



Universidade Federal de Pernambuco
Centro de Ciências Biológicas

**DISTRIBUIÇÃO E ESTRUTURA DAS ASSOCIAÇÕES DE CNIDÁRIOS
SÉSSEIS NAS PISCINAS NATURAIS DO ATOL DAS ROCAS- RN**

KYLLDERES KLEYTHON DE MELO LIMA

Recife, 2013

KYLLDERES KLEYTHON DE MELO LIMA

**DISTRIBUIÇÃO E ESTRUTURA DAS ASSOCIAÇÕES DE CNIDÁRIOS
SÉSSEIS NAS PISCINAS NATURAIS DO ATOL DAS ROCAS- RN**

Dissertação de mestrado apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal ao Colegiado do Programa de Pós-graduação em biologia animal da Universidade Federal de Pernambuco; orientada pelo Dr. José Roberto Botelho de Souza.

Recife, 2013

Catálogo na fonte
Elaine Barroso
CRB 1728

Lima, Kyllderes Kleython de Melo
Distribuição e estrutura das associações de cnidários sésseis nas piscinas naturais do Atol das Rocas-RN/ Kyllderes Kleython de Melo Lima– Recife: O Autor, 2013.

67 folhas : il., fig., tab.

Orientador: José Roberto Botelho de Souza
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Ciências Biológicas, Biologia Animal, 2013.

Inclui bibliografia

1. Coral 2. Branqueamento 3. Atol das Rocas (Brasil) I. Souza, José Roberto Botelho de (orientador) II. Título

593.6

CDD (22.ed.)

UFPE/CCB- 2013- 278

KYLLDERES KLEYTHON DE MELO LIMA

**DISTRIBUIÇÃO E ESTRUTURA DAS ASSOCIAÇÕES DE CNIDÁRIOS
SÉSSEIS NAS PISCINAS NATURAIS DO ATOL DAS ROCAS- RN**

Dissertação de mestrado apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal ao Colegiado do Programa de Pós-graduação em biologia animal da Universidade Federal de Pernambuco; orientada pelo Dr. José Roberto Botelho de Souza e aprovada no dia 30 de julho de 2013.

BANCA EXAMINADORA:

DR. JOSÉ ROBERTO BOTELHO DE SOUZA
(UFPE)

DR. PAULA BRAGA GOMES
(UFRPE)

DR. RALF SCHWAMBORN
(UFPE)

DR. ULISSES DOS SANTOS PINHEIRO
(UFPE)

SUPLENTE:

DR. CARLOS DANIEL PEREZ
(UFPE)

DR. CLÉLIA MARCIA ROCHA
(UFRPE)

Recife, 2013

"Admire as pessoas que confessam suas fraquezas e tenha cuidado redobrado com aquelas que vivem arrotando santidade."

Umbanda

Dedico este trabalho a minha familia
e àqueles que amam.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter me concedido a vida e saúde para assim poder realizar este trabalho e também por suas bênçãos diárias e alegrias que Ele me concede. Por todos os momentos em que fui acolhido pelo seu amor e que Ele me protegeu em momentos de risco. Também queria agradecer ao Senhor por ter me dado forças nos momentos difíceis em que quase desisti, não apenas de desenvolver mais esta pesquisa, mas também de continuar com ‘tudo’.

Aos meus pais, por tudo o que fizeram por mim até hoje, por tudo que sacrificaram de si para darem a mim, tendo feito isso sempre com um sorriso no rosto. Pelo apoio que eles me deram nos momentos difíceis e pelo exemplo de honestidade e caráter.

Aos meus avôs e avós por todo amor dado, pelo exemplo de vida, pela atenção dispensada e por todo o carinho que sempre senti vindo deles à minha pessoa.

À toda minha família, em especial aos que convivem comigo diariamente que sempre me apoiaram em sonhos e conquistas do dia-a-dia.

Ao meu orientador pela atenção, cuidado e carinho dispensado, quero agradecer-lhe também por estar sempre presente nesta minha pesquisa esclarecendo dúvidas e discutindo artigos e assuntos polêmicos quanto a ecologia, biodiversidade e por que não política. Agradeço a ele pelo todo o investimento intelectual e energético dado a mim principalmente neste final de etapa da pós-graduação. Agradeço mais uma vez por tudo o que me foi ensinado por ele, academicamente.

A FACEPE pela concessão da bolsa de auxílio de pesquisa.

Aos amigos próximos por sempre estarem comigo nos momentos que precisei, tanto cientificamente (tirando dúvidas e fornecendo fotografias) como pessoalmente no dia-a-dia.

Aos meus companheiros de LACMAR: Érika, Dani, Douglas, Amanda, Natália, Cris, Karla, Guilherme e Thayanne por estarmos sempre crescendo juntos e dividindo alegrias e pesares, por todos os ensinamentos, bons momentos e atenção dispensada a mim.

Aos meus ex-companheiros de LAR expulsos pela grande Cia nestes mais de nove anos de laboratório com vocês.

À minha orientadora da graduação Fernanda Amaral por ter me inspirado e motivado a ter seguido este caminho, e pelo conhecimento passado durante os nove anos que fui orientando dela.

Aos meus colegas de mestrado: Igor, Rodrigo, Joana, Lucas, Bal, Rodolfo, Jones, Barna, Iris, Cris, Edvaldo entre tantos outros por toda a boa e grande amizade durante o nosso curso, sempre torcendo uns pelos outros, pelas conversas fiadas ao entardecer na UFPE e pela boa companhia afetiva nas nossas confraternizações.

À Monique Bastos por toda a Cia, amizade, auxílio e atenção dispensada a mim durante o nosso curso, principalmente nos momentos finais onde sempre estivemos dando força um ao outro.

À Erika Cavalcante pela Cia de mergulho e pela amizade construída nesses longos 9anos, sou grato a ti por sempre ter me auxiliado quando precisei mesmo eu sempre te metendo em vááárias roubadas. Adoro você, menina.

À Gleice Santos pela ajuda na estatística e pela boa amizade compartilhada nesta nossa vida acadêmica difícil, por ter aturado minhas loucuras no mar e na terra esse tempo todo e ainda querer ser minha amiga, espero que possamos levar nossa amizade para o resto de nossas vidas, menina.

Agradeço ao meuscompalheiros de expedição, Yuri, Bárbara, Karla, Thayanne e Mariana por todo auxílio e paciência nas realizações de transectos e milhões de metodologias em Rocas, este trabalho não teria sido possível sem a ajuda de vocês.

Agradeço muito ao 'Liu' por todo apoio dado a mim até mesmo para fazer a seleção do mestrado, por toda a força e atenção dele dada a mim nos momentos em que quase desisti de tudo por nunca ter me deixado 'na mão' quando precisei. Deverei a você mais uma vez por você ter sonhado e tornado realidade, junto comigo, esse meu trabalho louco. Muito obrigado, cara.

Ao ICMBio e ao SOS Mata Atlântica por sempre ter aberto as portas para o nosso grupo de pesquisa e pelo apoio logístico fornecido em todas as expedições ao Atol das Rocas.

À 'Tia' Zelinha por todo o auxílio prestado em todas as minhas coletas na Reserva Biológica Atol das Rocas. Agradeço a ela por todo o exemplo de vida e horas de descontração que passamos juntos. Você é uma pessoa iluminada e precisa mostrar isso às pessoas. Aprendi bastante com você, em todos os sentidos possíveis; obrigado por tudo.

Aos técnicos da Reserva Biológica Atol das Rocas e integrantes do veleiro Borandar: Jarian, Zeca, Ceará e Doca pela excelente companhia nas viagens das expedições e quando necessário, no dia a dia na estação e nas coletas em campo vocês são nota onze.

À minha irmã Dulcelina Lima que sempre me apoiou em todos os momentos que precisei.

Ao doutorando Douglas Burgos pelas aulas de algas e por estar sempre solícito a tirar as minhas dúvidas quando precisei.

À banca examinadora por dedicarem seu tempo e sua atenção ao meu trabalho de conclusão de curso. Agradeço a vocês por estarem contribuindo com a minha formação profissional. Peço desculpas a vocês pelo transtorno que causei atrasando a entrega do texto.

Agradeço a Luiz Mário pela boa companhia em todos os momentos que precisei e por, muitas vezes, me fazer esquecer um pouco os problemas quando estava já saturado de tudo e de todos. Muito obrigado por tudo meu irmão.

Ao Coordenador do Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal, pelo apoio prestado nesses dois anos e meio de graduação.

Ao quarteto da SB-3, por terem comparecido totalmente ou parcialmente em todos os meus momentos profissionais, me escrevendo diariamente enquanto eu estava no Atol.

Ao Projeto Mar pelo apoio logístico, na manutenção dos equipamentos de mergulho e por estar sempre nos auxiliando quando requisitados.

Aos técnicos e funcionários da UFPE que foram sempre prestativos.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	12
OBJETIVOS	21
HIPÓTESES	21
MATERIAL E MÉTODOS	22
ESPÉCIES DE CORAL MONITORADAS	27
RESULTADOS	32
DISCUSSÃO	45
CONCLUSÕES	53
REFERÊNCIAS	54

LISTA DE FIGURAS

Legenda	Pág.
Figura 01 - Vista aérea do Atol das Rocas (Fonte: Força Aérea Brasileira).	19
Figura 02 - Amostragem por transectos através de mergulho autônomo no Atol das Rocas.	22
Figura 03 - Amostragem por transectos através de mergulho autônomo, em uma piscina rasa no Atol das Rocas.	23
Figura 04 - Coleta de dados de branqueamento de corais no Atol das Rocas.	24
Figura 05 - Localização das piscinas amostradas do Atol das Rocas. Onde: PRC – em vermelho, PPC – em laranja, PRP – em rosa, PPP – em branco, PRE – em amarelo e PPE – em preto.	25
Figura 06 - Coral <i>Siderastrea stellata</i> em uma piscina natural da Reserva Biológica Atol das Rocas- RN.	27
Figura 07 - Imagem da colônia do coral <i>Favia gravida</i> em uma piscina natural da Reserva Biológica Atol das Rocas- RN.	28
Figura 08 - Coral escleractínio <i>Montastraea cavernosa</i> em uma piscina natural da Reserva Biológica Atol das Rocas- RN.	29
Figura 09 - Imagem do coral escleractínio <i>Porites astreoides</i> em uma piscina da Reserva Biológica Atol das Rocas- RN.	30
Figura 10 - Coral escleractínio <i>Mussismilia hispida</i> em uma piscina da Reserva Biológica Atol das Rocas- RN.	31
Figura 11 - Riqueza média de organismos e grupos funcionais entre as categorias de piscinas. Barra vertical corresponde a intervalos de confiança de 95%. Números distintos indicam diferenças significativas (Teste de Scheffé).	33
Figura 12 - Escalonamento multidimensional das associações macrobênticas das piscinas do Atol das Rocas. Onde: Piscinas rasas de costa recifal (PRC), Piscinas profundas de costa recifal (PPC); Piscinas rasas de plataforma recifal (PRP), Piscinas profundas de plataforma recifal (PPP), Piscinas rasas com canais externos (PRE) e Piscinas profundas com canais externos (PPE); C – Piscinas da costa recifal, E – Piscinas com canais externos e P – Piscinas da plataforma recifal.	34
Figura 13 - Escalonamento multidimensional das associações macrobênticas das piscinas do Atol das Rocas. Onde: 1 – Base da piscina, 2 – Meio da piscina e 3 – Topo da piscina.	35

- Figura 14 - Análise de similaridade baseada no Coeficiente de Bray-Curtis dos transectos realizados nas piscinas naturais do Atol das Rocas- RN. Onde: Em vermelho - Transectos da base da piscina Farol I, Em verde – Transectos do meio e topo do das piscinas Farol I, Farol II e Barreta Falsa, Em Amarelo – Transectos da base das piscinas. 36
- Figura 15 - Tamanho médio das colônias de *Porites astreoides* encontrados nas piscinas do ambiente recifal do Atol das Rocas – RN. ONDE: PRC- Piscinas rasas de costa recifal, PPC - Piscinas profundas de costa recifal, PRP- Piscinas rasas de plataforma recifal, PPP - Piscinas profundas de plataforma recifal, PRE - Piscinas rasas com canais externos e PPE - Piscinas profundas com canais externos. 38
- Figura 16 - Tamanho médio das colônias de *Siderastrea stellata* encontrados nas piscinas do ambiente recifal do Atol das Rocas – RN. ONDE: PRC- Piscinas rasas de costa recifal, PPC - Piscinas profundas de costa recifal, PRP- Piscinas rasas de plataforma recifal, PPP - Piscinas profundas de plataforma recifal, PRE - Piscinas rasas com canais externos e PPE - Piscinas profundas com canais externos. 39
- Figura 17 - A- Coloração anomala em *Siderastrea stellata*, colônias azuis ou com tons de roxo. B- Colônia *Porites branneri* e *Mussismilia hispida* totalmente branqueadas, porém com o tecido vivo ainda sobre o esqueleto. C- Colônias de *Siderastrea stellata* apresentando doenças conhecidas como ‘white spot’ e ‘dark spot’ 41
- Figura 18 - Histograma das categorias de branqueamento dos corais monitorados em Atol das Rocas de outubro de 2011 a janeiro de 2013. 42
- Figura 19 - Grau de branqueamento das espécies de corais monitoradas no atol das rocas em cada categoria de piscinas. 43
- Figura 20 - Grau de branqueamento das espécies de corais monitoradas no atol das rocas em cada expedição. 44

LISTA DE TABELAS

Legenda	Pag.
Tabela 01 - Grau e categorias de branqueamento das colônias de coral.	24
Tabela 02 - Descrição das piscinas amostradas do Atol das Rocas.	25
Tabela 03 - Abundância relativa dos organismos e grupos funcionais das piscinas do Atol das Rocas. Piscinas rasas de costa recifal (PRC), Piscinas profundas de costa	32

recifal (PPC); Piscinas rasas de plataforma recifal (PRP), Piscinas profundas de plataforma recifal (PPP), Piscinas rasas com canais externos (PRE) e Piscinas profundas com canais externos (PPE)

Tabela 04 - Valores de 'R' e nível de significância calculados pelo teste ANOSIM. 34

Onde: 1 – PRC, 2 - PPC, 3 – PRP, 4 – PPP, 5 – PRE, 6 – PPE.

Tabela 05 - Valores de 'R' e nível de significância calculados pelo teste ANOSIM. Onde: 1 – Base da piscina, 2 – Meio da piscina e 3 – Topo da piscina. 35

Tabela 06 - Área de cobertura dos corais das piscinas naturais do Atol das Rocas- RN, com o valor do tamanho mínimo e máximo das colônias, média, mediana e desvio padrão; os dados estão em centímetros quadrados. 37

Tabela 07 - Dados da significância de 'p' referente a diferença no tamanho das colônias de coral entre as categorias de piscinas no ambiente recifal do Atol das Rocas – RN. 37

Tabela 08 - Dados de tendência central do branqueamento das espécies analisadas no Atol das Rocas de setembro de 2010 a janeiro de 2013. 42

RESUMO

O objetivo desta pesquisa foi estudar a distribuição e estrutura das associações de corais, nas piscinas do topo recifal do Atol das Rocas- RN e descrever o fenômeno de branqueamento nas colônias ao longo do Atol. Para isto foram realizadas cinco expedições à referida localidade, onde através de mergulhos autônomos e livres foi analisada a distribuição dos organismos e formações coralíneas das piscinas através do método de interseção de linhas, sendo realizado um total de 180 transecções; também foram realizados 80 transectos de 10x3 m de área para medir o tamanho dos corais nas piscinas e as colônias foram monitoradas ao longo de um ano através do método 'Coral Watch' utilizando o cartão de coloração 'Coral Health Chart' em intervalos de 3 meses. Para fins comparativos de perfis ecológicos das localidades, as piscinas foram divididas em seis categorias. A cobertura de organismos do Atol das Rocas apresentou o predomínio de algas filamentosas (59%) e algas frondosas (14%). Estes dois grupos com altíssima frequência de ocorrência, 100 e 86% respectivamente. As análises das associações de organismos através dos testes MDS e ANOSIM mostraram diferenças entre as categorias de piscinas, mas estas tiveram pouco poder explicativo (alto stress 0,22 R= 0,114). Estas diferenças foram observadas entre as comunidades encontradas nas regiões anamórficas do recife (Costa, Topo e Frente) e dentro das próprias piscinas entre as comunidades da base e das regiões de menor batimetria destes ambientes. Houve variação significativa entre o tamanho das colônias de *Siderastrea stellata* e *Porites astreoides* ao longo das piscinas, (ANOVA Kruskal-Wallis; $p < 0,005$) sendo encontradas também, nas regiões rasas, colônias de tamanho reduzido quanto aos padrões de regiões costeiras. O branqueamento se comportou de forma aleatória em todos os ambientes. Não foi encontrada diferença significativa que apresentasse algum padrão neste tipo de anomalia nas colônias de corais ao longo das diferentes categorias de piscinas ou ao longo do tempo. Diversas colônias do coral *Siderastrea stellata*, *Porites astreoides* e *Mussismilia hispida* apresentaram coloração anômala, branqueamento total ou no caso de *Siderastrea stellata* bandas brancas ou 'darkspot'. Diversos pesquisadores no mundo encontraram resultados diferentes dos apresentados nesta pesquisa alguns até estudando este fenômeno no Atol das Rocas encontraram que até 50% dos corais podem ter apresentado branqueamento ou doença em suas colônias após grandes alterações de temperatura, esta pesquisa justifica a alta taxa de corais clareados de forma dispersa devido ao último evento de branqueamento ocorrido em 2010, estando então a região ainda em um estado de recuperação.

Palavras chave: Coral. Transectos. Branqueamento. Atol das Rocas.

ABSTRACT

The distribution and structure of coral reef associations in Atol das Rocas pools were studied, and the phenomenon of bleaching in colonies along the atoll investigated in five expeditions. The distribution of organisms and coralline formations of the pools by the Line intercept method, by a total of 180 transects; also was did 80 transects of 10 x 3 m field to measure the size of the pools and coral colonies were monitored over a year by the method of "Coral Watch 'using the color card" Coral Health Chart' at intervals of 3 months. For comparative purposes ecological profiles of the locations, the pools were divided into six categories. The coverage of organisms Atol das Rocas showed the predominance of Turf Algae (59%) and Leafy Algae (14%). These two groups have a high frequency of occurrence, 100 and 86% respectively. The abundance difference was found between the communities in the regions anamorphic Reef (Back, Top and Front) and within their own pools between the base communities and regions of lower bathymetry these environments. There was significant variation between the size of the colonies of *Siderastrea stellata* and *Porites astreoides* over the pools (Kruskal-Wallis ANOVA, $p < 0.005$) was also found in shallow regions, colonies of reduced size as the patterns of coastal regions. Bleaching behaved randomly in all environments. No significant difference was found, and to present some standard in this type of anomaly in coral colonies along the different categories or pools over time. Several colonies *Siderastrea stellata*, *Porites astreoides* and *Mussismilia hispida* showed anomalous coloring, total bleaching or in case *Siderastrea stellata* white bands or 'dark spot'. Several researchers in the world found different results from those presented in this research some even studying this phenomenon in Atol das Rocas found that 50% of coral bleaching may be presented or illness in their colonies after large temperature changes, this research justifies the high rate of corals whitened in a dispersed due to the last bleaching event occurred in 2010, being then a region still in a state of resilience.

Keywords: Coral. Transects. Bleaching. Atol das Rocas.

INTRODUÇÃO

Os ambientes recifais são extremamente importantes por fornecerem bens e serviços a nações tropicais e subtropicais (MOBERG & FOLKE, 1999; LEÃO & DOMINGUEZ, 2000) e abrigarem um terço da vida marinha, embora cubram apenas 0,1% dos oceanos. Por este motivo, a importância econômica dos ambientes recifais é considerável, visto que estes são um grande atrativo turístico, além de darem suporte e abrigo a uma variedade de comunidades marinhas de interesse econômico, como peixes, moluscos (polvos, ostras), crustáceos (lagostas, camarões), algas, entre outros (REAKA-KUDLA, 1997; KNOWLTON, 2008).

Vários organismos da fauna coralínea são utilizados na farmacologia (e.g., extração de substâncias antivirais e bactericidas das gorgônias, anticancerígenos dos ouriços-do-mar), medicina (e.g., reparação de fraturas com esqueleto de corais, como realizada na França), odontologia (e.g. fabricação de próteses dentárias, feitas nos Estados Unidos), indústria de cosméticos, entre outros (MOBERG & FOLKE, 1999; AMARAL et al., 2002 a, b, c; 2006; 2007).

Veron (2000) reforça que, infelizmente, grande parte da preocupação com os recifes advém da constatação que estes ecossistemas podem gerar muita riqueza, e não pela preservação em si, pois desde a descoberta dos recifes como fonte de renda, vários países pobres vêm sobrevivendo quase que unicamente de recursos provenientes desses ambientes.

Uma estimativa diz que os ambientes recifais do mundo são responsáveis por serviços e recursos, que se calculados em valores monetários, equivaleriam a mais de 375 bilhões de dólares de lucro por ano. Entretanto, a destruição de apenas um quilômetro de recifes de corais pode causar um prejuízo de até \$1,2 milhões (BRYANT et al., 1998; LAUREN et al., 2012). Vale salientar que estas estimativas servem apenas para fins comparativos, já que o valor real de um ecossistema está muito acima de qualquer valor monetário.

Os principais construtores desses ambientes são os cnidários bentônicos que são de grande importância ecológica nos ambientes recifais, bem como as algas calcárias e moluscos vermetídeos (BAYER, 1961, CANDISANI, 2002). Isso ocorre porque os organismos construtores de recifes fornecem substrato para a colonização de uma série de outros organismos, sejam invertebrados ou vertebrados (ZUSCHIN et al., 2001). Esses locais criam uma série de habitats para um elevado número de espécies,

fornecendo substrato para organismos sedentários e alimento e/ou abrigo para os organismos móveis, promovendo maior estabilidade e proteção (BAYER, 1961; REED & MIKKELSEN, 1987; DÍAZ-CASTAÑEDA & ALMEDA-JAUREGUI, 1999).

Contudo, em ambientes mais impactados, foi observado que a fauna associada a esses cnidários, seja bentônica ou móvel, pode sofrer alterações quando algum dano é causado ao cnidário “hospedeiro”, fato esse, que pode ser utilizado como um indicador de saúde recifal (GARCIA, 2006).

Para a ictiofauna associada a esses substratos, em regiões tropicais, a comunidade de peixes recifais é extremamente rica (FLOETER & GASPARINI, 2000; FLOETER et al., 2004; MUNDAY et al., 2008), onde estão localizados os maiores e, também, os mais diversificados recifes da de corais. Além da diversidade de peixes recifais nessas áreas, também pode se observar uma enorme variedade de formas, hábitos, comportamentos e relações (SALE, 1991).

Segundo Floeter et al. (2001), podem-se encontrar cinco grupos distintos de comunidades de peixes recifais ao longo da costa, sendo a diversidade e composição influenciadas primariamente pela temperatura da água, riqueza de corais e zoantídeos, produção primária, distância do continente e largura da plataforma continental.

Todavia, os recifes estão sofrendo um sério declínio; estima-se que 30% dos ambientes recifais estão severamente danificados, e aproximadamente 60% podem desaparecer até 2030. As fontes de estresse que contribuíram para atingir essa situação foram várias, como expansão demográfica, aumento das atividades pesqueiras, o aumento nas concentrações de nutrientes no oceano e o aquecimento global que se intensificaram ao longo das décadas, gerando um desequilíbrio na rede de interações específicas dentro e entre ecossistemas (HUGHES et al., 2003; GOLDBERG & WILKINSON, 2004; LESSER, 2007; MARKEY et al., 2007; MORA et al., 2007; MORA & GINSBURG, 2007; MORA & SALE, 2011).

Por se tratarem de ecossistemas abertos, frágeis e complexos, sua estrutura, funcionamento, biodiversidade e resiliência são dependentes de inter-relações dinâmicas entre redes de espécies. No entanto, o nível atual de utilização dos ambientes no mundo vem interferindo de maneira predatória nos processos ecológicos dos mesmos (MOBERG e FOLKE, 1999; HUGHES et al., 2003).

Os impactos sobre os recifes podem ter como origem eventos naturais (e.g., terremotos, maremotos, vulcanismo, maré vermelha) ou atividades humanas desenvolvidas no continente e no mar. Como consequência de ambos, dependendo da

magnitude da transformação, os recifes podem se recuperar do impacto ou os danos podem ser irreversíveis (MOBERG e FOLKE, 1999); pois os recifes possuem zonas faunísticas características que respondem a eventuais distúrbios naturais ou antrópicos, como a dominância espacial de uma população em função da diminuição de outra pela competição direta ou estresse sofrido pelo ambiente (TAYLOR, 1978; AWERY & LIDDEL, 1997; LINS-BARROS et al., 2000; GUEST et al., 2012).

Segundo Clemente et al. (2011), as mudanças climáticas relacionadas aos fenômenos extremos de aumento de temperatura global, possivelmente influenciam em mudanças morfológicas e no padrão de distribuição de espécies.

Em relação à distribuição dos organismos bentônicos brasileiros, Laborel (1969, 1970) foi o pioneiro no estudo da zonação dos recifes, com registros fiéis através de desenhos esquemáticos que até hoje possibilitam comparação e referência. Leão et al. (2003) classificam os recifes brasileiros como recifes de coral, bancos de arenito ou recifes algálicos, dependendo do construtor primário do arcabouço do recife. Esta identificação precisa ser realizada através de perfurações geológicas. Estes ecossistemas recifais e sua fauna ocorrem no litoral, desde o Maranhão até Alagoas, da Baía de Todos os Santos (BA) até Santa Catarina, e também no Atol das Rocas (RN), Arquipélago de São Pedro e São Paulo (RN), Fernando de Noronha (PE) e Abrolhos (BA).

Um levantamento da biodiversidade dos cnidários recifais auxilia na caracterização dos ambientes costeiros e oceânicos. Os corais, hidrocorais, zoantídeos e demais cnidários, por sua vez, estão entre os principais organismos estruturadores de comunidades bentônicas de substrato consolidado, tanto de regiões entre marés de plataformas de recifes, bem como em costões rochosos, no infralitoral, em regiões tropicais e temperadas (SEBENS, 1982; SOARES, 2011).

De acordo com Migotto et al. (1999), no Brasil foram identificadas 470 espécies de Cnidaria. Recentemente, foram adicionadas mais espécies, como por exemplo: *Hydrocoryne iemanja* Morandini et al., 2009 e *Millepora laboreli* Amaral in Amaral et al., 2008. Entre os estudos que ampliaram a distribuição geográfica de cnidários brasileiros, pode-se citar o realizado no Estado do Maranhão, onde Laborel (1970) listou apenas uma espécie de coral, *Meandrina braziliensis*. Entretanto, Amaral et al. (2006a, 2007) listaram 20 espécies de cnidários para a referida região. Em outro ambiente recifal oceânico, Amaral et al. (2009) fizeram a atualização do *checklist* dos cnidários de Fernando de Noronha e registraram um total de 57 espécies para o referido arquipélago.

Também situado longe da costa e próximo ao equador, o Arquipélago de São Pedro e São Paulo possui resultados interessantes em relação à cnidofauna onde foram relatadas inicialmente 19 espécies, aumentando para 24 em Amaral et al. (2002b; 2006b; 2010).

Acerca dos cnidários dos recifes costeiros de Pernambuco, os mesmos totalizam 15 espécies pertencentes à Ordem Scleractinia - corais (MAYAL et al., 2002a), 48 espécies de hidrozoários, sendo 45 (hidróides e medusas) e três espécies de hidróides calcários (AMARAL, 1997; MAYAL, 2002b). Já a Ordem Octocorallia é composta por cinco espécies (PÉREZ, 2002) e a Ordem Actiniaria por 17 (GOMES, 2002). Totalizando 85 espécies de cnidários para Pernambuco. Ainda em relação a recifes pernambucanos, Neves et al. (2002) realizaram um inventário de corais e zoantídeos de São José da Coroa Grande (PE), citando nove espécies de corais e quatro de zoantídeos.

As agressões aos recifes costeiros são resultados dos efeitos sinérgicos da eutrofização das águas associada à poluição de esgotos domésticos, altas taxas de sedimentação e turbidez, o aquecimento superficial das águas, além disso, os ecossistemas recifais são ameaçados pela ocorrência de eventos de branqueamento (mudança de fase) e doenças dos corais (LEÃO et al., 2010; ANTHONY et al., 2011; MAYNARD et al., 2011).

Outro problema ambiental significativo é o branqueamento dos corais, devido à perda de dinoflagelados simbiotes (chamados zooxantelas) ou dos pigmentos fotossintetizantes destes, em invertebrados marinhos, especialmente os corais escleractínios (GLYNN, 1998; COSTA et al., 2005; MUNDAY et al., 2009; BELLANTUONO et al., 2012).

Nas últimas décadas, o aumento da temperatura dos oceanos tem causado o branqueamento de corais em escala global, colocando em risco os recifes. A temperatura nos trópicos aumentou cerca de 1°C nos últimos 100 anos, levando os corais a viverem próximos do seu limite térmico, pois as zooxantelas, que estão associadas ao seu tecido, são organismos com exigências ecológicas sensíveis, fornecedores de nutrientes essenciais ao metabolismo do hospedeiro e que auxiliam bastante na fixação do carbonato de cálcio (WESTMACOTT et al., 2000; COSTA et al., 2001; AMARAL et al., 2006a; ANTHONY et al., 2011), além de reciclar nutrientes como fósforo e nitrogênio (MUSCATINE, 1990; FITT et al., 1993; STAT, 2006; SEBASTIÁN et al., 2009; COKER et al., 2012).

O referido problema é uma das principais ameaças à vida nos recifes (COSTA et al., 2001; BARTON & CASEY, 2005; MUNDAY et al., 2009; BELLANTUONO et al., 2012). Além de prejudicar o desenvolvimento do coral, o branqueamento também compromete a reprodução do animal (BRUNO, 2001; BARTON & CASEY, 2005; SAMMARCO et al., 2006; COX, 2007).

Leletkin (2002) observou que quatro causas possíveis ocasionam a perda das zooxantelas: bactérias causando infecções, intoxicação de zooxantelas por resíduos metabólicos, fotodestruição do animal e das zooxantelas e o branqueamento adaptativo.

Sobre essa última hipótese, a idéia de um equilíbrio da comunidade que interage com o ambiente é um achado que realça a importância potencial do branqueamento adaptativo, este fenômeno é um dos motivos responsáveis pelo retorno das cepas de zooxantelas ao coral, ou ainda podem ser de outras espécies que venham a entrar no tecido do animal, após as condições ambientais voltarem à normalidade (FAUTIN & BUDDEMEIER, 2004; PANDOLFI, 2011).

Muller et al. (2008) estudaram a temperatura como principal fator para o aumento da susceptibilidade do coral *Acropora palmata* a infecções causadas por fungos e bactérias, fazendo com que ocorresse secundariamente um branqueamento agudo.

O branqueamento é um fenômeno conhecido a bastante tempo, existem registros desde 1870 (GLYNN, 1993), mas o primeiro caso amplo foi estudado em 1979 e ocorreu praticamente em todos os trópicos. Na década de 90, Glynn (1991) estudou um branqueamento extenso que ocorreu no planeta, tendo observado que o evento sempre ocorre depois de períodos de aumento excessivo das temperaturas. A qualidade da água também é essencial para o manejo dos ecossistemas aquáticos costeiros, o que exige uma identificação dos agentes estressantes sobre a comunidade recifal, realizando uma avaliação dos dados hidrológicos pretéritos. As atuais condições hidrológicas podem indicar a influência dos aportes continentais e das atividades antrópicas, e a dinâmica que controla a variação destes fatores nas comunidades recifais.

Segundo Clemente et al. (2011) e Mora & Sale (2011), que citam que as mudanças climáticas relacionadas aos fenômenos extremos de aumento de temperatura global, possivelmente influenciam em mudanças morfológicas. De fato, o branqueamento (perda de dinoflagelados simbiotes – zooxantelas – ou dos pigmentos fotossintetizantes destes, em invertebrados marinhos, especialmente os corais

escleractínios) é uma das ameaças mais frequentes aos ambientes recifais (LEÃO et al., 2009).

Aproximadamente 60% a 98% dos carboidratos usados na nutrição dos cnidários vêm destes organismos. O aumento da temperatura, poluição e da quantidade de nutrientes na água do mar têm sido os principais fatores responsáveis pelo branqueamento em massa em diversos recifes do mundo, tornando esses organismos bioindicadores qualitativos de parâmetros ambientais (MIGOTTO, 1997; GLYNN, 1998; LEÃO & DOMINGUEZ, 2000; FAUTIN & BUDDEMEIER, 2004; COSTA et al., 2004, 2005; MUNDAY et al., 2009; BELLANTUONO et al., 2012).

Os eventos de branqueamento registrados no Brasil foram: no litoral de São Paulo em 1993 a 1994, no litoral Norte do Estado da Bahia em 1998, duas ocorrências em Abrolhos no Sul da Bahia em 1994, e em 1997 a 1998 (MIGOTTO, 1997; CASTRO & PIRES, 1999; DUTRA et al., 2000; COSTA et al., 2001; LEÃO et al., 2003), em Pernambuco, Costa et al. (2001) foram os pioneiros no estudo do branqueamento relacionado às zooxantelas na Praia de Gaibu no litoral Sul em 1996.

Em 2006, foi observado branqueamento em massa dos corais e hidróides calcários no Parcel do Manuel Luiz (MA) (AMARAL et al., 2007, 2006). Devido à crescente ocorrência destes eventos, faz-se necessária a implantação de áreas de manejo e conservação dos nossos ecossistemas costeiros, visando à manutenção e monitoramento destes ambientes.

Como ajuda para o monitoramento dos eventos de branqueamento, cientistas da Universidade de Queensland na Austrália criaram técnicas de visualização rápida de identificação desse fenômeno, como é observado no trabalho de Leiper et al. (2009), onde os autores avaliam a saúde dos corais através de um cartão de cor (Coral Health Chart).

Segundo Siebeck et al. (2006), este método de verificação da saúde do coral é economicamente viável, rápido e não degrada o ambiente, podendo avaliar o estado de branqueamento dos corais. Essa técnica é realizada a partir da observação visual e oferece uma ampla análise da vida do animal. Ainda de acordo com esses autores, através do uso do cartão de cor é possível identificar o grau de saúde, estimar a densidade populacional das zooxantelas e os níveis de pigmentos fotossintetizantes presentes no tecido do escleractínios (SIEBECK et al., 2006; TEYMOUR & SANJANI, 2010).

Outras ameaças aos recifes do mundo são as doenças de corais que foram relatadas inicialmente em 1970, sendo registrados estágios de degradação do tecido de corais, e diagnosticados padrões saudáveis e não saudáveis, mas apenas a partir dos anos 1980 estas alterações foram reconhecidas como doenças. Atualmente estas representam a principal causa da perda da cobertura coralínea em todo o mundo, tendo como importante fator a quantidade e a presença de alguns micro-organismos na água e as mudanças climáticas que podem ser responsáveis por parte das doenças apresentadas nos organismos marinhos (principalmente corais), pois além de aumentar a proliferação de micro-organismos causadores de patógenos enfraquecem os animais, devido a eles já viverem em uma situação de máxima tolerância térmica (AMARAL & COSTA, 1998; LAFFERTY et al., 2004; WARD et al., 2007; SUTHERLAND, 2011).

Em termos de estudos da saúde dos ecossistemas recifais do Brasil, relatos atuais mostram algumas anomalias/ síndromes/ doenças sofridas por alguns cnidários na costa do Estado de Pernambuco, da Paraíba e da Bahia no litoral nordestino (AMORIM, 2009; CAVALCANTE, 2011; FRANCINNI-FILHO et al., 2008), porém são necessárias mais investigações sobre esse tema.

Devido à crescente ocorrência dos eventos de branqueamento e a mudança rápida na dinâmica de organismos em um ambiente recifal, faz-se necessária a implantação de áreas de manejo e conservação dos nossos ecossistemas marinhos, visando à manutenção e monitoramento destes ambientes. Em face aos problemas citados, várias técnicas de monitoramento em ambientes recifais vêm sendo empregadas mundialmente e aplicadas visando um melhoramento do estado de conservação dos ecossistemas marinhos, bem como a manutenção e uso adequado dos recursos do mar (WILKINSON, 2006; VERON et al., 2009).

Objetivando a conservação dos ambientes costeiros e de ilhas oceânicas e os benefícios que os mesmos apresentam, é relevante o desenvolvimento de pesquisas que visem o monitoramento, sensibilização da comunidade que utilizam os mesmos, evitando o declínio dos organismos destes ecossistemas.

A criação de unidades de conservação marinhas também é um passo essencial na proteção dos ecossistemas marinhos. Entretanto, a distribuição das mesmas ainda não é regular no Brasil, deixando extensas áreas totalmente desprotegidas em muitos estados; como por exemplo, podemos apontar a área de aproximadamente 600 km entre o Arquipélago dos Abrolhos - BA e a Reserva Extrativista Marinha de Arraial do Cabo - RJ, criada em 1997 (PRATES, 2006).

Nesse contexto, diversas pesquisas apontam que os esforços conservacionistas deveriam focar seus estudos e serem direcionados a proteger e conservar ambientes considerados como “corredores”, como, por exemplo, manguezais, bancos de fanerógamas marinhas, recifes rasos e recifes da zona mesofótica (BOTSFORD et al., 2003; LUBCHENCO et al., 2003).

No Brasil, foi criada a APA Costa dos Corais no ano de 1997, a maior unidade de conservação marinha brasileira, que abrange 135 Km da costa pernambucana e alagoana, sendo de grande importância ecológica, científica e social (MAIDA & FERREIRA, 2006; STEINER et al., 2006). Porém, a implantação de reservas ou parques marinhos é uma experiência relativamente nova no Brasil. O conhecimento científico ainda é muito escasso e a necessidade de preservação da biodiversidade recifal e gerenciamento dos recursos pesqueiros são urgentes. Outro fator importante na conservação dos ecossistemas marinhos são as políticas públicas nacionais e os regimes internacionais específicos.

Ademais, apesar da importância do estudo da distribuição dos organismos bentônicos e branqueamento em ambientes recifais, pesquisas que objetivem descrever e averiguar estas relações e padrões ecológicos são raras em ilhas oceânicas brasileiras, como no caso do Atol das Rocas (Fig. 01).

Figura 01 - Vista aérea do Atol das Rocas (Fonte: Força Aérea Brasileira).



A referida localidade representa o único atol do Oceano Atlântico sul e tem importância ecológica fundamental, por possuir alta produtividade biológica e por ser uma significativa zona de abrigo, alimentação e reprodução de diversas espécies animais, tendo sido decretada a primeira Reserva Biológica Marinha do Brasil, em 05 de junho de 1979 (PÁDUA & COIMBRA-FILHO, 1979; ECHEVERRÍA & PIRES, 1997; KIKUCHI & LEÃO, 1997; CANDISANI, 2002; PRATES, 2006; SOARES, 2009).

Apesar de a sua classificação ser conhecidamente polêmica, o Atol das Rocas se enquadra na descrição de um recife coral-algal, possuindo uma história geológica recente (SOARES, 2009; 2011). Foi descrito primeiramente por Andrade (1959) como um platô recifal com uma laguna e algumas piscinas, e apresentando cálices remanescentes e o arenito de praia em uma das ilhas (KIKUCHI, 1994; KIKUCHI & LEÃO, 1997; GHERARDI & BONSENCE, 1999; SOARES, 2009).

Existem, hoje, diversas pesquisas sendo realizadas no Atol. Entretanto, quanto ao levantamento de cnidários, apenas Echeverria & Pires (1997) desenvolveram um estudo específico e encontraram um total de 20 espécies de cnidários para Rocas, contrastando com um número de 24 no pequeno Arquipélago de São Pedro e São Paulo-RN (AMARAL et al., 2002, 2006, 2009) e 57 em Fernando de Noronha - PE (AMARAL et al., 2009). Pesquisas que relacionem o branqueamento dos corais e de outros cnidários com a zonação faunística no entorno desta localidade, uma comparação deste fenômeno e a distribuição de espécies serão registros pioneiros.

O Atol das Rocas poderá servir como uma região controle no estudo do branqueamento das colônias, variação morfológica das espécies de corais, hidróides calcários e zoantídeos e na distribuição faunística nos recifes brasileiros, visto que esta localidade se encontra isolada e com baixa interferência da ação do homem (KIKUCHI, 1994).

OBJETIVOS

Objetivo Geral

- Estudar a distribuição e estrutura das associações de corais, nas piscinas do topo recifal do Atol das Rocas- RN e descrever o fenômeno de branqueamento nas colônias ao longo do Atol.

Objetivos específicos

- ✓ Descrever a estrutura das principais associações de macrobentos, nas piscinas do topo recifal do Atol das Rocas- RN;
- ✓ Relacionar a estrutura espacial encontrada com os parâmetros ambientais obtidos;
- ✓ Relacionar as características das colônias (tamanho médio das colônias de corais, observados) e dos fatores ambientais observados com o fenômeno de branqueamento;
- ✓ Verificar se há ocorrência do branqueamento e sob quais condições do recife esse fenômeno é mais intenso nas colônias de corais;
- ✓ Observar se há diferença temporal nos padrões de branqueamento.

HIPÓTESES

- As associações de macrobentos variam significativamente nas diferentes regiões do recife de acordo com as características das piscinas;
- Colônias com maior grau de branqueamento são as que se encontram nas piscinas em condições ambientais mais críticas;

MATERIAIS E MÉTODOS

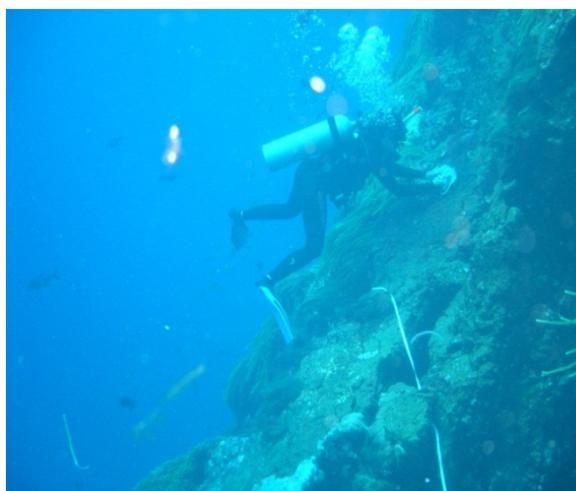
O estudo foi realizado nos ambientes recifais do Atol das Rocas-RN, localizado a aproximadamente 267 Km da cidade de Natal - RN e 148 Km do Arquipélago de Fernando de Noronha - PE, nas coordenadas: 3°51'30" de Latitude S e 33°49'29" de Longitude W.

Foram realizadas cinco expedições de pesquisa para o local do estudo (entre outubro de 2011 e janeiro de 2013), objetivando a realização dos transectos para averiguar a cobertura dos recifes das localidades, com o intuito de registrar e identificar as espécies de corais, zoantídeos e hidróides calcários.

Através de mergulhos autônomos e livres foi analisada a distribuição dos organismos e formações coralíneas das piscinas (Fig. 02). Os mergulhos foram realizados sempre durante o dia e em condições favoráveis de tempo e correntes marítimas. Para o estudo da diversidade bentônica associada, as piscinas foram amostradas em três seções (base, meio e topo), cada uma com três transectos de 10 metros, em um total de 9 transectos em cada uma das 20 piscinas do Atol, resultando um total de 180 transecções.

Foram utilizadas 17 espécies de organismos ou grupos funcionais para descrever a estrutura macrobêntica das piscinas do topo recifal do atol das Rocas: SS – *Siderastrea stellata*, ZA – *Zoanthus* sp., AR – Alga frondosa, SED – Sedimento, AL – Alga filamentosa, AC – Alga calcária, ESP – Esponja, PO – Poliqueta, ML – Molusco vermetídeo, PA – *Poritesastreoides*, ASC – Ascídia, BR – Briozoário, MC – *Montastraea cavernosa*, MH – *Mussismilia hispida*, PB – *Porites branneri*, FG – *Favia grávida*, MD – *Madracis decactis*.

Figura 02 - Amostragem por transectos através de mergulho autônomo no Atol das Rocas.



Também foram realizadas as medições de todos os organismos ao longo de transecções de dez metros de comprimento por três metros de largura dispostas, aleatoriamente em quatro pontos, nas bordas e formações coralíneas das principais piscinas (Fig. 03). Os dados foram anotados em placas de PVC com auxílio de lápis e transcritos em caderno de campo e encaminhados para o Laboratório.

Figura 03 - Amostragem por transectos através de mergulho autônomo, em uma piscina rasa no Atol das Rocas.



Para as medições das colônias também foi utilizada uma trena milimetrada e os dados anotados em placa de PVC.

Para a avaliação do branqueamento também foi utilizado o método “Coral-watch” (Fig. 04), onde é usado o cartão de gradiente decoloração “Coral Health Chart” que varia de 1 (branco) a +6 (variante de cor específica) (SIEBECK et al, 2006; TEYMOUR & SANJANI, 2010). Para verificação da variação da coloração dos corais os dados foram coletados em separados por quatro trimestres variando de acordo com a sazonalidade e itempéries características de cada estação do ano do Atol das Rocas: Trimestre 1- Ventos fortes a Barlavento; trimestre 2- Sol, vento e temperaturas amenas; trimestre 3- estação das chuvas; trimestre 4- Ventos fortes a sotavento e alta incidência de ‘swells’.

Figura 04 - Coleta de dados de branqueamento de corais no Atol das Rocas.



Os valores de branqueamentos das colônias adaptados do ‘Coral Chart’ foram considerados de acordo com a Tabela 01, como dados contínuos pois segundo Siebeck et al (2006) há uma relação linear entre a população de simbiontes por cm^2 no tecido de coral e as categorias de colônias:

Tabela 01 - Grau e categorias de branqueamento das colônias de coral.

Valor	Categoria
0	Muito branqueado
0,5-1,5	Branqueado
1,5-2,5	Clareado
2,5-3,5	Palido
3,5-4,5	Saudável
4,5-6	Muito Saudável

A vantagem desse método é que não é necessária a coleta do organismo para a análise do branqueamento, avaliando o grau de branqueamento através da comparação do gradiente de decoloração do cartão e do coral levando em consideração também a luminosidade do ambiente (SIEBECK et al, 2006; LEIPER et al., 2009; TEYMOUR & SANJANI, 2010).

As piscinas foram classificadas em relação à dimensão, posição no Atol, presença de canais e batimetria. Em cada uma, foram observadas 50 colônias de *Siderastrea stellata* e 50 de *Porites astreoides*, 15 colônias de *Favia gravida* e 5 colônias de *Mussismilia hispida* e *Montastraea cavernosa*, em cada piscina onde é usado o cartão de gradiente de coloração ‘Coral-chart’ as colônias foram monitoradas a

cada trimestre durante o período de um ano (SIEBECK et al, 2006; TEYMOUR & SANJANI, 2010).

Para fins comparativos de perfis ecológicos das localidades, as piscinas foram divididas em categorias (Fig. 05) e brevemente descritas na tabela a seguir (Tab. 02): Piscinas rasas de costa recifal (PRC) - Naufrágios, Porites, Zulu, Rocas; Piscinas profundas de costa recifal (PPC) – Cemitério, Cemiteriozinho, Tartarugas; Piscinas rasas de plataforma recifal (PRP) – Donzelinha, Garoupinha, Mapas, Farol I; Piscinas profundas de plataforma recifal (PPP) – Salãozinho, Âncoras, Abrolhos; Piscinas rasas com canais externos (PRE) – Farol II, Podes Crer, Dos Nove e Piscinas profundas com canais externos (PPE) - Fendas, Barreta Falsa, Salão.

Figura 05 - Localização das piscinas amostradas do Atol das Rocas. Onde: PRC – em vermelho, PPC – em laranja, PRP – em rosa, PPP – em branco, PRE – em amarelo e PPE – em preto.

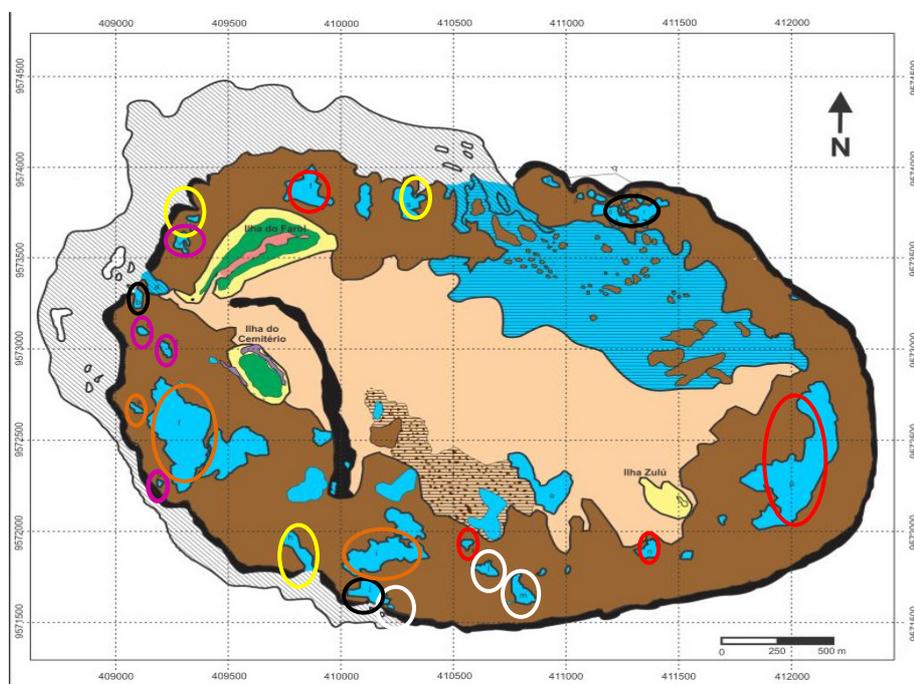


Tabela 02 - Descrição das piscinas amostradas do Atol das Rocas.

Piscinas	Categoria	Profundidade Média	Médiade profundidade da categoria	Posição no anel recifal	Tipo de fundo	Impacto de ondas
Naufrágios	PRC	1,1	1,8	NO	Arenoso	não
Porites	PRC	1,9	1,8	S	Arenoso	não
Zulu	PRC	2,1	1,8	SE	Arenoso	não
Rocas	PRC	2,1	1,8	L	Arenoso	não
Cemitério	PPC	3,9	3,9	O	Arenoso, rochoso	não
Cemitériozinho	PPC	4,2	3,9	O	Arenoso, rochoso	não
Tartarugas	PPC	3,6	3,9	S	Arenoso.	não

					rochoso	
Donzelinha	PRP	1,8	2,2	O	Arenoso	não
Garoupinha	PRP	2,2	2,2	O	Arenoso	não
Mapas	PRP	2,3	2,2	SO	Rochoso	sim
					Arenoso,	
Farol I	PRP	2,4	2,2	NO	rochoso	sim
Salãozinho	PPP	3,2	3,7	S	Rochoso	sim
					Arenoso,	
Âncoras	PPP	4,1	3,7	S	rochoso	não
Abrolhos	PPP	3,7	3,7	S	Arenoso	não
Farol II	PRE	2,9	2,7	NO	Rochoso	sim
Podes Crêr	PRE	2,5	2,7	SO	Rochoso	sim
Dos 9	PRE	2,6	2,7	N	Arenoso	sim
Fendas	PPE	6,1	6,1	NE	Arenoso	sim
					Arenoso,	
Salão	PPE	7,1	6,1	S	rochoso	sim
Barreta Falsa	PPE	5,2	6,1	O	Rochoso	sim

Ainda em campo, foram aferidas variáveis ambientais como: temperatura e salinidade.

Para verificar se ocorreram diferenças na composição da comunidade e no grau de branqueamento das colônias de corais nas diferentes piscinas com diferentes condições ambientais foram realizados testes de normalidade e dependendo do caso, testes paramétricos ou não paramétricos, também com os índices de diversidade, equitabilidade e riqueza obtidos.

Os dados de área das colônias das espécies de corais do presente estudo foram testados quanto a normalidade com o teste de Komolgorov-Smirnov. Como não apresentaram distribuição normal, foram utilizados testes não paramétricos. A ANOVA Kruskal-Wallis foi usada para avaliar se havia diferenças entre a área das colônias de corais e os diferentes tipos de piscinas observados. Quando houve diferenças, foram realizadas comparações múltiplas com o Teste de Mann-Whitney, com a correção de bonferroni. As análises foram usadas com o nível de significância de 5%.

Diferenças nas estruturas das associações encontradas e nas características das colônias foram analisadas utilizando um coeficiente de associação (e.g. BrayCurtis) para fazer a matriz de similaridade.

Foram utilizados os programas PRIMER 6 for Windows e STATISTICA 7 for Windows para a realização das análises.

ESPÉCIES DE CORAL MONITORADAS

Siderastrea stellata Verrill, 1868.

O coral *Siderastrea stellata* pertence à Família Siderastreidae (VAUGHAN & WELLS, 1943). Possui similaridade superficial com *Siderastrea radians*. Ela é uma espécie zooxantelada e colonial. É morfologicamente formada por coralitos arredondados e rasos. A columela consiste de um ou muitos grânulos (HETZEL & CASTRO, 1994).

A espécie *Siderastrea stellata* (Fig. 06) é caracterizada por formar colônias maciças, podendo ser achatadas, incrustantes, esféricas e hemisféricas. Seus cálices são hexagonais, arredondados e profundos. A columela geralmente papilosa sólida ou levemente trabecular, e os septos são denteados ao longo da margem (MARQUES, 2006).

Figura 06 - Coral *Siderastrea stellata*. em uma piscina natural da Reserva Biológica Atol das Rocas- RN.



O aspecto da colônia varia de acordo com a profundidade, em águas rasas apresenta coloração avermelhada e são colônias geralmente pequenas, arredondadas e profundas; já em maiores profundidades possuem coloração amarelada, são maiores e com cálices pouco profundos (VERON, 2000; NEVES *et al.*, 2002; SANTOS, 2003).

Favia gravida Verrill, 1868.

Esta espécie endêmica do Brasil é uma espécie zooxantelada e colonial. É morfológicamente formada por coralitos largos, desiguais em comprimento e altura, septos do primeiro e segundo ciclo aproximadamente iguais, com muitos dentes serrilhados, e columela pouco desenvolvida (AMARAL & RAMOS, 2007).

Favia gravida (Fig. 07) é caracterizada por formar colônias sólidas, incrustantes ou hemisféricas, com uma epiteca forte, cálices arredondados ovais e frequentemente meandróides, com septos em quatro ciclos completos, medindo em geral menos de dez centímetros (LABOREL, 1970).

Figura 07 - Imagem da colônia do coral *Favia gravida* em uma piscina natural da Reserva Biológica Atol das Rocas- RN.



Trata-se de uma espécie tolerante às variações de maré baixa, ocorrendo inclusive em regiões próximas às desembocaduras de rios. Pode ocorrer desde a zona entre marés ou ainda em recifes em franja imersos. É comum a presença de *Favia gravida* em poças de maré ou em áreas submersas rasas e muito iluminadas. Cresce em substratos horizontais e verticais, com preferência pelos primeiros. O número de colônias diminui à medida que aumenta a profundidade. A coloração varia entre o marrom claro e o amarelo claro, sendo que muitas vezes os pólipos são verdes (AMARAL, 1991; AMARAL & RAMOS, 2007).

Montastraea cavernosa (Linnaeus, 1767)

Montastraea cavernosa (Fig. 08) é um coralcolonial, pertencente à família Faviidae. A sua área de distribuição situa-se nos mares que banham do Golfo do México

até o Rio de Janeiro no Brasil. Normalmente adquire a forma e aspecto de grandes e maciças rochas, desenvolvendo-se, por vezes, com a forma de pratos. Os pólipos têm o comprimento de um polegar humano, encontrando-se completamente abertos durante a noite. É morfologicamente formada por coralitos largos, similares em comprimento e altura, septos do primeiro e segundo ciclo aproximadamente iguais, com poucos dentes serrilhados e columela bastante desenvolvida (AMARAL, 1994; VERON, 2000).

Figura 08 - Coral escleractínio *Montastraea cavernosa* em uma piscina natural da Reserva Biológica Atol das Rocas- RN.



Esta espécie de coral por vezes apresenta uma coloração vermelha ou laranja fluorescente durante o dia; recentemente descobriu-se que esta tonalidade deve-se à presença de ficoeritrina, uma proteína presente em cianobactérias. Ao que parece, este coral, além das zooxantelas simbióticas, abrigam uma grande quantidade de cianobactérias endocelulares, provavelmente como forma de facilitar a fixação denitrogênio (AMARAL, 1994).

Esta espécie de coral apresenta uma plasticidade na forma das colônias, onde as colônias situadas na frente recifal ou em áreas com grande hidrodinamismo são lamelares, formando pequenos platôs ou são incrustantes, enquanto que as observadas na costa recifal ou em piscinas apresentam crescimento de forma globular ou maciça (AMARAL, 1994).

Porites astreoides Lamarck, 1816.

O coral *Porites astreoides* (Fig. 09) pertence à Família Poritidae (Gray, 1842). Possuem uma similaridade *Porites branneri* (LABOREL, 1969; ROOS, 1971; ZLASTARSKI e ESTALELLA, 1982). A espécie é zooxantelada e colonial. A superfície é usualmente grumosa, mas é algumas vezes suave ou nodular. Tentáculos são comumente estendidos durante o dia (COLIN, 1978; HUMANN, 1993).

Figura 09 - Imagem do coral escleractínio *Porites astreoides* em uma piscina da Reserva Biológica Atol das Rocas- RN.



Esta espécie é caracterizada por formar colônias maciças, com formato mais ou menos esférico, além de apresentar protuberâncias naturais. Os coralitos são ceriíodes, sendo circulares, pequenos, densamente agrupados e a columela porosa. Possui coloração amarelada e algumas vezes esverdeada (MARQUES, 2006).

Mussismilia hispida Verrill, 1902

Taxonomicamente o coral *Mussismillia hispida* (Fig. 10) pertence à Família Mussidae. Tem similaridade com o coral *Mussismillia braziliensis* de acordo com LABOREL (1969). Esta é uma espécie zooxantelada e colonial. É morfologicamente formada por septos arredondados, grânulos como denticões (HETZEL & CASTRO, 1994).

A espécie *Mussismilia hispida* é caracterizada por formar colônias maciças de formato hemisféricas, geralmente baixas. Seus coralitos são ceróides, apresentando-se justapostos. Columela esponjosa e bem desenvolvida (MARQUES, 2006).

A coloração da espécie varia podendo ser marrom e cinza, usualmente com diferenças nas cores das paredes e centros do coralito (HETZEL & CASTRO, 1994).

Figura 10 - Coral escleractínio *Mussismilia hispida* em uma piscina da Reserva Biológica Atol das Rocas-RN.



RESULTADOS

Foram identificadas 17 espécies de organismos e grupos funcionais na descrição da estrutura macrobentônica das piscinas do topo recifal do atol das Rocas, com predomínio de algas filamentosas (59%) e algas frondosas (14%). Estes dois grupos com altíssima frequência de ocorrência, 100 e 86% respectivamente; apenas *Madracis decactis* foi rara, todos os outros descritores ocorreram em mais de 10% das amostras (Tab. 03).

A riqueza por transecto (Fig. 11) variou de 3 a 13 organismos ($\bar{x} = 7,7$; $\bar{s} = 2,1$). As piscinas rasas externas, que tiveram profundidade média em torno de 3 m, apresentaram riqueza significativamente menor ($F_{(5, 174)}=5,586$, $p=0,00008$) que as piscinas PRC, PPE e PPP (fig. 06). Apesar desta diferença, os grupos dominantes em todas as piscinas foram as algas filamentosas e frondosas, com a terceira espécie variando entre as categorias de piscinas: esponjas, algas calcárias e *Siderastrea stellata* podendo esta variação na dominância estar relacionada à diferença hidrodinâmica e batimétrica existente entre os ambientes (Tab 2).

A análise de escalonamento multidimensional (MDS) apresentou alto stress (0,21) e pouca diferença entre as categorias de piscinas considerando a profundidade (Fig. 12A), ou não (Fig. 12B). O teste ANOSIM (Tab. 04) apresentou diferença significativa (0,1%) entre as piscinas PRC, PPC, PRP, PPP, PRE e PPE, mas com pouco poder explicativo ($R=0,114$).

Tabela 03 - Abundância relativa dos organismos e grupos funcionais das piscinas do Atol das Rocas e frequência de ocorrência (F.O.). Piscinas rasas de costa recifal (PRC), Piscinas profundas de costa recifal (PPC); Piscinas rasas de plataforma recifal (PRP), Piscinas profundas de plataforma recifal (PPP), Piscinas rasas com canais externos (PRE) e Piscinas profundas com canais externos (PPE)

Organismos	Abundância Relativa (%)	PPC	PPE	PPP	PRC	PRE	PRP	F.O. %
<i>Siderastrea stellata</i>	5,35	3,81	11,40	3,30	3,00	7,99	3,85	83,89
<i>Zoanthus sociathus</i>	2,05	0,22	1,76	1,06	1,93	4,36	2,75	50,00
Alga frondosa	14,28	12,47	11,07	18,52	5,50	24,61	15,92	85,56
Sedimento	1,47	1,54	1,03	1,03	2,23	1,32	1,43	33,33
Alga filamentosa	59,35	62,78	55,15	49,17	71,92	50,53	61,61	100,00

Alga calcaria	6,75	4,80	8,36	12,80	4,87	6,34	4,68	87,78
Esponja	4,99	6,31	4,44	7,99	3,91	2,82	4,87	81,11
Poliqueta	0,38	0,51	0,15	0,26	0,69	0,26	0,33	31,67
MoluscoVermetídeo	0,13	0,11	0,04	0,07	0,28	0,04	0,17	9,44
<i>Porites astreoides</i>	1,99	3,52	3,30	1,36	2,59	0,22	1,07	57,22
Ascidea	1,45	1,47	1,50	2,02	1,38	1,28	1,18	57,22
Briozoa	0,18	0,15	0,22	0,29	0,08	0,15	0,19	13,33
<i>Montastrea cavernosa</i>	0,81	0,84	1,03	0,92	0,44	0,07	1,46	20,00
<i>Mussismilia hispida</i>	0,28	0,48	0,26	0,62	0,22	0,00	0,14	21,11
<i>Porites branneri</i>	0,32	0,51	0,29	0,29	0,52	0,00	0,28	27,78
<i>Favia gravida</i>	0,17	0,11	0,00	0,29	0,47	0,00	0,08	11,11
<i>Madracis decactis</i>	0,05	0,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,67

Figura 11 - Riqueza média de organismos e grupos funcionais entre as categorias de piscinas. Barra vertical corresponde a intervalos de confiança de 95%.Números distintos indicam diferenças significativas (Teste de Scheffé).

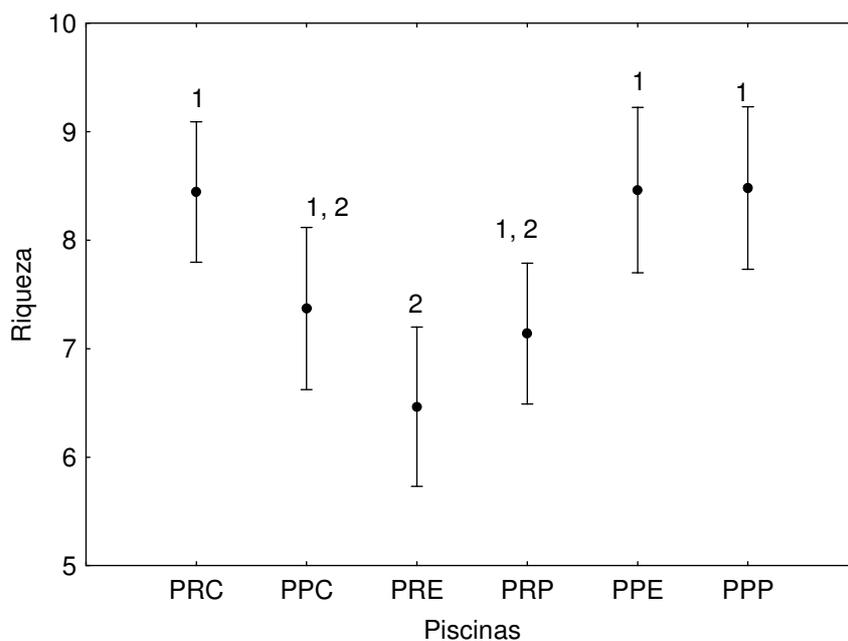
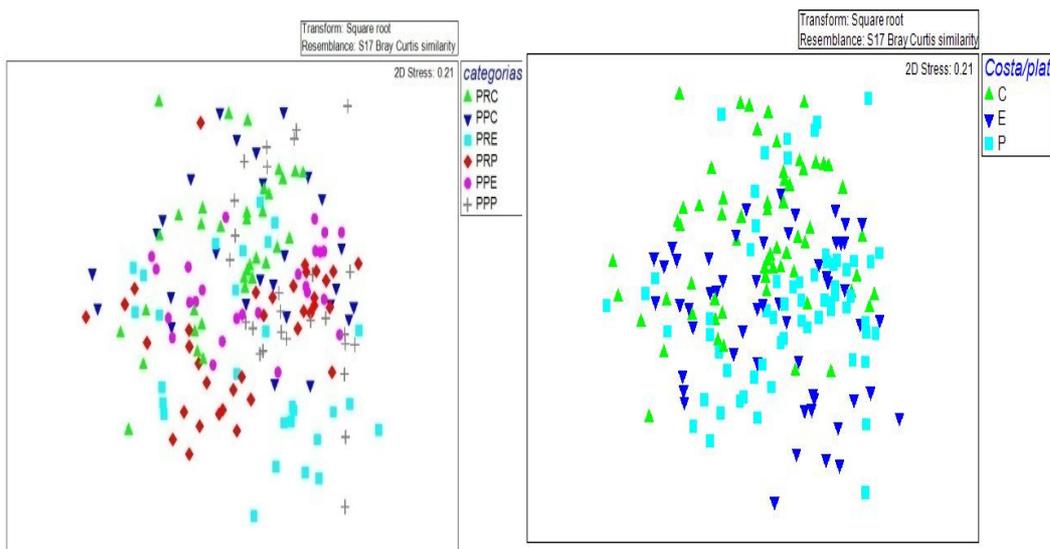


Figura 12 A e B - Escalonamento multidimensional das associações macrobênticas das piscinas do Atol das Rocas. Onde: Piscinas rasas de costa recifal (PRC), Piscinas profundas de costa recifal (PPC); Piscinas rasas de plataforma recifal (PRP), Piscinas profundas de plataforma recifal (PPP), Piscinas rasas com canais externos (PRE) e Piscinas profundas com canais externos (PPE); C – Piscinas da costa recifal, E – Piscinas com canais externos e P – Piscinas da plataforma recifal.



O Baixo valor explicativo de R pode ter várias explicações: pode indicar que foram vários parâmetros e condições ambientais que agiram diretamente sobre a distribuição de organismos na comunidade; que as variações encontradas são aleatórias; que processos biológicos (e.g., reprodução, recrutamento, interações biológicas) e perturbação foram distintos entre as piscinas.

Tabela 04 -Valores de 'R' e nível de significância calculados pelo teste ANOSIM. Onde: 1 – PRC, 2 – PPC, 3 – PRP, 4 – PPP, 5 – PRE, 6 – PPE.

ANOSIM Pairwise Tests

Groups	R Statistic	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
1, 2	0,071	1,8	Verylarge	999999	18295
1, 5	0,224	0,001	Verylarge	999999	11
1, 3	0,077	0,5	Verylarge	999999	5098
1, 6	0,075	1,5	Verylarge	999999	15334
1, 4	0,121	0,1	Verylarge	999999	1090
2, 5	0,24	0,0007	Verylarge	999999	6
2, 3	0,063	2,9	Verylarge	999999	29110
2, 6	0,159	0,02	Verylarge	999999	206
2, 4	0,086	0,4	Verylarge	999999	4343
5, 3	0,043	7,2	Verylarge	999999	72260
5, 6	0,168	0,03	Verylarge	999999	253
5, 4	0,256	0,0001	Verylarge	999999	0
3, 6	0,048	5,7	Verylarge	999999	56812
3, 4	0,087	1	Verylarge	999999	9663
6, 4	0,145	0,02	Verylarge	999999	184

Quando foi testado se houve diferença significativa entre as comunidades encontradas na base, meio e topo das piscinas, o mesmo resultado foi encontrado que o visto nas categorias de piscinas e parte anatômica do recife: o MDS apresentou alto stress (0,22) e pouca diferença específica entre as associações, baixo valor de 'R' (Fig. 13).

Houve sobreposição entre alguns transectos da base das piscinas com os do meio e das regiões superiores. Entretanto, a ANOSIM (Tab. 05) confirmou diferenças significativas entre as áreas. O teste ANOSIM também apresentou diferença significativa (0,001%) entre associações de organismos nas diferentes batimetrias da uma mesma piscina, mas com poder explicativo um pouco maior que o observado nas demais análises, mas ainda assim baixo ($R=0,325$). Este fator é evidente visto que as comunidades estabelecidas na base das piscinas sofrem interferências abióticas diferenciadas das comunidades localizadas em regiões mais distantes do substrato arenoso e mais expostas à ação de ondas.

Figura 13 - Escalonamento multidimensional das associações macrobênticas das piscinas do Atol das Rocas. Onde: 1 – Base da piscina, 2 – Meio da piscina e 3 – Topo da piscina.

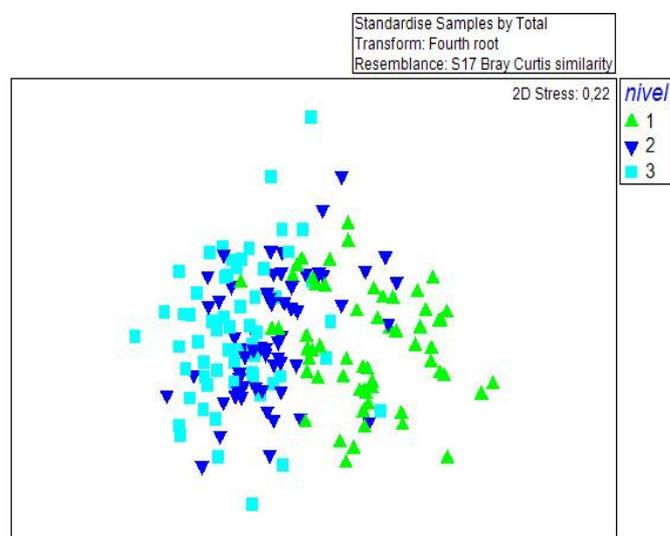


Tabela 05 - Valores de 'R' e nível de significância calculados pelo teste ANOSIM. Onde: 1 – Base da piscina, 2 – Meio da piscina e 3 – Topo da piscina.

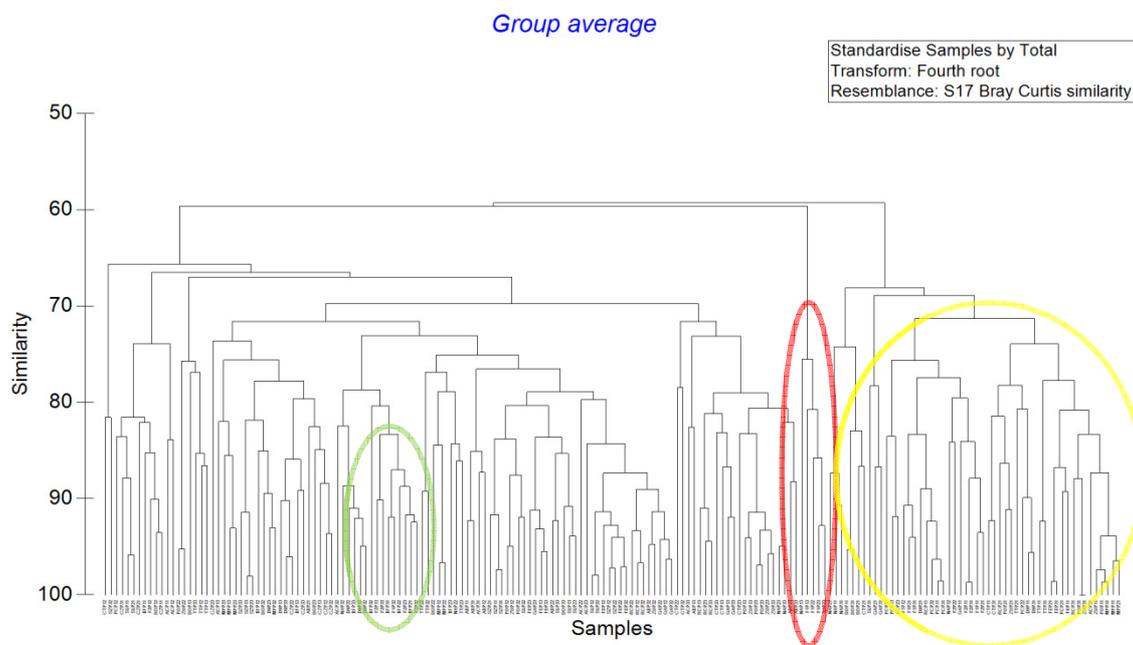
ANOSIM Pairwise Tests

Groups	R Statistic	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
1, 2	0,371	0,0001	Verylarge	999999	0
1, 3	0,53	0,0001	Verylarge	999999	0
2, 3	0,08	0,001	Verylarge	999999	9

A análise de dendrograma (Fig. 14) revelou uma separação das comunidades da base das piscinas em comparação com as presentes no meio e no topo cerca de 60%. Na mesma análise percebeu-se também um isolamento nos transectos da base da Piscina Farol I com cerca de 60% de diferenciação entre os demais e uma similaridade entre os transectos presentes no meio e topo das piscinas Farol I, Farol II e Barreta Falsa, estes

que se encontram na zona de arrebentação de ondas fortes durante o período de *swell* na localidade.

Figura 14 - Análise de similaridade baseada no Coeficiente de Bray-Curtis dos transectos realizados nas piscinas naturais do Atol das Rocas- RN. Onde: Em vermelho - Transectos da base da piscina Farol I, Em verde – Transectos do meio e topo do das piscinas Farol I, Farol II e Barreta Falsa, Em Amarelo – Transectos da base das piscinas.



Quanto ao tamanho das colônias de corais, os organismos variaram em tamanho de acordo com a posição dos indivíduos nas paredes das piscinas ou da zona anamórfica do anel recifal em que esta se encontrava (costa, plataforma ou com canais externos).

As áreas das colônias não variaram significativamente entre os transectos de uma mesma piscina e estão dispostas, em centímetros quadrados na Tabela 06, onde é possível observar o tamanho mínimo e máximo, a média geral, a mediana e o desvio padrão dos espécimes medidos em cada ambiente recifal estudado, um alto desvio padrão nos dados deveu-se pela grande quantidade de colônias de tamanho reduzido de todas as espécies em todas as piscinas.

As piscinas com canais externos (PRE e PPE) tiveram as maiores colônias de corais, enquanto as piscinas que apresentaram uma maior abundância de colônias com menor diâmetro foram as piscinas rasas (PRC e PRP) e da costa do anel recifal (PRC e PPC).

Tabela 06 -Área de cobertura dos corais das piscinas naturais do Atol das Rocas- RN, com o valor do tamanho mínimo e máximo das colônias, média, mediana e desvio padrão; os dados estão em centímetros quadrados.

Colônia	Colônia	Média cm ²	Mediana	Desvio
---------	---------	-----------------------	---------	--------

	menor cm ²	maior cm ²	cm ²	Padrão cm ²
<i>Siderastrea stellata</i>	0,25	9120	193,82	570,20
<i>Porites astreoides</i>	0,50	3087,5	115,66	197,21
<i>Porites branneri</i>	5	121	40,44	38,01
<i>Montastraea cavernosa</i>	114	58308	8492,24	13454,08
<i>Favia gravida</i>	0,50	148,5	15,18	19,70
<i>Mussismilia hispida</i>	4	155,25	84,74	80,89
<i>Madracis decactis</i>	7,50	1386	262,58	415,43

Das sete espécies de corais estudadas, *Siderastrea stellata*, *Porites astreoides*, *Porites branneri*, *Montastraea cavernosa*, *Favia gravida*, *Mussismilia hispida* e *Madracis decactis*, presentes nos transectos para a avaliação de tamanho, houve diferença significativa na área das colônias (ANOVA Kruskal-Wallis; $p < 0,005$) somente nas espécies *Siderastrea stellata* e *Porites astreoides*.

Os dados de significância de ‘p’ *Siderastrea stellata* e *Porites astreoides*, entre as categorias de piscinas, estão dispostos na tabela abaixo (Tab. 07). As demais espécies não obtiveram uma variação significativa de tamanho entre as piscinas ou estavam presentes somente em algumas localidades e no caso de *Madracis decactis*, estes foram local e espacialmente raros estando presentes apenas em um transecto na Piscina Cemitério.

Tabela 07 - Dados da significância de ‘p’ referente a diferença no tamanho das colônias de coral entre as categorias de piscinas no ambiente recifal do Atol das Rocas – RN.

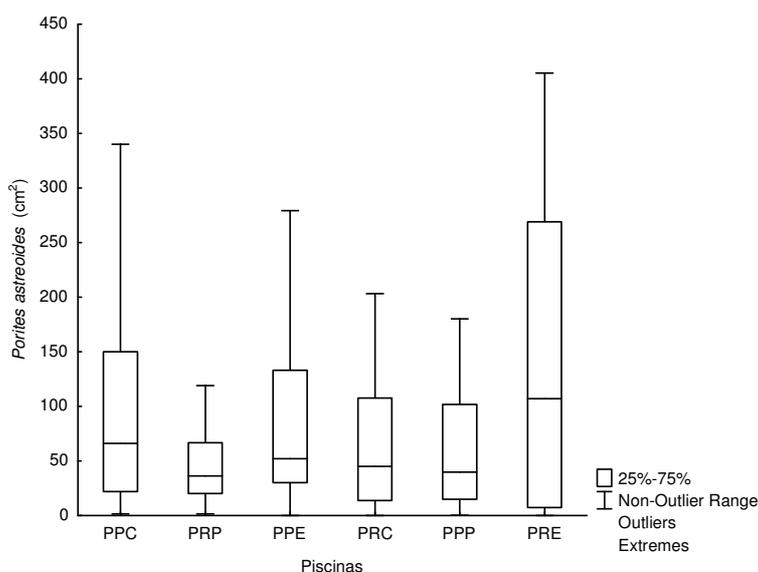
	Coral (cm²)	<i>S. stellata</i>	<i>P. astreoides</i>
PPC vs PRP	n.s.	n.s.	< 0,005
PPC vs PPE	n.s.	n.s.	n.s.
PPC vs PRC	< 0,0001	< 0,0001	< 0,005
PPC vs PRE	n.s.	< 0,001	n.s.
PPC vs PPP	< 0,0001	< 0,0001	n.s.
PRP vs PPE	n.s.	n.s.	n.s.
PRP vs PRC	< 0,0001	< 0,0001	n.s.
PRP vs PRE	n.s.	< 0,0001	n.s.
PRP vs PPP	n.s.	< 0,0001	n.s.
PPE vs PRC	< 0,0001	< 0,0001	n.s.
PPE vs PRE	n.s.	n.s.	n.s.
PPE vs PPP	< 0,0001	< 0,0001	n.s.
PRC vs PRE	< 0,0001	< 0,0001	n.s.
PRC vs PPP	< 0,0001	< 0,0001	n.s.
PRE vs PPP	< 0,0001	< 0,0001	n.s.

O tamanho das colônias de *Porites astreoides* foram significativamente diferentes (ANOVA Kruskal-Wallis $p < 0,05$) entre as piscinas profundas da costa recifal e as piscinas rasas sem canais externos. O gráfico a seguir (Fig. 15) apresenta a variação média das colônias entre as categorias de piscinas da referida espécie, e aponta os

indivíduos das piscinas com canais externos, os com maiores dimensões espaciais no ambiente.

O curioso nestes últimos dados apresentados é existir uma diferença significativa (ANOVA Kruskal-Wallis $p < 0,05$) entre o tamanho de colônias de uma mesma espécie sob zonas recifais aparentemente semelhantes. No entanto, esta diferença pode ser justificada pela alta batimetria das piscinas da categoria PPC que podem ter favorecido o desenvolvimento a longo prazo destas colônias, onde em piscinas rasas o alto stress estabelece um estado de resiliência constante ao ambiente coralino ocasionando comumente a presença de colônias menores como foi observado nas piscinas de categoria PRC e PRP.

Figura 15 - Tamanho médio das colônias de *Porites astreoides* encontrados nas piscinas do ambiente recifal do Atol das Rocas – RN. ONDE: PRC- Piscinas rasas de costa recifal, PPC - Piscinas profundas de costa recifal, PRP- Piscinas rasas de plataforma recifal, PPP - Piscinas profundas de plataforma recifal, PRE - Piscinas rasas com canais externos e PPE - Piscinas profundas com canais externos.

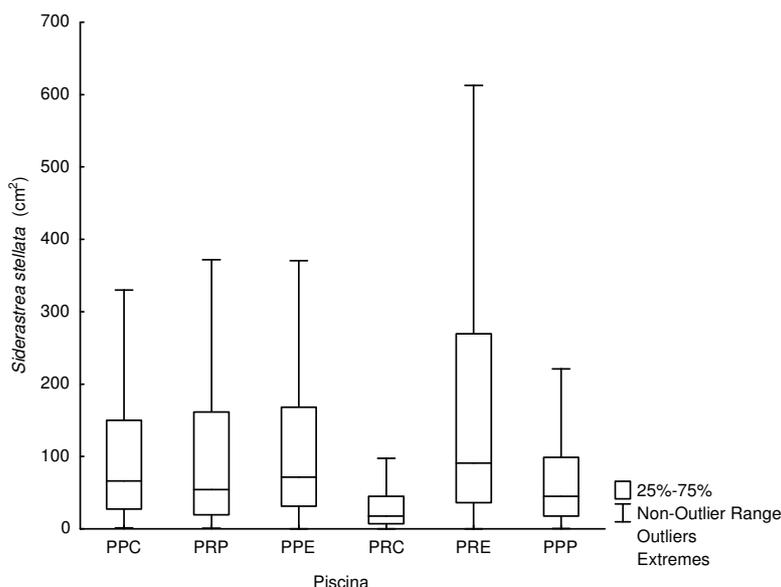


Os corais *Siderastrea stellata* apresentaram as maiores variações de tamanhos entre as colônias e as principais diferenças significativas no tocante as categorias de piscinas (ANOVA Kruskal-Wallis $p < 0,0001$), com colônias variando de menos de 1 cm^2 até vários metros quadrados, o gráfico que mostra a diferença entre as categorias (Fig. 16) teve seus 'outliers' desconsiderados devido a difícil visualização caso estes fossem mantidos.

Os maiores corais desta espécie ocorreram nas piscinas da categoria PRE, provavelmente devido a estabilidade desta categoria de piscina e a troca constante de

água neste tipo de microambiente. As piscinas que apresentaram os menores diâmetros foram as da categoria PRC, pois em locais sob maior perturbação, devido ao seu crescimento lento as colônias de corais não conseguem atingir diâmetros maiores.

Figura 16 - Tamanho médio das colônias de *Siderastrea stellata* encontrados nas piscinas do ambiente recifal do Atol das Rocas – RN. ONDE: PRC- Piscinas rasas de costa recifal, PPC - Piscinas profundas de costa recifal, PRP- Piscinas rasas de plataforma recifal, PPP - Piscinas profundas de plataforma recifal, PRE - Piscinas rasas com canais externos e PPE - Piscinas profundas com canais externos.



O número de indivíduos monitorados para o estudo de branqueamento foi distinto entre as espécies. As espécies mais comuns nas piscinas do topo recifal foram *Siderastrea stellata* e *Porites astreoides* (Tab. 08).

A espécie com menor grau de branqueamento foi *Montastraea cavernosa* e a com maior grau foi *Favia gravida* (Tab. 08). Diversas colônias do coral *Siderastrea stellata*, *Porites astreoides* e *Mussismilia hispida* apresentaram coloração anômala, branqueamento total ou no caso específico de *Siderastrea stellata* bandas brancas, ‘white spot’ ou ‘dark spot’ (Fig. 17 A, B e C, respectivamente).

A proporção de indivíduos muito branqueados variou entre as espécies de zero a três por cento, este resultado foi similar ao encontrado para os indivíduos muito saudáveis, 0,2 a 5%. A maioria dos indivíduos foi encontrada nas categorias pálido e clareados (Fig. 18).

Figura 17 - A- Coloração anômala em *Siderastrea stellata*, colônias azuis ou com tons de roxo. B- Colônia *Porites branneri* e *Mussismilia hispida* totalmente branqueadas, porém com o tecido vivo ainda sobre o esqueleto. C- Colônias de *Siderastrea stellata* apresentando doenças conhecidas como 'white spot' e 'dark spot'.

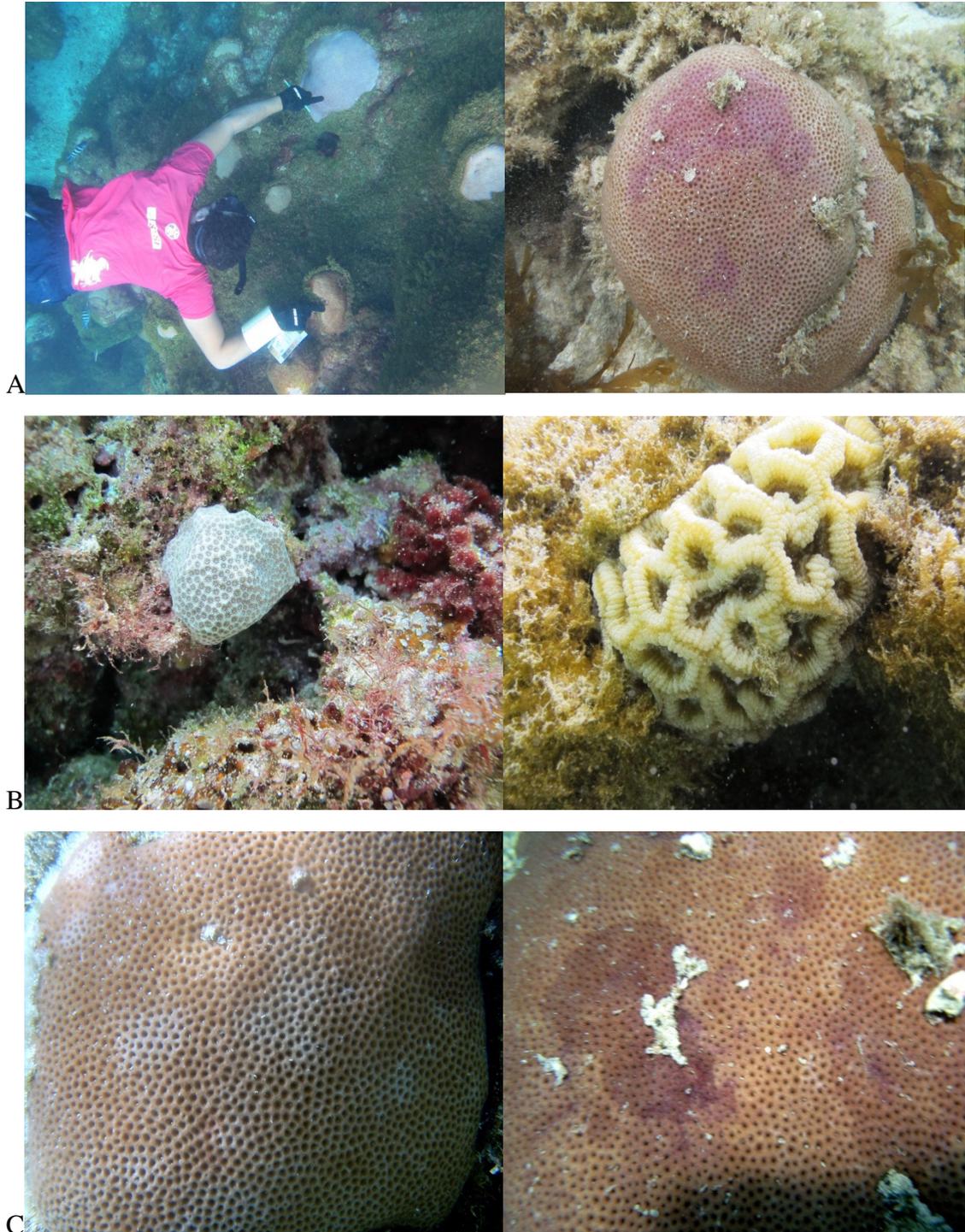
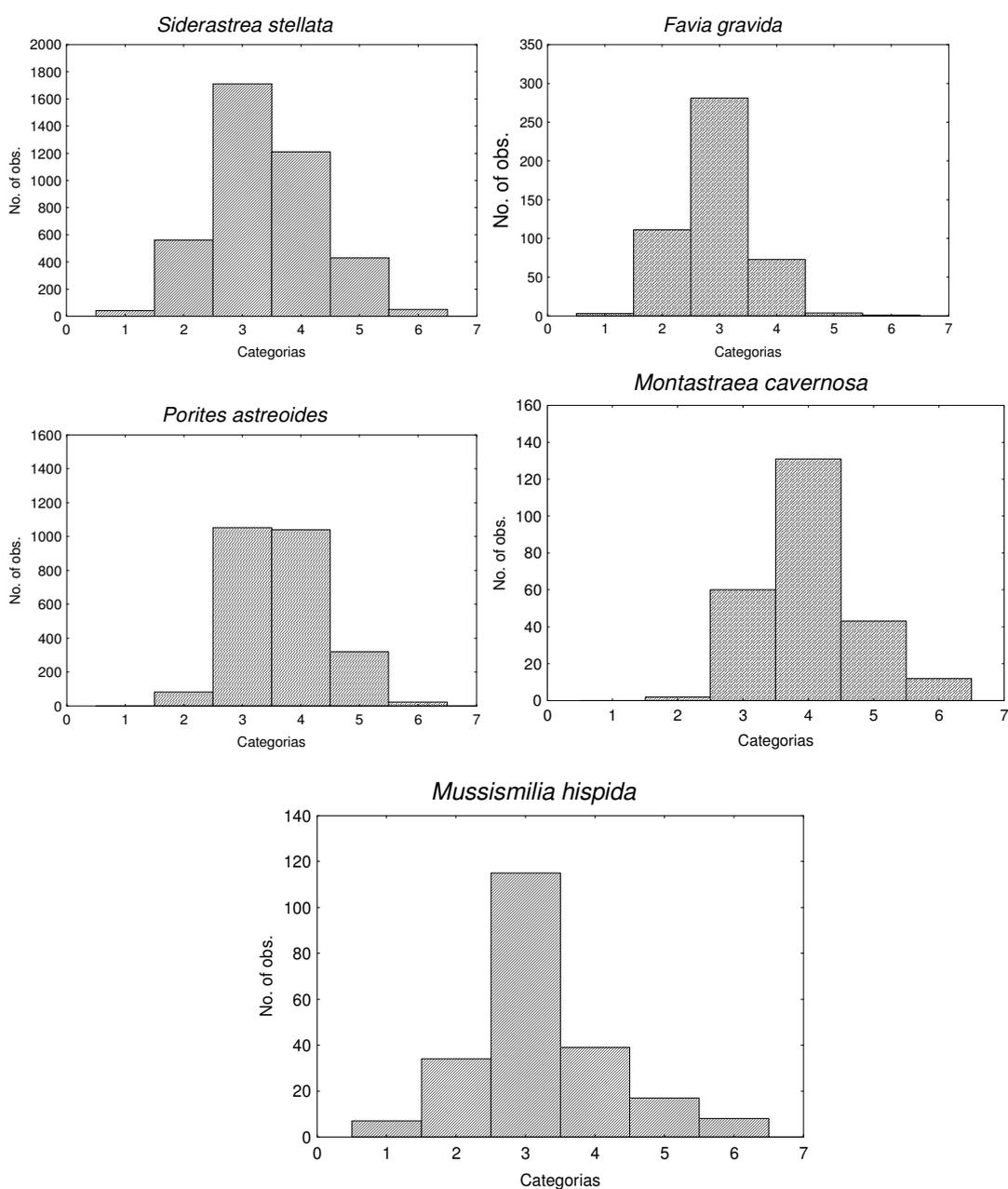


Tabela 08 -.Dados de tendência central do branqueamento das espécies analisadas no Atol das Rocas de setembro de 2010 a janeiro de 2013.

Espécie	N	Média	Moda	Mediana
<i>Siderastreastellata</i>	4003	3,3	3	3
<i>Faviagrávida</i>	473	2,9	3	3
<i>Montastraea cavernosa</i>	248	3,8	4	4
<i>Mussismilia hispida</i>	220	3,0	3	3
<i>Poritesastreoides</i>	2524	3,4	3	3,5

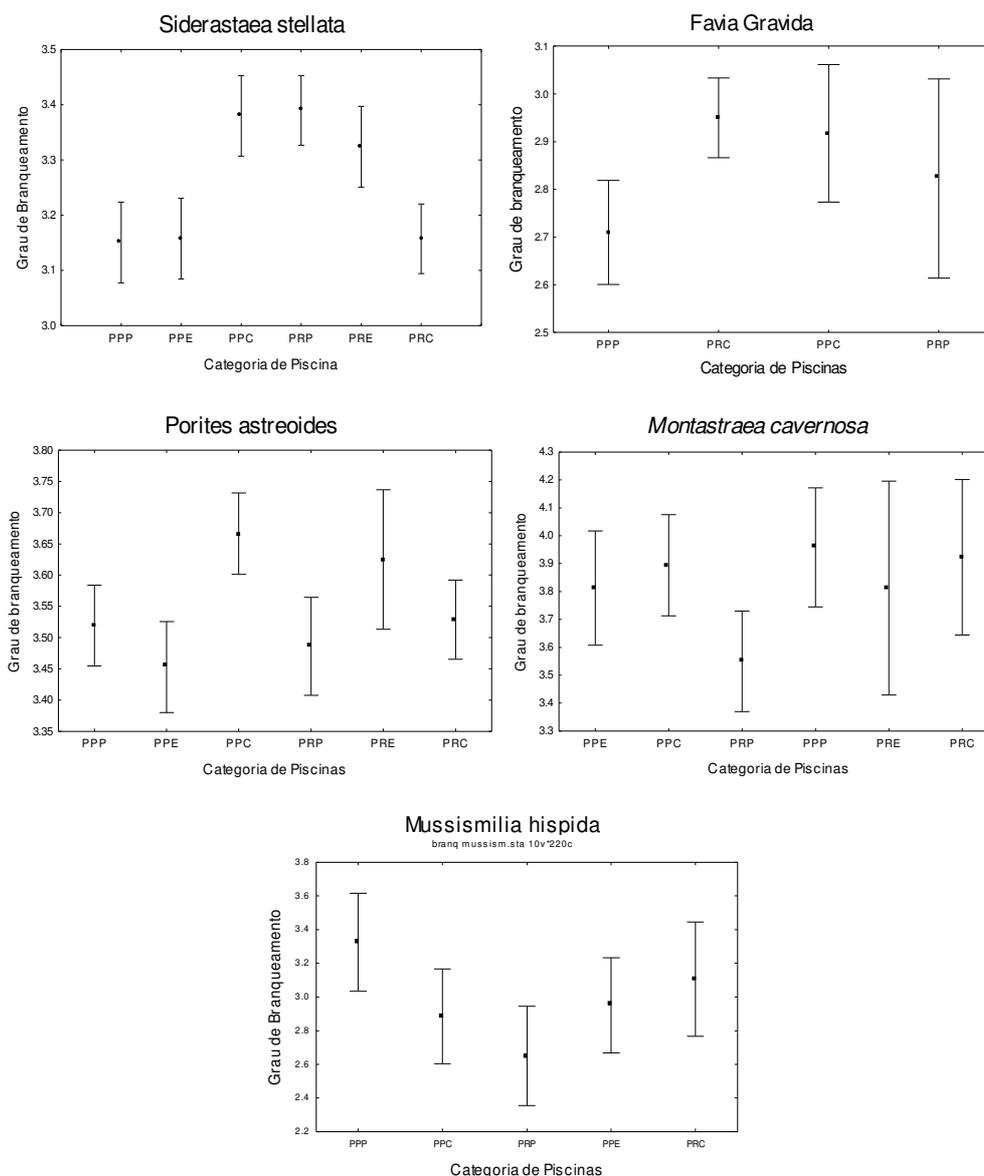
Figura 18 - Histograma das categorias de branqueamento dos corais monitorados em Atol das Rocas de outubro de 2011 a janeiro de 2013.



Apenas *Montastraea cavernosa* apresentou um valor médio de colônias saudáveis, as demais espécies apresentaram palidez.

Embora houvesse alguma diferença significativa intra-específica no branqueamento de algumas espécies das colônias quanto a categoria das piscinas, as espécies não apresentaram nenhum padrão de branqueamento inter-específico em relação às categorias de piscinas (Fig.19).

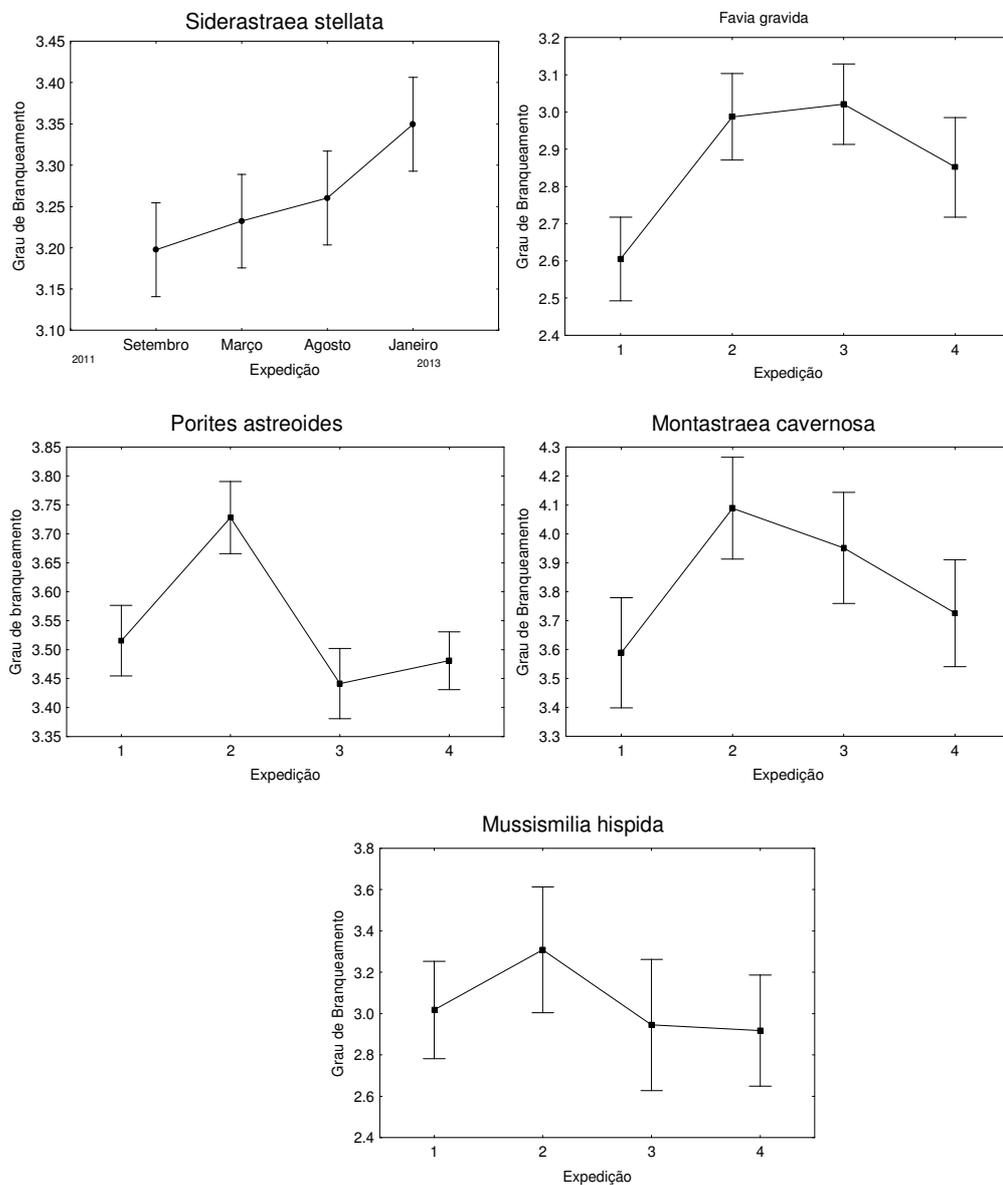
Figura 19 - Grau médio de branqueamento das espécies de corais monitoradas no atol das rocas em cada categoria de piscinas.



Em relação às expedições (Fig. 20) nenhuma das espécies monitoradas apresentou tendências de branqueamento inter-específicas nas categorias de piscinas,

posição anamórfica no recife ou piscina rasa/funda. O padrão de branqueamento também não variou de acordo com a sazonalidade, alterações na temperatura ou salinidade da água.

Figura 20 - Grau médio de branqueamento das espécies de corais monitoradas no atol das rocas em cada expedição.



DISCUSSÃO

Através os dados apresentados, esta pesquisa descreve a estrutura das principais associações de macrobentos, nas piscinas do topo recifal do Atol das Rocas- RN., relacionando também as características de tamanho das colônias com características ambientais observadas com o fenômeno de branqueamento tentando verificar, neste ultimo caso em quais condições do recife esse fenômeno é mais intenso.

As piscinas do topo recifal do atol das rocas tiveram o predomínio de algas filamentosas e frondosas. Segundo alguns autores, alterações nas comunidades recifais resultando na dominância de algas e baixa cobertura de corais em recifesno Oceano Pacífico, apresentaram uma forte relação com a intensidade do uso desses ambientes (KAY & LIDDLE, 1989; RODGERS, 2003, BARRADAS, 2010). Esta justificativa não deveria se aplicar ao Atol das Rocas, já que é uma reserva marinha. No entanto, a pesca ilegal nas imediações do Atol pode estar influenciando de alguma maneira as comunidades do Recife (e.g. efeito cascata).

Atualmente, depois das algas calcárias, os hidróides calcários e os corais são os principais construtores dosrecifes brasileiros, sendo desejável que sua abundância seja elevada (HETZEL e CASTRO, 1994; CRUZ, 2005; RAMOS et al., 2010). No entanto, a baixa cobertura destes organismos (menos de 9%) encontrados mesmo em um ambiente sem influenciada ação humana, o que é comum para os recifes da costa brasileira (PITOMBO et al., 1988; VILAÇA e PITOMBO, 1997), como Rocas é algo preocupante pois isto pode ter sido efeito das últimas anomalias térmicas como as ocorridas em 2010 (FERREIRA et al, 2012).

No entanto, vários pesquisadores associam a baixa cobertura coralínea à ação de pisoteio, pesca e uso excessivo do ambiente recifal (WOODLAND & HOOPER, 1977; KAY & LIDDLE, 1989; RODGERS et al., 2003, SANTOS, 2013). Justificativa esta, que não poderia ser aplicada ao Atol das Rocas.

Os altos valores de cobertura algal (59%) são semelhantes aos de Barradas et al. (2010) em um trabalho de levantamento de distribuição espacial dos organismos macrobentônicos no topo dos recifes de Porto de Galinhas, registraram que no ano de 2005 as macroalgas foram dominantes no topo do recife, sendo responsáveis por 53% da cobertura viva. No topo dos recifes de Pirangi (RN, Brasil) Azevedo et al. (2011) também observaram que as algas foram dominantes.

Diversos autores consideram o topo dos recifes do Brasil pobre em cobertura coralínea, havendo o predomínio, nesses habitats, de macroalgas (como verificado na presente pesquisa) e zoantídeos (VILLAÇA & PITOMBO, 1997; COSTA JR et al., 2001; BARRADAS et al., 2010; AZEVEDO et al., 2011; SANTOS, 2013). Desta forma, a presente pesquisa, aponta também as algas entre os organismos mais competidores de espaço no bentos com os corais escleractínios, as macroalgas compõem o grupo de organismos mais abundantes em recifes de águas rasas do Oceano Atlântico Sul Tropical (COSTA JR et al., 2001).

O zoantídeo *Zoanthus sociatus* apresentou maior abundância em piscinas com maior cobertura de algas frondosas. *Palythoa caribaeorum*, por outro lado, não ocorreu nas piscinas. Sabe-se que algumas espécies de algas frondosas exercem um forte controle sobre o crescimento das colônias de *Palythoa caribaeorum*; Killp (1999), Vasconcelos (2005) e Ramos et al. (2010) afirmam que esta espécie está em maior quantidade nos locais onde há uma menor cobertura de algas frondosas (segundo grupo de maior cobertura nos trilhos recifal do Atol das Rocas- RN).

Zoanthus sociatus é uma espécie resistente à sedimentação (BASTIDAS & BONE, 1996), o justificaria sua presença nas piscinas. Segundo Karlson *apud* Boscolo (1999), os grupos de algas (frondosas) também são favorecidos pela energia das ondas, sedimentos e correntes, que causam a fragmentação de suas colônias e geram maior propagação de seus clones macroalgas, pois em sua competição com os zoantídeos *Palythoa caribaeorum*, as algas saem favorecidas (DIAZ-PULIDO & McCOOK, 2002; CHADWICK & MARROW, 2011). Isto pôde ser corroborado neste estudo pela ausência desta última espécie de zoantídeo dentro das piscinas.

No Atol, os moluscos vermetídeos apresentaram baixa cobertura e frequência relativa nos transectos observados. Estes organismos ocorrem frequentemente em cristas algálicas específicas e em terraços voltados para a laguna do atol e não nas piscinas. Estes animais apresentam um papel ecológico relevante nos ambientes recifais brasileiros. São comumente observados habitando regiões de infralitoral e considerados importantes contribuintes na construção das estruturas recifais do Atol das Rocas- RN (LABOREL & KEMPF, 1967; MAIDA & FERREIRA, 1997; SOARES, 2009; 2011; SPOTORNO et al., 2012).

As comunidades de recifes, assim como os corais zooxantelados apresentam, de modo geral, distribuição distinta nas regiões anamórficas do Recife (VERON, 2000, KAPLAN, 1987). Foram encontradas diferenças significativas entre as associações de

macrobentos do atol das Rocas, tanto em relação às regiões anamórficas do Recife (costa, plataforma e frente) como em relação à batimetria (base, meio e topo das piscinas), mas estas diferenças tiveram pouco poder explicativo (baixa correlação). Isto pode estar relacionado com a heterogeneidade ambiental, maior nos lugares mais rasos, resultado da ação de fatores abióticos (e.g. correntes, ondas, variação de maré, ventos sedimentação, radiação) como bióticos (relações interespecíficas).

O baixo poder explicativo encontrado nos resultados pode estar relacionado também à baixa resolução dos descritores utilizados (macrobentos), composto por espécies comuns e frequentes. Isto é, não há descritores raros, com exceção de *Madracis decactis*, encontrada em apenas uma piscina. A maioria das comunidades utilizadas para análise ambiental é composta por algumas espécies dominantes e muitas raras, ou dominada por espécies com abundâncias intermediárias.

Todavia, já foi registrado para o topo de recifes, que em ambientes recifais de áreas costeiras, a predominância de corais escleractínios é reduzida quando uma anomalia ocorre, e pode sofrer sérios declínios caso o ambiente seja exposto a ações antrópicas como pisoteio e poluição (KAY & LIDDLE, 1989; MAIDA & FERREIRA, 1997; LEÃO et al. 2003; SANTOS, 2013). Isto tem sido observado ao longo dos anos com uma cada vez mais recorrente e intensificação na quantidade de doenças em corais e queda no percentual de cobertura da fauna coralínea brasileira bem como o preocupante registro de anomalias em lugares cada vez mais distantes e isolados na costa brasileira (LEÃO et al., 2010).

A alta incidência de colônias com bandas brancas e com colorações alteradas observadas nas piscinas do Atol das Rocas pode ser consequência do stress térmico ocorrido em 2010. Outra possível causa seria a presença de patógenos oportunistas, existentes nas algas, abundantes no atol e conhecidas como vetores de várias doenças em corais. A relação positiva entre surtos e doenças de coral decorrentes do estresse térmico do aquecimento global só tem aumentado ao longo dos anos (LESSER et al, 2007; FRANCINI-FILHO et al., 2008).

O predomínio de colônias pequenas e alta incidência destas branqueadas, indicam alto estresse ambiental. Os estudos em laboratório de Hayashi et al. (2013) e Hume et al. (2013) correlacionaram uma elevada produção, saúde e crescimento de corais quando as colônias se encontravam expostas a condições ideais de luz e temperatura. As diferenças existentes, no Atol, entre a incidência de doenças, tamanho de indivíduos e grau de branqueamento, não apresentaram nenhum padrão definido, nem

espacial nem temporalmente. Não há dados históricos para indicar que esta condição é a condição normal no atol, ou que seja resultado de perturbações recentes, como a anomalia térmica de 2010 e que os recifes estariam se recuperando.

O resultado encontrado nesta pesquisa, que indica uma relação não específica do branqueamento com a composição de organismos em uma comunidade, já foi apontado por Hugues et al. (2012) e Botha et al. (2013) na Grande Barreira de Corais e no Coral Sea a leste da Austrália. No entanto, estes pesquisadores encontraram que as diferentes interações organismo-ambiente modificavam a comunidade de maneira direcionada e não aleatória quanto à variação de temperatura, condições de turbidez da água sendo estes fatores determinantes para a observação de gradientes de distribuição, riqueza e abundância de espécies em determinadas áreas.

Huges et al. (2012) e Botha et al. (2013) ainda apontam a batimetria e a posição em que a comunidade se encontra em um recife como diferenciadores da comunidade apresentada, como pôde ser visto nos dados desta pesquisa onde as comunidades de base das piscinas foram significativamente diferentes das do meio e topo das localidades, a diferenciação de ambientes apontados pelo ANOSIM também pode ser justificada pela baixa cobertura de algas pois Bender et al. (2012) aponta um controle e relação de feedback entre a cobertura de corais e sua recuperação com a abundância de algas em um ambiente.

Quanto ao tamanho das colônias, as espécies encontradas nas transecções apresentaram valores de tamanho compatíveis, quando comparados a corais com o mesmo tipo de crescimento em outras localidades (HUGHES, 1984; 1987; FONG & GLYNN, 1998; 2001; BAIRD & MARSHALL, 2002).

O alto hidrodinamismo e aporte de sedimento submetido a algumas piscinas podem justificar o tamanho reduzido de algumas colônias (as das piscinas de categorias PRC, PRP e PPP) mesmo estando em um ambiente 'intocado' visto que estes são fatores limitantes ao desenvolvimento das espécies encontradas (BAK & MEESTERS, 1999; ADJEROUD et al., 2007a e b) esta mesma condição encontrada na maioria das colônias pode ser atribuída a alta cobertura de algas e estas afetam diretamente na resiliência dos corais e seu saudável crescimento em um ambiente recifal (BENDER et al, 2012). Nesta pesquisa, diferente dos dados referentes a Laborel (1969) e Echeverria et al. (1997) também não foi observado o crescimento de colônias de hidróides calcários como *Millepora alcicornis* na região interna do anel recifal do Atol das Rocas-RN.

As colônias presentes nas piscinas de categorias PRC e PRP tiveram dimensões diminutas quanto aos seus tamanhos e apresentaram uma redução bastante grande na cobertura dos animais. Isso provavelmente se deve ao fato do ambiente recifal encontrar-se mais próximo a linha da praia (BAK & MEESTERS, 1998), sendo mais susceptível à ação da abrasão e sombreamento das algas, do sedimento e turbidez, dificultando o crescimento saudável destes organismos (BAIRD & MARSHALL, 2002; ARONSON & PRECHT, 2006; WILSON et al., 2006).

Os dados encontrados nesta pesquisa, referentes ao tamanho das colônias em piscinas sob grande ação de ondas e sedimentação, com corais de tamanho não alcançando nem 1 cm^2 , são sugeridos por McClanahan et al. (2008) como efeitos da pesca e branqueamento intenso que reduzem o tamanho das colônias de corais vivos. Os mesmos pesquisadores afirmam também que este tipo de resultado é, provavelmente, devido à mortalidade parcial, que rompe colônias maiores em superfícies menores de coral vivos.

Devido às dimensões relativamente reduzidas do Atol das Rocas- RN, mas que apresenta variadas condições de correntes, ventos, batimetria, turbidez entre outras variáveis ambientais, possibilitando a averiguação da comunidade coralina sob diferentes condições, talvez os dados se comportassem de forma aleatória, no entanto. Bauman et al. (2012; 2013) em seus estudos de múltiplas influências dos fatores ambientais que agem sobre um ambiente recifal apontaram estes como estruturadores de comunidades, logo em um ambiente como Rocas, onde as condições se misturam de formas variadas, os padrões de branqueamento também podem ter seguido o padrão difuso que existe no ambiente. No entanto um senso comum é que as colônias de *Siderastrea stellata*, *Porites astreoides*, *Favia gravida* e *Mussismilia hispida* do Atol das Rocas- RN apresentaram coloração abaixo do comum do que é observado nas demais regiões do Brasil.

No entanto, é possível observar em estudos sobre relatos de anomalias e branqueamento de corais ao longo dos anos que a incidência destes fenômenos só vem se intensificando com o aumento da temperatura, da acidificação dos oceanos e da exposição a condições extremas dos corais (YU et al., 2012; MAYFIELD et al., 2013), ocasionando assim o a morte destes organismos e conseqüentemente declínio destes ecossistemas visto a baixa resiliência que os fatores ambientais tem imposto sobre eles (GARDNER et al., 2003; BELLWOOD et al., 2004; ZHAO et al., 2012) a baixa cobertura, o tamanho reduzido das colônias e o frequente branqueamento na região

podem ser então reflexos das ações intensas que a localidade tem sofrido ao longo dos últimos anos (FERREIRA et al. 2012).

Estes ambientes recifais brasileiros encontrados em regiões mais equatoriais no Atlântico sul têm sido expostos, com maior frequência e intensidade, a eventos de temperatura elevada do mar quando comparados aos dos recifes mais ao sul da costa brasileira. Isto tem ocorrido segundo Huang et al. (1995) e Silva et al. (2009a, b) devido a modificações nas direções dos ventos alísios, que tem favorecido a acumulação de águas cada vez mais quentes nestas regiões.

Eventos de branqueamento de coral sempre ocorreram durante temperaturas anormalmente quentes nos oceanos como os observados na grande anomalia ocorrida em 1997/1998 (LEÃO et al., 2003; OLIVEIRA et al., 2004) para os recifes da Bahia, Amaral et al. (2006) também observaram o mesmo fenômeno em 2003 para o Parcel do Manuel Luis- MA. Ferreira et al. (2006) registraram no verão de 2003, um leve clareamento dos corais ao longo de vários recifes em franja da costa e em ilhas oceânicas. Logo estas comunidades e colônias de corais com baixa taxa de coloração encontrada nesta pesquisa, ainda devem estar se recuperando do grande evento de branqueamento de 2010, que ocasionou cerca de 15% de colônias com branqueamento total e mais de 50% de indivíduos doentes na localidade, evento este que só pode ser comparado ao grande branqueamento ocorrido em 1998.

Diferente do apontado pelos dados desta pesquisa, que não mostraram nenhuma relação direta do branqueamento quanto as estações do ano Francini-Filho et al. (2008), em Abrolhos, identificaram maior prevalência da doença peste branca em corais na estação do verão do que no inverno.

Alguns autores apontam que surtos de doença foram dependentes da frequência de anomalias de temperatura de calor e alta cobertura de coral foram diminuídas quando precedidas de clima frio ou quente (BRUNO et al., 2007; HERON et al., 2010), e Ferreira et al. (2012) estudando este fenômeno no Atol das Rocas encontrou que até 50% dos corais podem ter tido seu tecido afetado pelo clareamento ou branqueamento ou apresentar algum surto ou doença em suas colônias após os últimos eventos de 2010, justificando assim a alta taxa de corais clareados encontrados nas piscinas atualmente.

Barott & Rower (2012) destacam também que a alta interação entre algas e corais afetam diretamente a população microbiana dos tecidos coralinos, podendo agir positivamente quando há uma necessidade de inquilinos teciduais para a produção

primária e também negativamente na infestação de agentes patógenos aos corais, agindo assim diretamente na resiliência de um ambiente. Coincidentemente, neste trabalho, os maiores índices de cobertura e de saúde coralínea ocorreram em áreas com baixa abundância de algas.

Liu et al. (2006); McClanahan et al. (2007), Kleypas et al. (2008), Leão et al. (2010) e Ferreira et al. (2012) associam o limite da sensibilidade de temperatura dos corais variando regionalmente com as diferenças na máxima climatológica, desta forma eles explicam que os corais que vivem (ou ambientes) em regiões com maior variabilidade de temperatura são mais tolerantes do que aqueles que vivem em ambientes de baixa variabilidade, isto pode explicar o por que dos organismos do Atol das Rocas serem extremamente sensíveis ao branqueamento e a doenças, alterando dinamicamente sua comunidade embora situados em uma região privilegiada se comparado aos recifes costeiros.

Embora não constatado nos dados desta pesquisa que a mudança nas estações do ano tenha afetado a saúde dos corais diretamente, pois estes já se encontravam sob uma perspectiva de saúde afetada, diversos autores indicam que o stress térmico é o principal modificador na estrutura das comunidades recifais no mundo sendo apontado como a mais séria ameaça aos recifes (HOEGH-GULDEBERG, 1999; REASER et al., 2000; GARDNER et al., 2003; EAKIN et al., 2010); Ferreira et al. (2012) aponta o método PIRATA (Prediction and Research Moored Array in the Tropical Atlantic) como o mais indicado para o monitoramento dos ecossistemas desta região pois os autores acharam que este foi o mais efetivo quanto a previsibilidade e indicador para atitudes preventivas de eventos de branqueamento.

Para um método de avaliação da saúde de um ecossistema recifal efetivo Zhang et al. (2006) e Ramos et al. (2010) consideram que faz-se necessária uma revisão de literatura pertinente, entrevistas sobre o desenvolvimento da região com pessoas moradoras locais e análise da cobertura de coral e da biodiversidade ao longo do tempo. Também deve ser citado aqui que a prevenção através de políticas de gestão local, melhorou a qualidade ambiental de Rocas e isto pode ter uma influência positiva na recuperação pós-clareamento.

Os recifes de coral, como os da Reserva Biológica Atol das Rocas, sem pesca também têm fatores biológicos de mortalidade parcial naturais, como predação, organismos raspadores e perfuradores, abrasão e sombreamento por algas, no entanto estes parecem ser pequenos e de difícil detecção em grande parte devido ao alto nível de

equilíbrio entre as espécies pelágicas do local proporcionado pelo ativo programa de monitoramento local. O branqueamento, além de reduzir a cobertura de coral e mudando a composição taxonômica, deverá produzir colônias de corais menores, favorecendo uma menor amplitude na variação de tamanhos de indivíduos. (PITOMBO et al., 1988; VILAÇA & PITOMBO, 1997; BARROS & PIRES, 2006; ADJEROUD et al., 2007a e b; MCCLANAHAN et al., 2008).

Caso seja necessário verificar mudanças em uma comunidade ao longo do tempo Rogers et al. (2001) e Hill e Wilkinson (2004; 2012) apontam que um monitoramento com metodologias replicáveis e que sejam viáveis a longo prazo possam direcionar aos verdadeiros agentes causadores de anomalias e alterações biológicas em um ambiente.

CONCLUSÕES

- ✓ O macrobentos, nas piscinas do topo recifal do Atol das Rocas- RN é constituído pela dominância dos grupos de algas filamentosas e frondosas com variações aleatórias na abundancia e distribuição dos organismos de acordo com a batimetria da piscina e posição no anel recifal em que as comunidades se encontram.
- ✓ Variações de temperatura e salinidade não alteraram de forma significativa e nem tiveram relação direta com os dados de composição e abundância ao ponto de serem apontados como auxiliares na estruturação de uma comunidade.
- ✓ Apenas *Siderastrea stellatae* *Porites astreoides*, entre as espécies estudadas, podem ser utilizados para monitorar ambientes recifais, pois atuaram como espécies indicadoras de ambientes em recuperação, no Atol, apresentando variações no tamanho de suas colônias e no grau de branqueamento de acordo com condições específicas de piscinas;
- ✓ O fenômeno de branqueamento nas espécies de corais monitoradas ocorreu de maneira aleatória ao longo do tempo, nas piscinas e em suas categorias. Não foi observado padrão comum às espécies, expedições ou piscinas. O branqueamento é um fenômeno comum nas colônias, de ocorrência regular, afetando em média 50% das colônias existentes, em determinado tempo, no atol das Rocas.

REFERÊNCIAS

ADJEROUD, M.; MORGAN, S. PRATCHETT, M. S.; KOSPARTOV M.C.; LEJEUSNE C. PENIN L. Small-scale variability in the size structure of scleractinian corals around Moorea, French Polynesia: patterns across depths and locations *Hydrobiologia* 589:117–126. 2007a.

ADJEROUD, M.; PENIN, L.; CARROLL, A. Spatio-temporal heterogeneity in coral recruitment around Moorea, French Polynesia: implications for population maintenance. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 341: 204–218. 2007b.

AMARAL, F. M. D. Morphological variation in the reef coral *Montastrea cavernosa* in Brazil. *Coral Reefs*, Heidelberg, v.13, n. 4, p. 113-117, 1994.

AMARAL, F. D. Milleporidae (Cnidaria, Hydrozoa) do litoral brasileiro. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. São Paulo. 204p. 1997.

AMARAL, F. D.; HUDSON, M. M.; SILVEIRA, F. L.; MIGOTTO, A. E.; PINTO, S. M.; LONGO, L. L. Cnidarians of Saint Peter and St. Paul Archipelago, Northeast Brazil. *Proceedings of the 9th Int. Coral Reef Symp. Bali*, v. 1, p. 567-572. 2002.

AMARAL, F. D.; HUDSON, M. M.; STEINER, A. Note on the widespread bleaching observed at the Manuel Luiz Marine State Park, Maranhão, Brazil. *Arquivos de Ciências do Mar*, Fortaleza, v. 39, p. 138- 141. 2006.

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*, v.7, n. 3. 2007.

AMARAL, F.M.D., RAMOS, C.A.C., LEÃO, Z.M.A.N., KIKUCHI, R.K.P., LIMA, K.K.M., LONGO, L.L., CORDEIRO, R.T.S., LIRA, S.M.A. & VASCONCELOS, S.L. Checklist and morphometry of benthic cnidarians from the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. *Cahiers de Biologie Marine* 50: 277-290. 2009a.

AMARAL, F.M.D., ROCHA, C., FARRAPEIRA, C.M.R., ALVES, M.S., PINTO, S.L., LIRA, S.M.A., LIMA, K.K.M., RAMOS, C.A.C., SANTOS, E.C.L., MOURA, J.R., OLIVEIRA, D.A.S., VERÇOSA, M.M., MELO, A.V.O.M., OLIVEIRA, A.P.A., GONÇALVES, E.F. Distribuição espacial de invertebrados bentônicos infralitorais. In *O Arquipélago de São Pedro e São Paulo: 10 anos de Estação Científica*.

(D. L. Viana, F.H.V. Hazin & M.A.C. Souza, Org.). SECIRM, Brasília, p. 148-156. 2009b.

ANDRADE, G.O. O recife anular das Rocas (um registro das recentes variações eustáticas no Atlântico equatorial). Anais da Associação dos Geógrafos Brasileiros, v. 11, p.29-61.1959.

ANTHONY, K. R. N.; MAYNARD, J. A.; DIAZ-PULIDO, G.; MUMBY, P. J.; MARSHALL, P. A.; HOEGH-GULDBERG, L. O. Ocean acidification and warming will lower coral reef resilience. *Global Change Biology* 17, 1798–1808. 2011.

AWERY, W. E.; LIDDELL, W. B. Sessile community recruitment patterns on western Atlantic shallow and deep-reef hard substrata. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*, v. 2, p. 1179. 1997.

AZEVEDO, C. A. A.; CARNEIRO, M. A. A.; OLIVEIRA, S. R.; MARINHO-SORIANO, E. Macrolgae as an indicator of the environmental health of the Pirangi reefs, Rio Grande do Norte, Brazil. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, V. 21, P. 323-328, 2011.

BAROTT K. L., ROHWER F. L. Unseen players shape benthic competition on coral reefs. *Trends in Microbiology*, December Vol. 20, No. 12. 2012.

BARRADAS, J. I; 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 (UFSC)*, v. 23, p. 1-11, 2010.

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

BASTIDAS, C.; BONE, D. Competitive strategies between *Palythoa caribaeorum* and *Zoanthus sociatus* (Cnidaria: Anthozoa) at a reef flat environment in Venezuela. *Bulletin of Marine Science, Coral Gables*, V. 59, N. 3, P. 543-555, 1996.

BAUMAN A.G., FEARY A. D., HERON S. F., PRATCHETT M. S., BURT J. A. Multiple environmental factors influence the spatial distribution and structure of reef communities in the northeastern Arabian Peninsula. *Marine Pollution Bulletin*. On line press. 2012.

BAUMAN G. A., PRATCHETT M. S., BAIRD A. H., RIEGL B., HERON S. F. FEARY D. A. Variation in the size structure of corals is related to environmental extremes in the Persian Gulf. *Marine Environmental Research* 84 43e50. 2013.

BELLANTUONO A.J. et al. *Resistance to thermal stress in corals without changes in symbiont composition*. *Proc Royal Soc B-BiolSci*; 279:1100-07. 2012

BELLWOOD, D.R., HUGES, T.P., F OLKE, C., NYSTROM, M., 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429 (6994), 827–833.

BENDER D., DIAZ-PULIDO G., DOVE S. Effects of macroalgae on corals recovering from disturbance *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 429.15-19.2012.

BOSCOLO, H. K. Estimativa do comportamento reprodutor de zoantídeos (Cnidaria, Anthozoa, Hexacorallia) do Canal de São Sebastião, SP. 1999. 168 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

BOTSFORD, L.W.; MICHELI, F.; HASTINGS, A. Principles for the design of marine reserves. *Ecological Applications*, v. 13, p. 25-31. 2003.

BOYLAN P, KLEYPAS J New insights into the exposure and sensitivity of coral reefs to ocean warming. *Proc 11th IntCoralReefSymp* 1:849–843. 2008.

BRUNO JF, SELIG ER, CASEY KS, PAGE CA, WILLIS BL, HARVELL CD, SWEATMAN H, MELENDY AM Thermal stress and coral cover as drivers of coral disease outbreaks. *PLoS Biol* 5(6):e124.2007.

BROWN, B.E.; DUNNE, R.P.; WARNER, M.E.; AMBARSARI, I.; FITT, W.K.; GIBB, S.W.; CUMMINGS, D.G. Damage and recovery of photosystem II during a manipulative field experiment on solar bleaching in the coral *Goniastrea aspera*. *Marine Ecology Progress Series*, v. 195, p.117-124. 2000.

BRYANT, D.; BURKE, L.; MCMANUS, J.; SPALDING, M. *Reefs at Risk: A Map-Based Indicator of Threats to the World's Coral Reefs*. World Resources Institute, 60p. 1998.

BUDDEMEIER, R. W. & FAUTIN, D. G. Coral bleaching as an adaptive mechanism. *BioScience*. 43 (5): 320-326. 1993. 32

CANDISANI, L. *Atol das Rocas*. São Paulo. DBA Artes gráficas. 141 p. 2002.

CASTRO, C. B.; PIRES, D. O. A bleaching event on a Brazilian coral reef. *Revista Brasileira de Oceanografia*. São Paulo. v. 4, n. 1, p. 87-90. 1999.

CAVALCANTE, F. R. B. Zooxantelas e branqueamento de *Millepora alcicornis*(Linnaeus, 1758) da Praia de Porto de Galinhas-PE-Brasil. Monografia de Graduação. Universidade Federal Rural de Pernambuco. 2011.

CHADWICK, N.; MORROW, K. Competition Among Sessile Organisms on Coral Reefs. In: Coral Reefs: An Ecosystem in Transition. eds Z. Dubinsky, N. Stambler, p. 347-371, 2011.

CLEMENTE, S.; RODRÍGUEZ, A.; BRITO, A.; RAMOS, A.; MONTERROSO, Ó; HERNÁNDEZ, J. C. On the occurrence of the hydrocoral *Millepora* (Hydrozoa: Milleporidae) in the subtropical eastern Atlantic (Canary Islands): is the colonization related to climatic events? *Coral Reefs*, v. 30, p. 237–240. 2011.

COKER D.J., et al. *Influence of coral bleaching, coral mortality and conspecific aggression on movement and distribution of coral-dwelling fish*. *J Exp Marine Biol&Ecol*;414:62-8. 2012.

COSTA, C. F.; AMARAL, F. M. D.; SASSI, R. Branqueamento em *Siderastrea stellata* (Cnidaria, Scleractinia) da Praia de Gaibu – Pernambuco, Brasil. *Revista Nordestina de Biologia*. João Pessoa, v. 15, n. 1, p. 15-22. 2001.

COSTA, C. F.; AMARAL, F. M. D.; SASSI, R. Population density and photosynthetic pigment content in symbiotic dinoflagellates in the Brazilian scleractinian coral *Montastrea cavernosa* (Linnaeus, 1767). *Revista Brasileira de Oceanografia*. São Paulo, v. 52, n. 2, p. 93-99. 2004.

COSTA, C. F.; SASSI, R.; AMARAL, F. D. Annual cycle of symbiotic dinoflagellates from three species of scleractinian corals from coastal reefs of northeastern Brazil. *Coral Reefs*, v.24, p. 191-193. 2005.

COSTA, C. F. ; SASSI, Roberto ; GORLACH-LIRA, K . Uma abordagem metodológica para o estudo das zooxantelas de corais do Brasil. *Boletim do laboratório de hidrobiologia*, v. 21, p. 83-94, 2008.

CRUZ, I. C. S. ; KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N .Use of the video transect method for characterizing the Itacolomis reefs, eastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 56, p.271-280, 2008.

DANOVARO, R. & SIMONETTA, F. Meiofaunal vertical zonation on hard-bottoms: comparison with soft-bottom meiofauna. *Marine Ecology Progress Series*, 230: 159-169. 2002.

DIAZ-PULIDO, G.; MCCOOK, L. J. The fate of bleached corals: patterns and dynamics of algal recruitment. *Mar Ecol Prog Ser* 232:115–128. 2002.

DOUGLAS, A. E. Coral bleaching – How and why? *Marine Pollution Bulletin*. P. 358-392. 2003.

DUTRA, L. X. C.; KIKUCHI, R. K. P. LEÃO, Z. M. A. N. Thirteen months monitoring coralbleaching on Bahia's north coast, Brazil. 9th Int. Coral Reef Symposium, Proceedings of the 9thInternational Coral Reefs Symposium.Bali, p. 373. 2000.

DUTRA, L. X. C.; KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N. Todosos Santos Bay coral reef, Eastern Brazil, revisited after 40 years. In: INTERNATIONAL CORAL REEF SYMPOSIUM, 10, 2004, Okinawa. Proceedings... (CD-ROM). Okinawa: International Coral Reef Society, 2006.

EAKIN C.M., MORGAN J.A., HERON S.F., SMITH T.B., LIU G., ALVAREZ-FILIP L., BACA B., BARTELS E., BASTIDAS C., BOUCHON C., BRANDT M., BRUCKNER A.W., BUNKLEY-WILLIAMS L., CAMERON A., CAUSEY B.D., CHIAPPONE M., CHRISTENSEN T.R.L., CRABBE M.J.C., DAY O., DE LA GUARDIA E., DIAZ-PULIDO G., DIRESTA D., GIL-AGUDELO D.L., GILLIAM D.S., GINSBURG R.N., GORE S., GUZMAN H.M., HENDEE J.C., HERNANDEZ- DELGADO E.A., HUSAIN E., JEFFREY C.F.G., JONES R.J., JORDA'N-DAHLGREN E., KAUFMAN L.S., KLINE D.I., KRAMER P.A., LANG J.C., LIRMAN D., MALLELA J., MANFRINO C., MARE'CHAL J.P., MARKS K., MIHALY J., MILLER W.J., MUELLER E.M., MULLER E.M., TORO C.A.O., OXENFORD H.A., PONCE- TAYLOR D., QUINN N., RITCHIE K.B., RODRIGUEZ S., RAMIREZ A.R., ROMANO S., SAMHOURI J.F., SANCHEZ J.A., SCHMAHL G.P., SHANK B.V., SKIRVING W.J., STEINER S.C.C., VILLAMIZAR E., WALSH S.M., WALTER C.,WEIL E., WILLIAMS E.H., ROBERSON K.W., YUSUF Y. Caribbean corals in crisis: record thermal stress, bleaching, and mortality in 2005. *PLoS ONE* 5(11). 2010.

ECHEVERRÍA, C. A.; PIRES, D. O. Cnidarians of the Atol das Rocas.Proceedings of the 8thInternational Coral Reefs Symposium.Panama: PICRS, v. 1, p. 443-446, 1997.

ELOY, C. C. Estudo da microbiota simbiote de *Palythoacaribaerum*(Duchassang e Michelloti, 1860) (Cnidaria – Zoanthidea), da praia de Cabo Branco, Paraíba, Brasil , com ênfase nas zooxantelas. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, 100p. 2005.

FAUTIN, D. G.; BUDDEMEIER, R. W. Adaptive bleaching: a general phenomenon. *Hidrobiologia*, p. 459-467. 2004.

FERREIRA, B. P.; MAIDA, M. Fishing and the future of Brazil's northeastern reefs, *InterCoast*, v.38, p. 22–23.2001.

FERREIRA BP, MAIDA M. Monitoramento dos Recifes de Coral do Brasil: Situação Atual e Perspectivas. Brasília: MMA, v. 1. 120 p. 2006.

FERREIRA B. P., COSTA M. B. S. F., COXEY M. S., GASPAR A. L. B. • D., ARAUJO M. The effects of sea surface temperature anomalies on oceanic coral reef systems in the southwestern tropical Atlantic, *Coral reefs*, on line published. 2012

FITT, W. K.; HESLINGA G. A.; WATSON , T. C. Utilization of dissolved inorganic nutrients ingrowth and mariculture of the tridacnid clam *Tridacnaderasa*. *Aquaculture*, v. 109, p. 27-38. 1993.

FITT, W. K.; MCFARLAND, F. K.; WARNER, M. E.; CHILCOAT, G. C. Seasonal patterns oftissue biomass and densities of symbiotic dinoflagellates in reef corals and relation to coralbleaching. *Limnology and Oceanography*. v. 45, n. 3, p. 677-685. 2000.

FRANCINI-FILHO, R. B.; MOURA, R. L. Dynamics of fish assemblages on coral reefs subjectedto different management regimes in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. *AquaticConservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 18, p. 1166–1179. 2008.

FRANCINI-FILHO, R. B.; MOURA, R. L.; THOMPSON, F. L.; REIS, R. D.; KAUFMAN, L.;KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N. Diseases leading to accelerated decline of reef corals inthe largest South Atlantic reef complex (Abrolhos Bank, eastern Brazil). *Marine PollutionBulletin*, v. 56, n. 5, p. 1008-1014, 2008.

GARDNER, T.A., COTE, I.M., GILL, J.A., GRANT, A., WATKINSON, A.R., 2003. Long-term regionwide declines in Caribbean corals. *Science* 301 (5635), 958–960.

GATES, R. D.; BAGHDASARIAN, G.; MUSCATINE, L. Temperature stress causes host cell detachment in symbiotic cnidarians: implications of coral bleaching. *Biol. Bull.* 182: 324-332. 1992.

GHERARDI, D. F. M.; BONSENCE, D. W. J. Modeling of the ecological sucession of encrustingorganisms in recent coralline-algal frameworks from Atol das Rocas, Brazil.*Palaios*, v. 14, n. 2, p.145-158. 1999.

GLYNN, P. W. Coral reef bleaching: Ecological perspectives. *Coral Reefs*.v.12, p. 1-17. 1993.

GLYNN, P. W. El niño-southern oscillation 1982-1983: nearshore, population, community, andecosystem responses. *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, v. 19, p. 309-45. 1998.

GUEST J. R. et al. Contrasting Patterns of Coral Bleaching Susceptibility in 2010 Suggest an Adaptive Response to Thermal Stress. *Plos.One*.vol 7. 2012.

HAYASHI A. E. , ATSUSHISUZUKI B,N., TAKASHINAKAMURA C., AKIHIROIWASE D., TOYOHOISHIMURA B.,AKIRA IGUCHI D., KAZUHIKOSAKAI D., TAKASHIOKAI B., MAYURIINOUE A., DAISUKEARAOKA A., SHOHEIMURAYAMA E.,HODAKA KAWAHATA E. Growth-rate influences on coral climate proxies tested by a multiple colony culture experiment. *Earth andPlanetaryScienceLetters*362.198–206. 2013.

HERON S.F., WILLIS B.L., SKIRVING W.J., EAKIN C.M., PAGE C.A., MILLER I.R. Summer hot snaps and winter conditions: modeling whitesyndrome outbreaks on Great Barrier Reef Corals. *PLoS ONE* 5(8):e12210:1–11 2010.

HILL, J.; WILKINSON, C. BENTHIC COMMUNITIES. IN: HILL, J.; WILKINSON, C. *Methods for ecological Monitoring of coral reefs: A resource for managers*. Queensland: Australian Institute of Marine Science, P. 38-40.2004.

HOEGH-GULDBERG O. Climate change, coral bleaching and thefuture of the world's coral reefs. *Mar Freshw Res* 50:839–866. 1999.

HORMANN V, BRANDT P Atlantic Equatorial Undercurrent andassociated cold tongue variability. *J Geophys Res C* 112:1–18. 2007.

HUANG B., CARTON J.A., SHUKLA J. A numerical simulation of thevariability in the Tropical Atlantic Ocean, 1980–88. *J PhysOceanogr* 25:835–854. 1995.

HUGHES, T. P.; BAIRD, A. H.; BELLWOOD, D. R.; CARD, M.; CONNOLLY, S. R.; FOLKE,C.; GROSBERG, R.; HOEGH-GULDBERG, O.; JACKSON, J. B. C.; KLEYPAS, J.; LOUGH, J.M.; MARSHALL, P.; NYSTRÖM, M.; PALUMBI, S. R.; PANDOLFI, J. M.; ROSEN, B.;ROUGHGARDEN, J. *Climate Change, Human Impacts, and the Resilience of Coral Reefs*.*Science*. v. 301, p. 929-933. 2003.

HUME B.,'ANGELO C. D, BURT J., BAKER A.C., RIEGL B., WIEDENMANNJ. *Corals from the Persian/Arabian Gulf as models for*

thermotolerantreef-builders: Prevalence of clade C3 Symbiodinium, host fluorescenceand ex situ temperature tolerance. *Marine Pollution Bulletin*.Online press. 2013.

JEFFREY, S. W.; HUMPHREY, G. F. New spectrophotometric equations for determiningchlorophylls a, b,c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *BiochemicalPhysiologyPflanzen*, v.167, p. 191-194. 1975.

KAPLAN, E. H. Ecology of the coral reefs. In: *Field guide to coral reef of the Caribbean and Florida*. Boston: Houghton-Mifflin Company, p. 101-120.1982.

KAY A. M.; LIDDLE M. J. Impact of Human Trampling in Different Zones of a Coral Reef Flat *Environmental Management* Vol. 13, No. 4, pp. 509-520, Australia. 1989.

KIKUCHI, R. K. P. Geomorfologia, estatigrafia e sedimentologia do Atol das Rocas (REBIOIBAMA/RN). Dissertação (Mestrado em Geologia)- Pós Graduação em Geologia. UniversidadeFederal da Bahia, Salvador, 144p. 1994.

KIKUCHI, R. K. P; LEÃO, Z. M. A. N. Rocas (Southwestern Equatorial Atlantic, Brazil): an attolbuilt primarily by coralline algae. In: *Proc. 8th Int. Coral Reef Symposium, Proceedings of the 8thInternational Coral Reefs Symposium*, v.1, p.731-736, 1997.

KLEYPAS J.A., DANABASOGLU G., LOUGH J. M. Potential role of theocean thermostat in determining regional differences in coral reef bleaching events. *Geophys Res Lett* 35. 2008.

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

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: Grasshoff,K. (ed.) *Methods of seawater analysis*.VerlagChemieWeinhein. 117-187. 32. 1976.

LABOREL, J. L. Les peuplements de madreporaires des côtes tropicales Du Brésil. *Ann. Univ. d'Abidjan, Ser. E, n. II, fasc. 3*, 229p, 1970.

LEÃO, Z.M.A.N.; KIKUCHI, R.K.P.A relic coral fauna threatened by global changes andhuman activities, Eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 51(5-7), p. 599-611. 2005.

LEÃO, Z. M. A. N.; DOMINGUEZ, J. M. L. Tropical coast Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v.41. 2000.

LEÃO, Z.M.A.N., KIKUCHI, R.K.P. & TESTA, V. Corals and Coral Reefs of Brazil. In: *LatinAmerica Coral Reefs* (J. Cortêsed.). Elsevier Publisher, Amsterdam, p.9-52.2003.

LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. P. K.; AMARAL, F. M. D.; OLIVEIRA, M. D. M.; COSTA, C.F. Tesouros agonizantes. *Scientific American Brasil - Série Oceanos*, n. 3, p. 74- 82. 2009.

LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. P. K.; OLIVEIRA, M. D. M.; VASCONCELOS, V. Status of Eastern Brazilian coral reefs in time of climate changes. *Pan-American Journal of Aquatic Science*, v. 5, n. 2, p. 224-235. 2010.

LEIPER, I. A.; SIEBECK, U. E.; MARSHALL, M. J.; PHINN, S. T. Coral health monitoring: linking coral colour and remote sensing techniques. *Can. J. Remote Sensing.*, v. 35, n. 3, p. 276-286. 2009.

LELETKIN, V. A. & ZVALINSKY, V. I. Photosynthesis of coral zooxanthellae from different depths. *Proceedings of the 4th International Coral Reef Symposium (2)*: p. 33-37, 1981.

LESSER, M. P. Coral reef bleaching and global climate change: Can corals survive the next century? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 104, n. 13, p. 5259–5260. 2007.

LIU G., STRONG A.E., SKIRVING W., ARZAYUS L.F. Overview of NOAA coral reef watch program's near-real time satellite global coral bleaching monitoring activities. *Proc 10th Int Coral Reef Symp* 1:1783–1793. 2006.

LINS-BARROS, M. M.; CASTRO, C. B.; PIRES, D. O.; SEGAL, B. Coexistence of reef organisms in the Abrolhos Archipelago, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, v. 48, n. 4, p. 741-747. 2000.

LOYA, Y. Plotless and transect methods. In: *Coral reefs research methods*. Stoddart, D.R. and Johannes, R.E. (Eds). Unesco. Paris. p. 198-217. 1978.

MAIDA M, FERREIRA BP. 1997. Coral Reefs of Brazil: An Overview. . In: *VIII International Coral Reef Symposium, Panamá city. Proceedings of the VIII International Coral Reef Symposium, Panamá*, v. 1.263-274p. 1997.

MAIDA, M.; FERREIRA, B. P. Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais. In: PRATES, A. P.L. (Ed.) *Atlas dos recifes de corais nas unidades de conservação brasileiras*. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis- IBAMA/MMA, p. 87-106. 2006.

MARQUES, L. C. Manual de identificação de corais (Cnidaria/ Scleractinia) do litoral pernambucano presentes na coleção científica de cnidários do Laboratório de Ambientes Recifais (LAR/UFRPE) Monografia do curso de Bacharelado em Ciências Biológicas. Universidade Federal Rural de Pernambuco. 2006.

MARKEY, K. L.; BAIRD, A. H.; HUMPHREY, C.; NEGRI, A. P. Insecticides and a fungicide affect multiple coral life stages. *Marine Ecology Progress Series*, v. 330, 127–137. 2007.

MARSH, J. A. Primary productivity of reef building calcareous red algae. *Ecology*. Durham, v. 51, p. 255-263. 1970.

MAYFIELD A. B., CHEN M.N., MENG P. J., LIN H., CHEN C., LIU P. The physiological response of the reef coral *Pocillopora damicornis* to elevated temperature: results from coral reef mesocosm experiments in Southern Taiwan. *Marine Environmental Research*. On line press. 1-11. 2013.

McCLANAHAN T.R., ATEWEBERHAN M., MUHANDO C.A., MAINA J., MOHAMMED M.S. Effects of climate and seawater temperature variation on coral bleaching and mortality. *Ecol Monogr* 77:503–525. 2007

McCLANAHAN, T. R.; ATEWEBERHAN E. M.; OMUKOTO E. J. Long-term changes in coral colony size distributions on Kenyan reefs under different management regimes and across the 1998 bleaching event *Mar Biol* 153:755–768. 2008.

MIGOTTO, A. Anthozoan Bleaching on the Southeastern Coast Brazil in the Summer of 1994. In: *Proceedings 6th International Conference on Coelenterate Biology*, p.329-335. 1997.

MOBERG, F.; FOLKE, C. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics*. Amsterdam, 29: 215-233. 1999.

MORA, C.; GINSBURG, R. A clear human footprint in the coral reefs of the Caribbean. *Proceedings of the Royal Society*. p. 1-8. 2007.

MORA, C.; METZKER, R.; ROLLO, A.; MYERS, R. A. Experimental simulations about the effects of habitat fragmentation and overexploitation on populations facing environmental warming. *Proceedings of the Royal Society*, v. 274, p.1023–1028. 2007.

MORA, C.; SALE, P. F. Ongoing global biodiversity loss and the need to move beyond protected areas: a review of the technical and practical shortcomings of protected areas on land and sea. *Marine Ecology Progress Series*, v. 434, p. 251-266. 2011.

MOURA, R. L. Brazilian reefs as priority areas for biodiversity conservation in the Atlantic Ocean. *Proceedings of the International Coral Reef Symp.*, v. 9, n. 2, p. 917-920. 2002.

MUNDAY, P. L., JONES, G. P., PRATCHETT, M. S. and WILLIAMS, A. J. (2008), Climate change and the future for coral reef fishes. *Fish and Fisheries*, 9: 261–285.

MUNDAY, P. L.; LEIS, J. M.; LOUGH, J. M.; PARIS, C. B.; KINGSFORD, M. J.; BERUMEN, M. L.; LAMBRECHTS, J. Climate change and coral reef connectivity. *Coral Reefs*, v. 28, p. 379–395. 2009.

MUSCATINE, L. The role of symbiotic algae in carbon and energy flux in reef corals. *Coral Reefs*. Amsterdam. p. 75-87. 1990.

NETTO, S. A.; ATRILL, M. J.; WARWICK, R. M. Sublittoral meiofauna and macrofauna of Rocas Atoll (NE Brazil): indirect evidence of a topographically controlled front. *Marine Ecology Progress Series*, v. 179: 175-186, 1999.

NEVES E. G.; SILVEIRA F. L.; JOHANSSON R.; LONGO L.L., 2002- Shallow-water scleractinian corals and zoanthids from reefs of Coroa Grande, Pernambuco State, Brazil. *Biociências*. Porto Alegre. V. 10, n. 2, dez. P. 127-145. 2002.

NORSE, E. A.; CROWDER, L. B. *Marine conservation biology*. Island Press, 470p. 2005.

OLIVEIRA M.D.M., KIKUCHI R.K.P., LEÃO Z.M.A.N., DUTRA L.X.C. Coral bleaching in Brazil, Western South Atlantic. Abstract 10th Int Coral Reef Symp:406. 2004.

PÁDUA, M. T. J.; COIMBRA-FILHO, A. F. *Os parques nacionais do Brasil*. Madrid: Incato. 1979.

PANDOLFI, J.M. Projecting coral reef futures under global warming and ocean acidification. Vol. 333. *Science*. p. 418-422. 2011.

PAULAY, G.; BENAYAHU, Y. Patterns and consequences of coral bleaching in micronesia (Majuro and Guam) in 1992- 1994. *Micronesica* 31:109-124. 1999.

PITOMBO, F. B., RATTO, C. C., BELÉM, M. J. Species diversity and zonation pattern of hermatypic corals at two fringing reefs of Abrolhos Archipelago, Brazil. *Proceedings*. In: International Coral Reef Symposium, 6, Townsville Austrália, v. 2, p. 817-820..1988.

PRATES, A. P. L. Atlas dos recifes de corais nas unidades de conservação brasileiras. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis- IBAMA/MMA, p. 87- 106. 2006.

RABELO, E. F. Distribuição espacial e interações competitivas em zoantídeos (cnidaria: zoanthidae) em um ambiente de recifes de arenito no nordeste do Brasil. Dissertação. 2007.

RAMOS, C. A. C.; AMARAL, F. D.; KIKUCHI, R. K. P.; CHAVES, E. M.; MELO, G. R. Quantification of reef benthos communities and variability inherent to the monitoring using videotranssect method. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 162, p. 95-101. 2010.

REAKA-KUDLA, M. L. The global biodiversity of coral reefs: A comparison with rain forests. In: REAKA-KUDLA, M. L.; WILSON, D. O.; WILSON, E. O. (Eds.) *Biodiversity II. Understanding and protecting our biological resources*. Washington: Joseph Henry Press, p. 83-108. 1997.

RODGERS, K. S.; COX, E. F. The effects of trampling on Hawaiian corals along a gradient of human use. *Biological Conservation*, V. 112, 383 – 389, 2003.

ROGERS, C. S.; GARRISON, G.; GROBER, R.; HILLIS, ZANDY-MARIE; FRANKIE, M. A. *Coral reef monitoring manual for the Caribbean and Western Atlantic*. St. John: Virgin Islands National Park, 110 p. 2001.

ROGERS, C. S.; GILNACK, M.; FITZ, H. C. Monitoring of coral reefs with linear transects: A study of storm damage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 66, p. 285-300. 2003.

SANTOS, G. S. *Zooxantelas de *Palythoacaribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860) (Cnidaria- Zoanthidea) do Arquipélago de São Pedro e São Paulo e da Praia de Porto de Galinhas*. Trabalho de Conclusão de curso (Graduação em Licenciatura em Ciências Biológicas). Universidade Federal Rural de Pernambuco. 2009.

SANTOS, G.S. *Comunidades macrobentônicas sésseis em ambientes recifais tropicais sob diferentes intensidades de pisoteio / Gleice de Souza Santos*. Dissertação de mestrado em Oceanografia, 54 folhas. 2013.

SEBASTIÁN, C. R.; SINK, K. J.; MCLANAHAN, T. S.; DONALD, A. C. Bleaching response of corals and their Symbiodinium communities in southern Africa. *Marine Biology*. 2009.

SEBENS, K. P. Intertidal distribution of Zoanthids on the Caribbean Coast of Panama: Effects of Predation and Desiccation. *Bulletin of Marine Science*. Coral Gables. v. 32, n.1, p. 316-335. 1982.

SIEBECK, U. E.; MARSHALL, N. J.; KLUTER, A.; HOEGH-GULDBERG, O. Monitoring coralbleaching using a colour reference card. *Coral Reefs*, v. 25, p. 453-460. 2006.

SILVA M., ARAUJO M., SERVAIN J., PENVEN P. Circulation and heat budget in a regional climatological simulation of the Southwestern tropical Atlantic. *Tropical Ocean* 37:1–28. 2009a.

SILVA M., ARAUJO M., SERVAIN J., PENVEN P., LENTINI C.A.D. Highresolution regional ocean dynamics simulation in the Southwestern Tropical Atlantic. *Ocean Model* 30:256–269. 2009b.

SOARES, M. O. Geologia do Atol das Rocas, Atlântico Sul Equatorial. Tese de Doutorado. PósGraduação em Geociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 260p. 2009.

SOARES M. O.; PAIVA C. C.; GODOY T.; SILVA M. B.; CASTRO C. S. S.Environmental management of insular ecosystems: The case of Atol das Rocas Biological Reserve, Equatorial South Atlantic *Journal of Integrated Coastal Zone Management* 10(3):347-360 2010.

SPOTORNO, P., TÂMEGA, F. T. S., BEMVENUTI, C. E. An overview of the recent vermetids (Gastropoda: Vermetidae) from Brazil. *Strombus*, v. 19, p. 1-8, 2012.

STEINER, A. Q.; ELOY, C. C.; AMARAL, J. R.; AMARAL, F. M. D.; SASSI, R. O turismo em áreas de recifes de coral: considerações acerca da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais(Estados de Pernambuco e Alagoas). *OLAM*. Rio Claro, v. 6, n. 2, p. 281-296. 2006.

STAT, M.; CARTER, D.; HOEGH-GULDBERG, O. The evolutionary history of Symbiodinium and scleractinian hosts – symbiosis, diversity, and the effect of climate change. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematic*, v. 8, n. 1, p. 23-43. 2006.

SPALDING, M.D.; FISH, L.; WOOD, L.J. Toward representative protection of the world's coasts and oceans—progress, gaps, and opportunities. *Conservation Letters*, v.1, n.5, p. 217-226. 2008.

TAYLOR, Y. Zonation of rock intertidal surfaces. In: Stoddart, D. R. & Johannes, R. E. (ed). *Coralreefs: researchs methods*. Inglaterra: Page Brothers Ltd. p.139-148. 1978.

TEYMOUR, A. R.; SANJANI M .S. Status of Coral Reef Species at Chabahar Bay, Sistan and Baluchistan, Iran. *Pakistan Journal of Biological Sciences*. 2010.

TRENCH, R. K.; Diversity of symbiotic dinoflagellates and the evolution of microalgal-invertebrate symbioses. In: Proc. 8th Int. Coral Reef Symposium.,2: 1275-1286. 1997.

UNITED NATIONS – UN, Office of Legal Affairs, Division for Ocean Affairs and Law of the Sea(1998). The United Nations Convention on the Law of the Sea (A historical perspective). Online.Disponível em:http://www.un.org/Depts/los/convention_agreements/convention_historical_perspective.htm.Acessoem 01 junho 2012.

VAUGHAN, T. W. & WELLS, J. W. Revision of the suborders, families, and genera of the Scleractinia.Geological Society of America.Special papers of Washington Museum. 44: 1-363. 1943.

VERON, J.E.N. Corals of the World.v.1.Australian Institute of Marine Science (AIMS).490pp.2000.

VERON, J.E.N.; HOEGH– GULDBERG, O.; LENTON, T. M.; LOUGH, J. M.; OBURA, D. O.;PEARCE – KELLY, P.; SHEPPARD, C. R. C.; SPALDING, M.; STAFFORD – SMITH, M. G.;ROGERS A. D. The coral reef crisis: The critical importance of <350 ppm CO₂. Marine PollutionBulletin.58, p.1428-1436, 2009.

VILLAÇA, R. PITOMBO, F. B. Benthic communities of shallow-water reefs of Abrolhos, Brazil. RevistaBrasileira de Oceanografia, v. 45, n 1/2, p. 35-43, 1997.

WARNER, M. E.; CHILCOAT, G. C.; MCFARLAND, F. K.; FITT, W. K. Seasonal fluctuations inthe photosynthetic capacity of photosystem II in symbiotic dinoflagellates in the Caribbean reefbuildingcoralMontastrea. Marine Biology, v. 141, p. 31-38. 2002.

WEIL L, BARRY T, MALISON J. Fast growth in rainbow trout is correlated with a rapid decrease in post-stress cortisol concentrations. Aquaculture, v.193, p.373-380, 2001.

WEIL, E., I; URREIZTIETA, J.; GARZÓN-FERREIRA. Geographic variability in the incidence of coral and octocorals diseases in the wider Caribbean.Proc 9 thInt Coral Reef Symp 2:1231-1237. 2002.

WEIL E, ROGERS C Coral reef diseases in the Atlantic-Caribbean. In: Dubinsky Z, Stambler N (eds) Coral reefs: Anecosystem in transition. Springer, Dordrecht, pp 465–491; 2011.

WESTMACOTT, S.; TELEKI, K.; WELLS, S.; WEST, J. Gestão de recifes de coral branqueados ou severamente branqueados. (1 Eds). Cambridge: IUCN Publication ServicesUnit. 36 p. 2000.

WILKINSON, C. Status of coral reefs of the world: summary of threats and remedial action. In: Coral Reef Conservation, Eds. Cote IM, Reynolds JD. Cambridge University Press, p. 3-39.2006.

WILKINSON, C. (ed.). Status of the Coral Reefs of the World: Global Coral Reef Monitoring Network and reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia. 2008.

WOODLAND, D. J.; HOOPER, J. N. A. THE EFFECT OF HUMAN TRAMPLING ON CORAL REEFS. BIOLOGICAL CONSERVATION. V. 11, P. 1-4. 1977.

YU K., ZHAO J., SHI Q., PRICE J. Recent massive coral mortality events in the South China Sea: Was global warming and ENSO variability responsible? Chemical Geology 320–321 54–65. 2012.

ZHANG, Q.; SHI, Q.; HUANG, H.; WANG, H.; ZHAO, M. Status monitoring and health assessment of Luhuitou fringing reef of Sanya, Hainan, China. Chinese Science Bulletin, v. 51, n. 2 p. 81-88, 2006.

ZHAO, M.X., YU, K.F., ZHANG, Q.M., SHI, Q., PRICE, G.J., Long-term decline of a fringing coral reef in the Northern South China Sea. Journal of Coastal Research, 72.1.2012.

ZLASTARSKI, V. N. e ESTALELLA, N. M. - Les scléactiniaires de Cuba avec dès données sur lês organismes associes. Editions AcadBulgareSci Sofia. 472pp. 1982.