Gondim <i>et al.</i> , 2011.	20
Figura 4 –	Coral <i>Montastrea cavernosa</i> na piscina dos Amores em Maceió - AL. Fonte: Modificado de Migotto, 2010.	20
Figura 5 –	Coral <i>Mussismilia hispida</i> no recife de Fora - BA. Fonte: Guth <i>et al.</i> , 2016.	21
Figura 6 –	Coral <i>Porites astreoides</i> . Fonte: Adaptado de Glasl <i>et al.</i> , 2016.	22
Figura 7 –	Pequena colônia do coral <i>Porites branneri</i> . Foto: Humann, 2016.	22
Figura 8 –	Coral solitário <i>Scolymia wellsi</i> no banco de Abrolhos. Foto: Baungarten. Fonte: Adaptado de Coni, 2012.	23
Figura 9 –	Coral <i>Siderastrea stellata</i> na piscina dos Amores. Fonte: Adaptado de Migotto, 2010.	24
Figura 10 –	Coral <i>Mussismilia hartii</i> registrado recife de Fora na Bahia. Fonte: Adaptado de Duarte <i>et al.</i> , 2015.	24
Figura 11 –	Colônia de <i>Millepora Albicornis</i> . Fonte: Ruiz-Ramos <i>et al.</i> , 2014.	25
Figura 12 –	<i>Millepora braziliensis</i> e representante do Filo Echinodermata (classe Crinoidea) associado as suas colônias. Foto: Guth <i>et al.</i> , 2016.	26
Figura 13 –	Colônia de <i>Stylaster roseus</i> no recife de Porto de Galinhas. Foto: Cordeiro, 2017.	27
Figura 14 –	Colônia de <i>Palythoa caribaeorum</i> . Fonte: Adaptado de Almeida <i>et al.</i> , 2012.	27
Figura 15 –	Colônia de <i>Protopalythoa variabilis</i> . Fonte: Adaptado de Almeida <i>et al.</i> , 2011.	28
Figura 16 –	Colônia de <i>Zoanthus sociatus</i> no Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha – PB. Fonte: Modificado de Gondim <i>et al.</i> , 2011.	29
Figura 17 –	Octocoral <i>Carijoa riisei</i> registrado por Tito Monteiro da Cruz Lotufo. Fonte: Lopes <i>et al.</i> , 2015.	29
Figura 18 –	Imagem de satélite da área recifal da praia de Porto de Galinhas. Os quatro setores representam as áreas onde foram realizados os transectos longitudinais (2016) e em preto o setor onde foram feitos	48

apenas os transectos verticais (2017). Fonte: Adaptado do Google Earth, 2018.

Figura 19 –	Cemitérios de <i>Mussismilia harttii</i> em Muriú – RN. Fonte: Adaptado de Laborel, 1969.	53
Figura 20 –	Vista aérea da praia de Porto de Galinhas no litoral sul de Pernambuco. A) Vista aérea da praia de Porto de Galinhas na década de sessenta. Fonte: Laborel, 1963 / Projeto Recife costeiros. B) Vista aérea da praia de Porto de Galinhas atualmente. Fonte: Google Earth, 2018.	57
Figura 21 –	(A) Zonação das espécies de corais e zoantídeos mais abundantes na parede recifal da praia de Porto de Galinhas (1969) segundo Laborel (B) e zonação das mesmas espécies na atualidade (2017) Fonte: (A) Adaptado de Laborel, 1969 e (B) Elaborado pelo autor, 2018.	62
Figura 22 –	Zonação atual (2017) das espécies de coral e zoantídeos na parede recifal da praia de Porto de Galinhas. Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.	63
Figura 23 –	Dendrograma do Índice de similaridade de Jaccard e representação da zonação da parede recifal da praia de Porto de Galinhas. A) representa as zonas Z1A, Z2A, Z3A (Laborel/1969) - Z1D, Z2D, Z3D (Atual/2018) e B) representa as zonas Z1D, Z2D, Z3D (Atual/2018). Z1: 0-2 m; Z2: 2-4 m; Z3: 4-6 m. Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.	65
Figura 24 –	Distância em quilômetros (km) entre os recifes da praia de Porto de Galinhas e a foz do rio Maracáipe no litoral sul de Pernambuco. Fonte: Adaptado do Google Earth, 2018.	67
Figura 25 –	Variação da temperatura ° C entre 1959-2016 em Porto de Galinhas. Fonte: Banco Nacional de Dados Oceanográficos da Marinha do Brasil, 2018.	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Riqueza e abundância das espécies de corais e zoantídeos encontradas nos recifes de Porto de Galinhas por Laborel (1969) e no presente estudo (2016). Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.	50
Tabela 2 –	Índice de ganhos e perdas de abundância das espécies de corais e zoantídeos nos recifes da praia de Porto de Galinhas (GePE total), baseado na somatória das diferenças do ranking de abundância entre 1969 e 2016 para cada espécie. 3: abundante; 2: comum; 1: rara; 0: ausente. GePE tem valor positivo se o ranking aumentou em 2016 ou negativo se diminuiu. Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.	59
Tabela 3 –	Média de profundidade, desvio padrão e faixa de profundidade das espécies na parede recifal de Porto de Galinhas. DP: desvio padrão. Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.	60

LISTA DE ABREVIATÖES

PG	Porto de Galinhas
DP	Desvio Padrão
°C	Graus
FP	Faixa de Profundidade
ZA	Zonação antes (em 1969)
ZD	Zonação depois (em 2017)
sp.	espécie
spp.	espécies
Z	Zona
Kg	Quilogramas
pH	Potencial hidrogeniônico
CO ²	Gás carbônico
M	Média
mg	Miligramas
MO	Matéria orgânica
cm	Centímetro
GePR	Índice de ganhos e perdas de abundância do recife
GePE	Somatória dos ganhos e perdas de abundância de cada espécie e diferença dos rankings de abundância de cada espécie.
ITEP	Instituto de Tecnologia de Pernambuco
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
PEMAV	Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha – Paraíba

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
1.2 OBJETIVOS	15
1.2.1 Objetivo Geral	15
1.2.2 Objetivos Específicos	15
1.3 REVISÃO DE LITERATURA	15
1.3.1 Recifes de Coral	15
1.3.2 Filo cnidaria e comunidades coralíneas dos recifes de Porto de Galinhas	16
1.3.3 O turismo na praia de Porto de Galinhas	30
1.3.4 Ameaças aos corais	32
1.3.5 Descrição das principais comunidades coralíneas observadas por Laborel (1969) na costa brasileira	35
2 ANÁLISE HISTÓRICA (1962-2018) DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DOS CORAIS DO RECIFE DE PORTO DE GALINHAS BASEADA NA DESCRIÇÃO DE LABOREL (1969)	43
3 CONCLUSÕES FINAIS	80
REFERÊNCIAS	82

1 INTRODUÇÃO

Os recifes são formados por rochas sedimentares, metamórficas e partículas de substratos consolidados por carbonato cálcio pela bioconstrução de algas calcárias, moluscos, foraminíferos e corais. E dão origem as formações de bancos rígidos que protegem a zona costeira contra as ações das ondas (KIKUCHI; LEÃO, 1997; LEÃO, 2008; BARROS *et al.*, 2012).

Sendo considerados do ponto de vista ecológico ecossistemas marinhos que detém uma grande biodiversidade e são fundamentais para o equilíbrio e conservação da vida marinha (SILVEIRA *et al.*, 2014; MADIN *et al.*, 2016). Ao mesmo tempo que proporcionam um conjunto de benefícios econômicos, alimentícios e farmacológicos para a humanidade, principalmente por serem considerados grandes atrativos turísticos na região costeira do Nordeste brasileiro (MMA, 1998; PANDOLFI *et al.*, 2011).

Esse ecossistema sempre está sujeito as influências abióticas como temperatura, pH, salinidade, oxigênio dissolvido e sedimentos. Porém, qualquer desequilíbrio em algum desses fatores podem provocar sérios riscos a riqueza e abundância das comunidades macrobentônicas, como nos corais e desregular os padrões de diversidade das espécies coralíneas (ROGERS, 1990; WESTMACOTT, *et al.*, 2000; BELLWOOD *et al.*, 2004; COSTA *et al.*, 2004; FERREIRA; MAIDA, 2006; KELMO; ATRILL, 2013).

Juntamente com as pressões de origem antrópica que são incontáveis na maioria dos recifes, principalmente associadas ao turismo que é considerado a principal causa dos desequilíbrios no estado de conservação das comunidades coralíneas (ONG; MUSA, 2011; LAMB *et al.*, 2014) resultantes de um conjunto de ações prejudiciais as espécies, que envolvem o pisoteio, passeios de embarcações com serviços de ancoragem e práticas mergulhos (SARMENTO *et al.*, 2012; PORTUGAL, *et al.*, 2016; GIGLIO *et al.*, 2017).

Inclusive estudos realizados em recifes de fáceis acessos turísticos apontam uma redução na cobertura coralínea, grande número de colônias quebradas e mortas (HASLER; OTT, 2008; KRIEGER; CHADWICK, 2013). Por isso Kikuchi *et al.* (2010) afirmam que os recifes mais distantes da costa são menos acessíveis e exibem maior percentual cobertura.

Os corais dos recifes da praia Porto de Galinhas localizada no litoral sul de Pernambuco podem estar sendo vítimas de tais pressões ambientais e antropogênicas, principalmente por ser uma das praias que mais recebe um grande fluxo turístico Nordeste (MENDONÇA, 2004). E embora tal prática seja autorizada em pontos específicos dos seus recifes, poucas pesquisas são realizadas com o intuito de avaliar os impactos que os corais e os recifes estão sofrendo (MACHADO *et al.*, 2009; BARRADAS *et al.*, 2010; BARRADAS *et al.* 2012).

Sendo os estudos realizados pelo biólogo Jacques Laborel na década de sessenta uma das pesquisas qualitativas mais conceituadas sobre os corais e recifes da costa brasileira (MMA, 2006) realizado entre o Parque Estadual Marinho Manuel Luís no Maranhão – MA até estado de São Paulo – SP na praia de Ubatuba (LABOREL, 1969). Onde dados daquela década mostram que a cobertura coralínea de Porto de Galinhas já estava consideravelmente pobre relacionado a riqueza, número de colônias por área recifal e estado conservação (LABOREL, 1969), o qual foi recentemente comprovado pelos estudos de Barradas *et al.* (2010). Além do alerta emitido por Machado *et al.* (2009) que a grande maioria dos turistas que visitam esses recifes não associam que existe uma correlação negativa entre efeitos antrópicos e o declínio das espécies.

Diante de tais fatos é de extrema importância a realização de um monitoramento com o intuito de descobrir quais os reais fatores ambientais e antropogênicos que estão afetando essas comunidades, através de uma análise temporal dos corais de Porto de Galinhas entre a década estudada por Laborel (1969) e o período atual. Assim, também será possível compreender a riqueza, abundância e estado de conservação da comunidade coralínea, entender o estado da zonation desses cnidários nos blocos recifais e descobrir o surgimento ou até o desaparecimento de alguma espécie que era comum no local. Afinal os impactos provocados aos recifes de corais já podem ser observados em uma escala mundial (FERREIRA; MAIDA, 2006).

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Avaliar o estado de conservação dos corais do recife de Porto de Galinhas com base comparativa nos dados científicos de Jaques Laborel (1969).

1.2.3 Objetivos Específicos

- Realizar uma revisão de literatura da obra científica de Laborel (1969) descrita para Porto de Galinhas e principais pontos da costa brasileira;
- Levantar a riqueza das espécies de corais em Porto de Galinhas;
- Estimar a abundância qualitativa das espécies baseada na descrição de Laborel (1969);
- Calcular a abundância relativa das comunidades coralíneas;
- Descobrir o índice de ganhos ou perdas das espécies na comunidade recifal;
- Compreender a zonação vertical dos corais na parede recifal;
- Analisar as amostras de sedimento, matéria orgânica e granulometria do substrato;
- Mensurar os níveis de pH (potencial hidrogeniônico), salinidade, temperatura e nível de oxigênio dissolvido na área de estudo.

1.3 REVISÃO DE LITERATURA

1.3.1 Recifes de Coral

Os recifes de corais compõem menos de 0,15 % da superfície da terra (KNOWLTON, 2008), porém, detém uma grande diversidade de organismos como nos recifes biogênicos, que são formados pela ação de espécies marinhas que liberam esqueletos a base de carbonato de cálcio em associação com as rochas

sedimentares e metamórficas. E estruturalmente compõem bancos rochosos que dão origem a uma barreira que protege a zona costeira contra as ações das ondas (LEÃO, 2008).

Esses ambientes são característicos de zonas costeiras tropicais e águas rasas (GOREAU; GOREAU, 1973), onde as suas complexidades morfológicas dão origem a cavernas, blocos e piscinas naturais (MATTHEWS-CASCON; LOTUFO, 2006) fundamentais para a sobrevivência de inúmeras espécies. Por isso são considerados os ecossistemas marinhos mais biodiversos e produtivos do planeta (COUTINHO, 2002; KNOWLTON, 2008), servindo de habitat para uma grande diversidade de esponjas, cnidários, anelídeos, moluscos, crustáceos, equinodermos, peixes (SPALDING *et al.*, 2001), além da grande colonização de algas (AUED *et al.*, 2018).

Tais características podem ser observadas nos recifes brasileiros que estão distribuídos em uma extensão de 300 km entre o estado do Maranhão – MA até o Sul da Bahia – BA, como os parrachos de Maracajaú – RN, os recifes da praia de Picãozinho – PB, Porto de Galinhas – PE e Abrolhos – BA. Quanto a morfologia recifal as formações podem ser retangulares e fragmentadas com pequenas ou grandes extensões e distantes ou próximos da zona costeira (LABOREL, 1969; LEÃO, *et al.*, 2016). Mas, sempre estão sujeitos a um conjunto de influências diretas ou indiretas de ações abióticas e bióticas (antropogênicas) (FERREIRA; MAIDA, 2006; BARRADAS *et al.*, 2010).

Por este motivo Lamb *et al.* (2014) e Bravo *et al.*, (2015) reforçam que os recifes da costa Nordeste do Brasil são passíveis a diversos tipos de pressões antrópicas, que podem ser principalmente associadas ao crescimento populacional na zona costeira e ao turismo (PANDOLFI *et al.*, 2011), sendo extremamente prejudiciais aos organismos bentônicos, como aos corais que não possuem estratégia de fuga diante de ações ameaçadoras e podem sofrer alterações nos padrões de diversidade de espécies e crescimento das colônias (DUTRA *et al.*, 2006; PORTUGAL, *et al.*, 2016).

1.3.2 Filo cnidaria e comunidades coralíneas dos recifes de Porto de Galinhas

O filo cnidaria agrupa um conjunto de animais consideravelmente simples, porém, bastante diverso e com mais de 10.000 espécies existentes (MARQUES;

COLLINS, 2004) distribuídas nas classes Anthozoa com cerca de 7.500 espécies, Cubozoa 36 spp., Hydrozoa 3.500 spp., Scyphozoa 200 spp. e Staurozoa 50 spp. (DALY *et al.*, 2007). Todos são diploblásticos, com mesogléia, cavidade gastrovascular e uma abertura única que serve para a ingestão do alimento e excreção dos resíduos que não são absorvidos durante a digestão (RUPPERT; BARNES, 1996).

A caracterização desse filo está na presença de uma célula especializada denominada cnidócito, composta em seu meio intracelular pela organela cnidocisto que internamente possui um filamento urticante e um grupo de compostos tóxicos com graus de potencialidade distintos (NEVES *et al.*, 2007). Por este motivo, os cnidários são considerados organismos portadores de toxinas com ações dermonecróticas e neurotóxicas (JUNIOR, 2003), que podem ser injetadas nas presas exercendo tanto a função de captura de alimento quanto para afastar os predadores (FIELD-CORTAZARES; CALDERÓN-CAMPOS, 2011; HADDAD; SILVEIRA; MORANDINI, 2002).

Esses organismos são classificados de acordo com os dois tipos de formas corpóreas existentes, denominadas pólipos (sésseis) e medusa (natantes), onde ambos podem coexistir em ciclos de vida metagênicos. A forma pólipo caracteriza a classe Anthozoa (MARQUES; COLLINS, 2004) que se subdivide em duas subclasses: Hexacorallia e Octocorallia, com seis e três ordens respectivamente (DALY *et al.*, 2007), representados pelos corais escleractínios que vivem desde águas rasas até profundas (KAHNG; GRIGG, 2005; LOURENÇO *et al.*, 2015), os zoantídeos e os octocorais que podem ser comumente encontrados nos recifes brasileiros, sendo ecologicamente importantes nessas formações juntamente com os hidróides calcários, como nos recifes da praia de Porto de Galinhas (Laborel, 1969). Por esta razão, foi dada a importância de descrever breves informações sobre cada uma das espécies que habitam os recifes da praia em estudo.

Os Escleractínios

Esses animais pertencem a subclasse Hexacorallia e possuem uma grande importância na estruturação dos recifes (LABOREL, 1969). São organismos que podem ser coloniais ou solitários (BAYER, 1961; CAIRNS, 2007; DALY *et al.*, 2007), chamados de corais duros ou verdadeiros e apresentam uma taxa de crescimento

bastante lenta, mesmo quando as condições ambientais estão favoráveis (SPALDING; RAVILIOUS; GREEN, 2001), como em águas tropicais e pobres em nutrientes (LEÃO, 1986).

Na década de sessenta os estudos de Laborel (1969) mostraram uma riqueza de corais duros distribuídos na costa brasileira, como as espécies *Siderastrea stellata*, *Mussismilia harttii*, *Mussismilia braziliensis*, *Porites astreoides*, *Favia gravida*, *Agaricia agaricites*, *Montastrea cavernosa*, *Mussismilia hispida* e *Scolymia wellsi*. Sendo as espécies pertencentes aos gêneros *Siderastrea*, *Mussismilia* e *Montastrea* mais abundantes atualmente (AUED *et al.*, 2018). Pela resistência de *Siderastrea stellata* (BURMAN *et al.*, 2012) e capacidade construtora dos recifes por *Mussismilia* e *Montastrea* (GOODBODY-GRINGLEY *et al.*, 2011; LEÃO *et al.*, 2016).

***Agaricia agaricites* (Linnaeus, 1758)**

Pertence à família Agariciidae e pode ser encontrado na costa brasileira em RN, PE, PB, AL, BA e ES. Nos recifes de Porto de Galinhas *A. agaricites* foi descrito como abundante (LABOREL, 1969) e são capazes de colonizar desde águas rasas até profundas (CORREIA, 2011), mas, exibem certa sensibilidade a luminosidade. As colônias dessa espécie podem chegar a 15 cm de diâmetro, exibir coloração marrom, esverdeada ou amarelada, com formato globular, columela profunda e cálices que variam entre 1.0 mm e 1.6 mm.

Figura 1 – Coral *Agaricia agaricites* na costa de Alagoas.



Fonte: Adaptado de Helgason (2017).

***Agaricia humilis* Verril, 1901**

É uma espécie não endêmica e colonial, composta por com coralitos monocêntricos, morfologia hemisférica, onde algumas formas incrustantes e a coloração varia entre tons de cinza e amarelo (HELGASON, 2017). Os estudos de Laborel (1969) também descrevem a presença desse coral no litoral do Nordeste como em Muriú – RN, Tambaú – PB, Boa Viagem – PE e Pajuçara – AL.

Figura 2 – Coral *Agaricia humilis*.



Fonte: Adaptado de Helgason (2017).

***Favia gravida* Verril, 1868**

É uma espécie colonial, endêmica e comum na costa brasileira nas zonas intertidais e subtidais (LABOREL, 1969; CORREIA, 2011). Formada por colônias esféricas ou hemisféricas, com cálices arredondados, alongados ou desiguais e coloração com tons marrons e amarelados (SOARES; RABELO; MATHEWS-CASCON, 2011). A capacidade de plasticidade morfológica de *F. gravida* (AMARAL; RAMOS, 2007) pode ter facilitado a distribuição dessa espécie e influenciado na resistência que ele possui aos estresses ambientais (SILVA *et al.*, 2015).

Figura 3 – Coral *Favia gravida* no Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha - PB



Fonte: Modificado de Gondim *et al.* (2011).

***Montastrea cavernosa* (Linnaeus, 1767)**

O coral *M. cavernosa* apresenta morfologia hemisférica ou colunar, com os cálices regulares e coloração marrom ou amarelada. Essa espécie é colonial, construtora de recifes e pode ser encontrada desde águas rasas até mais profundas como em Porto de Galinhas – PE, Tambaú – PB e Parcel da Paredes – BA (LABOREL, 1969; GOODBODY-GRINGLEY *et al.* 2011), sendo dominante na Baía de Todos os Santos – BST (CRUZ *et al.*, 2009) e com representantes do gênero bem distribuídos nos recifes brasileiros (AUED *et al.*, 2018).

Figura 4 – Coral *Montastrea cavernosa* na piscina dos Amores em Maceió - AL.



Fonte: Modificado de Migotto (2010).

***Mussismilia hispida* Laborel, 1967**

Esse coral construtor de recifes é endêmico da costa brasileira (LABOREL, 1969) com distribuição desde o Atol das Rocas até Santa Catarina (LEÃO *et al.*, 2003) e é comumente observada na Baía de Todos os Santos – BA (CRUZ *et al.*, 2009). O coral exhibe formas hemisféricas ou planas, cálices grandes e arredondados, columela bem desenvolvida e colorações que variam entre cinza, verde e azul.

Figura 5 – Coral *Mussismilia hispida* no recife de Fora - BA



Fonte: Guth *et al.* (2016).

***Porites astreoides* Lamarck, 1816**

É um coral colonial não endêmico observado por Laborel (1969) distribuído em alguns pontos da costa do Brasil, como nos recifes de Maracajaú – RN, Muriú – RN, Cabedelo – PB, Candeias – PE, Paiva – PE. Quanto a morfologia essa espécie pode variar desde alguns centímetros até 1m de diâmetro (em profundidade), exibir formas hemisféricas ou irregulares compostas por protuberâncias, columela central e coloração amarela ou marrom (CORREIA, 2011).

Figura 6 – Coral *Porites astreoides*.



Fonte: Adaptado de Glasl et al. (2016).

***Porites branneri* Rathbun, 1888**

Essa espécie não endêmica (LABOREL, 1969) possui colônias pequenas com formas esféricas ou incrustantes, coloração roxa, azul ou cinza; e habita zonas submersas nos recifes que também são colonizadas por *P. astreoides* (CORREIA, 2011), entretanto, se diferenciam em tamanho, morfologia e coloração.

Figura 7 – Pequena colônia do coral *Porites branneri*.



Foto: Humann (2016).

***Scolymia wellsi* Laborel, 1967**

É uma espécie endêmica e solitária, que habita áreas sombreadas, profundas e calmas nos recifes. Esse coral não apresenta uma grande distribuição na costa, sendo mais observado nas formações do Nordeste, como nos recifes de Porto de Galinhas – PE, Pajuçara – AL e Abrolhos - BA (LABOREL, 1969; AMARAL *et al.*, 2007; CONI *et al.*, 2017). E exibe uma morfologia composta por um pólipos simples que pode atingir até 7 cm, coloração esverdeada, marrom, violeta ou cinza (CORREIA, 2011) e columela bem desenvolvida.

Figura 8 – Coral solitário Scolymia wellsi no banco de Abrolhos.



Foto: Baungarten. Fonte: Adaptado de Coni (2012).

***Siderastrea stellata* Blainville, 1830**

Essa espécie endêmica possui ampla distribuição no litoral brasileiro (LABOREL, 1969; LEÃO *et al.*, 2003; AUED *et al.*, 2018). As suas colônias são esféricas e apresentam maiores diâmetros em zonas mais profundas, porém, também podem ser encontradas em águas rasas e poças de marés (LABOREL, 1969). As colorações variam entre tons amarelados ou avermelhados e os cálices são arredondados com 2 mm a 3 mm de diâmetro. Uma característica importante dessa espécie é a capacidade de resistir às pressões ambientais, como pH, temperatura e turbidez da água (LEÃO *et al.*, 2003; SOARES; RABELO, 2014).

Figura 9 – Coral *Siderastrea stellata* na piscina dos Amores – AL.



Fonte: Adaptado de Migotto (2010).

***Mussismilia harttii* (Verril, 1868)**

Esse coral endêmico é um dos principais construtores dos recifes da costa brasileira e em Porto de galinhas as colônias mediam até 1m de diâmetro, sendo considerada uma espécie abundante. Mas, *M. harttii* não é tolerante ao turismo por os seus pólipos serem frágeis e facilmente quebráveis diante das ações antrópicas (CORREIA, 2011). Quanto a morfologia a coloração das colônias pode variar entre cinza, verde ou marrom e os cálices possuem três variações morfológicas denominadas: laxa (cálices muito separados – águas calmas), intermédia (características intermediárias entre laxa e confertifolia) e confertifolia (cálices pouco separados – águas agitadas) (LABOREL, 1969).

Figura 10 – Coral *Mussismilia harttii* registrado no recife de Fora na Bahia.



Fonte: Adaptado de Duarte et al. (2015).

Hidróides calcários

***Millepora alcicornis* Linnaeus, 1758**

É uma espécie considerada fundamental na construção das bordas recifais dos recifes brasileiros (OLIVEIRA, *et al.*, 2008), podendo ser encontrada bem distribuída na costa como em Mucuripe – CE, Porto de Galinhas, Fernando de Noronha, Tambaú – PB, BST, Três Ilhas – ES e Arraial do Cabo – RJ (LABOREL, 1969). Mas, parece que o turismo vem influenciando negativamente o estado de conservação desse importante hidróide calcário (MELO *et al.* 2014). Quanto a morfologia *M. alcicornis* é colonial e complexo, com ramificações, pólipos pequenos que se abrigam dentro dos poros e coloração amarela. Laborel (1969) descreve variedades morfológicas para esse hidróide relacionadas as características dos ramos, como o tipo cellulosa (ramos abundantes, agudos – bordas e partes altas dos recifes), digitata (ramos digitiformes, curtos, comprimidos) e fenestrata (ramos delicados – águas calmas).

Figura 11 – Colônia de *Millepora Alcicornis*.



Fonte: Ruiz-Ramos *et al.* (2014).

***Millepora braziliensis* Verril, 1868**

É uma espécie endêmica comumente encontrada nos recifes do Nordeste, com distribuição entre o estado do Maranhão – MA e Espírito Santo – ES. Morfologicamente *M. braziliensis* possui ligeira semelhança com *M. alcicornis*, onde ambas as espécies podem ser encontradas colonizando as mesmas áreas nos

recifes e viverem também associadas as colônias de *A. agaricites*, *F. grávida* e *S. stellata* (AMARAL *et al.*, 2008; LABOREL, 1969). As formações de *M. braziliensis* geralmente exibem ramos laterais, achatados e espessos, podendo ser encontradas desde áreas rasas até 30 metros de profundidade (AMARAL, 2002). Mas, apesar da grande importância dos Millepores na construção recifal, poucos estudos são realizados com este grupo quando comparados aos escleractínios (AMARAL *et al.*, 2008).

Figura 12 – *Millepora braziliensis* e representante do Filo Echinodermata (classe Crinoidea) associado as suas colônias.

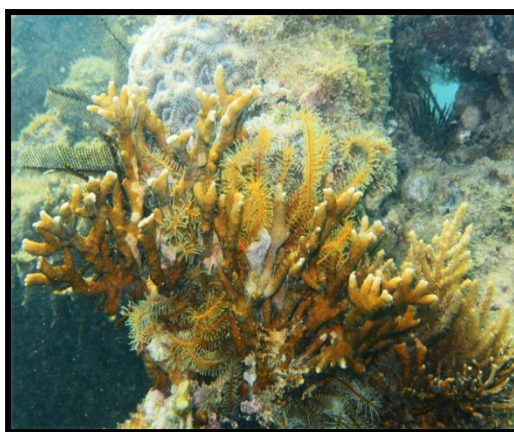


Foto: Guth *et al.*, 2016.

***Stylaster roseus* Pallas, 1766**

Essa espécie não endêmica não foi registrada por (Laborel, 1969) em seus estudos na costa brasileira, porém, foi identificada a presença do hidróide *Stylaster duchassaingii* apenas no litoral pernambucano, indicando possivelmente que a espécie observada pelo autor foi *Stylaster roseus*, tendo em vista que atualmente essa espécie pode ser encontrada nos recifes do Nordeste (AMARAL *et al.*, 2008). Morfologicamente as colônias desse hidróide calcário possuem poucos centímetros de altura, com base robusta de onde surgem os ramos pontiagudos, exibem coloração roseada ou branca e assim como o escleractínio solitário *Scolymia wellsi*, esse hidróide habita áreas protegidas, sombreadas e profundas.

Figura 13 – Colônia de *Stylaster roseus* no recife de Porto de Galinhas.



Foto: Cordeiro (2017).

Zoantídeos

***Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860)**

O zoantídeo colonial *P. caribaeorum* é uma espécie amplamente distribuída na costa brasileira, vivendo principalmente em águas rasas e regiões entremarés no litoral nordestino de RN, PE, PB, AL e BA (LABOREL, 1969; LOURENÇO *et al.*, 2015), em forma de “tapetes” que apresentam os pólipos conectados por um tecido denominado cenênquima e exibem colorações amarelo claro e marrom. Esse zoantídeo também é tipicamente conhecido por “baba-de-boi” por produzir um tipo de muco que protege as colônias contra a dessecação, com propriedades anti-inflamatórias e analgésicas (PERÉZ *et al.* 2005; SOARES *et al.*, 2006).

Figura 14 – Colônia de *Palythoa caribaeorum*.



Fonte: Adaptado de Almeida *et al.* (2012).

***Protopalythoa variabilis* (Duerden, 1898)**

Laborel (1969) apenas citou *Palythoa* sp. na costa brasileira, porém, junto com *P. variabilis* e *Zoanthus sociatus* são comuns em águas rasas nos recifes do Nordeste. Estudos realizados com as três espécies apontam que *P. variabilis* parece ser um competidor colonial mais fraco, a partir da observação do crescimento de pólipos de *P. caribaeorum* e *Z. sociatus* entre as suas colônias. Quanto a morfologia os pólipos de *P. variabilis* são marrons ou amarelados, largos, juntos ou separados e conectados por estolões filamentosos (RABELO *et al.*, 2013).

Figura 15 – Colônia de *Protopalythoa variabilis*.

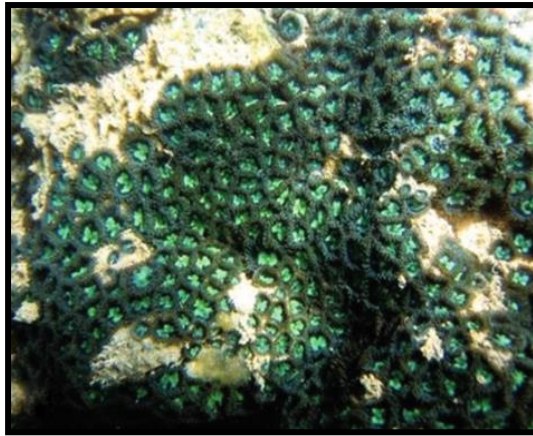


Fonte: Adaptado de Almeida *et al.* (2011).

***Zoanthus sociatus* (Ellis, 1768)**

É um zoantídeo colonial encontrado em águas rasas da costa brasileira desde poças de marés até zonas de meso litoral. Os pólipos de *Z. sociatus* possuem coloração esverdeada e alguns tons azulados, podem variar entre 3 mm e 30 mm de altura, com tentáculos filiformes e disco oral com cerca de 5 mm. Esses pólipos são conectados a estrutura recifal por uma ramificação de estolões (RABELO, 2007).

Figura 16 – Colônia de *Zoanthus sociatus* no Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha – PB.



Fonte: Modificado de Gondim *et al.* (2011).

Octocorais

Carijoa riisei (Duchassaing & Michelotti, 1860)

É uma espécie não endêmica e colonial citada por Laborel (1969) como *Telesto riisei* em um único ponto da costa brasileira. Esse octocoral também é conhecido como coral “flocos de neve”, sendo considerado uma espécie invasora e com alta capacidade de colonização (MANTELATTO *et al.*, 2016). E atualmente pode ser facilmente encontrado distribuído nos recifes brasileiros (SILVA; PÉREZ, 2005) com colônias geralmente ramificadas, hastes flexíveis e pólipos axiais que quando abertos exibem um conjunto de oito tentáculos com coloração branca de onde brotam inúmeros pólipos laterais curtos.

Figura 17 – Octocoral *Carijoa riisei* registrado por Tito Monteiro da Cruz Lotufo.



Fonte: Lopes *et al.*, 2015.

1.3.3 O turismo na Praia de Porto de Galinhas

O município de Ipojuca (08°24'06"S e 35°03'45"W) fica a aproximadamente 57 km de Recife, possui uma área territorial total de 527,107 km² e uma faixa costeira de 32 km (SIMÕES *et al.*, 2014) que abrange as praias de Gamboa, Cupe, Maracaípe, Cacimbas, Enseadinha, Muro Alto, Serrambi, Toquinho e Porto de Galinhas. Esta última, é caracterizada como uma praia arenosa e com formações recifais (MALLMANN *et al.*, 2014) que na maré baixa ficam praticamente expostas e formam piscinas naturais de águas cristalinas.

Além de ser a praia mais turística do litoral sul de Pernambuco (PEREIRA; SALAZAR, 2007) e detentora do título da mais bela praia da costa brasileira entre os anos de 2000 e 2010. Porém, o turismo traz uma séria de consequências, por fazer o uso descontrolado dos bens naturais ambientais, que por sua vez, são extremamente sensíveis. E os reflexos dessa prática também causam influências negativas na comunidade social, através de prejuízos na identidade cultural e crescimento do índice de hostilidade entre os turistas e os moradores da área (RUSCHOMANN, 2000).

Assim como em qualquer outro território ambiental o turismo em Porto de Galinhas era inexistente, a carga urbana local era de apenas 200 moradores que habitavam poucas casas entre as áreas de vegetações quase intocadas e desertas (MENDONÇA, 2004), sendo a base rentável dessa população a pesca e a agricultura (CHUVA, 2016). Mas, a partir dos anos 80 o turismo começou a ter uma visibilidade de uma possível fonte de movimentação econômica no local (MESQUITA; XAVIER, 2013).

Essa visão turística começou a ser colocada em prática um pouco mais tarde, sendo refletida na década de 90 onde aconteceu o Primeiro Plano Nacional de Municipalização do Turismo na praia, com o objetivo de promover o crescimento turístico na área. Assim, Porto de Galinhas passou a exibir estruturalmente características urbanas, com vias pavimentadas, mais de 100 residências, hotéis, pousadas, residenciais, bares, lojas e restaurantes. Em menos de dez anos e ainda na mesma década começaram a surgir alertas relacionados aos problemas decorrentes do crescimento populacional e turístico na área. Entre os impactos negativos eram evidentes a eliminação da vegetação nativa e descontrolado no uso do solo para o desenvolvimento de construções, que resultaram em diversos pontos de

erosão em PG e em Maracáípe (PEREIRA; SALAZAR, 2004; CAVALCANTI, 2009; MACÊDO *et al.*, 2010).

Contudo, os avanços turísticos continuaram acontecendo de forma intensa na praia e em apenas 20 anos, entre os anos de 1980 e 2000 as construções de pousadas e hotéis cresceram ainda mais e passaram a ofertar cerca de até dois mil leitos. As ações comerciais na vila também aumentaram através das inaugurações de vários estabelecimentos que fortaleceram a economia litoral (CAVALCANTI, 2009). Após mais de uma década, em 2011 a vila já suportava mais de duzentos estabelecimentos, que de certa forma provocou ainda mais o descontrole no uso do solo (MESQUITA; XAVIER, 2013) e a rede hoteleira também sofreu um grande crescimento no município de Ipojuca, ocupando o 2º lugar no ranking pernambucano (1.829 hotéis) ficando apenas atrás da capital Recife (4.115 hotéis) (IBGE, 2011).

Atualmente Porto de Galinhas recebe mais de 1 milhão de visitantes ao ano (CHUVA, 2016), essa concentração turística pode ser explicada pela exploração dos recursos ambientais, como a acessibilidade as piscinas naturais, passeios de jangadas e a proximidade de outras praias. Afinal a grande parte da movimentação turística no estado de Pernambuco estão associadas ao litoral, que de certa forma promove a PG oportunidades de empregos que beneficiam principalmente os moradores da área (BARRADAS *et al.*, 2012) e influencia positivamente em melhorias das obras em alguns pontos da vila. Embora ainda existam várias áreas que sofrem com a falta de saneamento básico e infraestrutura adequada (MESQUITA; XAVIER, 2013).

O turismo gera mudanças urbanas, sociais, econômicas, entre outras, pela possibilidade de se relacionar com as diversas áreas de um local, tanto de forma direta, como indireta. No caso de Porto de Galinhas, a introdução do turismo leva a uma série de mudanças na urbanização, na dinâmica populacional e socioeconômica. A simples e rústica vila de pescadores, em cerca de 40 anos, transformou-se em um dos pontos turísticos mais conhecidos de Pernambuco, com alterações que, muitas vezes, sequer faz lembrar os seus traços de um passado recente (MESQUITA; XAVIER, 2013, p. 222).

A recepção dos turistas e a acessibilidade a plataforma recifal são realizadas pela equipe do *Stand Praia Legal*, que transmitem um conjunto de informações ecológicas aos visitantes com o intuito de evitar danos a comunidade recifal, sendo todos os passeios controlados pelos agentes ambientais legalizados (SANTOS *et al.*, 2015), porém, é notável que o turismo local ainda é desordenado. E mesmo

existindo um conjunto de medidas para controlar as visitas em determinadas áreas recifais, 69% dos turistas tem fácil acessibilidade a eles (CPRH, 2003). Por isso os estudos de Barradas *et al.* (2012) apontam que o turismo pode ser associado aos problemas que corais vem sofrendo e Oliveira *et al.* (2010) destaca que a comunidade recifal acaba sendo vítima de poluição e destruição da fauna.

Por este motivo o Decreto n.º 21,972 de 29 de dezembro de 1999 aprova o Zoneamento Ecológico Econômico Costeiro do Litoral sul de Pernambuco com atividades incentivadas, toleradas e proibidas, para conservar e proteger os ecossistemas naturais essenciais a biodiversidade. Sendo totalmente proibido ultrapassar as zonas marcadas por cabos e boias, coletar qualquer tipo de amostra dos recifes e causar danos ou extração de corais (PERNAMBUCO, 1999).

Mas outras atividades de cunho turístico são desenvolvidas com intensidade na área, como as caminhadas sobre o topo recifal durante a baixa maré, passeios de jangadas, mergulhos autônomos, snorkeling, a realização de construções ao longo da extensão da praia e coleta de itens para confecções artesanais (BARRADAS *et al.*, 2012). Além da aproximação dos turistas aos organismos que habitam os recifes (CORIOLANO, 1996), por serem próximos da zona costeira (MALLMANN *et al.*, 2014). Se bem que, a continuidade dessas práticas pode resultar em desequilíbrio ecológico e extinção de espécies (CASTRONEVES, 2011).

E infelizmente o número de pessoas que reconhecem que as ações antropogênicas ameaçam os recifes ainda são baixas. Estudos de Machado *et al.* (2009) mostram que um grande número de turistas que tem acesso aos recifes de Porto de Galinhas desconhecem que tais ações provocam danos as comunidades recifais. Indicando certamente que não receberam nenhuma informação ambiental e conservador daquele ambiente.

1.3.4 Ameaças aos corais

Os corais são vítimas de um conjunto de ameaças nos recifes brasileiros que ocorrem em resposta aos efeitos bióticos causados por bactérias, fungos e principalmente por ações humanas. Em contrapartida, os efeitos abióticos relacionados ao aumento da temperatura da água, poluição, sedimentação, alterações nos índices pH e salinidade também são preocupantes. Sendo o

branqueamento dos corais um dos principais problemas que pode comprometer severamente esses organismos (SANTAVY; PETERS, 1997).

Esse fenômeno coloca em risco a vitalidade dos corais e zoantídeos por expulsar as zooxantelas que vivem em simbiose com o cnidário, deixando visivelmente exposto o esqueleto calcário através do tecido do animal (CORTÉS *et al.*, 1984; PERRU, 2000; KIKUCHI *et al.*, 2010; SOARES; RABELO, 2014), fragilizando as espécies e resultam em decréscimo reprodutivo, baixa taxa de calcificação e perda da coloração (GLYNN, 1996) em resposta ao aumento da temperatura das águas (LEÃO *et al.*, 2008; SOARES; RABELO, 2014). Isso é extremamente preocupante, tendo em vista que estudos realizados desde a década de sessenta apontam que o aquecimento marinho está atingindo até zonas mais profundas (WILSON *et al.*, 2001).

O turismo também é ameaçador ao estado de conservação dos corais (LAMB *et al.*, 2014) por ser uma das atividades que mais cresce no mundo (ONG; MUSA, 2011), principalmente na zona costeira (MMA, 1998). Fazendo com que as espécies coralíneas fiquem totalmente expostas aos impactos antropogênicos (HASLER; OTT, 2008). Como as práticas turísticas de mergulhos que estão relacionadas com a redução na cobertura dos recifes pelas espécies e como resposta esses organismos podem exibir maiores taxas de colônias quebradas, doentes e mortas (HASLER; OTT, 2008; KRIEGER; CHADWICK, 2013).

Contudo, os danos são mais severos nas espécies que vivem nos recifes próximos da costa (LEÃO *et al.*, 2008), por este motivo Kikuchi *et al.* (2010) apontam que as formações mais distantes da faixa costeira apresentam maiores índices de cobertura de coralínea. Mas, de certa forma, acabam influenciando o acesso dos turistas através de embarcações, que resultam em serviços de ancoragem e podem culminar na quebra e destruição das colônias (GIGLIO *et al.*, 2017).

A sedimentação é um fator abiótico que também compromete diretamente a fauna coralínea, possui origem antrópica indireta (DUTRA, *et al.*, 2006) e podem desencadear um conjunto de problemas que refletem negativamente na distribuição dos organismos (ROGERS, 1990), perda da abundância e biodiversidade (BELLWOOD *et al.*, 2004; GLEASON; HOFMANN, 2011). Como alerta os estudos de alguns autores (COSTA JR. *et al.*, 2000; DUTRA *et al.*, 2006; COSTA, 2012).

Os danos causados pela sedimentação podem ser leves ou mais severos e isso está totalmente relacionado a tolerância do coral ao problema. Algumas

espécies são capazes de remover partículas pequenas ou grandes de sedimento dos seus pólipos, como representantes do gênero *Montastrea* e a espécie *S. stellata*, embora exija um gasto energético extremamente alto (HUBBARD; POCOCK, 1972; FREITAS, *et al.*, 2012). Mas, como a sedimentação tende a ser um fator contínuo, pode culminar no soterramento das colônias, reduz a passagem de luz na água, devido ao acúmulo de matéria em suspensão (RIEBESSELL, 2004), que diminui a vitalidade coralínea (VOSS; RICHARDSON, 2006).

A influência da alta concentração atmosférica de gás carbônico (CO_2) também é preocupante, quando as taxas desse gás se mostram altas resultam na diminuição da escala do pH, provocam a acidificação da água e desregulam o íon carbonato (CO_3^{2-}). Como resposta a esses efeitos, a calcificação dos esqueletos dos corais, o desenvolvimento larval, o recrutamento e a estabilidade das colônias são extremamente prejudicados (HOFMANN *et al.*, 2010; NAKAMURA *et al.*, 2011), sendo a queda nos níveis de salinidade outro fator que contribui também para o declínio no estado de conservação (FONSECA *et al.*, 2002) e diminuição de cobertura coralínea nos recifes (LAGES; MEURER, 2014).

Essas influências abióticas e a diminuição da cobertura recifal por organismos nativos podem facilitar a introdução de espécies invasoras nos recifes e ameaçar a fauna coralínea. Como pode ser observado no Havaí o octocoral *C. riisei* crescendo e competindo por espaço com os corais negros (MMA, 2001; KAHNG; GRIGG, 2005; ZILLER; ZALBA, 2007). Essa mesma espécie encontra-se bem distribuída na costa brasileira e litoral pernambucano (PEREZ, 2002), por ser resiliente e oportunista, com capacidade de se desenvolver em diversas categorias de substratos, possuir facilidade de dispersão e exibir resistência em diferentes graus de temperatura, e variações de pH e salinidade (REES, 1972; LIRA *et al.*, 2009).

Por isso a realização de levantamentos de parâmetros bióticos e abióticos são de extrema importância para a compreensão de como essas variáveis podem interferir no estabelecimento e estado de conservação das comunidades. Porém, nem sempre é possível compreender os feitos antrópicos a curto prazo, sendo necessário realizar não só os levantamentos nas comunidades, mas também entender a dinâmica estrutural e funcionamento ecológico dos organismos em estudo (LARGE; MEURER, 2015). Que já foram prejudicados cerca de 30 % a 40 % por algum tipo de impacto ambiental (WILKINSON, 2002). E a estimativa é que esse

percentual chegue a 60 % em até 40 anos, como resposta das influências ambientais e antropogênicas (EAKIN *et al.*, 2010).

Diante desse dado alarmante é preciso priorizar o planejamento e a execução de ações de monitoramento dos recifes, porque a maioria dos danos provocados nas comunidades são irreversíveis (WESTMACOTT *et al.*, 2000) e os corais serem totalmente dependentes do equilíbrio do ecossistema recifal para viverem ecologicamente de forma sadia e reprodutiva (ROBERTS, *et al.* 2002).

1.3.5 Descrição das principais comunidades coralíneas observadas por Laborel (1969) na costa brasileira

Jacques Laborel (1934-2011) foi um grande biólogo marinho de origem francesa que realizou uma das maiores e significantes pesquisas qualitativas de corais duros, intitulada: *Lês Peuplements de Madréporaires des Côtes Tropicales du Brésil*, publicada em sua versão completa no ano 1969 e repleta de um conjunto de dados importantes sobre a distribuição das espécies de corais da costa brasileira (LEÃO, 1982).

Esse grande estudo exigiu a realização de inúmeros deslocamentos desde São Luís no Maranhão – MA até São Sebastião em São Paulo – SP. A bordo do navio Calypso Laborel estudou pontos entre Santos – SP e Recife – PE, se dedicando principalmente aos recifes de Abrolhos na Bahia – BA. Em seguida os levantamentos foram intensificados na costa nordestina entre Cabedelo na Paraíba – PB e Maceió em Alagoas – AL (LABOREL, 1969).

Entre as expedições algumas foram realizadas com o seu companheiro de pesquisa Marc Kempf em Fernando de Noronha - PE, Atol das Rocas no Rio Grande do Norte – RN e em Abrolhos com o apoio da Marinha e da Força Aérea Brasileira. Seguidos pelos estudos dos recifes de Fortaleza no Ceará – CE, Cabo de São Roque e do litoral Potiguar – RN (LABOREL, 1969).

Nos próximos parágrafos foi dada uma ênfase na descrição dos principais pontos estudados por Laborel na costa brasileira.

Rio Grande do Norte – RN

Recifes de Maracajaú: Característicos de águas rasas e poças colonizadas pelo zoantídeo *Palythoa* sp., pequenas colônias de *Siderastrea stellata*, poucos representantes de *Porites astreoides* e uma certa abundância do hidróide calcário *Millepora alcicornis*. Basicamente a fauna coralínea era consideravelmente pobre e nenhuma espécie de gorgônia foi observada nessa área durante os levantamentos (LABOREL, 1969).

Recifes de Muriú: A riqueza coralínea apareceu mais evidente por serem recifes considerados mais “protegidos” que os de Maracajaú. Sendo colonizado pelas espécies *Agaricia agaricites*, *Agaricia humilis*, *Millepora* cf. *braziliensis*, *Porites astreoides*, *Porites branneri* e foi detectada a morte de colônias do coral endêmico *Mussismillia harttii*. Embora existisse a possibilidade de encontrar colônias vivas dessa espécie em zonas mais profundas (LABOREL, 1969).

Atol das Rocas: A zona superficial dos recifes exibiram uma fauna coralínea baixa, composta apenas por algumas colônias de *F. gravida* e *S. Stellata*, uma possível colonização do gênero *Montastrea* em zonas mais profundas e abundância da gorgônia *Phyllogorgia dilatata*. Mas, assim como em Fernando de Noronha (área detalhada no tópico Pernambuco – PE) a riqueza poderia ser significativamente maior de acordo com o aumento do nível de profundidade (LABOREL, 1969).

Paraíba – PB

Recifes da praia de Cabedelo: Apareceram colonizados por uma quantidade considerável de espécies coralíneas onde algumas delas já tinham sido observadas em RN, como o coral *P. astreoides* considerado a espécie mais frequente, *S. stellata* e *Millepora* sp. Além dessas espécies, também foram encontrados dois representantes da família *Mussidae* vivos: *Mussismillia harttii* e *Mussimislia hispida tenuisepta* (LABOREL, 1969).

Recifes da praia de Tambaú: Exibiram uma zona externa composta por *Montastrea cavernosa* na base recifal, buquês de *M. harttii*, *S. stellata* e o topo recifal composto por uma formação em “coroa” de *M. alcicornis*, *A. agaricites*, *A. humilis* e *Palythoa* sp. (LABOREL, 1969).

Recifes da praia de Pitimbu: Nessa região de fronteira entre PB e PE foram observadas colônias de *M. cavernosa* e apenas alguns exemplares de *M. hispida tenuisepta*. Porém, nenhuma espécie de gorgônia foi encontrada durante os levantamentos (LABOREL, 1969).

Pernambuco – PE

Ilha de Fernando de Noronha: Essa região consideravelmente rica em fauna coralínea exibiu exemplares do hidróide calcário *M. alcicornis*, coral *F. grvida* e o zoantídeo *Palythoa* sp. em até 2 m de profundidade. Em outra zona entre 2 m a 15 m apareceram outras espécies, como *Mussismilia hispida tenuisepta*, *S. stellata*, *M. cavernosa* e *P. astreoides*. É importante ressaltar que algumas colônias de *M. harttii* foram encontradas apenas em áreas ainda mais profundas, assim como *Madracis decactis*, *Stylaster duchassaingi* e grandes formações de *M. cavernosa* entre 20 m a 30 m de profundidade (LABOREL, 1969).

Recifes de Rio Doce em Olinda: Foram observadas coberturas de zoantídeos, corais e algas. O coral *S. stellata* se mostrou raro e com algumas colônias mortas, o mesmo se repetiu com os representantes do gênero *Mussismilia* (LABOREL, 1969).

Praia da Conceição em Paulista: Esse ponto de estudo apresentou uma grande quantidade de corais representados pelas espécies *S. stellata*, *Mussismilia hispida* spp. *tenuisepta*, *M. harttii*, *M. cavernosa*, *P. astreoides* e *M. alcicornis* mortos (LABOREL, 1969).

Recifes da praia de Boa Viagem: Foi observada uma abundância de gorgônias *Muriceopsis sulpherea*, *Plexaurella grandiflora* e *Plexaurella dichotoma*, entre as espécies de corais foram encontrados *M. cavernosa*, *M. hispida* spp. *tenuisepta*, *S. stellata* e colônias vivas e cemitérios de *M. harttii*. Os hidróides calcários *M. alcicornis* e *M. braziliensis* comumente vistos em zonas de topo e alguns exemplares de *Astrangia braziliensis* e *Stylaster duchassaingi* também foram observados em alguns pontos nessa área (LABOREL, 1969).

Recifes da praia do Paiva: Estruturalmente apresenta uma morfologia retangular com cerca de 1 km de extensão e eram colonizados por uma certa abundância de espécies pertencentes aos gêneros *Porites* e *Siderastrea* mortos (LABOREL, 1969).

Recifes da praia de Suape: Apresentaram uma grande erosão no substrato causada pelos ouriços-do-mar (*Echinometra*). Mas, nas poças de marés foram observadas colônias de *F. grvida* e *Palythoa* sp. porém, os zoantídeos se mostraram bastante danificados e corróidos pelas ações biológicas dos ouriços (LABOREL, 1969).

Recifes de Tamandaré: Na praia de São Pedro os recifes exibiram formações principalmente algais do gênero *Halimeda*, grandes colônias do hidróide *Millepora* sp. cf. *M. brasiliensis* e na base recifal foram observadas colônias de *S. stellata* (esse padrão da espécie também foi observado em Itamacará – PE). No pontal do Lira também localizado em Tamandaré a vitalidade coralínea se mostrou baixa, sendo mais representada pelas espécies *M. alcicornis* e *M. harttii*, alguns exemplares de *S. stellata* e o coral solitário *S. wellsi* apresentou baixa abundância e foram vistos em áreas protegidas e nesses recifes não foi observado nenhum ponto colonizado por gorgônias (LABOREL, 1969).

Alagoas – AL

Recifes da praia de Ponta Verde: As formações observadas eram principalmente compostas por corais mortos na borda recifal interna enquanto a área externa formada por piscinas e blocos se mostraram consideravelmente pobres e cobertos por sedimento. Porém, um pouco mais ao sul, os **Recifes da praia de Pajuçara** exibiu uma riqueza e abundância coralínea das espécies *A. agaricites*, *A. humilis*, *F. grvida*, *M. cavernosa* e o zoantídeo *Palythoa* sp. (LABOREL, 1969).

Bahia – BA

Recifes da praia de Itapoã: Foi observado pela primeira vez na expedição colônias com tamanhos consideráveis do coral *Mussismilia brasiliensis* e o hidróide *Millepora nitida*. Além dessas espécies também foram encontrados os corais *S. stellata*, *F. grvida*, *M. hispida* e *P. branneri*. Sendo importante ressaltar que tanto *M. brasiliensis* quanto *M. nitida* possivelmente também poderiam estar colonizando áreas no sentido Norte (Praia de Guarajuba), enquanto no sentido Sul foram vistos *M. alcicornis*, *M. sp. cf. brasiliensis* e gorgônias pertencentes aos gêneros

Plexaurella e *Phyllogorgia* (abundante nos recifes da praia do Porto da Barra) (LABOREL, 1969).

Entre os Recifes da praia de Ponta de Areia e Ponta de Toque Toque: Foram encontrados as gorgônias *Plexaurella dichotoma*, *Muriceopsis sulphurea* e *Phyllogorgia dilatata* em grandes quantidades e o coral *Meandrina braziliensis* foi observado em profundidades superficiais, sendo as espécies de corais duros escassas nessas áreas (LABOREL, 1969). Mas, em sentido Sul após a praia de Toque Toque foram vistas colônias de *M. alcicornis*, *M. cavernosa*, *M. braziliensis*, *S. stellata* (até 1m de diâmetro), *Meandrina braziliensis* (poucos exemplares) e *Millepora nitida* (abundante). Além dessas espécies citadas, *P. branneri*, *F. grávida*, *Mussismilia hispida* ssp. *hispida* e *M. harttii* também foram observados colonizando os pontos estudados (LABOREL, 1969).

Recifes de São Tomé de Papire: Mostraram uma determinada abundância de corais com tamanhos variáveis das espécies *M. cavernosa*, *S. stellata*, *M. braziliensis*, *M. harttii*, *M. hispida hispida*, *Stephanocoenia michelini* e *Meandrina braziliensis*. Nesse mesmo ponto as colônias de *S. wellsi* se mostraram raras e *M. cavernosa* compreendia cerca de 80 % da cobertura local (LABOREL, 1969).

Ilheuzinho: As espécies *S. stellata*, *M. braziliensis* e *M. hispida hispida* foi observadas com um tamanho colonial considerável e abundantes. Em contrapartida, foram encontrados poucas formações de *Millepores*, *M. cavernosa*, *P. branneri* e *M. harttii* (cemitérios da espécie observados no substrato) (LABOREL, 1969).

Parcel de Abrolhos: Foram observadas inúmeras espécies, como *A. agaricites*, *A. fragilis*, *Astrangia braziliensis*, *F. grávida*, *F. leptophylla*, grandes colônias de *M. decactis*, *Meandrina braziliensis*, *Mussismilia braziliensis*, pequenas colônias de *M. harttii*, *M. hispida hispida*, *Millepora alcicornis*, *M. cf. braziliensis*, *M. nitida*, *P. astreoides*, *P. branneri*, *S. stellata*, grandes colônias do zoantídeo *Palythoa* sp. e as gorgônias *M. sulphurea*, *P. dilatata*, *P. dichotoma*, *P. grandiflora* e *Pseudopterogorgia* sp. (LABOREL, 1969).

Ilha de Santa Bárbara: É considerada a maior ilha do Arquipélago de Abrolhos e nela foram identificadas no sentido Norte um conjuntos de espécies, como os hidróides *M. alcicornis* e *Millepora* sp. cf. *M. braziliensis*, o zoantídeo *Palythoa* sp. e os corais *A. agaricites*, *F. grávida* (abundante), *F. leptophylla*, *Mussismilia hispida hispida*, *M. harttii*, *S. stellata*, *P. astreoides* e *P. branneri* (LABOREL, 1969).

Entre as Ilhas Siriba e Redonda: Foram encontradas as espécies *F. gravida*, *F. leptophylla*, uma abundância de *Meandrina braziliensis* colonizando o sedimento, *M. harttii*, *Millepora* sp. e entre as gorgônias foram observados representantes do gênero *Pseudopterogorgia* e a espécie *Gorgonia gracilis* (LABOREL, 1969).

Parcel das Paredes: Exibiu uma riqueza significativa composta pelas espécies *A. fragilis*, *S. wellsi*, *M. decactis* (abundante), *Meandrina braziliensis*, *Mussismilia braziliensis*, *M. alcicornis*, *M. nitida*, pequenos exemplares de *M. harttii* tombados no sedimento, *S. stellata* e *F. gravida* colonizando as poças, pequenas colônias de *Palythoa* sp. e as gorgônias *Plexaurella* spp. e *Phyllogorgia dilatata*. Em uma análise detalhada de um chapeirão com 15 m de diâmetro e profundidade entre 9 e 10 m mostrou a parte superior colonizada pelos corais *F. leptophylla* e *Mussismilia braziliensis*, o hidróide calcário *M. alcicornis* formavam uma “coroa” próximo ao topo do chapeirão e nas laterais dessa formação foram observados alguns exemplares de *S. wellsi* e nas zonas mais profundas o bloco apareceu colonizado pelo coral *M. cavernosa* (LABOREL, 1969).

Espírito Santo – ES

Porto do Tubarão: Foram encontradas as espécies *M. alcicornis*, *Millepora* cf. *braziliensis*, *F. gravida*, *S. stellata* e *P. branneri* entre 1 m a 5 m de profundidade e as gorgônias também apareceram abundantes nesse ponto.

Baía de Vitória: Os corais apareceram raros e as gorgônias mostraram dominância nessa área, principalmente representantes do gênero *Phyllogorgia*.

Praia de Vila Velha: O cenário observado foi de acúmulos de esqueletos de corais duros mortos das espécies *M. harttii*, *A. agaricites* e *M. braziliensis* (LABOREL, 1969).

Arquipélago de Três Ilhas: Nessa área foi encontrada uma riqueza de gorgônias semelhante a do Porto do Tubarão, composta por representantes dos gêneros *Phyllorgorgia*, *Muriceopsis*, *Plexaurella* e *Pseudopterogorgia*. O hidróide *M. alcicornis* e os corais *S. stellata*, *F. gravida*, *P. branneri* e os zantídeos *Palythoa* e *Zoanthus* também caracterizavam a fauna local.

Para Laborel (1969) os pontos estudados no ES apresentaram uma grande riqueza de gorgônias, em contrapartida, se mostraram se mostraram pobres em comunidades coralíneas e nenhum exemplar vivo da família *Mussidae* foi encontrado (LABOREL, 1969).

Rio de Janeiro – RJ

Ilha dos Papagaios: Nesse ponto de estudo os corais apresentaram uma baixa riqueza, mas, exibiram grandes colônias de *Mussismilia hispida hispida*, alguns exemplares de *P. branneri* e do hidróide calcário *M. alcicornis*. As gorgônias não se mostraram presentes nesse ponto, exceto representantes do gênero *Phyllogorgia* e a espécie *Lophogorgia* sp. cf. *L. Punicea* (LABOREL, 1969).

Baía de Arraial do Cabo: Foram encontradas grandes colônias do zoantídeo *Palythoa* sp., os corais *Mussismilia hispida hispida*, *S. stellata*, *P. branneri*, o hidróide *M. alcicornis* e a gorgônia *Phyllogorgia dilatata*. Porém, essa riqueza desapareceu no sentido Norte e apenas colônias de *Millepora* se mantiveram e os exemplares de *Lophogorgia* foram observados nas as formações da Ilha de Cabo Frio (LABOREL, 1969).

Baía de Guanabara: Nesse ponto foi encontrado o pequeno coral *Phyllangia americana*, espécie típica de águas quentes e a espécie *Astrangia rathbuni*.

Angra dos Reis: Foram observados os corais *Mussismilia hispida hispida*, *Madracis decactis*, zoantídeos do gênero *Palythoa* e as gorgônias *Leptogorgia setacea* e *Lophogorgia punicea*. Em complemento é importante ressaltar que nessa área de estudo não foi encontrado nenhum exemplar de *Millepora*, *Porites* e *Phyllorgorgia* (LABOREL, 1969).

São Paulo – SP

Praia de Ubatuba e São Sebastião: A maioria dos corais se mostraram escassos nesses pontos, porém, foram observados alguns representantes de *Mussismilia*, *Madracis* e as gorgônias *Lophogorgia* sp. e *Ellisela barbadensis*.

Ilha de Santo Amaro: Ao norte de Santos nenhum coral coral duro nem gorgônias foram observados. Em contrapartida, algumas colônias do zoantídeo *Palythoa* sp. foram encontradas nessa área (LABOREL, 1969).

É notável que o Brasil não apresenta uma grande riqueza de espécies coralíneas, entretanto, o número de espécies endêmicas da costa brasileira é significativamente alto. Isso pode ser observado em toda a descrição da obra de Laborel (1969) que também revela que a maioria dos pontos estudados mostraram

diversas caracterizações coloniais entre as espécies e em muitas delas a abundância é consideravelmente baixa, além daquelas que se apresentaram o estado de conservação comprometido (LABOREL, 1969).

E apesar da grande distribuição coralínea no litoral brasileiro as informações descritas acabam refletindo de maneira preocupante sobre o estado em que a maioria das espécies já se encontravam naquela década, como o coral *M. harttii* (Laborel, 1969). Inclusive em 2002, quarenta anos após o desenvolvimento desse levantamento histórico, Laborel estimou que as ações turísticas podem provocar e continuar intensificando a perda da cobertura coralínea nos recifes brasileiros (BRASIL, 2006).

2 ARTIGO**Análise histórica (1962-2018) do estado de conservação dos corais do recife de Porto de Galinhas baseada na descrição de Laborel (1969)**

(Artigo a ser submetido em uma revista de acordo com as normas do PPGGHMA dentro da área CAPES: BIODIVERSIDADE)

SILVA, L. L.¹; PÉREZ, C. D.¹; LIMA, G. V.²; CORDEIRO, R. T. S.²; SANTOS, A. M. M.¹; GOMES, P. B.³.

¹ Centro Acadêmico de Vitória, da Universidade Federal de Pernambuco, Vitória de Santo Antão, PE, Brasil.

² Centro de Biociências, da Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, Brasil.

³ Departamento de Biologia, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE, Brasil.

2.1 Resumo

A praia de Porto de Galinhas é uma das mais turísticas do país e composta por belos recifes de corais que são intensamente visitados durante todo o ano. Na década de sessenta Laborel (1969) estudou os corais dessa praia e apontou que como em outros recifes do Nordeste essa área já apresentava um baixo número de colônias e estado de vitalidade reduzida. Diante disso, esse trabalho avaliou o estado de conservação dos corais do recife Porto de Galinhas tendo como base comparativa o levantamento feito por Laborel (1969). O estudo apontou que a riqueza atual se mostrou modificada e mais espécies de corais, zoantídeos, octocoral e hidróide calcário foram encontradas em PG, em contrapartida, algumas espécies não foram mais encontradas na área, como os casos específico de *Mussismilia harttii* e *Millepora braziliensis*. O coral *Siderastrea stellata* é o mais abundante atualmente, porém, a maioria das espécies aparecem raras como *Millepora alcicornis* que sofreu um declínio populacional visível na área estudada. A zonation da parede recifal deixou de ser padronizada e as espécies estão distribuídas de forma confusa nos blocos recifais, inclusive algumas delas que viviam apenas em zonas mais profundas agora também são encontradas colonizando áreas intermediárias e rasas. Contudo, é notável que a fauna coralínea sofreu inúmeras modificações preocupantes, por este motivo o desaparecimento, baixa abundância e alteração na zonation dos corais podem estar sendo causadas por ações antrópicas, aumento da temperatura e alta taxa de sedimentação e matéria orgânica. Assim é de extrema importância alertar os órgãos responsáveis pela monitoração desses recifes com o intuito de criar e adotar mais medidas que conservadoras e que reforcem aos turistas o conjunto de ameaças que as comunidades coralíneas de Porto de Galinhas estão sofrendo.

Palavras-chave: Comunidades coralíneas; Ações antrópicas; Sedimentação; Estado de conservação; Recifes de corais.

2.2 Abstract

The beach of Porto de Galinhas is one of the most touristic in the country and consists of beautiful coral reefs that are intensely visited all year round. In the sixties Laborel (1969) studied the corals of this beach and pointed out that as in other reefs of the Northeast this area already had a low number of colonies and state of reduced vitality. Therefore, this work evaluated the conservation status of the reef Porto de Galinhas reefs, based on Laborel (1969) survey. The study showed that the current richness was modified and more species of corals, zoanthids, octocoral and limestone were found in PG, in contrast, some species were not found in the area, such as the specific cases of *Mussismilia harttii* and *Millepora braziliensis*. The coral *Siderastrea stellata* is the most abundant currently, however, most species appear rare as *Millepora alcicornis* that suffered a visible population decline in the area studied. The zonation of the reef wall is no longer standardized and the species are distributed confusingly in the reef blocks, some of which lived only in deeper zones are now also found colonizing intermediate and shallow areas. However, it is noteworthy that coral reefs have undergone numerous disturbing modifications, for this reason the disappearance, low abundance and alteration in coral reef zonation may be caused by anthropic actions, temperature increase and high sedimentation rate and organic matter. Thus, it is extremely important to alert the agencies responsible for monitoring these reefs in order to create and adopt measures that are conservative and that reinforce to tourists the set of threats that the coral communities of Porto de Galinhas are suffering.

Keywords: Coral communities; Anthropogenic actions; Sedimentation; Conservation state; Coral reefs.

2.3 Introdução

Os recifes são ecossistemas marinhos formados por rochas sedimentares, metamórficas e partículas de substrato cimentadas por carbonato de cálcio (CaCO_3) de origem biogênica, colonizados por uma grande diversidade biológica como algas e corais. E estão totalmente associados ao equilíbrio ecológico da vida marinha e proporcionam inúmeros benefícios econômicos, alimentícios e farmacológicos para a humanidade (MMA, 1998; Leão, 2008; Barros *et al.*, 2012; Silveira *et al.*, 2014; Madin *et al.*, 2016).

O funcionamento dos recifes ocorre através de uma série de influências abióticas que envolve a temperatura, pH, salinidade, taxa de oxigênio dissolvido e sedimentação. Por isso esses fatores devem ser mantidos em estado de equilíbrio benéfico aos recifes, onde qualquer variação em algum desses parâmetros podem provocar riscos a riqueza, abundância e desregular os padrões de diversidades dos corais (Rogers, 1990; Westmacott, *et al.*, 2000; Bellwood *et al.*, 2004; Costa *et al.*, 2004; Ferreira e Maida, 2006; Kelmo e Atrill, 2013).

As influências bióticas nas comunidades recifais também são constantes como o turismo excessivo nas praias que é considerado um fator ameaçador e que pode afetar o estado de conservação das espécies coralíneas (Ong e Musa, 2011; Lamb *et al.*, 2014) de maneira indireta ou direta, como o pisoteio, fluxo de embarcações, serviços de ancoragem (Giglio *et al.*, 2017) e práticas de mergulho (Sarmiento *et al.* 2012). Implicando em um conjunto de riscos e danos aos recifes e corais da costa brasileira (MMA, 2011).

Um cenário de grande fluxo turístico no Nordeste e Brasil está localizado no litoral sul de Pernambuco na praia de Porto de Galinhas (Mendonça, 2004). Mas, embora essa atividade seja aprovada e legalizada, poucos estudos científicos são realizados com o intuito de avaliar os impactos que essa carga turística causam as comunidades de corais (Machado *et al.*, 2009; Barradas *et al.*, 2010; Barradas *et al.* 2012).

Sendo os estudos do biólogo francês Jacques Laborel (1969) realizados na década de sessenta em mais de quarenta pontos entre o Parque Estadual Marinho Manuel Luís no Maranhão (Nordeste) até estado de São Paulo na praia de Ubatuba (Sudeste) uma das mais importantes pesquisas qualitativa e histórica da riqueza,

abundância, zonação e saúde dos corais escleractínios dos recifes da costa brasileira.

Inclusive dados daquele período já apontavam que os recifes de Porto de Galinhas já estavam consideravelmente pobres, relacionados a diversidade coralínea, número de colônias por área recifal e estabilidade de conservação (Laborel, 1969), o qual foi reforçado recentemente pelos estudos de Barradas *et al.* (2010). Por isso é de extrema importância a realização de monitoramento dos corais desses recifes e dos reais problemas que afetam essas comunidades. Que para Ferreira e Maida (2006) já podem estar prejudicados em uma escala mundial.

Assim realizar uma análise temporal dos corais de Porto de Galinhas entre a década estudada por Laborel (1969) e a atual, após quase seis décadas desse levantamento histórico, pode auxiliar na compreensão da riqueza, abundância e estado de conservação das espécies. E também será possível entender a zonação desses cnidários nos recifes, além de descobrir o surgimento ou até o desaparecimento de algum desses organismos da comunidade coralínea local.

2.4 Metodologia

Área de estudo

A praia de Porto de Galinhas (PG) está localizada no município de Ipojuca (Litoral Sul de Pernambuco) entre as coordenadas 8°30'26"S e 34°59'52"W. De acordo com Laborel (1969) morfologicamente essa praia apresenta uma faixa recifal constituída por três blocos lineares e paralelos à costa, separados por dois canais com profundidade inferior a 10 m (Figura 18), onde o topo recifal desses blocos ficam praticamente expostos durante a maré baixa. E por serem próximos a faixa costeira eles são facilmente visitados pelos turistas.

Realização dos transectos longitudinais e verticais (Levantamento da riqueza, abundância e zonação das espécies)

Foram realizados uma série de 22 transectos longitudinais na borda recifal (2016) e 28 transectos verticais do topo recifal até o substrato (2017) com o intuito de avaliar a riqueza, abundância e zonação de corais (escleractínios, hidróides calcários e octocorais) e zoantídeos nos recifes de PG. Onde a riqueza de espécies

foi determinada em ambos os transectos, a abundância nos transectos longitudinais (exceto os zoantídeos) e a zonação exclusivamente nos transectos verticais.

Os transectos longitudinais foram definidos com 20 m de comprimento dispostos em pontos aleatórios na borda recifal a uma profundidade média de 3 m e cobriam toda a área até dois metros de cada lado da fita métrica, ou seja, 80 m² por transecto, obtendo assim uma área de análise total de 1,760 m² (Figura 18). É importante ressaltar que todas as amostragens foram consultadas e agendadas para os períodos e horários de maré baixa (entre 0.0 e 0.3) de acordo com a Tábuas de Marés – Marinha do Brasil.



Figura 18 – Imagem de satélite da bancada recifal da praia de Porto de Galinhas (PG). Os quatro setores representam as áreas onde foram realizados os transectos longitudinais (2016) e em preto o setor onde foram feitos apenas os transectos verticais (2017). Fonte: Adaptado do Google Earth, 2018.

Riqueza e abundância das espécies coralíneas de Porto de Galinhas

A riqueza foi estabelecida pelo número de espécies encontradas nos transectos e através da realização de buscas aleatórias fora da cobertura dos transectos. E a abundância relativa de cada espécie (% sp) foi estimada pelo número de colônias de uma espécie (n) em relação ao número total de colônias de todas as espécies (N) coralíneas encontradas no recife ($\% \text{ sp} = n \cdot 100/N$).

Para realizar uma comparação com os dados de abundância qualitativas descritas por Laborel (1969), os dados apurados da abundância relativa (2016) foram transformados em abundância qualitativa de acordo com trabalhos que adotaram ou se adaptaram a metodologia de estudos faunísticos de abundância de espécies (Graciani *et al.*, 2005; Tinoco, 1965). Assim consideramos a abundância

qualitativa como sp. muito abundante $\geq 70\%$ e $\leq 100\%$, sp. abundante $\geq 50\%$ e $\leq 70\%$, sp. comum $\geq 10\%$ e $\leq 50\%$, sp. rara $\geq 1\%$ e $\leq 10\%$ e sp. ausente 0% .

Índice de Ranking de Abundância de Espécies e Índice de Ganhos e Perdas de Abundância do Recife (GePR) de Porto de Galinhas

Os dados da abundância qualitativa estimada por Laborel (1969) e o presente estudo foram transformados em Índice de Ranking de Abundância de Espécies, onde 4= sp. muito abundante, 3= sp. abundante, 2= sp. comum, 1= sp. rara, 0= sp. ausente. E a partir da conversão foi calculado o Índice de Ganhos (+) e Perdas (-) de Abundância do Recife (GePR) por meio da somatória dos ganhos e perdas de abundância de cada espécie (GePE), sendo GePE a diferença dos rankings de abundância de cada uma das espécies em ambos os estudos. Assim, os valores negativos de GePE indicam quando houve perda e positivos quando ocorreram ganhos em abundância na comunidade recifal para a sp. Por fim, GePE foram randomizados aleatoriamente 10 mil vezes no *R Studio* com o intuito de indicar a frequência de ganhos e perdas e a significância de *p-valor*.

Zonação vertical das comunidades coralíneas na parede recifal de Porto de Galinhas

Foram realizados 28 transectos verticais e aleatórios do topo até a base recifal no substrato (6 m) (Figura 18: área em preto) com 1 m de largura a partir de cada lado da trena. Em cada um desses transectos verticais foi verificada a ocorrência ou ausência dos corais e zoantídeos de acordo com três zonas de profundidade predeterminadas para o estudo (Z1: 0 m – 2 m, Z2: 2 m – 4 m e Z3: 4 m – 6 m). Após isso foi calculada a média de profundidade (M), o desvio padrão (DP) e a faixa de profundidade (FP) para cada espécie observada.

Para comparar a zonação descrita por Laborel (1969) (ZA: Z1A, Z2A e Z3A) e a zonação atual (2017) (ZD: Z1D, Z2D e Z3D) foi calculado o Índice de Similaridade de Jaccard (Southwood, 1966) no software *BIODiversity PRO* para as três zonas de profundidade (Z1, Z2 e Z3). Onde na primeira parte dessa análise comparativa foram utilizadas apenas as espécies observadas por Laborel (1969) na parede recifal de PG e em seguida, o mesmo teste também foi realizado para verificar a similaridade entre as três faixas batimétricas apenas da zonação atual das espécies.

Análises de matéria orgânica, granulometria e parâmetros abióticos do ecossistema recifal de Porto de Galinhas

Para as análises de matéria orgânica e granulometria foram coletadas no primeiro, terceiro e último transecto (Figura 18, áreas em amarelo) amostras de sedimentos compostas por três réplicas de ½ kg que foram analisadas pelo Instituto de Tecnologia de Pernambuco – ITEP, de acordo com as normas do Manual de Métodos de Análises de Solo (EMBRAPA, 2011). Na análise foram utilizadas três peneiras com aberturas de 2 mm (Nº10), 0,84 mm (Nº20) e 0,297 mm (Nº50) que separaram o sedimento em quatro categorias: “cascalho” (sedimentos maciços), “areia grossa” (sedimentos grosseiros), “areia média” (sedimentos médios) e “areia fina, sílica e argila” (sedimentos finos) (Pinto, 2000). O percentual de matéria orgânica (% MO) por amostra também foi levado em consideração e analisado através da mesma metodologia pelo ITEP.

As variáveis abióticas de temperatura, pH, e os percentuais de salinidade e oxigênio dissociado foram mensurados através do medidor multiparâmetro com sonda HANNA Modelo HI 9829-00102 submerso até dois metros de profundidade. Além disso, foram obtidos dados climáticos entre 1959 e 1995 através do Banco Nacional de Dados Oceanográficos da Marinha do Brasil para a área em estudo, com a finalidade de serem comparados ao ° C de temperatura encontrado em 2016.

2.5 Resultados e Discussão

2.5.1 Riqueza das espécies coralíneas

Foram registradas 15 espécies de corais, hidróides calcários e octocorais nos recifes de Porto de Galinhas (Tabela 1).

Tabela 1 – Riqueza e abundância das espécies de corais e zoantídeos encontradas nos recifes de Porto de Galinhas por Laborel (1969) e no presente estudo (2016).

ESPÉCIES	ABUNDÂNCIA	ABUNDÂNCIA
	Laborel (1969)	Atual (2016)
Escleractínios		
<i>Agaricia agaricites</i> LINNAEUS, 1758	Abundante (3)	Rara (1)

<i>Agaricia humilis</i> VERRIL, 1901	Ausente (0)	Rara* (1)
<i>Favia gravida</i> VERRIL, 1868	Rara (1)	Comum (2)
<i>Montastrea cavernosa</i> (LINNAEUS, 1767)	Abundante (3)	Rara (1)
<i>Mussismilia hispida</i> LABOREL, 1967	Abundante (3)	Rara (1)
<i>Porites astreoides</i> LAMARCK, 1816	Rara (1)	Rara (1)
<i>Porites branneri</i> RATHBUN, 1888	Ausente (0)	Rara (1)
<i>Scolymia wellsi</i> LABOREL, 1967	Rara (1)	Rara* (1)
<i>Siderastrea stellata</i> BLAINVILLE, 1830	Comum (2)	Muito abundante (4)
<i>Mussismilia harttii</i> (VERRILL, 1868)	Abundante (3)	Ausente (0)
Hidróides calcários		
<i>Millepora alcicornis</i> LINNAEUS, 1758	Abundante (3)	Rara (1)
<i>Millepora braziliensis</i> VERRIL, 1868	Comum (2)	Ausente (0)
<i>Stylaster roseus</i> PALLAS, 1766	Ausente (0)	Rara (1)
Zoantídeos		
<i>Palythoa caribaeorum</i> (DUCHASSAING & MICHELOTTI, 1860)	Abundante (3)	Não amostrado
<i>Protopalythoa variabilis</i> (DUERDEN, 1898)	Ausente (0)	Não amostrado
<i>Zoanthus sociatus</i> (ELLIS, 1768)	Ausente (0)	Não amostrado
Octocorais		
<i>Carijoa riisei</i> (DUCHASSAING & MICHELOTTI, 1860)	Ausente (0)	Rara* (1)
Riqueza de Espécies	10	12

* As espécies que não foram encontradas nos transectos, mas, nas buscas aleatórias foi constatada a sua presença, foi atribuída a categoria: Rara (1).

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

A riqueza atual de espécies nos recifes de PG foi superior a encontrada por Laborel (1969). Porém, de acordo com o (Tabela 1) duas espécies não foram observadas (*Millepora braziliensis* e *Mussismilia harttii*), assim como outras não foram apontadas por Laborel a 50 anos atrás (*Agaricia humilis*, *Porites branneri*, *Stylaster roseus* e *Carijoa riisei*).

Barradas *et al.* (2010) registraram os mesmos corais que Laborel (1969) em PG, com exceção das espécies *A. humilis*, *P. branneri* e *S. wellsi*. Estas espécies

são muito raras nos recifes e poderiam estar presentes em algum dos blocos naquela década, porém, não foram registradas por exibirem baixas abundâncias.

A espécie *Scolymia wellsi* é endêmica do Brasil e não possui ampla distribuição na costa (Laborel, 1969). Esse fato pode ser relacionado a dificuldade visual na identificação do coral, por ser solitário e preferir habitar áreas sombreadas e mais profundas (Leão, 1986; Magalhães *et al.*, 2015; Coni *et al.*, 2017). E mesmo sendo uma espécie rara nos bancos recifais de PG, Laborel (1969) apontou uma certa abundância desse escleractínio nos recifes de São Pedro em Tamandaré – PE e no Parcel de Abrolhos – BA.

Foram observadas raras e pequenas colônias de *Stylaster roseus* com no máximo 10 cm de altura e colorações brancas ou rosadas. Nos recifes da Bahia os registros para essa espécie também são baixos (Leão *et al.*, 2010), talvez esse fato esteja relacionado a dificuldade na visualização do hidróide, por serem pequenos e assim como *S. wellsi*, preferirem habitar locais sombreados e entre formações coloniais de outras espécies (Sánchez *et al.*, 1994).

As colônias de *Millepora braziliensis* eram comuns e associadas entre as formações de *M. alcicornis* e *Mussismilia harttii* (Laborel, 1969). Para Leão *et al.* (2008) *M. braziliensis* é raro nos recifes de Abrolhos e no Parque Estadual Marinho Manuel Luiz no Maranhão, onde exibe baixa abundância, alto índice de branqueamento e colônias mortas (Amaral *et al.*, 2007). Isso pode indicar que essa espécie apresenta um determinado grau de fragilidade ao turismo semelhante a *M. alcicornis* (Martins *et al.*, 2008; Giglio *et al.*, 2017). Inclusive experimentos realizados com *M. braziliensis* mostraram que a sedimentação é capaz de provocar vários danos a espécie como desgaste, sufocamento, necrose, redução na abundância, culminar em morte e substituição de espécies (Szmant, 2012).

Em Abrolhos os estudos dos efeitos da sedimentação feitos por Dutra *et al.* (2006) apontam que existe uma correlação negativa entre a taxa de sedimentação, o número de espécies de corais e o crescimento médio das colônias. Onde um acúmulo de 10 mg.cm⁻².dia⁻¹ pode ser considerado como um limite crítico para a vitalidade das comunidades coralíneas. Porém, este valor é inferior quando comparado a taxa de sedimentação encontrada em PG de 229,94 mg.cm⁻².dia⁻¹ por Costa (2012). Se mostrando muito acima do limite crítico definido por Dutra *et al.* (2006), podendo ser o fator abiótico determinante que justifica a ausência atual de *Millepora braziliensis* e *Mussismilia harttii* na praia estudada.

Isso é bastante preocupante porque *M. harttii* era uma das espécies mais abundantes dos recifes de PG, formando enormes buquês com 1 m de diâmetro, dispostos em faixas contínuas até uma profundidade de 2 m (Laborel, 1969). E atualmente ainda não foram registradas colônias desse coral, mas, foram encontrados vastos cemitérios de esqueletos da espécie, sendo um indício fiel da existência em abundância de *M. harttii* no passado. Laborel (1969) também encontrou apenas esqueletos desse *Mussidae* no litoral do estado do Rio Grande do Norte e Espírito Santo (limite Norte e Sul da distribuição do coral), comprovando que a espécie já colonizou essas regiões. Em Muriú – RN a disposição dos esqueletos mortos descritos por Laborel (Figura 19) (ver Laborel, 1969, p. 38, Fig. 8) é exatamente a mesma encontrada em Porto de Galinhas.

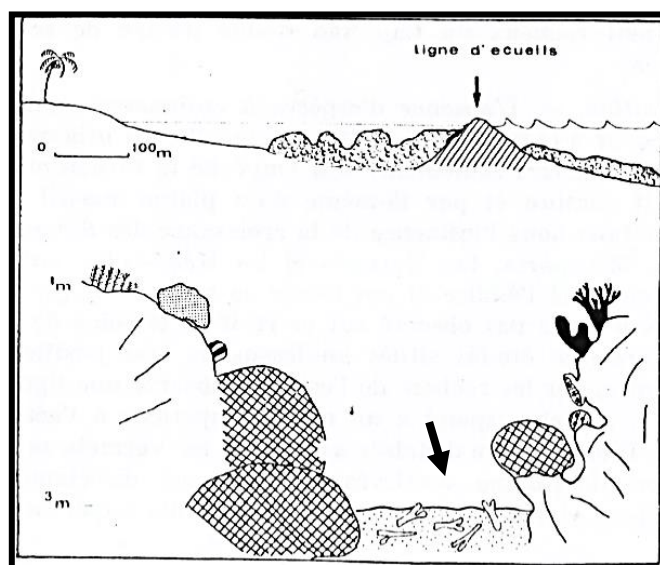


Figura 19 – Cemitérios de *Mussismilia harttii* em Muriú – RN. Fonte: Adaptado de Laborel, 1969.

Alguns autores que realizaram pesquisas atuais nos recifes de PG nem ao menos citam *M. harttii* em seus estudos (Giraldes, 2007; Barradas *et al.*, 2010; Lima, 2016). Outro dado alarmante apurado para essa espécie através de uma análise espacial entre 2001 e 2015/2016 realizado por Souza *et al.* (2016) afirmam que o coral sofreu um declínio de quase 80 % de cobertura nos recifes de Picãozinho na Paraíba. Diante disso, em uma observação superficial do caso é possível indicar que *M. harttii* está entrando em declínio nos recifes da região costeira do Nordeste.

Palythoa caribaeorum foi o único zoantídeo citado por Laborel (1969) com formações coloniais em regiões entremarés e associados aos ouriços-do-mar

pertencentes ao gênero *Echinometra*. Em contrapartida, os zoantídeos *Protopalythoa variabilis* e *Zoanthus sociatus* não foram descritos para o local, indicando algumas explicações possíveis para esse caso, entre elas, Laborel pode ter passado despercebido por essas duas espécies, a abundância de algas (Laborel, 1969; Barradas *et al.*, 2012) podem ter dificultado na observação (e influenciado nos dados de amostragem) ou não tenha sido dada relevância para a descrição delas. Mas, sabe-se que os zoantídeos são organismos geralmente abundantes nos recifes do Nordeste (Soares *et al.*, 2011; Lourenço *et al.*, 2015) e bem representados por essas espécies em PG (Pérez *et al.*, 2005; Barradas *et al.*, 2010; Silva *et al.*, 2015; Huang *et al.*, 2016; Santos *et al.*, 2016) e bem observadas durante o estudo atual. Entretanto, por não existir fontes comparativas dos zoantídeos descritas por Laborel (1969) não foram apurados dados de abundância para essas espécies.

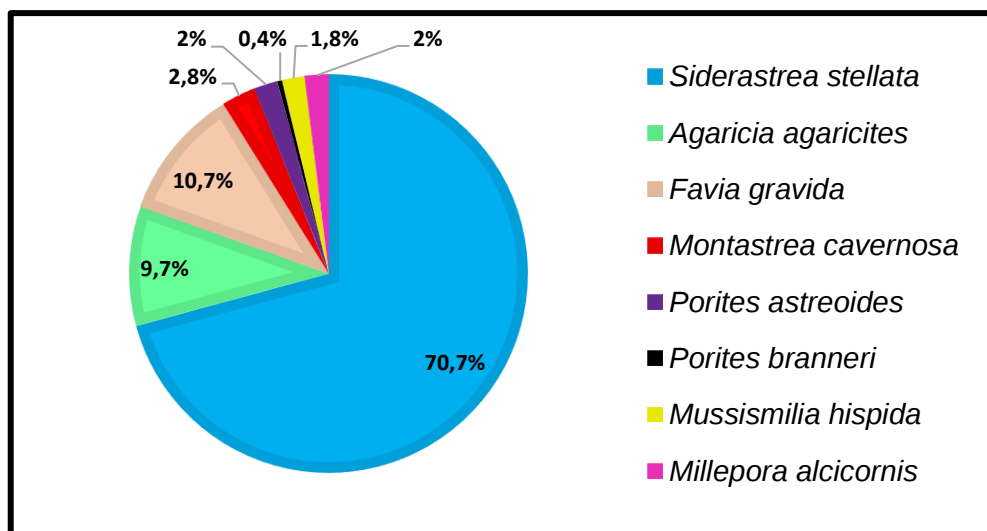
A espécie *Carijoa riisei* é nativa do Indo-Pacífico (Concepción *et al.* 2010) e a sua presença não foi citada por Laborel (1969) em nenhum dos pontos da costa brasileira. Porém, estudos realizados em PG constataam a presença desse octocoral (Neves *et al.*, 2007; Lira *et al.*, 2009; Bruto-Costa *et al.*, 2014) em seus recifes, podendo ser encontrados formando densos bancos em pontos específicos de elevadas correntes e com distribuição entre 2 m e 6 m de profundidade. Isso reforça que a espécie não poderia não ter sido encontrada por Laborel, principalmente por ser considerada exótica invasora (Sánchez e Ballesteros, 2014), onde as suas ações podem ser observadas no Havaí, competindo por espaço com os corais negros (Kahng e Grigg, 2005). Devido a essas características é possível que *C. riisei* tenha colonizado os espaços deixados pelo coral *Mussismilia harttii*, por ser extremamente oportunista, competidor (Galván-Villa e Ríos-Jara, 2018), com capacidade de reprodução contínua e rápido crescimento (Kahng *et al.*, 2008; Barbosa *et al.*, 2014).

2.5.2 Abundância relativa das espécies coralíneas

Os corais *S. stellata*, *F. grvida* e *A. agaricites* foram os mais abundantes nos levantamentos (Gráfico 1). Sendo a primeira espécie citada uma das mais abundantes nos recifes do Nordeste e da costa brasileira (Soares *et al.*, 2016), como na Baía de Todos os Santos, Atol das Rocas e Praia dos Carneiros (Cruz *et al.*, 2009; Kelmo e Atrill, 2013; Steiner *et al.*, 2015), além de exibir uma distribuição massiva de 97 % no Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha na Paraíba

(Lourenço *et al.*, 2015). Na década de sessenta *S. stellata* era bastante comum em PG, assim como em Maracajaú – RN e vivia associado as zonas mais profundas do recife em forma de pequenos pináculos (Laborel, 1969).

Gráfico 1 – Abundância relativa (%) dos corais e zoantídeos nos recifes da praia de Porto de Galinhas (2016).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

O coral *F. grávida* é comum nos recifes do Nordeste (Leão *et al.*, 2003) e junto com *S. stellata* estão mais abundantes atualmente (Tabela 1) do que nos levantamentos passados (Laborel, 1969). Isso pode ser relacionado a grande capacidade de adaptação que os dois corais possuem (Soares e Rabelo, 2014), podendo ser encontrados desde poças até zonas mais profundas (Silva *et al.*, 2015) e tais características podem ter permitido ambas as espécies se adequarem perfeitamente as condições recifais de PG.

Com exceção de *P. branneri* e *S. roseus* que não foram encontradas por Laborel (1969) e *S. stellata* e *F. grávida* (corais mais abundantes). As demais espécies apresentaram um declínio na abundância quando comparadas com o levantamento atual. Como o coral *Montastrea cavernosa* que exibia colônias com até 3 m de comprimento em PG (Laborel, 1969) e agora são raros (Gráfico 1). Mesmo diante desse resultado é importante apontar que essa espécie pode ser encontrada amplamente distribuída na costa brasileira (Freitas *et al.*, 2012).

A baixa abundância de *Millepora alcicornis* (Gráfico 1) também foi ressaltada por Barradas *et al.* (2010). Estudos de Giglio *et al.* (2017) em Arraial do Cabo – RJ ressaltam que os cabos e as âncoras das jangadas que transportam os turistas aos pontos de mergulhos e para as visitas recifais provocam a quebra dos ramos do

hidróide e refletem em perda de abundância. Essa informação corrobora com os dados de Melo *et al.* (2014), onde colônias de *M. alcornis* não foram encontradas em áreas de turismo recreativo nos recifes das praias da Penha e Seixas, ambas na Paraíba. Em contrapartida, essa espécie foi observada em áreas ausentes de ações turísticas. Diante disso, é possível relacionar que a abundância do hidróide pode estar associada a acessibilidade dos turistas nos recifes de PG, que apesar de não existir mais âncoras nas embarcações dessa praia a acessibilidade turística é contínua.

Isto explica o porquê de a espécie ter sido abundante nos levantamentos de Laborel (Tabela 1), justamente por naquele período PG ser caracterizada como uma vila de pescadores e ausente de desenvolvimento turístico (Mendonça, 2004). Claramente *M. alcornis* não está adaptado aos impactos antropogênicos (Giglio *et al.*, 2017, Vila Nova *et al.*, 2014), inclusive alguns pesquisadores vem desenvolvendo o cultivo de colônias da espécie com a finalidade de restaurar recifes degradados (Oliveira *et al.*, 2008), o que proporciona a colonização em locais onde eram encontradas ou apresentam uma baixa abundância.

O zoantídeo *P. caribaeorum* é possivelmente descrito por Laborel (1969) como uma espécie abundante e possui grande representatividade na porção superior da borda recifal em PG. Essa característica é típica de zoantídeos, que tendem a ser dominantes nas plataformas recifais entremarés dos recifes do Nordeste (Guimaraens *et al.* 2014; Lourenço *et al.*, 2015), principalmente *P. caribaeorum* e *Z. sociatus* os quais competem pelo espaço (Mendonça-Neto e Gama, 2009). Inclusive, alguns autores pontuam uma mudança de fase de coral para zoantídeos em alguns recifes do Nordeste do Brasil (Cruz *et al.*, 2015). E estudos comprovam a existência de uma correlação negativa entre a dominância de zoantídeos e diminuição na cobertura de escleractínios (Belford e Phillip, 2012). Porém, na região infra litoral a abundância destes organismos sofre uma redução colonial e a área passa a ser dominada pelos corais e algas (Laborel, 1969).

Em um estudo bastante conceituado desenvolvido por Aued *et al.* (2018) em quinze pontos da costa brasileira (entre o Parcel Manuel Luís e o Sul de Florianópolis) as algas dominam a maioria dos pontos estudados. As taxas de cobertura dos corais construtores foram baixas, sendo os representantes mais abundantes pertencentes aos gêneros *Siderastrea*, *Montastrea* e *Mussismilia*, o mesmo foi apontado por (Freitas *et al.*, 2012). Esse fato pode ser relacionado a

rápida capacidade de colonização das algas diante de condições favoráveis ao seu estabelecimento (Airoid, 1998). Por este motivo, a abundância algas pode estar associada a perda de cobertura coralínea e diminuição de organismos herbívoros (Ainsworth e Mumby, 2015; Bennett *et al.*, 2015).

Nos recifes de PG foi observado que algumas colônias de *S. stellata*, *F. grvida*, *P. astreoides* e *M. cavernosa* apresentaram branqueamento e estado de saúde comprometido. Barradas *et al.* (2012) também apontam registros de branqueamento para esses corais, principalmente *S. stellata* e *F. grvida*. Mas, ambas as espécies são resilientes e podem suportar esses efeitos (Lourenço *et al.*, 2015), que provavelmente podem ter sido intensificados no decorrer das décadas, tendo em vista que Laborel (1969) apontou que algumas espécies exibiam algum tipo de dano (sem especificar o real problema acometido).

Provavelmente o aumento dos efeitos antrópicos, crescimento urbano (Figura 20) e o turismo potencializados em 50 anos podem ter ocasionado a mudança da composição e abundância coralínea de Porto de Galinhas, como na espécie *Montastrea cavernosa* e representantes do gênero *Mussismilia* que são sensíveis aos impactos antropogênicos (Brasil, 2012).

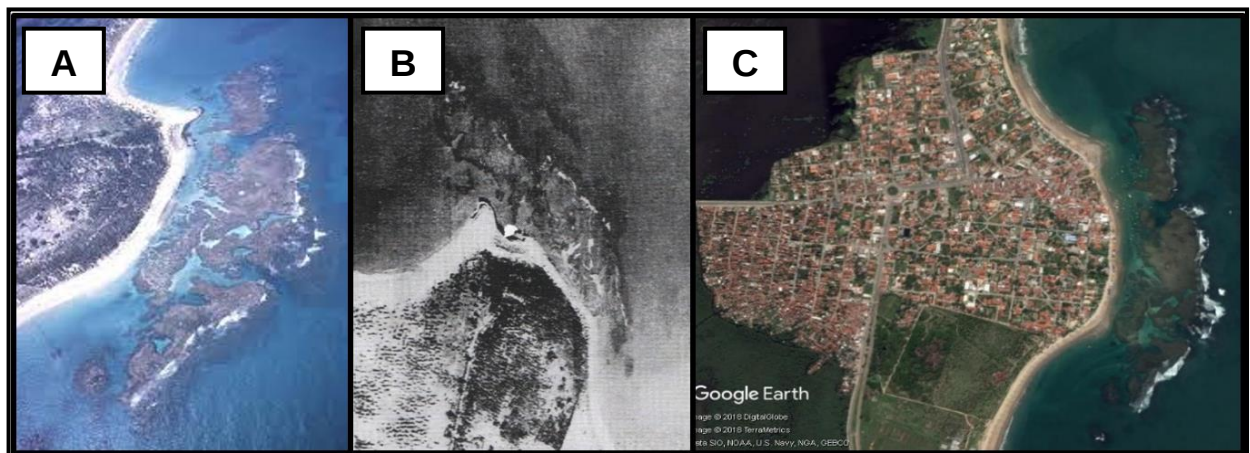
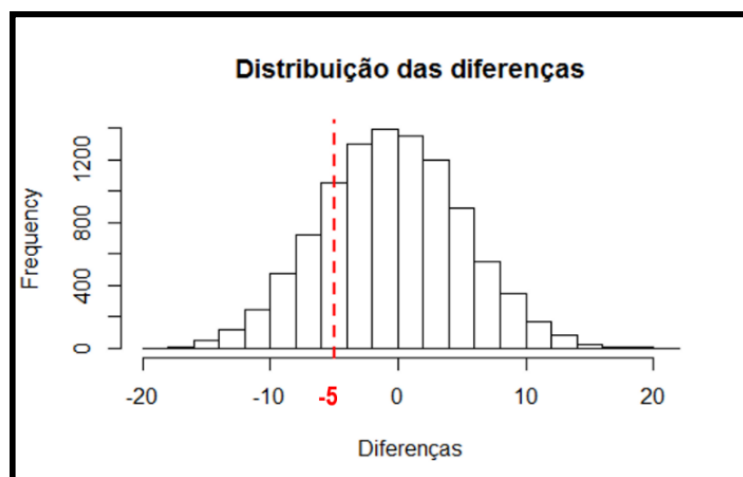


Figura 20 – Vista aérea da praia de Porto de Galinhas no litoral sul de Pernambuco. A) Vista aérea da praia de Porto de Galinhas na década de sessenta. Fonte: Laborel, 1963 / Projeto Recife costeiros. B) Visão geral da praia de Porto de Galinhas. Fonte: Adaptado de Laborel, 1969. C) Vista aérea da praia de Porto de Galinhas atualmente. Fonte: Google Earth, 2018.

2.5.3 Índice de ganhos e perdas de abundância do recife (GePR)

Dos valores obtidos em 10 mil randomizações uma frequência de 1703 foram menores do que "-5" (Gráfico 2), indicando estatisticamente que a perda de abundância das espécies não foi significativa ($P\text{-valor} = 0,173$). Porém, é possível que exista variação significativa se considerarmos os grupos de espécies que perderam abundância isolados dos grupos que tiveram um ganho de GePE. Ainda é esperado que as espécies que sofreram perda de GePE pertençam a um grupo ecológico mais sensível, em contrapartida, as espécies que tiveram um aumento na abundância sejam mais resistentes.

Gráfico 2 – Histograma do índice de ganhos e perdas de abundância das espécies de corais, hidrôides calcários e octocorais nos recifes da praia de Porto de Galinhas (1969-2016). O eixo **y** indica a frequência do índice de ganhos e perdas, o eixo **x** representa a escala numérica das diferenças de ganhos e perdas de espécies e a linha pontilhada vermelha indica o valor total do índice de ganhos e perdas: GePR (-5).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Como os corais *stellata*, *F. grvida* e *P. branneri* que apresentaram ganhos em seus índices de abundância e são considerados espécies resistentes as perturbações ambientais térmicas (Burman *et al.*, 2012; Kelmo *et al.*, 2014), isso pode justificar o aumento na abundância delas em PG (Tabela 2). Porém, um grupo extremamente considerável de corais e hidrôides calcários perderam abundância, entre eles *A. agaricites*, *M. cavernosa*, *M. hispida*, *M. braziliensis*, *M. harttii* e *M. alcornis*. Essas duas últimas espécies eram abundantes (Laborel, 1969) e atualmente estão classificadas como ausente e rara, respectivamente (Tabela 2).

Esse declínio pode ser relacionado a diversos fatores que envolvem o aumento da temperatura, pisoteio, sedimentação, erosão da zona costeira, coleta de

materiais recifais (decoração), despejo de esgotos e acúmulo de lixo (Barradas *et al.*, 2012; Bravo *et al.*, 2015; Costa, 2012; Souza *et al.*, 2016). A ancoragem também é extremamente prejudicial aos ambientais recifais, principalmente por provocar a quebra das colônias de corais e zoantídeos (Giglio *et al.* 2017) e embora esse tipo de serviço esteja proibido atualmente em PG, inúmeras práticas de recreação acontecem nesses recifes e podem refletir em perdas de cobertura coralínea Pinheiro (2016).

Esses fatores podem ter efeitos imediatos e diretos sobre a estrutura populacional das colônias e estado de conservação das espécies (Tratalos e Austin, 2001; Wilkinson, 2002; Ferreira e Maida, 2006; Martins *et al.*, 2008, Barradas *et al.*, 2010 e 2012; Szmant, 2012; Hasler e Ott, 2008; Huff, 2011; Melo, 2014; Bravo *et al.*, 2015). Assim, quanto menor for a acessibilidade aos recifes, maior a capacidade de recuperação coralínea deles (Westmacott *et al.*, 2000).

Tabela 2 - Índice de ganhos e perdas de abundância das espécies de corais, hidróides calcários e octocorais nos recifes da praia de Porto de Galinhas (GePR total), baseado na somatória das diferenças do ranking de abundância entre 1969 e 2016 para cada espécie (GePE), onde 4: sp. muito abundante; 3: sp. abundante; 2: sp. comum; 1: sp. rara; 0: sp. ausente.

ESPÉCIES	1969	2016	GePE
Escleractínios			
<i>Siderastrea stellata</i>	2	4	2
<i>Favia grvida</i>	1	2	1
<i>Agaricia humilis</i>	0	1	1
<i>Montastrea cavernosa</i>	3	1	-2
<i>Porites astreoides</i>	1	1	0
<i>Porites branneri</i>	0	1	1
<i>Mussismilia harttii</i>	3	0	-3
<i>Mussismilia hispida</i>	3	1	-2
<i>Scolymia wellsi</i>	1	1	0
Hidróides calcários			
<i>Millepora alcicornis</i>	3	1	-2
<i>Millepora braziliensis</i>	2	0	-2
<i>Stylaster roseus</i>	0	1	1

Octocorais			
<i>Carijoa riisei</i>	0	1	1
GePR TOTAL			-5

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

2.5.4 Zonação vertical das comunidades coralíneas na parede recifal de Porto de Galinhas

A zonação definida por Laborel está representada na (Figura 21a) e a zonação atual na (Figura 21b e 22) e (Tabela 3).

Tabela 3 – Média de Profundidade (M), Desvio Padrão (DP) e Profundidade (FP) das espécies na parede recifal de Porto de Galinhas.

ESPÉCIES	MÉDIA (M)	DESVIO PADRÃO (DP)	PROFUNDIDADE (FP)
Escleractínios			
<i>Mussismilia hispida</i>	2,3	0,94733	1 – 4
<i>Favia grvida</i>	1,9	0,94089	1 – 4
<i>Porites astreoides</i>	2,0	1,00000	1 – 3
<i>Porites branneri</i>	1,3	0,70711	1 – 2
<i>Siderastrea stellata</i>	2,2	1,16413	1 – 6
<i>Montastrea cavernosa</i>	2,8	1,48805	1 – 5
<i>Agaricia humilis</i>	2,4	1,14089	1 – 6
<i>Scolymia wellsi</i>	2,0	0,00000	2
Hidróides calcários			
<i>Millepora alcicornis</i>	1,7	1,15470	1 e 3
Zoantídeos			
<i>Palythoa caribaeorum</i>	1,3	0,46291	1 – 2
<i>Protopalythoa variabilis</i>	2,0	1,00000	1 – 3
<i>Zoanthus sociatus</i>	1,3	0,64667	1 – 3
Octocorais			

<i>Carijoa riisei</i>	3,6	1,53530	2 – 6
-----------------------	-----	---------	-------

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

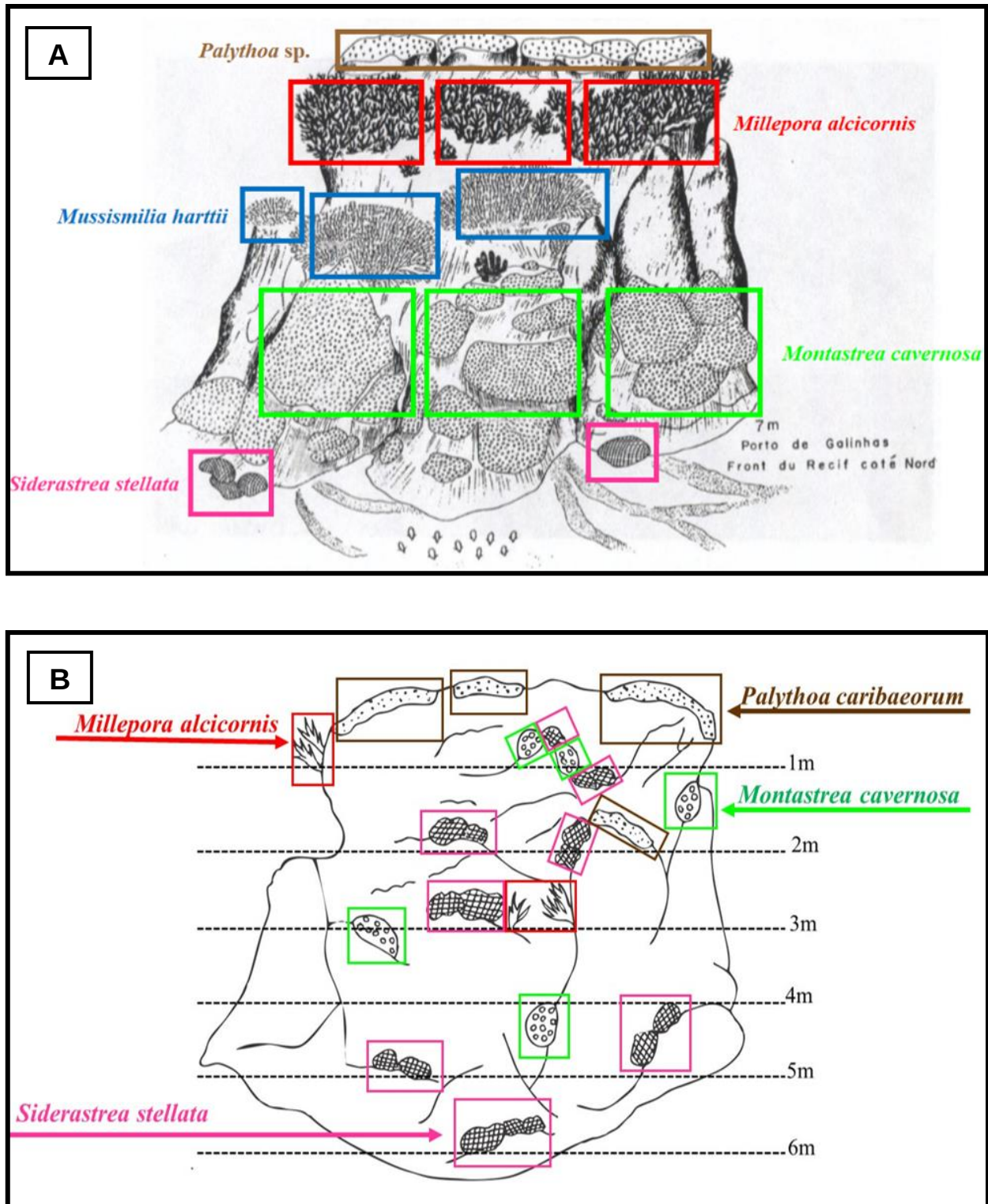


Figura 21 – (A) Zonação das espécies de corais e zoantídeos mais abundantes na parede recifal da praia de Porto de Galinhas (1969) segundo Laborel (B) e zonação das mesmas espécies na atualidade (2017) Fonte: (A) Adaptado de Laborel, 1969 e (B) Elaborado pelo autor, 2018.

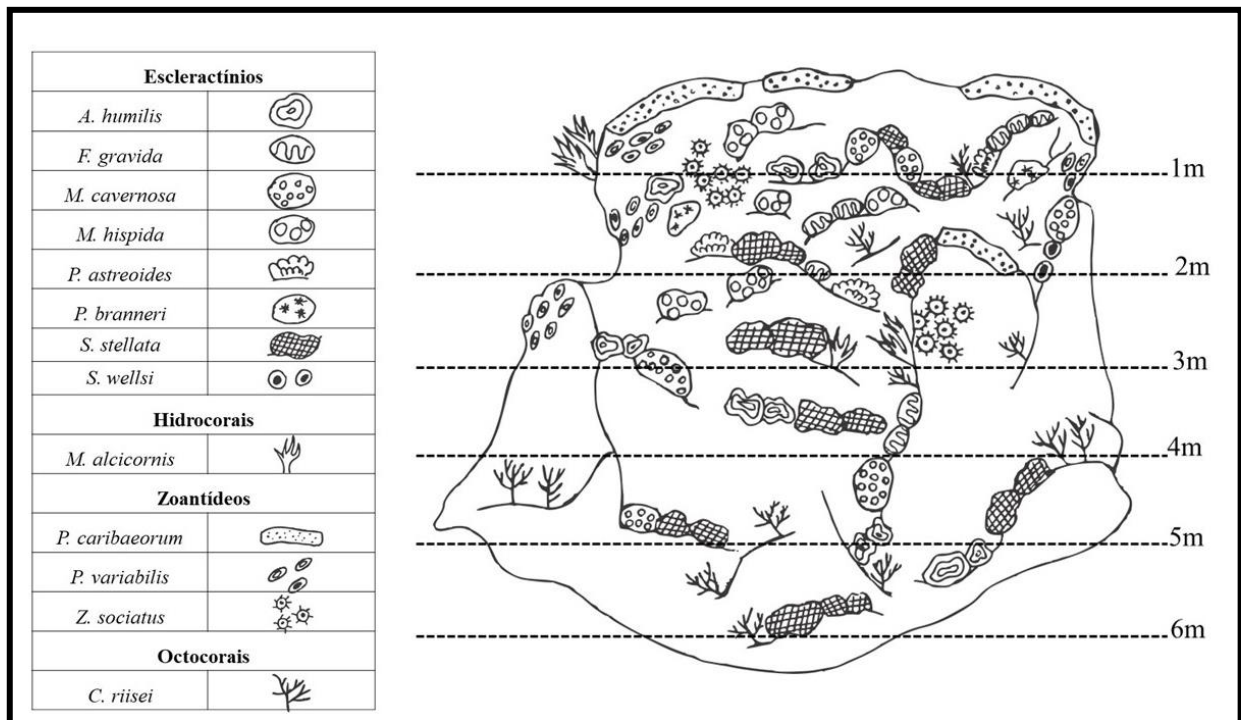


Figura 22 – Zonação atual (2017) das espécies de coral e zoantídeos na parede recifal da praia de Porto de Galinhas. Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

De acordo com Maida e Ferreira (2004) as paredes recifais ao longo da costa brasileira apresentam um padrão estabelecido por uma zona superficial entremarés dominada pelo zoantídeo *Palythoa caribaeorum*, logo abaixo ocorre uma zona de *Millepora alcornis*, *Mussismilia* spp. com distribuição intermediária e nas áreas mais profundas aparecem as colônias de *Montastrea cavernosa*. Esse padrão é semelhante ao definido por Labrel para Porto de Galinhas em 1969 (Figura 21a), porém, pode ser mais observado na área de estudo (Figura 21b e 22). Atualmente as espécies não apresentam mais um padrão de zonação definido e aparecem dispostas de maneira aleatória nos blocos, com exceção de *P. caribaeorum* que continua colonizando a região superficial dos recifes (Figura 21 e 22).

O hidróide calcário *Millepora alcornis* (Figura 21b) continua se distribuindo abaixo do zoantídeo *P. caribaeorum*, no entanto em um número bem reduzido de colônias e sem formações de faixas contínuas, essa organização é bastante diferente do observado por Labrel (1969) (Figura 21a). Em contrapartida, o coral *S. stellata* que naquela década ocupava a zonas mais profundas dos blocos recifais e quase em contato com o substrato, hoje domina toda a parede, o mesmo pode ser

visto para *M. cavernosa* que passou a colonizar faixas batimétricas mais amplas (Figura 21a e 21b).

Essa sucessão na zonação de *S. stellata* e *M. cavernosa* pode estar ocorrendo em função do desaparecimento de *M. harttii*, que ocupava grandes extensões na zona recifal intermediária (Figura 21a e 21b) (Laborel, 1969). Inclusive, outros autores também pontuam essa preferência de *M. harttii* por tal zona nos recifes do PEMAV – PB (Gondim *et al.* 2011).

Entretanto a desordem na distribuição dos organismos na parede recifal fica bem ilustrado na (Figura 22) para todos os táxons analisados, exceto *P. caribaeorum* que mantêm um padrão bastante semelhante ao definido por Laborel (1969) em regiões superficiais e entremarés. Tal preferência pode ser relacionada a capacidade de resistência a exposição aérea na baixa maré e característica extremamente competidora por território que a espécie possui (Sebens, 1982; Bastidas e Bone, 1996; Rosa *et al.*, 2016). Além de ser uma zona típica e favorável a colonização dos zoantídeos (Barradas *et al.*, 2012; Belford e Phillip, 2012; Rabelo *et al.*, 2013), como podem ser observados até 3 m de profundidade nos recifes de PG, enquanto os corais se distribuem até o substrato (Figura 22).

Outro aspecto importante é que Laborel (1969) possivelmente tenha citado *Carijoa riisei* como *Telesto riisei*. E de acordo com as informações descritas em toda a obra, *T. riisei* só foi apenas encontrado no Canal de São Sebastião – SP, mesmo o autor tendo realizado inúmeros levantamentos em áreas em que a espécie está presente nos dias de hoje, como em PG (Figura 22). Essa colonização está totalmente associada a capacidade que o octocoral tem de invadir os substratos recifais (Mantelatto *et al.*, 2016), principalmente as paredes verticais dos recifes (Miranda *et al.* 2012), por exibirem baixas taxas de cobertura quando comparadas as formações horizontais. Onde o provável desaparecimento de *Mussismilia harttii* tenha facilitado a colonização de *C. riisei*, através da estratégia de rápida proliferação que ele possui (Barbosa *et al.*, 2014).

Os resultados do índice de similaridade de Jaccard mostraram que as zonas mais profundas Z3A (Laborel/1969) e Z3D (Atual/2017), foram as mais estáveis ao longo dos anos e praticamente não sofreram tantas mudanças na composição faunística dos corais. Isso fica claro ao observar as (Figuras 21a, 21b e 23a), principalmente por os corais *S. stellata* e *M. cavernosa* serem dominantes na Z3 entre 4 m – 6 m de profundidade. Em contrapartida, as maiores mudanças

aconteceram nas duas faixas de profundidade mais rasas (Z1: 0 m – 2 m e Z2: 2 m – 4 m).

As zonas Z1A (Laborel/1969) e Z2D (Atual/2017) (Figura 23a e 21b) apresentaram a mesma similaridade (75%) que o grupo formado por pelas zonas Z1D e Z2D (Atual/2017) (Figura 23b). Isso indica uma concentração de organismos coexistindo nessas duas áreas das espécies *F. gravida*, *M. cavernosa*, *M. hispida*, *P. astreoides*, *S. stellata*, *C. riisei* e *P. variabilis* (Figura 22).

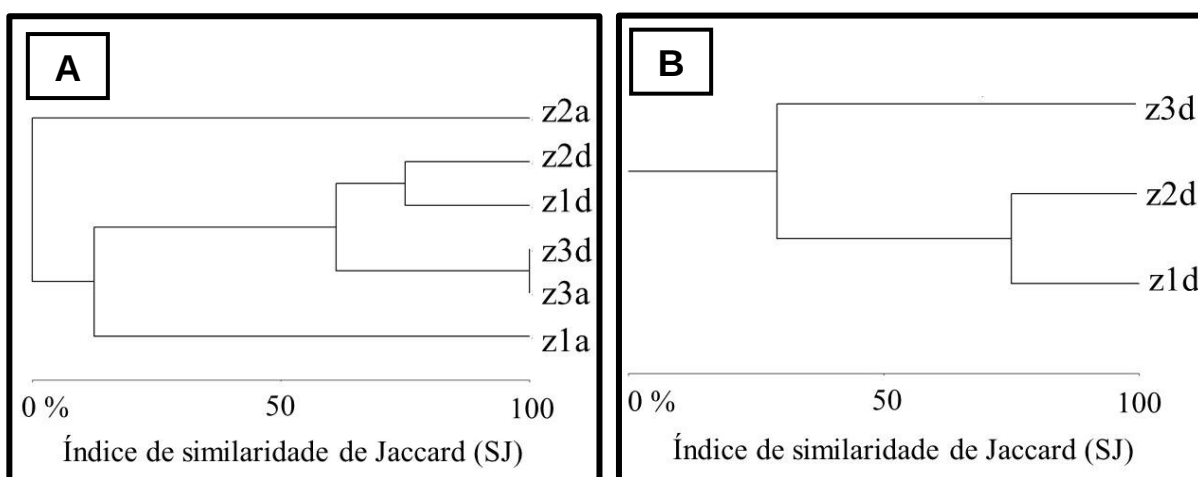


Figura 23 – Dendrograma do Índice de similaridade de Jaccard e representação da zonação da parede recifal da praia de Porto de Galinhas. A) representa as zonas Z1A, Z2A, Z3A (Laborel/1969) - Z1D, Z2D, Z3D (Atual/2018) e B) representa as zonas Z1D, Z2D, Z3D (Atual/2018). Z1: 0-2 m; Z2: 2-4 m; Z3: 4-6 m. Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Através dessa análise também possível observar que a maioria das espécies não estão mais restritas em uma zona, como observado na (Figura 22). Mas, existe uma similaridade maior entre as duas primeiras faixas de profundidade das zonas Z1D e Z2D (Figura 23b). Talvez um fator abiótico importante que pode explicar essa distribuição seja a elevada sedimentação observada em Porto de Galinhas (Costa, 2012), favorecendo apenas as espécies tolerantes ao soterramento, como *S. stellata* (Lirman e Manzello, 2009; Erftemeijer *et al.* 2012) colonizarem a base da parede recifal.

Entretanto a ausência de monitoramentos contínuos na maioria das comunidades recifais descritas por Laborel (1969) dificultam a elucidação dos fatores reais que propagaram na redução das populações dos corais e alterações na zonação dos ambientes estudados. Sendo o turismo exorbitante um dos grandes fatores que influenciam na distribuição de corais e zoantídeos (Díez *et al.*, 1999;

Melo *et al.*, 2014), por isso os recifes abertos a visitações tendem a exibir uma baixa diversidade de organismos quando comparados, por exemplo, aos recifes restritos (Melo *et al.*, 2014).

2.5.5 Análises de matéria orgânica, granulometria e parâmetros abióticos do ecossistema recifal de Porto de Galinhas

As amostras de sedimento apresentaram uma camada superior com aspecto lamoso e muito cascalho, enquanto nas camadas inferiores o sedimento exibiu uma coloração escura, indicando um grande aporte de matéria orgânica com uma média de 12,31 % MO. E as análises granulométricas do sedimento mostraram porcentagens médias de 39 % para as peneiras nº 10, 33 % para as peneiras nº 20 e 28 % para peneiras nº 50.

Essa taxa % de MO na base da parede recifal é extremamente prejudicial aos ambientes coralíneos, estimulam o crescimento de algas frondosas e diminuem os níveis de pH implicando negativamente na baixa taxa de calcificação dos corais (Freitas, *et al.*, 2012). O ambiente também pode passar a apresentar características anóxicas e favoráveis ao crescimento de bactérias sulfóricas que produzem uma grande quantidade de enxofre e fragilizam a base das colônias (De Castro *et al.*, 2013).

A taxa elevada de sedimentação também pode provocar situações catastróficas nos recifes quando ultrapassam 50 mg.cm⁻².dia⁻¹ (Brown, 1997), excedendo os níveis de tolerância das espécies (Leão *et al.*, 2016) e alteram os processos físicos e biológicos do ambiente recifal (Rogers, 1990). Onde o valor mensurado em PG por Costa (2012) se mostrou muito superior à taxa extremamente ameaçadora definida por Brown (1997). Que possivelmente é resultante das ações antropogênicas com influências de sedimentos terrígenos (Freitas *et al.*, 2012) e fluviais do Rio Maracáipe (a porção estuarina do rio Maracáipe localiza-se no litoral sul do estado de Pernambuco (8°31'00" Lat. S e 34°59'30" Long. W)) por serem próximos dos recifes em estudo (Figura 24).



Figura 24 – Distância em quilômetros (km) entre a bancada recifal da praia de Porto de Galinhas e a foz do rio Maracaípe no litoral sul de Pernambuco. Fonte: Adaptado do Google Earth, 2018.

Esses indícios também foram apontados por Fonseca *et al.* (2002), principalmente associados ao período chuvoso em que o carreamento dos sedimentos são mais intensos e consequentemente afetam a saúde, as taxas de recrutamento, crescimento dos corais (Dutra *et al.*, 2006) e sufocam os pólipos (Rogers *et al.*, 2014). Classificando os recifes de PG como “esgotados” por serem próximos da costa e pela quantidade excessiva de sedimento que recebem (Maida e Ferreira, 1997), que também podem ser oriundos do desmatamento na costa e na cidade de Ipojuca – PE para fins de desenvolvimento industrial e agrícola. E resultam em elevados níveis de erosão e escoamento das partículas sedimentares e matéria orgânica para o ambiente marinho (Rogers 1990; Leão *et al.*, 2003).

Além disso a agitação das partículas sedimentares deixa a água turva, dificultando a captura de luz solar pelos corais e consequentemente esses sedimentos se “assentam” sobre as espécies. Mas, os corais *M. cavernosa* e *M. hispida* apresentam resistência as altas concentrações de sedimentos em suspensão e possuem pólipos grandes que facilitam a captura de plâncton (Segal-Ramos 2003; Freitas *et al.*, 2012).

Por este motivo é possível indicar que as espécies podem ser mais resistentes ou sensíveis a sedimentação. De acordo com os estudos de Rogers *et al.* (2014) com colônias de *M. hispida* e *S. stellata* que estavam soterradas e tiveram os sedimentos removidos dos seus pólipos, mostraram que as colônias do *Mussidae* apresentaram maiores índices de mortalidade, indicando fortemente que *S. stellata* é

mais resistente ao problema. Esses resultados corroboram com os dados do presente estudo, em que as colônias de *S. stellata* podem ser encontradas na base recifal de PG desde a década de sessenta (Laborel, 1969) até os dias atuais por suportarem elevadas taxas sedimentação. Isso também pode justificar as diferenças abundanciais entre ambas as espécies nos dois períodos analisados (Tabela 1).

A elevada sedimentação também beneficia o surgimento das macroalgas (Ferreira e Maida 2006; Loiola *et al.*, 2014; Rogers *et al.*, 2014) bem representadas pelos filos *Chlorophyta*, *Rhodophyta* (Santos *et al.*, 2015) e os gêneros *Sargassum*, *Padina*, *Caulerpa*, *Dictyota*, *Dictyopteris* e *Halimeda*, com uma cobertura aproximada de 60 % nos recifes de PG (Barradas *et al.*, 2012). Essa colonização também pode estar sendo sucedida pelas condições de alta incidência solar, competição por espaço (Tanner, 1995; Freitas *et al.*, 2012) e alto nível de concentração de nutrientes (Barradas *et al.*, 2012; Schneider *et al.*, 2013).

A temperatura mensurada para esses recifes em janeiro de 2016 durante as amostragens foi de 27,68 °C. Valor que desde o final da década de 50 apresentou oscilações expressivas em mais de 1 °C na região, como 26,5 °C em 1995 e uma média de 27,91 °C entre 1997 e 1998 (Fonseca, 2002), se mantendo acima de 27 °C a partir da década de 2000 (Figura 25).

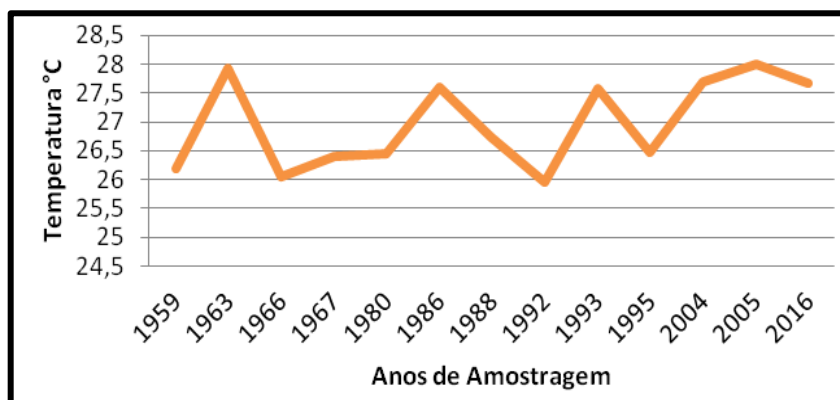


Figura 25 – Variação da temperatura ° C entre 1959-2016 em Porto de Galinhas. Fonte: Banco Nacional de Dados Oceanográficos da Marinha do Brasil, 2018.

Diante do aumento da temperatura as taxas de acidificação do ambiente marinho também se elevam e intensificam o branqueamento das comunidades coralíneas (Cole e Brown 2003; Wilkinson, 2008), por ser considerado como um dos principais fatores que provocam a morte das espécies de corais (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007).

No Brasil os fenômenos de branqueamento em massa associados às temperaturas da água anormalmente altas seguiram os eventos de *El Niño* de 1993/1994, 1997/1998 e 2002/2003 (Leão *et al.*, 2010; Ferreira *et al.*, 2013) em pelo menos 30% dos recifes costeiros, mas nunca ocasionaram mortes maciças (Leão *et al.*, 2010). No entanto, as perturbações associadas as alterações climáticas e ações antrópicas estão cada vez mais preocupantes e podem agravar a saúde dos recifes de coral do Brasil (Leão *et al.*, 2010).

Principalmente por exibirem um aumento acentuado na temperatura a partir dos últimos dados expressos na (Figura 25) na área de estudo. Onde também é possível observar um padrão de oscilações em graus desde a década de 50, que podem interferir na aclimação, estruturação ecológica das comunidades e simbiose entre os corais e as zooxantelas, causando sérios danos à saúde das espécies (Wilkinson e Souter, 2008), principalmente por algumas delas serem sensíveis as influências térmicas. Assim, é possível indicar que a temperatura pode ter sido um dos fatores determinantes para a redução nas populações de *M. alcornis* e ausência de *M. braziliensis* e *M. harttii* nos recifes de PG.

O pH (8.3) registrado apresentou padrões normais de alcalinidade e característicos de regiões costeiras tropicais, que corroboram com os dados levantados por Barradas *et al.* (2012) (8.2/baixa estação e 8.4/alta estação) e Guimaraens *et al.* (2014) (8.05 e 8.3) no local de estudo. Porém, se essa escala do potencial hidrogeniônico sofrer reduções significantes pode alcançar teores ácidos consequentes do aumento na produção de CO₂ (Borges e Gypens, 2010). Que resultam em uma série de danos aos corais, como perda de abundância, baixa taxa de calcificação, branqueamento e morte, além de prejudicar a taxa de sobrevivência de outros invertebrados, como moluscos e equinodermos (Kroeker, *et al.*, 2010; Kroeker *et al.*, 2013).

A salinidade (36,1 ‰) se mostrou dentro da margem variável estabelecida por Westmacott *et al.* (2000) para os recifes, ou seja, não devem apresentar taxas inferiores a 32 ‰ ou superiores a 40 ‰ para não comprometer a fauna coralínea.

Quanto a taxa de oxigênio dissociado alguns autores mensuraram diferentes percentuais para os recifes de PG, como Fonseca *et al.* (2002) (64,4 ‰ e 169,3 ‰) e Machado *et al.* (2014) (97,1 ‰ e 174,5 ‰). As mesmas condições também foram observadas nesse levantamento com um percentual de 83,4 ‰, que segundo Longhini *et al.*, (2010) é típico, característico e adequado para os recifes costeiros e

possuem relação com a adaptabilidade das espécies (Correia e Sovierzoski, 2005). Além disso, essa alta taxa de saturação de oxigênio encontrada indica uma alta produtividade fotossintética das algas (abundantes em PG: ver Barradas *et al.*, 2012) e zooxantelas presentes nos tecidos dos corais, que influenciam no aumento desse percentual e refletem em um bom estado de conservação ambiental que tende a ser pouco prejudicado por eutrofização antrópica (Silva, 2015).

2.6 Conclusão

As variações térmicas associadas aos estresses provocados pelas altas taxas de sedimentação podem ter causado a perda na riqueza e abundância das espécies de corais nos recifes de Porto de Galinhas. Refletindo diretamente na redução populacional do hidróide calcário *Millepora alcicornis* e podem ter culminado para o desaparecimento dos corais *Millepora braziliensis* e *Mussismilia harttii*. Em contrapartida, as espécies *S. stellata* e *F. gravida* mesmo apresentando colônias branqueadas são abundantes e comuns, isso indica que esses corais apresentam certa resistência as pressões abióticas.

Apesar da maioria das espécies terem sido abundantes na década de sessenta, o número de colônias e vitalidade delas já apresentavam uma redução visível (Laborel, 1969). Por este motivo, o surgimento e a intensificação do turismo em Porto de Galinhas nos anos 90 comprometeram ainda mais o estado de conservação delas. E tal prática não afetou apenas a diversidade e a conservação, provocaram também, um conjunto de alterações na zonation e distribuição dos organismos na parede recifal.

É possível afirmar que em cinquenta anos o cenário das comunidades coralíneas de PG foi bastante modificado. Assim, esse estudo aponta a influência humana indireta (aumento da sedimentação e variação da temperatura) como o principal responsável por tais mudanças. E diante desses resultados será possível alertar aos órgãos encarregados pela monitoração e controle nos recifes, com o objetivo de criarem e pôr em prática mais projetos voltados para a conservação desses ambientes. Afinal, se mais medidas emergenciais não forem tomadas, possivelmente nos próximos 50 anos não existam mais corais na praia escolhida durante dez anos como a mais atraente do Brasil.

2.7 Referências

- AINSWORTH, C. H.; MUMBY, P. J. 2015. Coral-algal phase shifts alter fish communities and reduce fisheries production, *Global Change Biology*, **21**:165-172.
- AIROLDI L. 1998. Roles of disturbance, sediment stress, and substratum retention on spatial dominance in algal turf, *Ecology*, **79**:2759-2770.
- Amaral, F. D.; Hudson, M. M.; Steiner, A. Q.; Ramos, C. A. C. 2007. Corals and calcified hydroids of the Manuel Luiz Marine State Park (State of Maranhão, Northeast Brazil). *Biota Neotropica*, **7**(3):73-81.
- AUED, A. W.; SMITH, F.; QUIMBAYO, J. P.; CÂNDIDO, D. V.; LONGO, G. O.; FERREIRA, C. E. L.; WITMAN, J. D.; FLOETER, S. R.; SEGAL, B. 2018 Large-scale patterns of benthic marine communities in the Brazilian Province, *PLOS One*, **13**(6): e0198452.
- BARBOSA, T. M.; GOMES, P. B.; BERGERON, A-S; SANTOS, A. M.; CHAGAS, C. A.; FREITAS, E. M. S.; PÉREZ, C. D. 2014. Comparisons of sexual reproduction in *Carijoa riisei* (Cnidaria, Alcyonacea) in South Atlantic, Caribbean, and Pacific areas. *Hydrobiologia* (The Hague. Print), **734**:201-212.
- BARRADAS, J. I.; AMARAL, F. D.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; FLORES-MONTES, M. J.; STEINER, A. Q. 2012. Tourism impact on reef flats in Porto de Galinhas beach, Pernambuco, Brazil. *Arquivo de Ciências do Mar*, **45**(2):81-88.
- BARRADAS, J. M.; AMARAL, F. D.; HERNANDEZ, M. I. M.; FLORES, M.; STEINER, A. Q. 2010. Spatial distribution of benthic macroorganisms on reef flats at Porto de Galinhas Beach (northeastern Brazil), with special focus on corals and calcified hydroids. *Biotemas*, Florianópolis, **23**(2):1-11.
- BARROS, F.; COSTA, P. C.; CRUZ, I.; MARIANO, D. L. S.; MIRANDA, R. J. 2012. Habitats bentônicos da Baía de Todos os Santos. *Revista Virtual de Química*, **4**(5):551-565.
- BASTIDAS, C.; BONE. D. 1996. Competitive strategies between *Palythoa caribaeorum* and *Zoanthus sociatus* (Cnidaria: Anthozoa) at a reef flat environment in Venezuela. *Bulletin of marine science*, **59**(3):543-555.
- BELFORD, S. G.; PHILLIP, D. A. T. (2012). Intertidal distribution patterns of zoanthids compared to their scleractinian counterparts in the Southern Caribbean. *International Journal of Oceanography and Marine Ecological System*, **1**(3):67-75.
- BELLWOOD, D. R.; HUGHES, T. P.; FOLKE, C.; NYSTROM, M. 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature*, **429**:827-833.
- BENNETT, S.; WERNBERG, T.; HARVEY, E. S.; SANTANA-GARCON, J.; SAUNDERS, B. J. 2015. Tropical herbivores provide resilience to a climate-mediated phase shift on temperate reefs. *Ecology Letters*, **18**(7):714-723.

- BORGES, A. V.; GYPENS, N. 2010. Carbonate chemistry in the coastal zone responds more strongly to eutrophication than to ocean acidification. *Limnology and Oceanography*, **55**(1):346-353.
- BURMAN, S. G.; ARONSON, R. B.; WOESIK, R. V. 2012. Biotic homogenization of coral assemblages along the Florida reef tract. *Marine ecology progress series*, 467:89-96.
- BRASIL. 2012. Decreto n. 3.855B. 2009. Declara os recifes de coral área de preservação permanente. Coordenação de Comissões Permanentes – DECOM – P_4556, PL-3855-B. 29 jun., p. 1-14.
- BROWN, L. R. 1997. Concentrations of chlorinated organic compounds in biota and bed sediment in streams of the San Joaquin Valley, California. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **33**(4): 357-368.
- BRUTO-COSTA, L. V.; BEZERRA, L. E.; PÉREZ, C. D. 2014. The octocoral *Carijoa riisei* (Cnidaria, Anthozoa) as a macro-epibiont of the crab *Mycrophrys interruptus* (Crustacea, Brachyura, Majidae) in northeastern Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, **9**(2):141-144.
- COLE, S.; BROWN, B.; 2003. Coral bleaching – capacity for acclimatization and adaptation. *Advances in marine biology*, 46:183-223.
- CASSINI, M. H. 2011. Ecological principles of species distribution models: the habitat matching rule. *Journal of Biogeography*, **38**(11):2057-2065.
- CONI, E. L. C.; FERREIRA, C. M.; MEIRELLES, P. M.; MENEZES, R.; SANTANA, A. P. B. M.; AMADO-FILHO, G. M.; FERREIRA, B. P.; PEREIRA-FILHO, G. H.; THOMPSON, F. L.; MOURA, R. L.; FRANCINI-FILHO, R. B. 2017. Modeling abundance, growth, and health of the solitary coral *Scolymia wellsi* (Mussidae) in turbid SW Atlantic coral reefs. *Marine Biology*, 164:66.
- CORREIA, M. D.; SOVIERZOSKI, H. H. 2005. *Ecossistemas marinhos: recifes, praias e manguezais*. Maceió, EDUFAL, 55 p.
- COSTA, C. F., COUTINHO, C. S., SASSI, R.; BRITO, A. C. 2004. Microsymbionts of *Siderastrea stellata* (Cnidaria, Scleractinia) in coastal reefs of Cabo Branco, State of Paraíba, Northeastern Brazil. *Tropical Oceanography*, **32**(2):173-161.
- CRUZ, I. C. S.; KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N. 2009. Caracterização dos Recifes de Corais da Área de Preservação Ambiental da Baía de Todos os Santos para Fins de Manejo, Bahia, Brasil. *Gestão Costeira Integrada*, **9**(3):3-23.
- CRUZ, C. S.; LOIOLA, M.; ALBUQUERQUE T.; REIS, R.; NUNES, J. A. C. C.; REIMER, J. D.; MIZUYAMA, M.; KIKUCHI, R. K. P.; CREED, J. C. 2015. Effect of Phase Shift from Corals to Zoantharia on Reef Fish Assemblages. *PLoS ONE* 10(1): e0116944.

DE CASTRO, A.; REIS, S.; POMBEU, A.; HATAY, M.; DE MOURA, R.; KRUGER, R. 2013. Bacterial communities associated with three Brazilian endemic reef corals (*Mussismilia* spp.) in a coastal reef of the Abrolhos shelf. *Continental Shelf research*, 70:135-139.

DÍEZ, I.; SECILLA, A.; SANTOLARIA, A.; GOROSTIAGA, J. M. 1999. Phytobenthic intertidal community structure along an environmental pollution gradient. *Marine Pollution Bulletin*, 38(6),463-472.

DUTRA, L.; KIKUCHI, R.; LEÃO, Z. 2006. Effects of sediment accumulation on reef corals from Abrolhos, Bahia, Brazil. *Journal of Coastal Research*, 2(39):639-644.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2011. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. *Manual de métodos de análises de solos*. 2.ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 230 p.

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

FERREIRA, B.P.; MAIDA, M. 2006. *Monitoramento dos Recifes de Coral do Brasil: Situação Atual e Perspectivas*. Ministério do Meio Ambiente - MMA, Brasília, 250 p.

FERREIRA, B. P.; COSTA, M. B. S. F.; COXEY, M. S.; GASPAR, A. L. B.; VELEDA, D.; ARAUJO, M. 2013. The effects of sea surface temperature anomalies on oceanic coral reef systems in the southwestern tropical Atlantic. *Coral reefs*, 32(2):441-454.

FONSECA, R. S.; PASSAVANTE, J. Z. O.; MARANHÃO, G. M. B.; MUNIZ, K. 2002. Ecossistema recifal da praia de Porto de Galinhas (Ipojuca, Pernambuco): Biomassa fitoplanctônica e hidrologia. *Bol. Técn. Cient*, 10(1):9-26.

FREITAS, L. M.; OLIVEIRA, M. D. M.; KIKUCHI, R. K. P. 2012. Os mecanismos de sobrevivência dos corais diante do impacto das mudanças climáticas sobre o ecossistema de recifes. *Caderno de Geociências*, 13(2):142-156.

GALVÁN-VILLA, C. M.; RÍOS-JARA, E. 2018. First detection of the alien snowflake coral *Carijoa riisei* (Duchassaing and Michelotti, 1860) (Cnidaria: Alcyonacea) in the port of Manzanillo in the Mexican Pacific. *BioInvasions records*, 7(1):1-6.

GIGLIO, V. J.; TERNES, M. L. F.; MENDES, T. C.; CORDEIRO, C. A. M. M.; FERREIRA, C. E. L. 2017. Anchoring damages to benthic organisms in a subtropical scuba dive hotspot. *Journal of Coastal Conservation*, 21(2):311-316.

GONDIM, A. I. DIAS, T. L. P.; CAMPOS, F. F.; ALONSO, C.; CHRISTOFFERSEN, M. L. 2011. Macrofauna benthica do Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha, Cabedelo, Paraíba, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(2):75-86.

GRACIANI, C.; GARCIA, F. R. M.; COSTA, M. K. M. 2005. Análise faunística de gafanhotos (Orthoptera, Acridoidea) em fragmento florestal próximo ao Rio Uruguai, município de Chapecó, Santa Catarina. *Biotemas*, 18(2):87-98.

- GUIMARAENS, M. A.; NEVES, V. C. S.; AQUINO, R. E.; ALMEIDA, V. C.; RIBEIRO, T. D. L. 2014. Avaliação da biomassa de macroalgas no platô recifal das praias de Piedade e Porto de Galinhas - Pernambuco, Brasil. *Brasileira Engenharia de Pesca*, **7**(1):19-31.
- HOEGH-GULDBERG, O.; MUMBY, P.; HOOTEN, A.; STENECK, R.; GREENFIELD, P.; GOMEZ, E.; HATZIOLOS, M. 2007. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science*, **318**(5857):1737-1742.
- HUANG, C. MORLIGHEM, J. R. L.; ZHOU, H.; LIMA, E. P.; GOMES, B. P.; CAI, J.; LOU, I.; PÉREZ, C. D.; LEE, S. M.; RÁDIS-BAPTISTA, G. 2016. The Transcriptome of the zoanthid *Protopalythoa variabilis* (Cnidaria, Anthozoa) Predicts a Basal Repertoire of Toxin-like and Venom-Auxiliary Polypeptides. *Genome Biology and Evolution*, **8**(9): 3045-3064.
- JALES, M. C.; FEITOSA, F. A. N.; KOENING, M. L.; BASTOS, R. B., MACHADO, R. C. A. 2012. O ecossistema recifal de Serrambi (Nordeste do Brasil): biomassa fitoplanctônica e parâmetros hidrológicos. *Atlântica (Rio Grande)*, **34**(2):87-92.
- KELMO, F., ATRILL, M. J. 2013. Cnidarian community structure of coastal reefs from northern Bahia, Brazil. *Bulletin of Marine Science*, **69**(2):547-557.
- KELMO, F.; BELL, J. J.; MORAES, S. S.; GOMES, R. C. T.; MARIANO-NETO, E.; ATRILL, M. J.; Differential responses of emergent intertidal Coral Reef faune to a large-scale El-Niño southern oscillation. *PLOS one*, **9**(3):e93209.
- KAHNG, S. E.; GRIGG, R. W. 2005. Impact of an alien octocoral, *Carijoa riisei*, on black corals in Hawaii. *Coral Reefs*, **24**(4):556-562.
- KNOWLTON, N. 2008. Coral reefs. *Current Biology*, **18**(1):18-21. 2008.
- KROEKER, K. J.; KORDAS, R. L.; CRIM, R. N.; SINGH, G. G. 2010. Meta-analysis reveals negative yet variable effects of ocean acidification on marine organisms. *Ecology Letters*, **13**(11):1419-1434.
- KROEKER, K. J.; KORDAS, R. L.; CRIM, R.; HENDRIKS, I. E.; RAMAJO, L.; SINGH, G. S.; DUARTE, C. M.; GATTUSO, J. P. 2013. Impacts of ocean acidification on marine organisms: quantifying sensitivities and interaction with warming. *Global Change Biology*, **19**(6):1884-96
- LABOREL, J. 1967. A revised list of Brazilian Scleractinia corals and description of a new species. *Postilla*, (107):1-14.
- LABOREL, J. 1969. Les peuplements de madréporaires des cotes tropicales du Brésil. *Annals de lo Institute Océanographique*, **2**(3):1-261.
- LAMB, J. B., TRUE, J. D., PIROMVARAGORN, S., WILLIS, B. L. 2014. Scuba diving damage and intensity of tourist activities increases coral disease prevalence. *Biological Conservation*, **178**:88-96.

- LEÃO, Z. M. A. N. 1986. *Guia para identificação dos corais do Brasil*. Salvador – BA, UFBA, 57 p.
- LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P.; TESTA, V. 2003. Corals and coral reefs of Brazil. In Cortes, J., (editor). *Latin American Coral Reefs*, Elsevier Science B.V., Amsterdam, The Netherlands. p. 9-52.
- LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P.; OLIVEIRA, M. D. M. 2008. Branqueamento de corais nos recifes da Bahia e sua relação com eventos de anomalias térmicas nas águas superficiais do oceano. *Biota Neotropica*, **8**(3):69-82.
- LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P.; OLIVEIRA, M. D.; VASCONCELLOS, V. 2010. Status of Eastern Brazilian coral reefs in time of climate changes. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, **5**(2):224-235.
- LIRA, A. K. F.; NAUD, JEAN-PHILLIPPE; GOMES, P. B.; SANTOS, A. M.; PEREZ, C. D. 2009. Trophic Ecology of the octocoral *Carijoa riisei* from littoral of Pernambuco, Brazil. I. Composition and spatio-temporal variation of the diet. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **89**(1):89-99.
- LIRMAN, D., MANZELLO D. 2009. Patterns of resistance and resilience of the stress tolerant coral *Siderastrea radians* (Pallas) to sub-optimal salinity and sediment burial. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **369**(1):72-77.
- LOIOLA, M.; CRUZ, I.; LEÃO, Z.; KIKUCHI, R. 2014. Definition of priority areas for the conservation of a coastal reef complex in the eastern Brazilian coast. *Gestão Costeira Integrada*, **14**(4):611-624.
- LOURENÇO, L. J. S.; CRISPIM, M. C.; ELOY, C. C. 2015. Caracterização do parque estadual marinho de areia vermelha, Cabedelo, PB, baseado na diversidade e abundância dos cnidários da classe Anthozoa, como subsídio para o zoneamento ecológico econômico. *Gaia Scientia*, **9**(1):134-140.
- MACHADO, R. C. A.; GUSMÃO, L. C.; VILA-NOVA, D. A.; LEAL, A. F. G.; OLIVEIRA, A. C. A.; SOARES, C. L. R. S. 2009. Percepção sócio-ambiental dos turistas e trabalhadores da praia de Porto de Galinhas (Pernambuco-Brasil) acerca do ecossistema recifal. *Gestão Costeira Integrada*, **9**(3):71-78.
- MACHADO, R. C. A.; FEITOSA, F. A. N.; KOENING, M. L.; FLORES-MONTES, M. J.; BASTOS, R. B.; JALES, M. C. 2014. Phytoplankton Productivity and Hidrology of Porto de Galinhas Reef Ecosystem (Pernambuco, Brasil). *Coastal Research*, **30**(2):371-378.
- MADIN, J. S.; HOOGENBOOM, M. O.; CONNOLLY, S. R.; DARLING, E. S.; FALSTER, D. S.; HUANG, D.; KEITH, S. A.; MIZEREK, T.; PANDOLFI, J. M.; PUTNAM, H. M.; BAIRD, A. H. 2016. A trait-based approach to advance Coral Reef Science. *Trends in Ecology & Evolution*, **31**(6):419-428.

MAGALHÃES, G. M.; AMADO-FILHO, G. B.; ROSA, M. R.; MOURA, R. L.; BRASILEIRO, P. S.; MORAES, F. C.; FRANCINI-FILHO, R. B.; PEREIRA-FILHO, G. H. 2015. Changes in benthic communities along a 0-60 m depth gradient in the remote St. Peter and St. Paul Archipelago (Mid-Atlantic Ridge, Brazil). *Coral reef paper*, **91**(3):377-396.

MAIDA, M.; FERREIRA, B. P. 2004. Os recifes de coral brasileiros. In: ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANN-LEITÃO, S.; COSTA, M. F (org), *Oceanografia: um cenário tropical*. Recife, Bagaço, p. 617-637.

MANTELATTO, M, C.; VIDON, L. F.; SILVEIRA, R. B.; MENEGOLA, C.; ROCHA, R. M.; CREED, J. C. 2016. Host species of the non-indigenous brittle star *Ophiothela mirabilis* (Echinodermata: Ophiuroidea): an invasive generalista in Brazil? *Marine Biodiversity Records*, **9**(1): 1-7.

MARTINS, M.; MOLINA, F.B. 2008. Panorama geral dos répteis ameaçados do Brasil. In: MACHADO, A. B. M., DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (org), *Livro vermelho da Fauna Brasileira ameaçada de extinção*. Brasília, MMA e Fundação Biodiversitas, Brasília e Belo Horizonte, p.327-334.

MELO, R. S.; LINS, R. P. M.; ELOY, C. C. 2014. O impacto do turismo em ambientes recifais: caso praia Seixas-Penha, Paraíba, Brasil. *Revista Eletrônica Prodema*, **8**(1):67-88.

MENDONÇA, L.C. 2004. A invenção de Porto de Galinhas: História, empreendedorismo e turismo, Recife, Persona, 248 p.

MENDONÇA-NETO, J. P.; GAMA, B. A. P. 2009. The native *Palythoa caribaeorum* overgrows on invasive species in the intertidal zone. *Coral reefs*, **28**(2):497-497.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2006. Recifes de Corais. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-aquatica/zona-costeira-e-marinha/recifes-de-coral>. Acesso em: 13/05/2017.

MIRANDA, R. J.; PORTO, L.; CRUZ, I. C. S. BARROS, F. 2012. Coral invasor *Tubastraea* spp. em recifes de corais e substratos artificiais na Baía de Todos os Santos (BA). An. Congr. Bras. Ocean., p. 1527-1532.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 1998. *Primeiro Relatório Nacional para a Convenção Sobre Diversidade Biológica – Brasil*. Brasília, 277 p.

NEVES, B. M.; LIMA, E. J. B.; PÉREZ, C. D. 2007. Brittle stars (Echinodermata: Ophiuroidea) associated with the octocoral *Carijoa riisei* (Cnidaria: Anthozoa) from the littoral of Pernambuco, Brasil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **87**:1263-1267.

OLIVEIRA, M. D. M.; LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P. 2008 Cultivo de *Millepora alcicornis* como uma ferramenta para restauração e manejo dos ecossistemas recifes do Nordeste do Brasil. *Gestão Costeira Integrada*, **8**(2):183-201.

ONG, T. F.; MUSA, G. 2011. An examination of recreational divers' underwater behaviour by attitude-behaviour theories. *Current Issues Tourism*, **14**(8):779-795.

PÉREZ, C. D.; VILA-NOVA, D. A.; SANTOS, A. M. Associated Community with the zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860) (Cnidaria, Anthozoa) from littoral of Pernambuco, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 548, n. 1, p. 207-215, 2005.

PINTO, C. S. 2000. *Curso Básico de Mecânica dos Solos em 16 Aulas*. Oficina de textos, São Paulo. 247 p.

PIRES, A. R. 2010. *Zonação de macroinvertebrados bentônicos no recife de Pirangi, RN, Brasil*. Natal, RN. Monografia. Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN, 41 p.

PORTUGAL, A. B., CARVALHO, F. L., CARNEIRO, P. B. M.; ROSSI, S.; SOARES, M. O. 2016. Increased anthropogenic pressure decreases species richness in tropical intertidal reefs. *Marine Environmental Research*, **120**, 44-54.

RABELO E. F.; SOARES, M. O.; MATTHEWS-CASCON H. 2013. Competitive interactions among zoanthids (Cnidaria: Zoanthidae) in an intertidal zone of Northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, **61**(1):35-42.

ROGERS, C. S. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. 1990. *Marine Ecology Progress Series*, **62**:185-202.

ROGERS, R.; CORREAL, G. O.; OLIVEIRA, T. C.; CARVALHO, L. L.; MAZUREK, P.; BARBOSA, J. E. F.; CHEQUER, L.; DOMINGOS, T. F. S.; JANDRE, K. A.; LEÃO, L. S. D.; MOURA, L. A.; OCCHIONI, G. E.; OLIVEIRA, V. M.; SILVA, E. S.; CARDOSO, A. M.; COSTA, A. C.; FERREIRA, C. E. L. 2014. Coral health rapid assessment in marginal reef sites. *Marine Biology Research*, **10**(6):612-624.

ROSA, I. C.; ROCHA, R. M.; LOPES, A.; CRUZ, I. C. S.; CALADO, R.; BANDARRA, N.; KIKUCHI, R. K.; SOARES, A. M. V. M.; SERÔDIO, J.; ROSA, R. 2016. Impacto of air exposure on the photobiology and biochemical profile of an aggressive intertidal competitor, the zoanthid *Palythoa caribaeorum*. *Marine biology*, **163**(11):222

SÁNCHEZ, J. M.; BALLESTEROS, D. 2014. The invasive snowflake coral (*Carijoa riisei*) in the Tropical Eastern Pacific, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, **62**:199-207.

SANTOS, G. S.; AMARAL, F. D.; SASSI, C. F. C.; SCHWAMBORN, R. 2016. Response of the zooxanthellae of *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Zoanthidea) to different environmental conditions in coastal and oceanic ecosystems of the Tropical Atlantic. *Helgoland Marine Research*, **70**(1): 1-7.

SANTOS, G. S.; BURGOS, D. C.; LIRA, S. M. A.; SCHWAMBORN, R. 2015. The Impact of Trampling on Reef Macrobenthos in Northeastern Brazil: How Effective are Current Conservation Strategies? *Environmental Management*, **56**(4):847-858.

SARMENTO, V. C.; BARRETO, A. F. S.; SANTOS, P. J. P. 2012. The response of meiofauna to human trampling on coral reefs. *Scientia Marina*, **75**(3):559-570.

SEBENS, K. P. 1982. Intertidal distribution of zoanthids on the Caribbean coast of Panama: effects of predation and dessication. *Bulletin of Marine Science*, **32**(1):316-335.

SILVA, L. M. 2015. *Condições ambientais do ecossistema recifal de Tamandaré (Apa Costa dos Corais): comunidade fitoplanctônica e variáveis hidrológicas*. Recife, PE. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, 73 p.

SILVA, J. F.; GOMES, P. B.; SANTANA, E. C.; SILVA, J. M.; LIMA, E. P.; PÉREZ, C. D. 2015. Growth of the tropical zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Anthozoa) on reefs in northeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, **87**(2):985-996.

SILVEIRA, C. B. L.; FERREIRA, B. P.; COXEY, M. S. 2014. Variação temporal nos recifes de corais de Maragogi, Apa Costa dos Corais (2010 – 2013). *Tropical Oceanography online*, **42**(2):208-225.

SOARES, M. O.; RABELO, E. F.; CASCON, H. M. 2011. Intertidal Anthozoans from the coast of Ceará (Brazil). *Revista Brasileira de Biociências*, **9**(4): 437-443.

SOARES, M. O.; RABELO, E. F. 2014. Primeiro registro de branqueamento de corais no litoral do Ceará (NE, Brasil): indicador das mudanças climáticas? *Geociências*, **33**(1):1-10.

SOUTHWOOD, T. R. E. 1966. Ecological methods. Chapman & Hall, London, 524 p.
SOARES, M. O.; BARROSO, C. X.; LIMAA, C. C. S.; SANTIAGO, M. M. F.; LEMOS, V. B. 2016. Holocene invertebrates from the Rocas Atoll: A contribution for the ecological history of South Atlantic islands. *Gestão Costeira Integrada*, **16**(1):89-94.

SOUZA, M. C. S.; VIANNA, P. G. C.; MASSEI, K.; LIMA, R. C.; ELOY, C. C. 2016. Análise espacial e mapeamento da ocorrência de corais nos recifes de Picãozinho, João Pessoa-PB, comparativo entre 2001 e 2015/2016, *Gaia Scientia*, **10**(4):432-445.

SCHNEIDER, S. C.; KAHLERT, M.; KELLY, M. G. 2013. Interactions between pH and nutrients on benthic algae in streams and consequences for ecological status assessment and species richness patterns. *Science of the Total Environment*, **444**:73-84.

STEINER, A. Q.; AMARAL, F. M. D.; AMARAL, J. R. B. C.; SASSI, R.; BARRADAS, J. I. 2015. Zonação de recifes emersos da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais, Nordeste do Brasil. *Iheringia Série Zoologia*, **105**(2):184-192.

SZMANT, A. N. 2012. Nutrient enrichment on coral reefs: Is it a major cause of coral reef decline? *Estuaries and Coasts*, **25**(4):743-766.

TANNER, J. E. 1995. Competition between scleractinian coral and macroalgae: An experimental investigation of coral growth, survival and reproduction. *Journal of Experimental Marine Biology Ecology*, **190**:151-168.

TINOCO, I. M. Foraminíferos do Atol das Rocas. 1965/6. *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de PE*, (13):91-105.

TRATALOS, J. A.; AUSTIN, T. J. 2001. Impacts of recreational SCUBA diving on coral communities of the Caribbean island of Grand Cayman. *Biological Conservation*, **102**(1):67- 75.

VILA NOVA, L. L. M.; CARVALHO, D. M. N.; MAIDA, M. 2014. Estudo da população do coral-de-fogo *Millepora alcicornis* (Linnaeus, 1758) no complexo recifal de Tamandaré (recife da Ilha da Barra – Zona de Preservação da Vida Marinha, e recife do Pirambu) Pernambuco – Brasil. *Tropical oceanography online*, **42**(2):226-237.

WILKINSON, C. 2008. *Status of Coral Reefs of the World: 2008 Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Center*. Townsville, Australia. 296 p.

WILKINSON, C.; SOUTER, D. 2008. Townsville, Australia: Global coral reef monitoring network and reef and rainforest research centre. *Status of coral reefs of the world*. 117 p.

WESTMACOTT, S.; TELEKI, K.; WELLS, S.; WEST, J. 2000. *Gestão de recifes de coral branqueados ou severamente danificados*, Estados Unidos, IUCN, 36 p.

3 CONCLUSÕES FINAIS

No final da década de sessenta a comunidade coralínea de Porto de Galinhas já estava com a vitalidade comprometida e o surgimento do turismo na praia parece ter agravado ainda mais a estabilidade das espécies, como o coral *Mussismilia harttii* e o hidróide calcário *Millepora braziliensis* que não foram encontrados durante os levantamentos atuais. Mas, é importante ressaltar que as condições estabelecidas nesse ecossistema recifal permitiram o estabelecimento do octocoral invasor *Carijoa riisei* e do hidróide *Stylaster roseus*, ambas as espécies não foram observadas por Laborel em seus estudos naquela época

As condições abióticas de pH, salinidade e oxigênio dissociado apresentaram valores insatisfatórios para provocar ameaças, comprometimento da abundância e do estado de conservação das espécies. Embora alguns estudos no local mostrem variações nesses parâmetros, eles estão dentro da normalidade e ocorrem pelas condições atuais do meio, estando associados aos padrões toleráveis para alguns corais, como *Favia gravida* e *Siderastrea stellata*. Entretanto, a temperatura oscilou bastante entre a década de cinquenta até os anos atuais e a sedimentação junto com o aporte de matéria orgânica mostraram valores altos e acima da normalidade.

Possivelmente essa grande concentração de sedimentos e matéria orgânica são resultantes das ações antrópicas indiretas trazidas pela foz do rio Maracaípe que desagua próximo dos recifes de PG. Sendo esses próximos da costa, recebem grandes aglomerações turísticas que provocam a agitação dos sedimentos no substrato, elevando a taxa de suspensão sedimentar na água que, consequentemente se assentam sobre as comunidades coralíneas e podem causar sufocamento, soterramento e morte dos pólipos.

Esses fatores podem ter causado sérios impactos negativos no estado de abundância dos corais *A. Agaricites*, *M. cavernosa*, *P. Astreoides*, *M. hispida*. e *M. alcornis* que deixaram de ser espécies abundantes e atualmente são comuns e até raras. E também tenham modificado o padrão de zonação atual dos corais que estão distribuídos de maneira confusa e bastante diferente do observado por Laborel naquela década, onde apenas *P. caribaeorum* e *M. alcornis* mantiveram um paradigma semelhante ao definido pelo autor e aparecem vivendo associados ao topo recifal e em baixo nível de profundidade. Porém, atualmente as colônias desta

última espécie citada são raras e tanto as zonas mais profundas quanto as rasas são mais colonizadas pelo octocoral *C. riisei* e os corais *M. cavernosa* e *S. stellata*.

Por estes motivos é fundamental a adoção de mais medidas conservacionistas pelos órgãos competentes, com o intuito de alertar os turistas sobre o atual estado de conservação dos corais e buscar estratégias que auxiliem na diminuição dos impactos nas comunidades coralíneas, que já sofreram bastante modificações visíveis na riqueza, abundância e zonação. O que pode provocar ao longo do tempo que mais espécies sejam prejudicadas e até deixem de existir nos recifes de Porto de Galinhas.

REFERÊNCIAS

- ALCANTARA, R.; FERREIRA, B. P.; TRAVASSOS, P. A pesca artesanal e o turismo em Porto de Galinhas, Pernambuco. **Boletim técnico-científico**, Farroulhipa, v. 12, n. 1, p. 195-207, 2004.
- ALMEIDA, J. G. L.; MAIA, A. I. V.; WILKE, D. V.; SILVEIRA, E. R.; BRAZ-FILHO, R.; CLAIR, J. J. LA.; COSTA-LOTUFO, L. V.; PESSOA, O. D. L. Palysulfonoceramides A and B: Unique Sulfonylated Ceramides from the Brazilian Zoanthids *Palythoa caribaeorum* and *Protopalythoa variabilis*. **Marine Drugs**, Basel, Switzerland, v. 10, p. 2846-2860, 2011.
- AMARAL, F. D.; BROADHURST, M. K.; CAIRNS, S. D.; SCHLENZ, E. Skeletal morphometry of *Millepora* occurring in Brazil, including a previously undescribed species. **Proceedings of the Biological Society of Washington**, Washington, n. 115, p. 681-695, 2002.
- AMARAL, F. D.; HUDSON, M. M.; STEINER, A. Q.; RAMOS, C. A. C. Corals and calcified hydroids of the Manuel Luiz Marine State Park (State of Maranhão, Northeast Brazil). **Biota Neotropica**, Campinas, v. 7, n. 3, p. 73-81, 2007.
- AMARAL, F. M. D.; RAMOS, C. A. C. Skeletal variability of *Favia gravida* (Verrill 1868) from Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 7, n. 3, p.1-7, 2007.
- AMARAL, F. M. D.; STEINER, A. Q.; BROADHURST, M. K.; CAIRNS, S. D. An overview of the shallow-water calcified hydroids from Brazil (Hydrozoa: Cnidaria), including the description of a new species. **Zootaxa**, Auckland, New Zealand, n. 1930, p. 56-68, 2008.
- AUED, A. W.; SMITH, F.; QUIMBAYO, J. P.; CÂNDIDO, D. V.; LONGO, G. O.; FERREIRA, C. E. L.; WITMAN, J. D.; FLOETER, S. R.; SEGAL, B. Large-scale patterns of benthic marine communities in the Brazilian Province, **PLOS One**, San Francisco, v. 13, n. 6, e0198452, 2018.
- BARRADAS, J. I.; AMARAL, F. D.; HERNÁNDEZ, M. I.; FLORES-MONTES, M. J.; STEINER, A. Q. Tourism impact on reef flats in Porto de Galinhas beach, Pernambuco, Brazil. **Arquivo de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 45, n. 2, p. 81-88. 2012.
- BARRADAS, J. M.; AMARAL, F. M. D.; HERNANDEZ, M. I. M.; FLORES, M.; STEINER, A. Q. Spatial distribution of benthic macroorganisms on reef flats at Porto de Galinhas Beach (northeastern Brazil), with special focus on corals and calcified hydroids. **Biotemas**, Florianópolis, v. 23, n. 2, p. 1-11, 2010.
- BARROS, F.; COSTA, P. C.; CRUZ, I.; MARIANO, D. L. S.; MIRANDA, R. J. Habitats bentônicos da Baía de Todos os Santos. **Revista Virtual de Química**, Niterói, v. 4, n. 5, p.551-565, 2012.

BAYER, F. M. **The Shallow-Water Octocorallia of the West Indian Region**. [S. l.]: The Hague, 1961. 373 p.

BELLWOOD, D. R.; HUGHES, T. P.; FOLKE, C.; NYSTROM, M. Confronting the coral reef crisis. **Nature**, London, v. 429, p. 827-833, 2004.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Campanha de Conduta Consciente em Ambientes Recifais**: Diretoria de Áreas Protegidas. Brasília: MMA, 2001. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/gestao-territorial/gerenciamento-costeiro/projeto-orla/campanha-de-conduta-consciente-em-ambientes-recifais>. Acesso em: 19 abr. 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Chico Mendes. **Roteiro metodológico para manejo de impacto de visitação com enfoque na experiência do visitante e na proteção dos recursos naturais e culturais**. Brasília: MMA, 2011. 88 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Recifes de Corais**. Brasília: MMA, 2006. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-aquatica/zona-costeira-e-marinha/recifes-de-coral>. Acesso em: 13 maio 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Primeiro Relatório Nacional para a Convenção Sobre Diversidade Biológica**. Brasília: MMA, 1998. 277 p.

BRASIL. **Segmentação do Turismo**: Marcos Conceituais. Brasília: Ministério do Turismo, 2006.

BURMAN, S. G.; ARONSON, R. B.; WOESIK, R. V. Biotic homogenization of coral assemblages along the Florida reef tract. **Marine ecology progress series**, Luhe, Germany, v. 467, p. 89-96, 2012.

CAIRNS, S. D. Deep-water corals: An overview with special reference to diversity and distribution of deep-water scleractinian corals. **Bulletin of Marine Science**, Miami, v. 81, n. 3, p. 311-322, 2007.

CAIRNS, S. D. Studies on the Natural History of the Caribbean Region. In: HOFKER, J. **Studies on the fauna of Curaçao and Other Caribbean**. Islands: [s. n.], 2000. 215 p.

CASTRONEVES, R. Ecoturismo afeta recifes de corais em Porto de Galinhas. **Folha de São Paulo**, São Paulo, 30 jul. 2011. Disponível em: <http://www1.folha.uol.com.br/ambiente/952089-ecoturismo-afeta-recifes-de-corais-em-porto-de-galinhas.shtml>. Acesso em: 17 abr. 2017.

CAVALCANTI, R. O. **Porto de Galinhas**: O turismo e a questão ambiental. 2009. 222 f. Dissertação (Mestrado em ensino de Geografia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

CHUVA, Samantha. Com mais de 1 milhão de turistas por ano, Porto de Galinhas é case de sucesso; conheça. **Mercado & Eventos**, [s. l.], 19 maio 2016. Disponível em:

http://www.mercadoeventos.com.br/_destaque_/slideshow/com-mais-de-1-milhao-de-turistas-por-ano-porto-de-galinhas-se-posiciona-como-a-gramado-de-sol-e-mar/. Acesso em: 24 jul. 2018.

CONI, E. O. C. **Abundância e vitalidade do coral solitário *Scolymia* spp. no Brasil**: Comparação entre um sistema costeiro e um oceânico. 2012. 41 f. Dissertação (Mestrado em ecologia e conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, João Pessoa, 2012.

CONI, E. L. C.; FERREIRA, C. M.; MEIRELLES, P. M.; MENEZES, R.; SANTANA, A. P. B. M.; AMADO-FILHO, G. M.; FERREIRA, B. P.; PEREIRA-FILHO, G. H.; THOMPSON, F. L.; MOURA, R. L.; FRANCINI-FILHO, R. B. 2017. Modeling abundance, growth, and health of the solitary coral *Scolymia wellsi* (Mussidae) in turbid SW Atlantic coral reefs. **Marine Biology**, [s. l.], n. 164, p.66, 2017.

CORIOLOANO, L. N. Turismo e Degradação Ambiental no Litoral do Ceará. *In*: LEMOS, A. I. G. Turismo: **Impactos Socioambientais**. São Paulo: Hucitec, 1996.

CORREIA, M. D. Scleractinian corals (Cnidaria: Anthozoa) from reef ecosystems on the Alagoas coast, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, Cambridge, v. 91, n. 3, p. 659-668, 2011.

CORTÉS, J.; MURILLO, M. M.; GUSMÁN, H. M.; ACUÑA, J. Périda de zooxantelas y muerte de corales y otros organismos arrecifales em el Caribe y Pacífico de Costa Rica. **Biología Tropical**, San Pedro, v. 2, n. 2, p. 227-231, 1984.

COSTA JR., O. S.; LEÃO, Z. M. A. N.; NIMMO, M.; ATRILL, M. Nutrifcation impacts on coral reefs from Northern Bahia, Brazil. **Hydrobiologia**, [s. l.] v. 440, p. 307-316, 2000.

COSTA, C. F., COUTINHO, C. S., SASSI, R.; BRITO, A. C. Microsymbionts of *Siderastrea stellata* (Cnidaria, Scleractinia) in coastal reefs of Cabo Branco, State of Paraíba, Northeastern Brazil. **Tropical Oceanography**, Recife, v. 32, n. 2, p.173-161, 2004.

COUTINHO, R. Bentos de Costões Rochosos, p.147-157. *In*: PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. (Eds). **Biologia Marinha**. Rio de Janeiro, Interciência Press, 2002. 382 p.

CRUZ, I. C. S.; KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N. Caracterização dos recifes de corais da área de preservação ambiental da Baía de Todos os Santos para fins de manejo, Bahia, Brasil. **Gestão Costeira Integrada**, Salvador, v. 9, n. 3, p. 3-23, 2009.

DALY, M.; BRUGLER, M. R.; CARTWRIGHT, P.; COLLINS, A. G.; DAWSON, M. N.; FAUTIN, D. G.; FRANCE, S. C.; MCFADDEN, C. S.; OPRESKO, D. M.; RODRIGUEZ, E.; ROMANO, S. L.; STAKE, J. L. The phylum Cnidaria: A review of phylogenetic patterns and diversity 300 years after Linnaeus. **Zootaxa**, Auckland, New Zealand, n. 1668, p. 127- 182, 2007.

DESENVOLVIMENTO Humano na Região Metropolitana do Recife. In: ATLAS do Desenvolvimento Humano no Brasil. [s. l.]: ONUD; IPEA; FJP, 2011. Disponível em: http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/perfil_m/recife_pe. Acesso em: 24 jul. 2018.

DUARTE, G.; CALDERON, E. N.; PEREIRA, C. M.; MARANGONI, L. F. B.; SANTOS, H. F.; PEIXOTO, R. S.; BIANCHINI, A.; CASTRO, C. B. A novel marine mesocosm facility to study global warming, water quality, and ocean acidification. **Ecology and Evolution**, Oxford, v. 5, n. 20, p. 4555-4566, 2015.

DUTRA, L. X. C., KIKUCHI, R. K. P., LEÃO, Z. M. A. N. Effects of sediment accumulation on reef corals from Abrolhos, Bahia, Brazil. **Journal of Coastal Research**, Coconut Creek, v. 39, p. 633-638, 2006.

DUTRA, L.; KIKUCHI, R.; LEÃO, Z. Effects of sediment accumulation on reef corals from Abrolhos, Bahia, Brazil. **Journal of Coastal Research**, Coconut Creek, v. 2, n. 39, p. 639-644, 2006.

EAKIN, C. M et al. Caribbean Corals in crisis: Record Thermal Stress, Bleaching, and mortality in 2005. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 5, n. 11, p. e.13969, 2010.

EMPRESA DE TURISMO DE PERNAMBUCO. **Pesquisa do perfil do turismo receptivo das praias de Ipojuca**. Recife: EMPETUR, 2012.

FERNANDES, M. B. L. **Avaliação de dois ambientes recifais do litoral de Pernambuco, através de suas macro e megafaunas incrustantes e sedentárias**. 2000. 165 f. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

FERREIRA, B.P.; MAIDA, M. Monitoramento dos Recifes de Coral do Brasil: **Situação Atual e Perspectivas**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006. 250 p.

FIELD-CORTAZARES, J.; CALDERÓN-CAMPOS, R. Hidra de Água Dulce. **Boletín Clínico de la Asociación Médica del Hospital Infantil del Estado de Sonora**, Sonora, México, v. 28, n. 1, p. 31-33, 2011.

FONSECA, R. S.; PASSAVANTE, J. Z. O.; MARANHÃO, G. M. B.; MUNIZ, K. Ecossistema recifal da praia de Porto de Galinhas (Ipojuca, Pernambuco): Biomassa fitoplanctônica e hidrologia. **Boletim técnico-científico do CEPENE**, Tamandaré, v. 10, n. 1, p. 9-26, 2002.

FOTOS de Porto de Galinhas. In: PORTO de Galinhas. [Ipojuca]: [s. n.], 2017. Disponível em: <http://www.portodegalinhas.com.br/arnaudmattoso/fotos.htm>. Acesso em: 10 nov. 2017.

FREITAS, L. M.; OLIVEIRA, M. D. M.; KIKUCHI, R. K. P. Os mecanismos de sobrevivência dos corais diante do impacto das mudanças climáticas sobre o ecossistema de recifes. **Caderno de Geociências**, Salvador, v. 13, n. 2, p. 142-156, 2012.

FREITAS, L. M.; OLIVEIRA, M. D. M.; KIKUCHI, R. K. P. Os mecanismos de sobrevivência dos corais diante do impacto das mudanças climáticas sobre o ecossistema dos recifes. **Caderno de Geociências**, Salvador, v. 9, n. 2, 2012.

GLASL, B.; HERNDL, G. J.; FRADE, P. R. The microbiome of coral surface mucus plays a key role in mediating holobiont health and survival upon disturbance. **International Society for Microbial Ecology**, London, v. 10, n. 9, p. 2280-2292, 2016.

GLEASON, D. F.; HOFMANN, D. K. Coral larvae: from gametes to recruits. **Experimental Marine Biology Ecology**, [s. l.], v. 408, n. 1-2, p. 42-57, 2011.

GLYNN, P. W. Coral reef bleaching: facts, hypotheses and implications. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 2, p. 495-509, 1996.

GONDIM, A. I. DIAS, T. L. P.; CAMPOS, F. F.; ALONSO, C.; CHRISTOFFERSEN, M. L. Macrofauna benthica do Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha, Cabedelo, Paraíba, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 2, p.75-86, 2011.

GOODBODY-GRINGLEY, G.; WOOLLACOTT, R. M.; GIRIBET, G. Population structure and connectivity in the Atlantic scleractinian coral *Montastraea cavernosa* (Linnaeus, 1767). **Marine Ecology**, Oxford, v. 33, n. 1, p. 32-48, 2011.

GOREAU, T. F.; GOREAU, N. I. The ecology of Jamaican coral reefs. II. Goemorphology, zonation, and sedimentary phases. **Bulletin of Marine Science**, Kingston, v. 2, n. 23, p. 399-464, 1973.

GUTH, A.; WATERS, L.; MIES, M. Coral *Millepora braziliensis*. In: Eco Reef: Agricultura Ornamental. São Paulo: Eco Reef, 2016. Disponível em: <http://www.ecoreef.com.br/index.php/blog?start=30>. Acesso em: 25 jul. 2018.

GUTH, A.; WATERS, L.; MIES, M. Coral *Mussismilia hispida*. In: Eco Reef: Agricultura Ornamental. São Paulo: Eco Reef, 2016.2016. Disponível em: <http://www.ecoreef.com.br/index.php/blog/12-corais-brasileiros-parte-1-mussismilia-hispida>. Acesso em: 01 ago. 2018.

HADDAD, V. F. L.; SILVEIRA, J. L. C.; MORANDINI, A. C. A report of 49 cases of cnidarian envenoming from southeastern Brazilian coastal waters. **Toxicon**, Oxford, v. 40, n.10, p. 1445-1450, 2002.

HADDAD JUNIOR, V. Animais aquáticos de importância médica no Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, Uberaba, v. 36, n. 5, p. 591-597, 2003.

HASLER, H.; OTT, J. A. Diving down the reefs? Intensive diving tourism threatens the reefs of the northern Red Sea. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 56, n. 10, p. 1788-1794, 2008.

HELGASON, N. Coral *Agaricia agaricites*. In: REEF Divers. [S. l.]: [s. n.], 2017. Disponível em: <https://reefdivers.io/caribbean-coral-diaries-agaricia-agaricites/5165>. Acesso em: 01 ago. 2018.

HELGASON, N. Coral *Agaricia humilis*. In: REEF Divers. [S. l.]: [s. n.], 2017. Disponível em: <https://reefdivers.io/agaricia-humilis-2/5082>. Acesso em: 01 ago. 2018.

HOFMANN, G. E.; BARRY, J. P.; EDMUNDS, P. J.; GATES, R. D.; HUTCHINS, D. A.; KLINGER, T.; SEWELL, M. A. The effect of ocean acidification on calcifying organisms in marine ecosystems: an organism-to-ecosystem perspective. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 41, p. 127-147, 2010.

HUBBARD, J. A. E. B.; POCOCK, Y. K. Sediment rejection by recent scleractinian corals: a key to palaeo-environmental reconstruction. **Geologische Rundschau**, Göttingen, Germany, v. 61, n. 2, p. 598-626, 1972.

HUMANN, P. Colônia de *Porites branneri*. In: THE HENRY FOUNDATION. **Corals of the World**. [S. l.]: Gaia Resources, 2016. Disponível em: http://www.coralsoftheworld.org/species_factsheets/species_factsheet_summary/porites-branneri/. Disponível: 01 ago. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa de Serviço de Hospedagem de Ipojuca**. In: _____. IBGE Cidades. [Rio de Janeiro]: IBGE, 2011. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/ipojuca/pesquisa/34/62873?ano=2011&tipo=ranking&indicador=29815>. Acesso em 28 jun. 2017.

KAHNG, S. E.; GRIGG, R. W. Impact of an alien octocoral, *Carijoa riisei*, on black corals in Hawaii. **Coral Reefs**, [s. l.], v. 24, n. 4, p. 556-562, 2005.

KELMO, F., ATRILL, M. J. Cnidarian community structure of coastal reefs from northern Bahia, Brazil. **Bulletin of Marine Science**, [s. l.], v. 69, n. 2, p. 547-557, 2013.

KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N.; OLIVEIRA, M. D. M. Conservation status and spatial patterns of AGRRA vitality indices in Southwestern Atlantic Reefs. **Biologia Tropical**, Salvador, v. 58, n. 1, p. 1-31, 2010.

KNOWLTON, N. Coral reefs. **Current Biology**, Maryland Heights, v.18, n.1, p.18-21, 2008.

KRIEGER, J. R.; CHADWICK, N. E. Recreational diving impacts and the use of pre-dive briefings as a management strategy on Florida coral reefs. **Journal of Coastal Conservation**, Dordrecht, v. 17, n. 1, p. 179-189, 2013.

LABOREL, J. Lês peuplements de madréporaires des cotes tropicales du Brésil. **Annales University of Abidjan**, Abidjan, Costa do Marfim, v. 2, n. 3, p. 1-260, 1969.

LAGES, N. S.; MEURER, B. C. Variações na cobertura de *Sargassum* C. Agardh, 1820:1 e *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860) relacionadas a fatores ecológicos em quatro áreas na porção oeste da Baía da Ilha Grande, RJ. **BioUSU**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 1, p. 1-11, 2014.

LAMB, J. B.; TRUE, J. D.; PIROMVARAGORN, S.; WILLIS, B. L. Scuba diving damage and intensity of tourist activities increases coral disease prevalence. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 178, p. 88-96, 2014.

LEÃO, Z. M. A. N. **Guia para identificação dos corais do Brasil**. Salvador: Universidade Federal da Bahia, 1986. 57 p.

LEÃO, Z. M. A. N. **Morphology, geology and developmental history of the southernmost coral reefs of Western Atlantic, Abrolhos Bank, Brazil**. 1982. 218 f. Tese (Pós Doutorado) - University of Miami, Florida, 1982.

LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P.; OLIVEIRA, M. D. M. Branqueamento de corais nos recifes da Bahia e sua relação com eventos de anomalias térmicas nas águas superficiais do oceano. **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 8, n. 3, p. 69-82, 2008.

LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P.; TESTA, V. Corals and coral reefs of Brazil. In: CORTES, J. (ed). **Latin American Coral Reefs**, Amsterdam: Elsevier Science, 2003. p.9-52.

LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K.; FERREIRA, B. P.; NEVES, E. G.; SOVIERZOSKI, H. H.; OLIVEIRA, M. D.; JOHNSON, R. Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis. **Brazilian Journal of Oceanography**, São Paulo, v. 64, n. SPE2, p. 97-116, 2016.

LEÃO, Z.; KIKUCHI, R.; AMARAL, F. M. D.; OLIVEIRA, M. D.; COSTA, C. F. Recifes de Corais: Tesouros agonizantes. **Scientific American Brasil**, v. 3, p. 74-82, 2009.

LIRA, A. K. F.; NAUD, J. P.; GOMES, P. B.; SANTOS, A. M.; PEREZ, C. D. Trophic ecology of the octocoral *Carijoa riisei* from littoral of Pernambuco, Brazil. I. Composition and spatio-temporal variation of the diet. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, Cambridge, v. 89, n. 1, p. 89-99, 2009.

LOPES, N. P.; REZENDE, C. M.; COSTA-LOTUFO, L. V.; FENICAL, W. Marine natural products. **Revista Brasileira de Farmacognosia**, Curitiba, v. 25, n. 6, p. 567-568, 2015.

LOURENÇO, L. J. S.; CRISPIM, M. C.; ELOY, C. C. Caracterização do parque estadual marinho de areia vermelha, Cabedelo, PB, baseado na diversidade e abundância dos cnidários da classe Anthozoa, como subsídio para o zoneamento ecológico econômico. **Gaia Scientia**, João Pessoa, v. 9, n. 1, p. 134-140, 2015.

MACÊDO, R. J. R.; BARRETO, E. P.; SANTOS, A. C.; MANSO, V. A. V. Estudo Geoambiental da orla de Maracaípe – Ipojuca (PE), Brasil. **Estudos Geológicos**, Recife, v. 20, n. 2, p. 93-111, 2010.

MACHADO, R. C. A.; GUSMÃO, L. C.; VILA-NOVA, D. A.; LEAL, A. F. G.; OLIVEIRA, A. C. A.; SOARES, C. L. R. S. Percepção sócio-ambiental dos turistas e

trabalhadores da praia de Porto de Galinhas (Pernambuco-Brasil) acerca do ecossistema recifal. **Gestão Costeira Integrada**, Porto, v.8, n. 3, p. 71-78, 2009.

MAIDA, M.; FERREIRA, B. P. Os recifes de coral brasileiros. *In*: ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANN-LEITÃO, S.; COSTA, M. F. (Org.). **Oceanografia: um cenário tropical**. Recife: Bagaço, 2004. p. 617-637.

MALLMANN, D.; PEREIRA, P.; SANTOS, F.; FAÇANHA, P. Classificação morfodinâmica das praias arenosas de Ipojuca (Pernambuco, Brasil) através da análise semântica de imagens de satélite pancromáticas. **Pesquisas em Geociências**, Porto Alegre, v. 41, n. 2, p. 169-189, 2014.

MANTELATTO, M, C.; VIDON, L. F.; SILVEIRA, R. B.; MENEGOLA, C.; ROCHA, R. M.; CREED, J. C. 2016. Host species of the non-indigenous brittle star *Ophiothela mirabilis* (Echinodermata: Ophiuroidea): an invasive generalista in Brazil? **Marine Biodiversity Records**, [s. l.], v. 9, n. 1, p. 1-7, 2016.

MARQUES, A. C; COLLINS, A. G. Cladistic analysis of Medusozoa and cnidarian evolution. **Invertebrate Biology**, [s. l.], v. 123, n. 1, p. 23-42, 2004.

MATTHEWS-CASCON, H., LOTUFO, T. M. C. **Biota Marinha da Costa Oeste do Ceará**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006. 248 p.

MELO, R. S.; LINS, R. P. M.; ELOY, C. C. O impacto do turismo em ambientes recifais: caso praia Seixas-Penha, Paraíba, Brasil. **Revista Eletrônica Prodema**, Fortaleza, v. 8, n. 1, p. 67-88, 2014.

MENDONÇA, L.C. **A invenção de Porto de Galinhas**: História, empreendedorismo e turismo. Recife: Persona, 2004. 248 p.

MESQUITA, D.; XAVIER, G. O turismo e a sua atuação na expansão do espaço urbano: o caso Porto de Galinhas – Ipojuca – PE. **Revista eletrônica Turismo Visão e Ação**, Balneário Camboriú, SC, v. 15, n. 2, p. 207-225, 2013.

MIGOTTO, A. E. Coral *Montastrea cavernosa*. *In*: MIGOTTO, A. E.; VELLUTINI, B. C. **Cifonauta**: banco de imagens de biologia marinha. São Paulo: CBM/USP, 2010. Disponível em: <http://cifonauta.cebimar.usp.br/photo/10867/>. Acesso em: 06 ago. 2018.

NAKAMURA, M.; OHKI, S.; SUZUKI, A.; SAKAI, K. Coral larvae under ocean acidification: survival, metabolism, and metamorphosis. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 6, n. 1, p. e.14521, 2011.

NEVES, R. F.; AMARAL, F. D.; STEINER, A. Q. Levantamento de registros dos acidentes com cnidários em algumas praias do litoral de Pernambuco (Brasil). **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 1, p. 231-237, 2007.

OLIVEIRA, C. Pernambuco se consagra entre os três principais pólos para eventos internacionais no País. **Brasilturis**, São Paulo, 11 maio 2012. Disponível em:

<https://brasilturis.com.br/pernambuco-se-consagra-entre-os-tres-principais-po>. Acesso em: 10 jan. 2017.

OLIVEIRA, L. R.; VIANA, L. J. T.; BRAGA, A. L. C. Conflitos e fragilidades de uma atividade turística não planejada: um olhar direcionado às praias de Porto de Galinhas e Itamaracá/PE. **Patrimônio: Lazer & Turismo**, Santos, v.7, n. 10, p.01-19, 2010.

OLIVEIRA, M. D. M.; LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P. Cultivo de *Millepora alcicornis* como uma ferramenta para restauração e manejo dos ecossistemas recifes do Nordeste do Brasil. **Gestão Costeira Integrada**, Porto, v. 8, n. 2, p. 183-201, 2008.

ONG, T. F.; MUSA, G. An examination of recreational divers' underwater behaviour by attitude-behaviour theories. **Current Issues Tourism**, [s. l.], n. 14, v. 8, p. 779-795, 2011.

PANDOLFI, J. M.; CONOLLY, M. D. J.; COHEN A. L. Projected coral reef futures under global warming and ocean acidification. **Science**, New York, v. 333, n. 6041, p. 418-422, 2011.

PEREIRA, Y. V.; SALAZAR, V. S. Complexo Porto de Galinhas: um paraíso e uma arena competitiva? **Observatório de Inovação do Turismo**, Rio de Janeiro, v. 2, n. 2, p. 1-19, 2007.

PEREZ, C. D. Octocorais (Cnidaria, Octocorallia) do litoral de Pernambuco (Brasil). In: TABARELLI, M.; SILVA J. M. P. (eds.) **Diagnóstico da biodiversidade de Pernambuco**. Recife: Editora Massangana, 2002. p. 365-368.

PÉREZ, C. D.; VILA-NOVA, D. A.; SANTOS, A. M. Associated Community with the zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860) (Cnidaria, Anthozoa) from littoral of Pernambuco, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 548, n. 1, p. 207-215, 2005.

PERNAMBUCO. Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Diagnóstico do turismo nos municípios do Cabo de Santo Agostinho, Ipojuca e São José da Coroa Grande – Relatório Final**. Recife: Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente, 2003. 104 p.

PERNAMBUCO. **Decreto n. 21.972, 29 de dezembro de 1999**. Aprova o Zoneamento Ecológico Econômico Costeiro do Litoral Sul de Pernambuco. Recife: CPRH, 1999.

PERRU, O. Endosymbiosis and selforganization. **Ludus Vitalis**, v. 3, n. 14, p. 35-63, 2000.

PREFEITURA DE IPOJUCA. **Porto de Galinhas, Ipojuca te espera**. A melhor praia do Brasil eleita pela 10ª vez consecutiva, 2011.

RABELO, E. F. **Distribuição espacial e interações competitivas em zoantídeos (Cnidaria: Zoanthidae) em um ambiente de recifes de arenito no Nordeste do Brasil**. 2007. 117 f. Dissertação (Mestrado Ciências Marinhas Tropicais) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007.

RABELO, E. F.; SOARES, M. O.; CASCON-MATTHEWS-CASCON, H. Competitive interactions among zoanthids (cnidaria: zoanthidae) in an intertidal zone of northeastern Brazil. **Brazil Journal of Oceanography**, São Paulo, v. 61, n. 1, p. 35-42, 2013.

REES, J. T. The effect of current on growth form in a octocoral. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, [s. l.], v. 10, n. 1, p. 115-123, 1972.

RIEBESELL, U. Effects of CO₂ Enrichment on Marine Phytoplankton. **Journal of Oceanography**, [s. l.], n. 60, n. 4, p. 719-729, 2004.

ROBERTS, C. M.; MCCLEAN, C. J.; VERON, J. E. N.; HAWKINS, J. P.; ALLEN, G. R.; MCALLISTER, D. E.; MITTERMEIER, C. G.; SHCUELER, F. W.; SPALDING, M.; WELLS, F.; VYNNE, C.; WERNER, T. B. Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. **Science**, New York, v. 295, n. 5558, p.1280-1284, 2002.

ROGERS, C. S. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. **Marine Ecology Progress Series**, Luhe, Germany, v. 62, p. 185-202, 1990.

RUIZ-RAMOS, D. V.; WEIL, E.; SCHIZAS, N. V. Morphological and genetic evaluation of the hydrocoral *Millepora* species complex in the Caribbean. **Zoological Studies**, Taipei City, v. 53, n. 4, p. 1-15, 2014.

RUPPERT, E. E.; BARNES, R. **Zoologia dos Invertebrados**. 6 ed. Ed. Roca, São Paulo, 1996. 1028 p.

RUSCHMANN, D. **Turismo e planejamento sustentável: a proteção do meio ambiente**. Campinas: Papirus, 2000.

SANTAVY, D. L.; PETERS, E. C. Microbial pests coral disease in the western atlantic. ReefBase: a global information system for. **Coral Reefs**, n.1, p. 607-612, 1997.

SANTOS, G. S.; BURGOS, D. C.; LIRA, S. M. A.; SCHWAMBORN, R. The Impact of Trampling on Reef Macrobenthos in Northeastern Brazil: How Effective are Current Conservation Strategies? **Environmental Management**, New York, v. 56, n. 4, p. 847-858, 2015.

SARMENTO, V. C.; SANTOS, P. J. P. Trampling on coral reefs: tourism effects on harpacticoid copepods. **Coral Reefs**, v. 31, n. 1, p. 135-146, 2012.

SILVA, B. T.; PÉREZ, C. D. Diagnosis Conocimiento de la fauna de Octocorales (Cnidaria, Anthozoa) de la región Nordeste do Brasil. **Tropical Oceanography**, Recife, v. 30, n. 1, p. 15-22, 2002.

SILVA, J. F.; GOMES, P. B.; SANTANA, E. C.; SILVA, J. M.; LIMA, E. P.; PÉREZ, C. D. 2015. Growth of the tropical zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Anthozoa) on reefs in northeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 87, n. 2, p. 985-996, 2015.

SILVEIRA, C. B. L.; FERREIRA, B. P.; COXEY, M. S. Variação temporal nos recifes de corais de Maragogi, Apa Costa dos Corais (2010 – 2013). **Tropical Oceanography**, Recife, v. 42, n. 2, p. 208 – 225, 2014.

SIMÕES, T. N.; SILVA, A. C.; SANTOS, C. A. C. Temperatura de incubação e razão sexual em filhotes recém-eclodidos da tartaruga marinha *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) no município do Ipojuca, Pernambuco, Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 54, n. 25, p. 364-374, 2014.

SOARES, C. L.; PÉREZ, C. D.; MAIA, M. B. S.; SILVA, R. S.; MELO, L. F. A. Avaliação da atividade anti-inflamatória e analgésica do extrato hidroalcoólico do zoantídeo *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860). **Brazilian Journal of Pharmacognosy**, Curitiba, v. 16, n. 4, p. 463-468, 2006.

SOARES, M. O.; RABELO, E. F. 2014. Primeiro registro de branqueamento de corais no litoral do Ceará (NE, Brasil): indicador das mudanças climáticas? **Geociências**, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 1-10, 2014.

SOARES, M. O.; RABELO, E. F.; MATHEWS-CASCON, H. Intertidal Anthozoans from the coast of Ceará (Brazil). **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 9, n. 4, p. 437-443, 2011.

SOUZA, M. C. S.; VIANNA, P. G. C.; MASSEI, K.; LIMA, R. C.; ELOY, C. C. Análise espacial e mapeamento da ocorrência de corais nos recifes de Picãozinho, João Pessoa-PB, comparativo entre 2001 e 2015/2016, **Gaia Scientia**, João Pessoa, v. 10, n. 4, p. 432-445, 2016.

SPALDING, M. D.; RAVILIOUS, C.; GREEN, E. P. **World Atlas of Coral Reefs**. London: University of California, 2001. 432 p.

SUGUIO, K. **Dicionário de Geologia Marinha**. São Paulo: T. A. Queiroz, 1992. 172 p.

VOSS, J. D.; RICHARDSON, L. L. Coral diseases near Lee Stocking Island, Bahamas: patterns and potential drivers. **Diseases of Aquatic Organisms**, Luhe, Germany, v. 69, n. 1, p. 33-40, 2006.

WESTMACOTT, S.; TELEKI, K.; WELLS, S.; WEST, J. **Gestão de recife de coral branqueados ou severamente danificados**. Cambridge: IUCN, 2000. 36 p.

WILKINSON, C. **Status of coral reefs of the World: 2008**. Townsville: Australian Institute of Marine Science, 2002.

WILSON, W. H.; FRANCIS, I.; RYAN, K.; DAVY, S. K. Temperature induction of viruses in symbiotic dinoflagellates. **Aquatic Microbial Ecology**, Luhe, v. 25, n. 1, p. 99-102, 2001.

ZILLER, S. R. A.; ZALBA, S. M. Propostas de ação para prevenção e controle de espécies exóticas invasoras. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 5, n. 2, p. 8-15, 2007.