

Tainá Luchese Gaspar

**SAÚDE DE CORAIS: ACOMPANHAMENTO TEMPORAL DE COLÔNIAS DE
SIDERASTREA STELLATA (VERRIL 1868) NO ATOL DAS ROCAS – BRASIL.**

Trabalho de Conclusão de Curso submetido à
Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção
do Título de Bacharel em Oceanografia.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Bárbara Segal Ramos.

Florianópolis

2018

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor através do Programa de
Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Gaspar, Tainá Luchese

SAÚDE DE CORAIS: ACOMPANHAMENTO TEMPORAL DE COLÔNIAS DE
SIDERASTREA STELLATA (VERRIL 1868) NO ATOL DAS ROCAS -
BRASIL. / Tainá Luchese Gaspar ; orientador, Bárbara
Segal, 2018.

59 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, , Graduação em ,
Florianópolis, 2018.

Inclui referências.

1. . 2. Saúde recifal. 3. Atlântico Sul Equatorial. 4.
El Niño. 5. Aquecimento Global. I. Segal, Bárbara. II.
Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em . III.
Título.

Tainá Luchese Gaspar

**SAÚDE DE CORAIS: ACOMPANHAMENTO TEMPORAL DE COLÔNIAS DE
SIDERASTREA STELLATA (VERRIL 1868) NO ATOL DAS ROCAS – BRASIL.**

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para a obtenção do Título de “bacharel em oceanografia”, e aprovado em sua forma final pelo Programa de Oceanografia.

Florianópolis, 05 de dezembro de 2018.

Prof.^a Dr.^a Juliana Leonel
Coordenadora do Curso

Banca Examinadora:

Prof.^a Dr.^a Bárbara Segal Ramos
Orientadora

Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Dr. Sérgio Ricardo Floeter
Universidade Federal de Santa Catarina

Dr.^a Anaide Wrublevski Aued
Universidade Federal de Santa Catarina

A Menina e o Mar

O mar sempre esteve ali
Acariciado pelos primeiros raios de sol
Anunciando vida, movimento
Um reino soberano.

Aos meus pés, quando cresci,
Aos meus olhos, se chorei, sorri
Aos meus medos e roupantes.

O mar sempre foi endereço
Rosa dos ventos, sossego e apreço
Ao vai e vem das ondas

Entre cheias e vazantes.
Nossas vidas se cruzam
Em águas doces, salgadas, salobras
Os dias e noites, as marés se vão

Esperamos ansiosos
Que aquele primeiro raio de sol
Que ao mar pertence
Nunca nos abandone, sempre nos ilumine
Que seja mar, sublime.

Paulo Ricardo Gaspar, 2018.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço aos meus pais Paulo e Vera, e meu irmão Caue, por me incentivarem desde cedo a descobrir a magia da ciência, e ao longo do caminho me proporcionarem oportunidades e apoio para tal.

Agradeço ao meu namorado, parceiro e melhor amigo Felipe cuja companhia foi essencial para a realização deste trabalho. Agradeço profundamente as alegrias, tristezas e dores compartilhadas.

Obrigado Bárbara, pela oportunidade de fazer parte da família LABAR, por acreditar e dedicar seu tempo a mim. Admiro a orientadora, professora e amiga que você é, cuja compreensão e cobranças sempre foram importantes, pois me fizeram chegar até aqui.

Agradeço a todos os professores do curso de Oceanografia por me proporcionarem o conhecimento não apenas racional, mas a manifestação do caráter e afetividade da educação no processo de formação profissional, por tanto que se dedicaram a mim, não somente por terem me ensinado, mas por terem me feito aprender. A palavra mestre, nunca fará justiça aos professores dedicados os quais sem nominar terão os meus eternos agradecimentos.

Agradeço a esta universidade, seu corpo docente, direção e administração que oportunizaram a janela que hoje vislumbro um horizonte superior, eivado pela acendrada confiança no mérito e ética aqui presentes.

Meus agradecimentos aos amigos do LABAR: Anaide, Vitor, Júlia, Marcelo, Jéssica, Lucas e Renan os quais fizeram o tempo no laboratório cada vez mais divertido, suave e gratificante. Obrigada por me ajudarem na minha formação, espero tê-los presentes na minha vida.

Agradeço ao CNPq e ao programa PELD ILOC e todos os envolvidos, pela amostragem, apoio, confiança, incentivos, ensinamentos e disponibilização das amostras para que eu pudesse realizar minha pesquisa: Carlos Eduardo Ferreira, Sérgio Floeter, Tito Lotufo, Jean Joyeux, Bárbara Segal, Carla Zilberbeg, Roberto Villaça, Luiz Rocha, Roberta Bonaldo, Andrea Freire, Maria Luiza Fontes, Jessica Marques, Alberto Lindner, João Gasparini, Paulo Horta, José Simonassi, Vicente Faria, Charles Gorri, João Krajewski, Melissa Carvalho, João de Freitas, Nadia Bonnet, Ronaldo Filho, Fransisca Oliveira, Leidson Lucena, Pablo Riul, Janayna Bouzon, Cintia Lhullier, Marina Sissini, Talita Pinto, Manuela Batista, Cesar Cordeiro, Osmar Júnior, Ramon Noguichi, José Gonçalves, Thiago Mendes, Raphael Macieira, Moysés Barbosa, Guilherme Longo, Anderson Batista, Anaide Aued, Juan Quimbayo, Renato Araújo, Luisa Fontoura, Thiony Simon, Hudson Pinheiro, Manoela Brandão, Luis Carlos Soares, Lais Chaves, Eric Mazzei, Mariana Teschima, Luana Borde, Caio Pimentel, Renata Mazzei, Erica Becker, Matheus Pacheco, Ana Luiza Pires, Júlia Oliveira, Tammy Aray, Flora Agnelli, Davi Candido, Maurizélia Silva, Kátia Capel e Jarian.

Agradeço a todos que direta ou indiretamente fizeram parte da minha formação, o meu muito obrigado.

RESUMO

O Atol das Rocas é um dos sítios insulares monitorados pelo Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração – Ilhas Oceânicas, sendo sua Reserva Biológica considerada uma das unidades de conservação mais efetivas do Brasil. Localizado a 266 km da costa da cidade de Natal – RN, o Atol caracteriza-se como um sistema próximo ao prístino e isolado de influências humanas diretas, onde impactos ambientais globais podem ser estudados sem o sinergismo dos distúrbios encontrados na zona costeira. Mesmo sendo um dos menores do mundo, o Atol das Rocas apresenta a geomorfologia característica dos demais atóis, incluindo entre outras feições, piscinas naturais. As piscinas do Atol das Rocas se dividem em fechadas, com baixa ação hidrodinâmica e cuja conexão com o oceano é restrita à maré alta e as piscinas abertas que estão ligadas constantemente com o oceano e apresentam alto hidrodinamismo. O complexo recifal se destaca pela sua formação majoritariamente composta por algas calcárias, gastrópodes vermetídeos e foraminíferos incrustantes, e em menor proporção por corais, dos quais a espécie *Siderastrea stellata* é dominante. O presente estudo monitorou a saúde das colônias de *S. stellata* através de indicadores de saúde dos corais que são: área viva das colônias, áreas com sobrecrecimento de algas, áreas com alteração de coloração e número de bioerodidores. Em maio de 2013 cinquenta colônias de *S. stellata* foram marcadas e até 2018 foram anualmente acompanhadas através de fotografias subaquáticas e fotoquadrados. Para avaliar a variação espacial dos diferentes ambientes, foram amostradas, nas piscinas abertas Falsa Barreta, Salão e Podes Crer respectivamente 11, 11 e 10 colônias. Enquanto nas piscinas fechadas Âncoras e Cemitério foram monitoradas nove colônias em cada. No total foram analisadas 290 fotografias através do programa PhotoQuad, cujos dados foram tratados e analisados estatisticamente no Excel. Com base nestas planilhas calculou-se a taxa de crescimento ou encolhimento das colônias ao longo do tempo, a frequência de alteração de coloração por piscina a cada ano, além do número de bioerodidores, sobrecrecimento e alteração de coloração relativa à área viva das colônias. De maneira geral a taxa média de crescimento mostrou-se negativa para todas as piscinas, entretanto analisando apenas o indicador área viva, as piscinas abertas apresentaram um encolhimento menor que as fechadas. O sobrecrecimento por algas aumentou ao longo do tempo em todas as piscinas, mas similar a área viva, teve um aumento menor nas piscinas abertas. Isto supõe uma condição de saúde melhor das colônias das piscinas abertas em detrimento das fechadas. Em relação às alterações de coloração, foi observado um pico neste

indicador de saúde no ano de 2016, principalmente nas piscinas abertas Falsa Barreta e Podes Crer, o que pode estar associado ao forte evento de El Niño de 2015-2016. Entretanto ratificando a suposição das piscinas abertas serem mais saudáveis, em 2017, as colônias antes com coloração alterada já estavam recuperadas. Conclui-se que o sistema recifal apresenta ampla variação temporal no estado de saúde do coral *S. stellata*, além da variação espacial entre as piscinas abertas e fechadas. Além disto, a espécie se mostrou útil para diagnosticar a saúde do sistema recifal e sua variação espaço temporal, uma vez que seus indicadores de saúde responderam à influência hidrodinâmica e ao evento climático de 2015-2016. Os resultados encontrados sugerem que a espécie *Siderastrea stellata* apresenta grande dinâmica e capacidade de recuperação, o que, portanto confere ao sistema recifal alta resiliência.

Palavras-chave: El Niño, Aquecimento Global, Indicador de Saúde, Atlântico Sul Equatorial.

ABSTRACT

Rocas Atoll is an oceanic island monitored by the Long Term Ecological Research Program – Oceanic Islands, and its Biological Reserve is considered one of the most effective conservation units in Brazil. Located 266 Km off the Natal – RN, the atoll is characterized as a pristine and isolated system of direct human influences, where global environmental impacts can be studied without the synergism of the disturbances found in the coastal zone. Even though it is one of the smallest in the world, the Rocas Atoll presents the characteristic geomorphology of other atolls, including, among other features, natural pools. The Rocas Atoll pools are divided in closed, with low hydrodynamic action and whose connection with the ocean is restricted to high tide and open pools that are constantly connected with the ocean and present high hydrodinamism. The reef complex stands out for its formation mostly composed of calcareous algae, vermetid gastropods and encrusting foraminifera, and to a lesser extent, of corals, of which the *Siderastrea stellata* species is dominant. The present study monitored the health of the *S. stellata* colonies through health indicators of coral: living area of the colonies, areas with overgrowth of algae and number of bioeroders. It is believed that colonies of different pools types have distinct characteristics in their health status over time, and also respond unequally to environmental changes such as the El Niño event. In May 2013 fifty colonies of *S. stellata* were tagged and until 2018 were monitored through underwater photos and photoquadrats. In order to evaluate the spatial variation of the different environments, were sampled in the open pools Falsa Barreta, Salão and Podes Crer respectively 11, 11 and 10 colonies. While in the closed pools Anchors and Cemetery nine colonies were monitored in each. In total, 290 photographs were analyzed through the PhtoQuad program, whose worksheets were treated and analyzed statistically in Excel. Based on these worksheets the rate of growth or shrinkage of the colonies over time, the frequency of change of coloration per pool, and the number of bioerodidores, overgrowth and altered coloration relative to the living area of the colonies were calculated. In general, the average growth rate was negative for all tidal pools, however analyzing only the live area indicator, the open pools presented a shrinkage slightly lower than the closed ones. Algae overgrowth increased over time in all pools, but similar to the living area, had a slightly smaller increase in open pools. This supposes a better health condition of the colonies of the open tidal

pools in detriment of the open ones. Regarding color changes, a peak was observed in this health indicator in 2016, especially in the open pools Falsa Barreta and Podes Crer, which may be associated with the strong El Niño event of 2015-2016. However, ratifying the assumption that open tidal pools are healthier, by 2017 the colonies with altered coloration were already recovered. It is concluded that the reef system presents a wide temporal variation in the health status of *S. stellata* coral, besides the spatial variation between open and closed pools. In addition, the species showed useful to diagnose the health of the reef system, and its temporal space variation, since its health indicators responded to the hydrodynamic influence and climatic event of 2015-2016. The results suggest that the species *Siderastrea stellata* presents great dynamics and recoverability, which, therefore, gives the reef system high resilience.

Key-words: El Niño, Global warming, health indicator, Equatorial South Atlantic.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** **A)** Marcação das colônias de *S. stellata* do Atol das Rocas em 2013 (Foto: Anaide Aued). **B)** Pregos galvanizados e etiquetas de marcação das colônias de *S. stellata* do Atol das Rocas (Foto: Anaide Aued). **C)** Estrutura de PVC e fotoquadrado utilizados na amostragem de *S. stellata* do Atol das Rocas para padronização das imagens (Foto: Vitor Picolotto)..... 27
- Figura 2:** Localização da área de estudo, Atol das Rocas - NE Brasil, apontando as piscinas amostradas no estudo. Mapa adaptado de Longo et al., 2015. 28
- Figura 3:** Análise dos indicadores de saúde dos corais em colônia de *S. stellata* do Atol das Rocas através do programa PhotoQuad. 30
- Figura 4:** **A)** Fórmula utilizada para calcular a taxa de crescimento ou encolhimento de cada colônia de 2013 para 2018 (Cáceres et al., 2015). **B)** Fórmula utilizada para calcular a taxa de prevalência de alteração de coloração para cada piscina anualmente (Miller e Williamns, 2007). 31
- Figura 5:** Área viva média (+erro padrão) das colônias de *S. stellata* do Atol das Rocas de 2013 a 2018..... 32
- Figura 6:** Média anual do número de bioerodidores por área (+ erro padrão) das colônias de *S. stellata* do Atol das Rocas de 2013 a 2018..... 33
- Figura 7:** Taxa relativa de prevalência de áreas com alteração de coloração nas colônias de *S. stellata* do Atol das Rocas de 2013 a 2018..... 33
- Figura 8:** Taxa de crescimento médio (\pm erro padrão) das colônias de *S. stellata* monitoradas no Ato das Rocas entre 2013 e 2018 por piscina..... 34
- Figura 9:** Médias anuais (+ erro padrão) das áreas com alteração de coloração relativa à área viva das colônias de *S. stellata* do Atol das Rocas de 2013 a 2018..... 35
- Figura 10:** Evolução relativa dos indicadores de saúde dos corais nas colônias de *S. stellata* do Atol das Rocas de 2013 para 2018..... 36
- Figura 11:** Colônia 01 da piscina Falsa Barreta exemplificando a grande variação de área viva das colônias de *S. stellata* do Atol das Rocas, entre 2013 e 2018. 37
- Figura 12:** Completo sobrecrescimento por algas verdes na colônia 06, da piscina aberta Falsa Barreta, e por matriz de sedimentos e algas (turf) na colônia 21, da piscina fechada Âncoras. 37

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Características das piscinas amostradas. Adaptado de Lima 2013.....	27
--	----

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
1.1 Objetivo Geral.....	23
1.2 Objetivos Específicos	23
2. MATERIAIS E MÉTODOS	23
2.1 Área de Estudo.....	23
2.2 Coleta de dados.....	26
2.3. Análise das fotografias.....	28
2.4. Análise de Dados	30
3. RESULTADOS.....	32
3.1. Resultados espaciais	32
3.2. Resultados Temporais.....	34
4. DISCUSSÃO.....	38
5. CONCLUSÕES.....	41
6. REFERÊNCIAS	43

1. INTRODUÇÃO

Os ambientes recifais cobrem aproximadamente 0,1% dos oceanos e são encontrados em mais de 100 países e territórios ao longo das regiões tropicais e subtropicais (BUDDEMEIER et al, 2004). Além de abrigarem um terço da vida marinha, estes ambientes são de extrema importância para nações destas regiões, pois fornecem bens e serviços (MOBERG & FOLKE, 1999; LEÃO & DOMINGUEZ, 2000). Sua importância econômica é destacada pelos serviços providos, como atração turística, proteção contra ação de ondas e marés, além de suporte e abrigo a uma variedade de comunidades marinhas de interesse econômico, como peixes, moluscos, crustáceos, algas, entre outros (REAKA-KUDLA, 1997; KNOWLTON, 2008). Economicamente sua importância é estimada pela valoração dos seus serviços ecossistêmicos anuais entre 8 e 352 mil dólares por hectare (CONSTANZA et al., 2014). Acredita-se que 500 milhões de pessoas que vivem em países em desenvolvimento dependem em algum grau dos recifes de coral (WILKINSON, 2008). Todavia, a destruição de apenas um quilômetro de recifes de corais pode causar um prejuízo de até \$1,2 milhões (BRYANT et al., 1998; TOTH et al., 2012). Sendo estas estimativas apenas para fins comparativos, elas permitem uma valoração aproximada de um ecossistema que na verdade está acima de qualquer valor monetário.

Na vertente ecológica, a importância dos recifes é indiscutível por se tratar do ecossistema mais diverso dos mares e por concentrar, globalmente, a maior abundância de biodiversidade de todos ambientes marinhos (HOGDSON, 1999; ADEY, 2000). Um recife de coral é uma estrutura mineral, rígida construída por organismos marinhos (animais e vegetais) portadores de esqueleto calcário e resistente às ações mecânicas das ondas e correntes marinhas (LEÃO, 1994). Os principais construtores de recifes coralíneos são os cnidários bentônicos, com grande importância ecológica nos ambientes recifais, bem como as algas calcárias e moluscos vermetídeos (BAYER, 1961, CANDISANI, 2002). Em alguns recifes, principalmente no Brasil, o crescimento de organismos, como algas calcárias, pode assumir uma relevância igual ou maior que a dos próprios corais (KIKUCHI & LEÃO, 1997).

No entanto, os recifes de coral ao redor do mundo e as populações que dependem direta ou indiretamente destes ecossistemas estão enfrentando uma infinidade de ameaças globais, regionais e locais, que incluem: alterações climáticas, turismo em

massa, desenvolvimento urbano, agricultura, poluição, sobrepesca, sedimentação, entre outros (HUGHES et al., 2003; PANDOLFI et al., 2003; HOEGH-GULDBERG et al., 2007; SEGAL e CASTRO, 2011). As agressões aos recifes costeiros são resultado dos efeitos sinérgicos da eutrofização das águas associada à poluição de esgotos domésticos, altas taxas de sedimentação e turbidez, sobrepesca, o aquecimento superficial das águas, além disso, os ecossistemas recifais são ameaçados pela ocorrência de eventos de branqueamento e doenças dos corais (LEÃO et al., 2010; ANTHONY et al., 2011).

No atual cenário de degradação costeira, ilhas e atóis oceânicos surgem como sistemas relativamente mais resguardados da influência humana e, portanto, úteis para estudos de processos naturais, por apresentarem maior semelhança com suas condições prístinas (PANDOLFI et al., 2003). Apesar de suscetíveis aos mesmos impactos climáticos globais da costa e impactados pela pesca e poluição em menor grau, o isolamento geográfico dos ambientes oceânicos diminui o efeito sinérgico de diferentes fatores estressantes (SANDIN et al., 2008). Desta maneira, o monitoramento de ecossistemas insulares é ferramenta chave para compreender suas variações naturais e associar a possível influência de mudanças ambientais globais nas alterações das comunidades recifais (SANDIN et al., 2008). Além de que podem fornecer conhecimentos ecológicos sobre a resiliência destes ambientes contra mudanças climáticas (SOARES et al., 2017).

Estimativas indicam que 19% de área de recifes de coral foram efetivamente perdidas nos últimos 30-50 anos, enquanto apenas 46% dos recifes do mundo são considerados como relativamente saudáveis (WILKINSON, 2008). De acordo com Hughes et al., (2018) setenta e dois por cento dos Patrimônios Mundiais que abrigam recifes foram expostos a stress termal severo e ou recorrente durante os últimos três anos. Além desses estudos, programas de monitoramento também foram lançados ao redor do mundo para determinar as causas e consequências da degradação dos recifes de coral, com o objetivo principal de fornecer dados que auxiliem em um manejo efetivo (HILL; WILKINSON, 2004) e, conseqüentemente, minimizem os efeitos dessa degradação e declínio.

No Brasil, uma das iniciativas importantes de avaliação de comunidades recifais é o Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (PELD), cujos sítios representam diversas áreas de referência para estudos ecológicos nacionais. O sítio das Ilhas Oceânicas (ILOC) do programa PELD visa monitorar em longo prazo os

componentes bióticos, que incluem compartimentos dos bentos e nécton, além de indicadores da microbiota associada, da diversidade genética e funcional dos sistemas recifais insulares.

Dentre os sítios insulares oceânicos do PELD destaca-se como mais preservada a Reserva Biológica do Atol das Rocas, sob proteção do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). O atol localiza-se a 144 milhas náuticas (mn) da cidade de Natal – Brasil, o que ressalta seu isolamento de impactos como carreamento de sedimentos e nutrientes da costa, mas não de impactos climáticos globais. De acordo com Wild et al. (2011) a temperatura do oceano tropical tem aumentado entre 0,07°C a 0,5°C por década. Tal aquecimento somado a distúrbios prolongados nas temperaturas, como os gerados pela Oscilação Sul do El Niño (ENSO do inglês “El Niño Southern Oscillation”), estão correlacionados com fortes eventos de branqueamento, doenças e mortalidade de corais, estudados principalmente nas regiões do Pacífico e Atlântico Norte (HOEG-GULDBERG 1999; FERREIRA et al. 2013; MANZELLO et al. 2015; EAKIN et al. 2016; HUGHES et al. 2017).

Durante eventos de ENSO os ventos sobre a região equatorial do Pacífico diminuem de intensidade, aumentando a profundidade da termoclina e enfraquecendo ressurgências na costa ocidental da América do Sul. Além de aquecer a superfície do mar o fenômeno também limita a chegada de nutrientes gerando desequilíbrio no ecossistema local (HARTMAN, 1994). Apesar da Influência do ENSO ser mais conhecida no Pacífico e no Atlântico Norte, como na Grande Barreira de Corais e Caribe (LOUGH, 1994; HUGHES et al., 2017; GOULET et al., 2017), o fenômeno tem papel importante na determinação das anomalias da temperatura superficial do mar (TSM) no Atlântico Sul (RODRIGUES et al., 2011; LISBOA et al., 2018). No Brasil, fortes eventos de ENSO foram responsáveis por aumentos da TSM em 1987, 1992, 1998, 2003, 2010 e 2016 (SOPPA et al., 2007; FERREIRA et al., 2013, AMPOU et al., 2017; LISBOA et al., 2018). Leão e colaboradores (2008) ressaltam que os efeitos desses aumentos nas TSMs estão correlacionados com eventos de branqueamento de corais brasileiros, assim como em diversos lugares do mundo.

Alterações nas condições naturais em recifes de corais, como o aumento da temperatura, podem perturbar a competição dos organismos bentônicos por espaço, um dos recursos mais disputados neste ambiente (GRILLO et al., 2018). A perda da cobertura coralínea, pelo sobrecrecimento de algas, por exemplo, pode levar à

deterioração do recife, comprometendo a perpetuidade do ecossistema e funções recifais (ALVAREZ-FILIP et al., 2009; CÔTÉ et al., 2005). Programas de monitoramento de ecossistemas recifais, em sua maioria, utilizam indicadores para detectar mudanças e aferir sobre sua saúde (HILL e WILKINSON, 2004). Um indicador é uma variável que mede variações no ambiente, de origem antrópicas ou não, e pode prover informação sobre o sistema (GARZÓN-FERREIRA et al., 2005). Medidas abióticas, como a temperatura e salinidade da coluna d'água representam de maneira pontual e específica a resposta do ambiente a oscilações em suas condições. Em contrapartida o uso de indicadores bióticos de saúde recifal se destaca por fornecer uma medida integrada no tempo da resposta de recifes de corais as variações ambientais (COOPER et al., 2009). Todavia, dada a variabilidade de fatores que influenciam os recifes, é mais efetivo usar um conjunto de indicadores, ao invés de apenas um, para atribuir mudanças ecológicas a mudanças ambientais (ERDMANN & CALDWELL 1997; JAMESON et al. 1998, COOPER et al., 2008).

O processo chamado de branqueamento é a resposta mais conhecida dos corais em relação às alterações climáticas, o qual segundo Hoegh-Guldberg, (1999) e Lesser (2004) pode ser causado pela expulsão das zooxantelas (simbiontes) do tecido dos corais e/ou pela perda dos pigmentos dessas microalgas. Nesta simbiose, o papel das zooxantelas é garantir, a partir da fotossíntese, carbono energético para o crescimento, reprodução e sobrevivência dos corais (MUSCATINE, 1990), além da maior parte da coloração característica observada nestes animais, oriunda dos pigmentos fotossintéticos algáceos (VENN et al ., 2006). A incidência e a intensidade do branqueamento dos corais podem provocar mudanças substanciais na biodiversidade, reprodução, diminuição do crescimento linear e redução da taxa de calcificação do esqueleto dos corais e, conseqüentemente, na manutenção e no desenvolvimento da estrutura recifal (FITT et al., 1993; WILKINSON et al., 1999; CARILLI et al., 2009). A recuperação ou mortalidade dos corais após um evento de branqueamento vai depender, entre outros fatores, da intensidade e extensão desse período de anomalia térmica, e da susceptibilidade e capacidade de adaptação desses organismos, uma vez que este fenômeno afeta diferentes espécies de diferentes maneiras (MCCLANAHAN et al., 2005; MIRANDA et al., 2013).

Existem diversos fatores que podem causar branqueamento nos corais, como o contato direto com algumas espécies de macroalgas (RASHER & HAY 2010; RASHER

et al., 2011; ANDRAS, 2012), hiperoxigenação da água do mar (DINSDALE et al., 2008), mudanças na salinidade, sedimentação e radiação ultravioleta (LESSER, 2006; 2011). Entretanto a grande maioria dos estudos relaciona este fenômeno ao estresse térmico causado pelo aumento da temperatura superficial da água do mar, especialmente durante eventos de El Niño (CASTRO & PIRES, 1999; 2001; FITT et al., 2001; KELMO et al., 2003; LEÃO et al., 2008; OLIVEIRA, 2008; EAKIN et al., 2010; FERREIRA et al., 2013; MIRANDA et al., 2013, HUGHES et al., 2017; HUGHES et al., 2018). Esta resposta dos corais às alterações no ambiente torna o fenômeno de branqueamento nestes organismos, um bioindicador qualitativo 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).

O branqueamento também pode resultar em um aumento da vulnerabilidade dos corais às infecções por patógenos causadores de diversos tipos de doenças (BELLWOOD et al., 2004; BUDDEMEIER et al. 2004). As doenças que afetam corais têm aumentado significativamente nas últimas três décadas e atualmente representam uma das principais causas da perda de cobertura e biodiversidade de coral ao redor do mundo (RAYMUNDO et al., 2008). A primeira ocorrência de doença em corais, uma anomalia no esqueleto, foi registrada em 1965 e durante as três décadas subsequentes, somente quatro novas doenças foram relatadas (SUTHERLAND et al., 2004). A partir de 1996, os relatos sobre doenças no Indo-Pacífico e principalmente no Caribe aumentaram consideravelmente, com mais de 14 tipos de novas doenças descritas em nove anos (SUTHERLAND et al., 2004). No Brasil, o primeiro estudo sobre doenças em corais foi publicado por Francini-Filho e colaboradores (2008) para a região de Abrolhos, os quais relatam o aparecimento das doenças a partir do ano 2005, mesmo com a realização de monitoramento desde 2001. Outros relatos mostram algumas anomalias/ síndromes/ doenças sofridas por alguns cnidários na costa do Estado de Pernambuco, da Paraíba e do Rio de Janeiro (AMORIM, 2009; CAVALCANTE, 2011; CASSOLA, 2016).

As doenças em corais são reconhecidas como um fenômeno global, com o potencial de ameaçar até sistemas recifais remotos por todos os oceanos do mundo (ICRI/UNEP-WCMC, 2010; FERREIRA et al., 2013). Assim como no branqueamento, mudanças em condições ambientais podem afetar o equilíbrio fisiológico do coral

holobionte, alterando a comunidade microbiana residente (SANTAVY; PETERS, 1997; SUTHERLAND et al., 2004). Essa alteração pode aumentar a susceptibilidade aos agentes infecciosos (bactérias, fungos ou vírus) e/ou enfraquecer o sistema imunológico do hospedeiro, resultando no adoecimento dos corais (HARVELL et al., 2007). A predominância das doenças aumenta com o incremento de influências antrópicas (GREEN e BRUCKNER, 2000; BRUNO et al. 2007a), e com aquecimento da água do mar, o qual pode facilitar a propagação de patógenos e reduzir a resposta imunológica coralínea (COOPER et al., 2009), principalmente em espécies de corais com altas taxas de crescimento (BRUNO et al., 2007b).

Diversos estudos associam alterações de coloração em colônias a doenças em corais ao redor do mundo, incluindo “manchas escuras” (SUTHERLAND et al., 2004; GOCHFELD et al., 2006; FRANCINI-FILHO et al., 2008; WEIL e ROGERS, 2011; FERREIRA et al., 2013) “faixas pretas” (KUTA; RICHARDSON, 2002; KRAMARSKY-WINTER et al., 2014); e “praga branca” (SUTHERLAND et al., 2004; FRANCINI-FILHO et al., 2010). A identificação de cada uma destas doenças dependerá do reconhecimento do patógeno causador, o que torna as pesquisas nesta área mais onerosas. Entretanto mesmo que não sejam identificadas doenças específicas, a alteração de cor das colônias indica mudanças no estado de saúde do coral. Faixas pretas anormais à coloração dos corais, por exemplo, são associadas à “doença de faixas pretas” (do inglês Black Band Disease - BBD), ou ainda pontos pretos relacionados à doença chamada de “Dark Spots”.

Além de alteração de cor, a estimativa de densidade de macrobioerodidores em colônias de corais tem sido sugerida como um indicador potencial da saúde recifal e de mudanças na qualidade da água (SAMMARCO & RISK 1990; HUTCHINGS & PEYROT-CLAUSADE 2002; COOPER e FABRICIUS, 2007; COOPER et al., 2009). Bioerosão é o processo de erosão do substrato por atividade biológica, podendo ser interna, através de macro e microbioerodidores, ou externa por herbivoria (BELLWOOD, 1995). Pesquisas realizadas nas Ilhas Cayman (ROSE e RISK 1985) e na Grande Barreira de Corais (SAMMARCO e RISK 1990; RISK et al. 1995) encontraram uma relação inversa entre a abundância de bioerodidores e a distância da costa, e atribuíram esta relação à maior exposição das áreas costeiras à descarga de efluentes e aos nutrientes lixiviados do continente. De acordo com Cooper e colaboradores (2009) a abundância de macrobioerodidores provê uma medida útil e

integrada no tempo das mudanças na qualidade da água e conseqüentemente da saúde dos corais, e por isso deve ser usada em monitoramentos de longa duração.

A espécie *Siderastrea stellata* (Verrill, 1868) é um dos principais organismos construtores de recifes no Brasil (OLIVEIRA, 2012). Além disto, é um dos corais pétreos com maior distribuição ao longo do litoral brasileiro, sendo endêmico dessas águas (HETZEL e CASTRO, 1994). A espécie é encontrada desde o Parcel do Manuel Luís, no Maranhão, até a costa de Cabo Frio, no Rio de Janeiro (OLIVEIRA, 2012). Além de ser encontrada nas comunidades recifais adjacentes à boca do Rio Amazonas, na costa do estado do Pará (CORDEIRO, 2015). De acordo com Echeverria e colaboradores (1997), *Siderastrea stellata* é a espécie construtora de recifes dominante em todas as piscinas do Atol das Rocas. Tem por característica a morfologia maciça e pólipos pequenos (~ 3,2 mm de diâmetro) que se assemelham a estrelas, sendo este último fator o que provavelmente contribuiu para a designação de seu nome em latim (*Siderastrea* – constelação; *stellata* – estrelas) (LINS-DE-BARROS, 2005).

A região do Atol das Rocas poderá servir como uma região controle no estudo do branqueamento das colônias e da saúde dos corais, visto que esta localidade se encontra isolada e com baixa interferência da ação do homem (KIKUCHI, 1994). Além disto, o atol representa uma importante área de estudo pela sua variedade de habitats e por apresentar características quase prístinas (LONGO et al., 2015). Ainda assim a região do nordeste brasileiro, adjacente ao Atol das Rocas, apresenta um aumento do impacto humano, impulsionado pelas pressões de pesca, navegação e mudanças climáticas (HALPERN et al., 2015). Apesar da existência de informações sobre a abundância de *S. stellata* (ECHEVERRIA et al., 1997, FONSECA et al., 2012), cobertura percentual (LONGO et al., 2015), sua importância para estudos paleoclimáticos (MAYAL et al., 2009, OLIVEIRA 2012, PEREIRA et al., 2016; EVANGELISTA et al., 2018) e sua dinâmica populacional. (PINHEIRO et al., 2017), a saúde recifal do Atol das Rocas até hoje só foi pesquisada por Gaspar (2014), mas principalmente a partir de foraminíferos bentônicos e em menor grau utilizando-se da coloração dos corais. Sendo assim o presente estudo, como parte integrante do PELD-ILOC, realizou o monitoramento de colônias de *Siderastrea stellata* de 2013 a 2018, analisando-as através de indicadores de saúde dos corais. Os indicadores acompanhados foram a área viva das colônias, áreas com alteração de coloração, áreas com sobre crescimento de algas e número de bioerodidores. Acredita-se que mudanças e

eventos climáticos podem alterar o estado de saúde da população estudada; e que diferentes condições hidrodinâmicas do atol interferem naturalmente nos indicadores analisados.

1.1 Objetivo Geral

Monitorar a variação espaço temporal da saúde de colônias de *Siderastrea stellata* no Atol das Rocas, entre 2013 e 2018 entre piscinas abertas e fechadas, através de indicadores de saúde dos corais.

1.2 Objetivos Específicos

- Mensurar a área viva de determinadas colônias de *S. stellata* no Atol das Rocas;
- Identificar, avaliar e medir a existência de alteração de coloração nas colônias marcadas;
- Reconhecer e aferir a presença de bioerodidores nas colônias;
- Quantificar a área viva de *S. stellata* sobrecrescida por algas, em partes isoladas do perímetro das colônias;
- Verificar a influência da hidrodinâmica nos indicadores de saúde dos corais, através das diferentes piscinas monitoradas;
- Investigar a influência da condição climática alterada durante evento de El Niño em 2016 nos indicadores da saúde recifal.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O Atol das Rocas é um dos menores atóis do mundo, com 7,5 Km² de área interna e é o único atol do Atlântico Sul Equatorial Ocidental. Está localizado a 266 Km da cidade de Natal – Rio Grande do Norte, entre as coordenadas 3°51'S e 33°49'W (KIKUCHI e LEÃO, 1997; GHERARDI; BOSENCE, 2001; ALMEIDA, 2006). O Atol se desenvolve sobre a porção oeste da Cadeia de Montanhas de Fernando de Noronha, cuja base encontra-se a 4000 metros de profundidade. Em 1979 foi decretado como Reserva Biológica (ReBio) Marinha do Atol das Rocas (Decreto Federal nº 83.549/1979), delimitada pela isóbata de 1000m e sendo a primeira área marinha

protegida do Brasil. Porém a efetiva implantação da unidade só iniciou em janeiro de 1990, quando apenas atividades de pesquisa e monitoramento passaram a ser permitidas (KIKUCHI, 1994). Em 2001, os 351,8641 km² da ReBio do Atol das Rocas foram reconhecidos como Sítio do Patrimônio Mundial Natural da UNESCO (GROSSMAN et al., 2012).

A região está sob influência sazonal da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), caracterizada pela variação de baixa pressão atmosférica, ventos fracos e alta precipitação (NIMER 1989, EVANGELISTA et al., 2018), além da influência da Corrente Sul Equatorial (FISCHER et al. 2007), o que compõe o clima Tropical oceânico predominante no atol. Os ventos de leste (E) e sudeste (SE) são predominantes ao longo do atol mas apresentam variação sazonal na predominância da direção e intensidade. Durante o inverno austral observa-se 35% de ventos de SE e 15% de E, com velocidades até 15,0 m/s, já no verão, ventos de SE apresentam frequência de 20% velocidade frequentemente acima de 20,0 m/s (KIKUCHI e LEÃO 1997).

Apresenta regime semi-diurno de mesomareés, com nível máximo de sizígia podendo chegar a 3,8 metros a partir do nível zero de maré (GHERARDI e BOSENCE 2001). De maneira geral as ondas atingem mais a porção SE do atol, devido à maior incidência dos ventos deste quadrante, embora a refração também possa gerar ondas que quebram no lado oeste abrigado (GHERARDI e BOSCENE 2001). A temperatura média superficial da água varia entre 27 e 29 °C e a salinidade entre 36 e 37 (FONSECA, 2010), entretanto nas piscinas do Atol a temperatura pode chegar à 42 °C (SOARES et al., 2011) e a salinidade a 42 (KIKUCHI e LEÃO, 1997). As condições oceanográficas de ventos são dominadas por ventos alísios de sudoeste durante maior parte do ano, com exceção dos períodos entre abril – maio e agosto – outubro quando os ventos atingem suas velocidades médias mínimas e máximas, associado à sazonalidade da ITCZ (COSTA et al., 2016).

O recife do Atol das Rocas possui formato suavemente elíptico, alongado na direção Leste (E) – Oeste (W), com diâmetros E – W de 3,5 Km e Norte (N) – Sul (S) de 2,5 Km aproximadamente, e um perímetro estimado em 11 Km (LEÃO et al., 2003; ALMEIDA, 2006; PEREIRA et al., 2010). Mesmo diminuto apresenta subdivisão de ambientes similares aos atóis do Caribe, como piscinas e canais, crista, platô e frente recifais, ilhas e depósitos arenosos, além de uma laguna rasa permanente (KIKUCHI e

LEÃO, 1997). Os canais que comunicam a parte interna do atol com o mar de fora estão localizados a noroeste – Barretinha - e a norte – Barretão -, sendo o último responsável por manter a conexão da laguna do atol com o oceano (KIKUCHI e LEÃO, 1997; NETTO et al., 1999; GHERARDI e BOSENCE, 2001).

Na parte exterior oeste e sudoeste do platô recifal do Atol das Rocas, chamada frente recifal, encontram-se reentrâncias de grandes dimensões conhecidas como piscinas abertas, que mantêm conexão constante com o oceano. As piscinas abertas apresentam alta hidrodinâmica, incidência de ondas e processos de troca de água (LONGO et al. 2015). Na mesma região encontram-se cavidades menores cuja conexão com o mar é restrita à maré alta, chamadas de piscinas fechadas, que se encontram ao longo do anel recifal, faixa periférica de pavimento recifal que delimita a parte interna do recife. Nessas piscinas a hidrodinâmica, incidência de ondas e troca d'água são reduzidas (LONGO et al. 2015). Na porção oeste do Atol existem duas ilhas arenosas: a Ilha do Cemitério e a Ilha do Farol (LEÃO et al., 2003), onde mais de cem mil aves marinhas nidificam e/ou forrageiam gerando o guano e seus nutrientes associados. (FONSECA, 2010).

O sedimento de Rocas é composto basicamente por bioclastos, sem constatação da possível presença de minerais. Apresenta feições de areia média, grossa e muito grossa, e é composto principalmente por: algas calcárias, tubos de poliquetas, foraminíferos, gastrópodes, fragmentos de conchas de bivalves, de crustáceos, esponjas, corais, espículas de esponjas e espinhos de equinodermos, sendo as algas calcárias o bioclasto mais notável (PEREIRA et al., 2008).

Segundo Gherardi e Bosence (1999) o principal organismo construtor dos recifes no Atol das Rocas é a espécie de alga coralínea incrustante *Porolithon cf. pachydermum*, que ocorre associada a outras espécies do mesmo gênero e a mais três outros gêneros de algas coralíneas: *Lithophyllum*, *Lithoporella* e *Sporolithon*. Além das algas, outros organismos incrustantes como gastrópodes vermetídeos, corais escleractíneos, poliquetas e o foraminífero *Homotrema rubrum* atuam secundariamente na construção do recife (GHERARDI; BOSENCE, 1999, 2001). Em relação aos corais construtores verifica-se o domínio de apenas uma espécie, *Siderastrea stellata* (MAIDA; FERREIRA, 1997; KIKUCHI e LEÃO, 1997). Através de um testemunho, Evangelista e colaboradores (2018) analisaram a taxa de crescimento vertical de *S.*

stellata anualmente entre 1970 e 2009, a qual variou entre 3.76 e 8.53 mm/ano e teve média de 6.01 ± 1.08 mm/ano. Ademais, o mesmo estudo encontrou uma tendência positiva no crescimento anual da espécie nas últimas décadas, acompanhada do aumento do “estresse do vento”, dada pela tensão de cisalhamento exercida pelo vento na superfície do oceano (ÇENGEL e CIMBALA, 2007).

A composição e estrutura de comunidades bentônicas estudadas no Atol das Rocas, incluindo macroalgas, meiofauna e cnidários, demonstram diferentes padrões de distribuição desses organismos entre as faces barlavento e sotavento do recife, relacionadas principalmente às particularidades físico-químicas da água, do regime de ventos e das correntes de maré (ECHEVERRÍA et al., 1997; NETTO et al., 1999; GHERARDI e BOSENCE, 2001; 2005; VILLAÇA et al., 2010). Além de diferentes padrões bentônicos entre piscinas abertas e fechadas (LIMA, 2013; LONGO et al., 2015). Echeverría et al. (1997) descrevem três zonas de diversidade de corais, sem considerar percentuais de cobertura, onde a região mais rica está compreendida no sul e oeste do atol (até a Barretinha), seguida de uma área muito pobre entre os dois canais e uma área de transição localizada a nordeste e leste do atol.

Longo e colaboradores (2015) encontraram diferenças fisionômicas significativas ao analisar os diferentes padrões da comunidade benthica em piscinas abertas e fechadas do atol. Segundo o estudo, as algas não calcificantes são o grupo mais abundante em cobertura nas piscinas fechadas (51%), seguido por sedimentos (31%) e algas coralíneas crostosas (6%). Enquanto nas piscinas abertas o grupo mais abundante foi composto de algas calcáreas articuladas (33%), seguido pela alga *Caulerpa verticillata* (15%) e algas não calcificantes (14%). Ainda neste estudo a espécie *S. stellata* foi o principal representante de corais escleractíneos, com 8% de cobertura nas piscinas abertas e 3% nas fechadas.

2.2 Coleta de dados

Em estudos bentônicos em ambientes recifais tem-se utilizado amplamente de técnicas remotas como fotografias subaquáticas (fotoquadrados) (BIANCHI et al, 2004; SANDIN et al, 2008; MELLIN et al, 2012), cuja vantagem é ser uma técnica não destrutiva, relativamente rápida em campo e de baixo custo. Em ambientes bentônicos

de ilhas oceânicas, a aplicação dessa técnica se mostra ainda mais confiável, em função das águas serem naturalmente mais claras (sem grandes aportes de material terrígeno).

Em maio de 2013 sessenta colônias da espécie de coral construtor dominante do Atol, *Siderastrea stellata*, foram marcadas com o uso de vergalhões, pregos galvanizados e etiquetas de identificação (Figura 1A e B). A partir das marcações as colônias foram encontradas e fotografadas anualmente no mesmo mês por meio de mergulhos autônomos e livres, com exceção das fotografias de 2018 cuja expedição iniciou em maio e terminou em junho. Com o objetivo de padronizar as amostras, as colônias foram fotografadas com o auxílio de uma estrutura de PVC, cuja haste mantém fixa a distância entre a câmera e a colônia a ser fotografada, além de um quadrado do mesmo material com arestas medindo 60 cm (fotoquadrado) que serviu de escala para as análises posteriores (Figura 1C). Mesmo que a área do fotoquadrado limite o tamanho máximo das colônias amostradas, estas foram escolhidas como os tamanhos médios, estimados visualmente, das colônias de cada piscina.

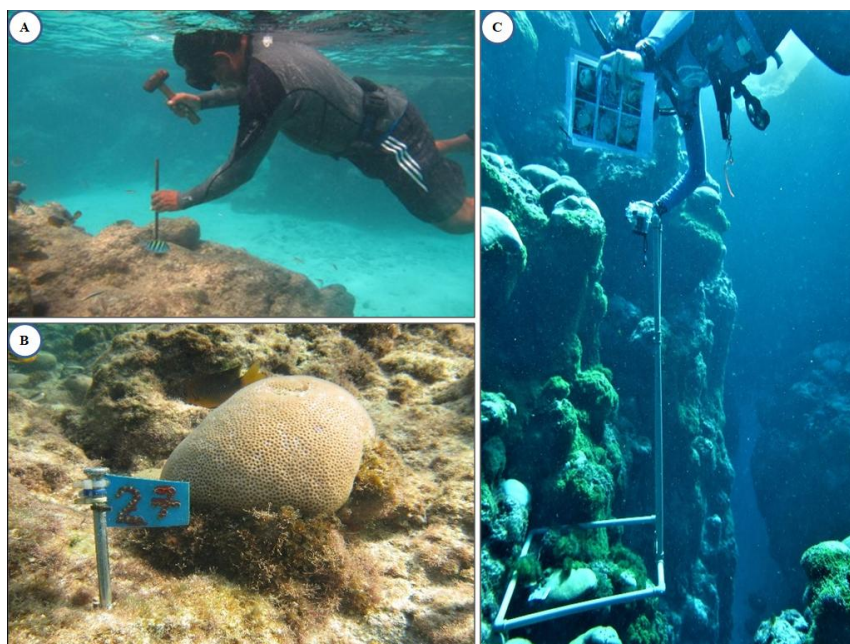


Figura 1: A) Marcação das colônias de *S. stellata* do Atol das Rocas em 2013 (Foto: Anaide Aued). B) Pregos galvanizados e etiquetas de marcação das colônias de *S. stellata* do Atol das Rocas (Foto: Anaide Aued). C) Estrutura de PVC e fotoquadrado utilizados na amostragem de *S. stellata* do Atol das Rocas para padronização das imagens (Foto: Vitor Picolotto)

As colônias amostradas estão distribuídas entre piscinas abertas e fechadas do Atol das Rocas visando examinar a diferença da hidrodinâmica nos indicadores de saúde dos corais (Figura 2).

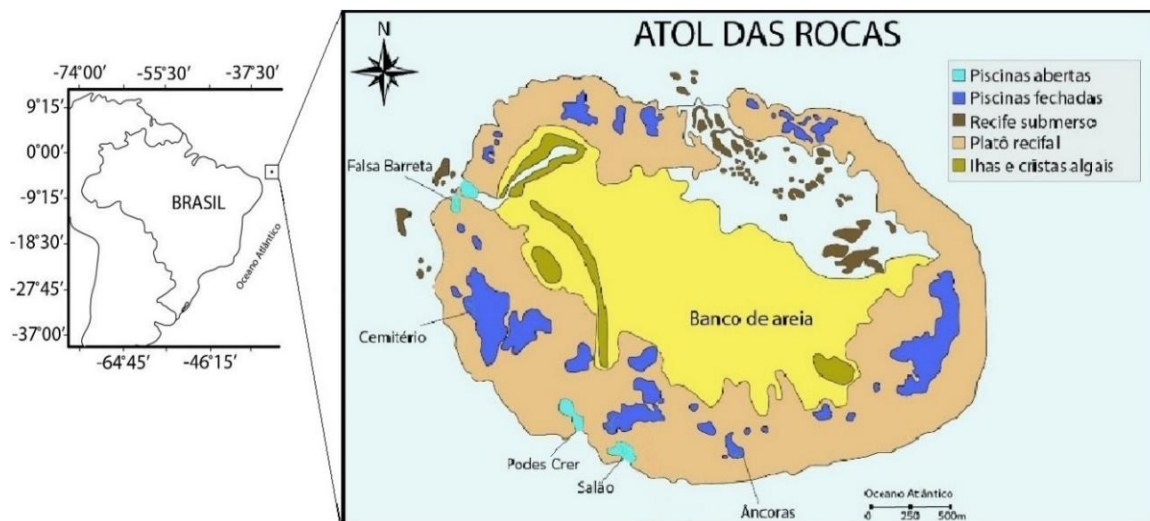


Figura 2: Localização da área de estudo, Atol das Rocas - NE Brasil, apontando as piscinas amostradas no estudo. Mapa adaptado de Longo et al., 2015.

No total foram fotografadas 32 colônias nas piscinas abertas Falsa Barreta, Salão e Podes Crer, e 18 nas piscinas fechadas Âncoras e Cemitério. A tabela 1 sintetiza as características dos sítios amostrados e o número de colônias monitoradas em cada piscina.

Tabela 1: Características básicas das piscinas amostradas. Adaptado de Lima 2013.

Piscina	Profundidade Média	Posição no Anel Recifal	Tipo de Fundo	Impacto de Ondas	Hidrodinâmica	Número de Colônias Monitoradas
Falsa Barreta	5,2	O	Rochoso	Sim	Aberta	11
Salão	7,1	S	Arenoso, rochoso	Sim	Aberta	11
Podes Crer	2,5	SO	Rochoso	Sim	Aberta	10
Âncoras	4,1	S	Arenoso, rochoso	Não	Fechada	9
Cemitério	3,9	O	Arenoso, rochoso	Não	Fechada	9

2.3. Análise das fotografias

Das 60 colônias marcadas em 2013, cinquenta foram acompanhadas anualmente e, portanto analisadas. Limitações amostrais como o mau posicionamento do fotoquadrado e a perda da marcação impossibilitaram a análise das outras 10 colônias

marcadas inicialmente. Além disto, a falta de segurança, devido às más condições de mar, impossibilitou a amostragem e estudo das dez colônias da piscina Podes Crer em 2017. As 290 fotografias das colônias foram analisadas através do software PhotoQuad (TRYGONIS e SINI, 2012) por uma única pessoa, visando uniformidade.

O programa PhotoQuad é uma ferramenta de processamento de imagens, usada para análises precisas e comparativas de informações ecológicas contidas em fotografias digitais, principalmente em fotoquadrados. Desenvolvido em MATLAB®, mas de livre acesso, o software integra um conjunto de análises 2D usadas em ecologia para o estudo de comunidades sésseis. Imagens de variados formatos e resoluções podem ser utilizadas, além disso, o software opera através de camadas, o que permite várias análises simultâneas na mesma imagem.

As fotografias foram importadas para o programa, calibradas de acordo com a medida de uma das arestas de 60 cm do fotoquadrado, preferencialmente sempre a mesma, visando padronização. Com as imagens calibradas, os indicadores de saúde dos corais tiveram seu perímetro marcado e identificado (Figura 3). Com base neste perímetro e na aresta do fotoquadrado, o programa PhotoQuad calcula as áreas dos indicadores de saúde marcados na colônia.

As áreas sobrecrecidas por algas marcadas nas colônias foram apenas aquelas isoladas da borda, não foram demarcados os sobrecrecimentos que iniciam perifericamente. Isto devido à dificuldade em projetar a suposta área viva da colônia debaixo da área sobrecrecida pelas algas. Ademais se acreditou que os sobrecrecimentos periféricos se traduziriam na própria diminuição da área viva da colônia. As áreas de alteração de coloração não foram associadas a doenças específicas, pois isso exige o reconhecimento do patógeno causador da doença, além do monitoramento e coleta dos corais contínuos a partir do surgimento da doença ou alteração de coloração. Entretanto o reconhecimento de alterações de coloração por si só, indica variação no estado de saúde dos corais (SUTHERLAND et al., 2004; GOCHFELD et al., 2006; FRANCINI-FILHO et al., 2008; 2010; WEIL e ROGERS, 2011; FERREIRA et al., 2013; KRAMARSKY-WINTER et al., 2014), além de que se buscou marcar colônias saudáveis em termos de coloração em 2013. As áreas de alteração de coloração incluem todo tipo de cor diferente da colônia marcada, incluindo palidez e bandas lilás. Perturbações típicas de bioerodidores, como buracos, furos ou

arranhões característicos de herbivoria bioerosva, foram apontados em cada colônia através de marcadores.

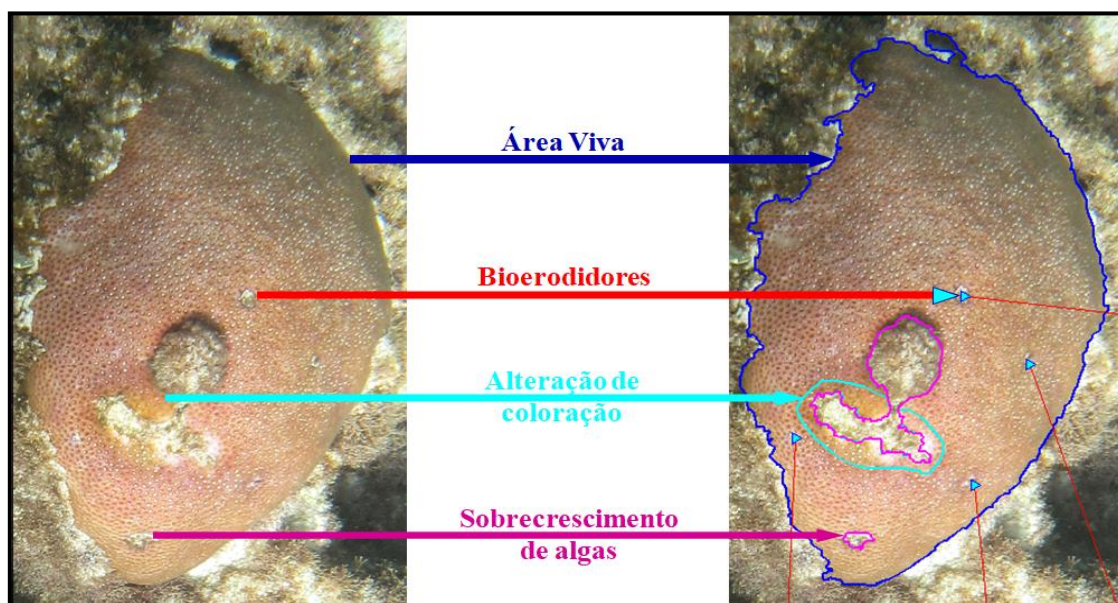


Figura 3: Análise dos indicadores de saúde dos corais em colônia de *S. stellata* do Atol das Rocas através do programa PhotoQuad.

2.4. Análise de Dados

Os dados de saída do PhotoQuad são arquivos em um formato que requer conversão para ser trabalhado no programa Excel (2013). No Excel foram desenvolvidas planilhas com os indicadores de saúde ao longo do tempo. Além dos indicadores estudados, as planilhas também incluem a relativização destes, como o número de bioerodidores por área viva da colônia, e as porcentagens de área sobrecrecida e de coloração alterada por colônia. A partir das médias e desvios e erros padrões dos indicadores por ano foram gerados gráficos de coluna. Para cada colônia foi calculada também sua taxa de crescimento ou encolhimento, através da diferença da área viva da colônia entre 2013 e 2018 dividida pela área inicial (CÁCERES e SANCHEZ, 2015) (Figura 4A). As alterações de colocação das colônias foram aferidas também como “a taxa de prevalência de coloração alterada”, calculada como o número percentual de colônias com alteração de cor a cada ano em relação ao número total de colônias monitoradas por piscina (adaptado de MILLER e WILLIAMS, 2007) (Figura 4B).

$\frac{\text{Área viva final} - \text{área viva inicial}}{\text{Área viva inicial}}$ A	$\frac{\text{N}^\circ \text{ de Colônias com Alteração de Coloração}}{\text{N}^\circ \text{ de Colônias amostradas na piscina}}$ B
---	---

Figura 4: **A)** Fórmula utilizada para calcular a taxa de crescimento ou encolhimento de cada colônia de 2013 para 2018 (Cáceres et al., 2015). **B)** Fórmula utilizada para calcular a taxa de prevalência de alteração de coloração para cada piscina anualmente (Miller e Williamns, 2007).

Para analisar a variação temporal da saúde das colônias foi calculado, para todas as piscinas, o número relativo de colônias que aumentam, diminuem ou mantêm cada um dos indicadores de saúde, com base na diferença de cada indicador entre 2013 para 2018. Como não apresentaram distribuição normal, a análise de variância (ANOVA) foi realizada com base nas médias dos indicadores e suas relativizações para avaliar a variação espacial dos indicadores entre os diferentes tipos de piscinas. As análises foram usadas com o nível de significância de 5% e também desenvolvidas no programa Excel.

3. RESULTADOS

Os dados apresentados a seguir foram subdivididos para facilitar o entendimento e interpretação. Primeiramente são apresentados sob o ponto de vista espacial na busca por diferenças nos indicadores de saúde nas colônias acompanhadas entre as piscinas abertas e fechadas. Posteriormente os resultados são apresentados visando analisar variações temporais, também com detalhamento para os diferentes tipos de piscinas, e a influência do El Niño 2015/2016.

3.1. Resultados espaciais

Os dados de área viva média das colônias estão ilustrados na figura 5, e demonstram como as piscinas abertas apresentam colônias maiores do que as piscinas fechadas. Houve diferença significativa (ANOVA; $p=8,9E-11$) entre a área viva média das colônias das piscinas abertas ($231,37 \text{ cm}^2$), que foi mais do que três vezes maior do que nas fechadas ($70,62 \text{ cm}^2$).

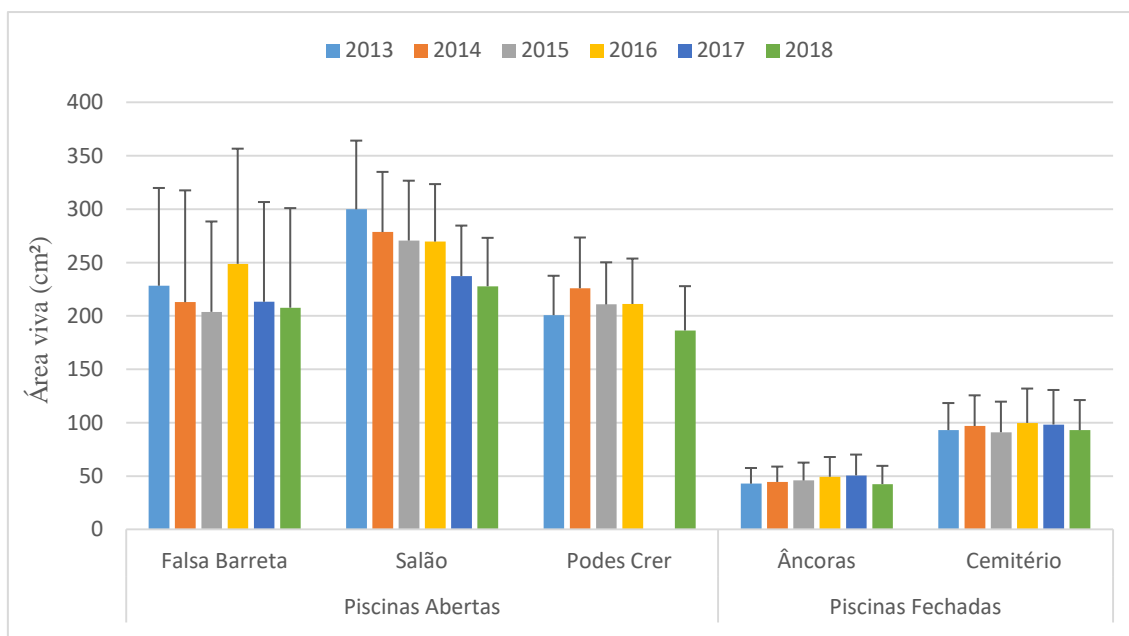


Figura 5: Área viva média (+erro padrão) das colônias de *S. stellata* do Atol das Rocas de 2013 a 2018.

As colônias das piscinas fechadas, mesmo menores em tamanho, apresentaram mais bioerodidores por área do que as colônias das piscinas abertas, maiores em área viva, como ilustrado na figura 6 (ANOVA; $p = 0,0001$).

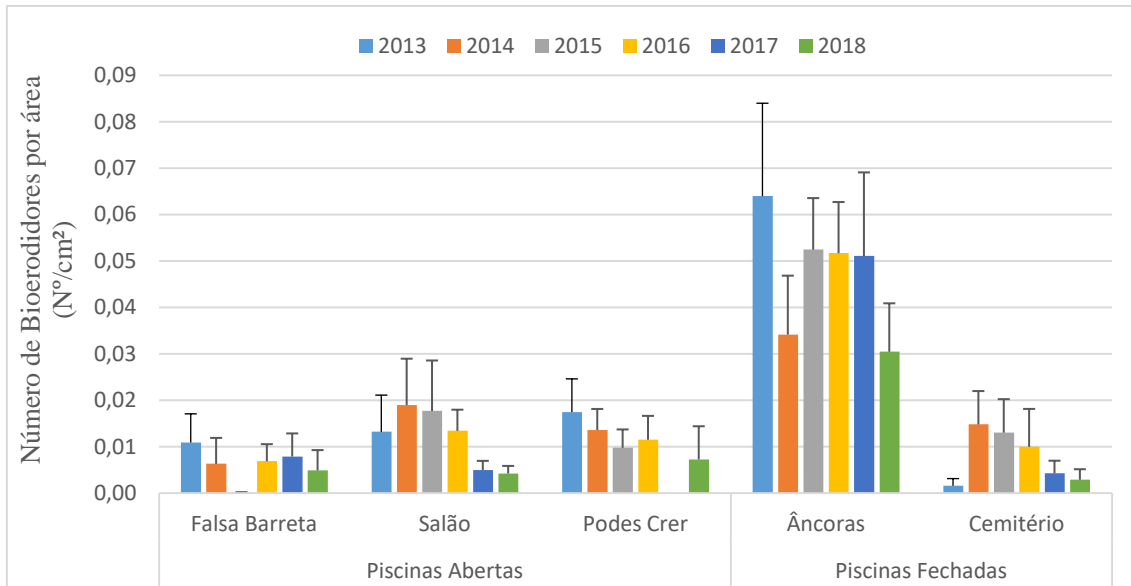


Figura 6: Média anual do número de bioerodidores por área (+ erro padrão) das colônias de *S. stellata* do Atol das Rocas de 2013 a 2018

A partir do gráfico de taxa de prevalência de alteração de coloração (Figura 7) percebe-se que as colônias das piscinas fechadas apresentaram taxas significativamente menores (média de 0,3 %) que as colônias das piscinas abertas (média de 0,1%), (ANOVA; $p=0,0002$).

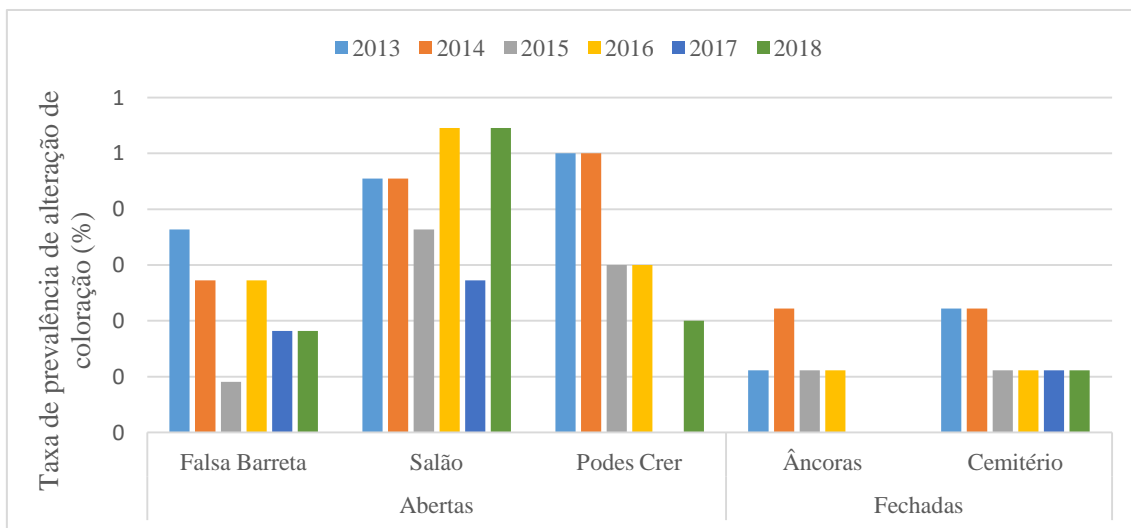


Figura 7: Taxa relativa de prevalência de áreas com alteração de coloração nas colônias de *S. stellata* do Atol das Rocas de 2013 a 2018.

3.2. Resultados Temporais

A partir do cálculo de taxa de crescimento das colônias, o gráfico revelou que em todas as piscinas o crescimento médio das colônias de 2013 para 2018 foi negativo (Figura 8). Esse resultado corrobora com a figura 10, onde a maioria das colônias diminui sua área viva em ambas as piscinas. A taxa média de encolhimento da área viva das colônias nas piscinas abertas foi de 0,1519%, enquanto nas fechadas as colônias encolheram em média 0,1097%.

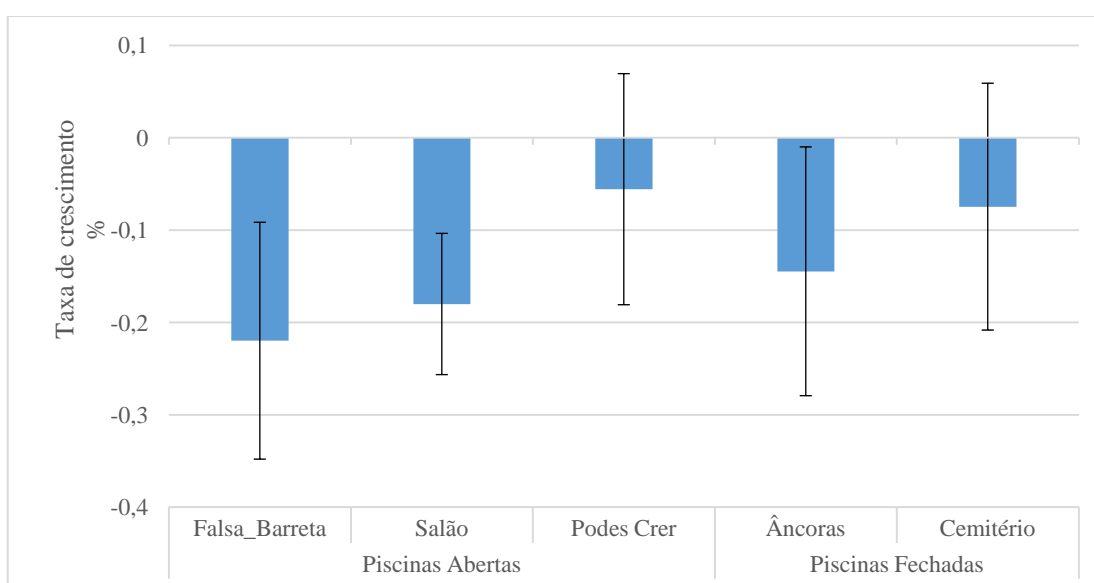


Figura 8: Taxa de crescimento médio (\pm erro padrão) das colônias de *S. stellata* monitoradas no Ato das Rocas entre 2013 e 2018 por piscina.

Os dados de alteração de coloração mostram um aumento significativo deste indicador no ano de 2016, principalmente nas piscinas Podes Crer e Falsa Barreta (Figura 9), o que pode ter relação com forte evento de El Niño que ocorreu entre 2015 e 2016. Entretanto as colônias destas piscinas recuperaram suas áreas com alteração de coloração no ano seguinte (2017). As colônias das outras piscinas não apresentaram tal variação.

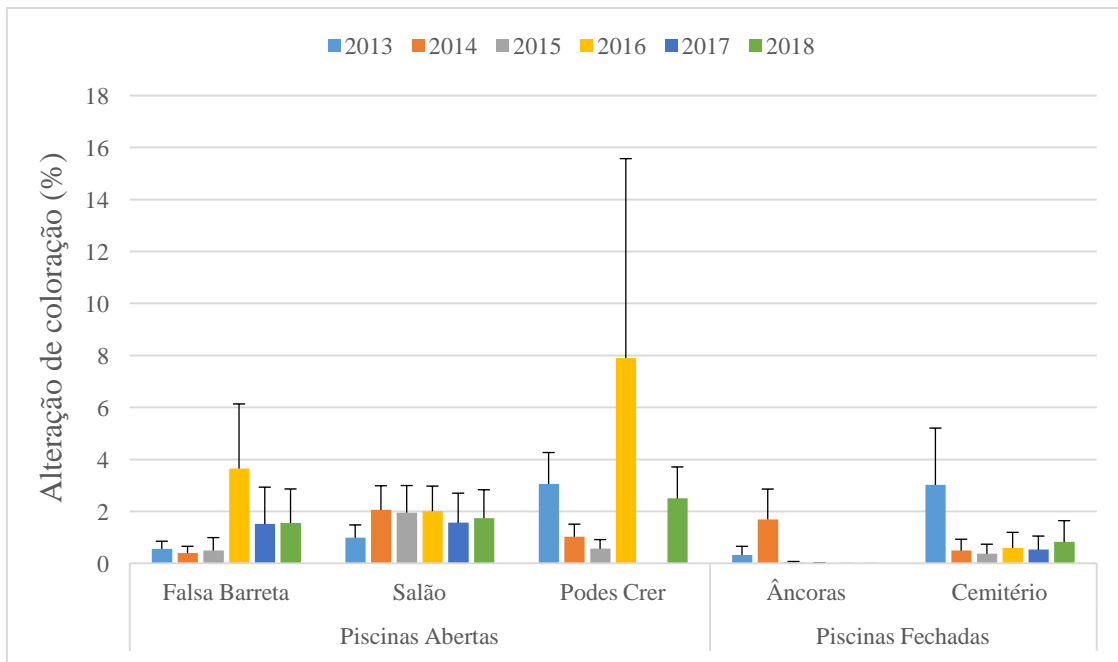


Figura 9: Médias anuais (+ erro padrão) das áreas com alteração de coloração relativa à área viva das colônias de *S. stellata* do Atol das Rocas de 2013 a 2018.

Em relação à evolução dos indicadores de saúde dos corais de 2013 para 2018 (Figura 10), o sobrecrecimento e área viva foram os que menos variaram entre piscinas abertas e fechadas. Todavia estes indicadores tiveram a variação temporal mais expressiva, a grande maioria das colônias diminuiu sua área viva e aumentou sua área sobrecrecida por algas nos dois tipos de piscinas. Em média as áreas de sobrecrecimento por algas aumentaram em até 78% das colônias. Paralelamente menos de 25% das colônias de ambas as categorias de piscina diminuíram sua área sobrecrecida por algas, uma vez que nenhuma colônia manteve a área deste indicador constante entre 2013 e 2018. As áreas vivas diminuíram na maioria da população acompanhada (em 65,2% das colônias das piscinas abertas e 72,2% nas fechadas), sendo a diminuição maior nas fechadas. Conseqüentemente, o aumento da área viva das colônias ocorreu em menor proporção nos dois tipos de piscinas (34,8% nas piscinas abertas e 27,8% nas fechadas), mas nas piscinas abertas há um aumento maior deste indicador.

Em ambos os tipos de piscina, mas principalmente nas abertas, a maioria das colônias (41%) apresentou redução do número de biorodidores. Já o aumento deste indicador, ocorreu na minoria das colônias de ambas as piscinas (menos de 20%), mas também foi maior nas colônias das piscinas abertas (Figura 10). A proporção de colônias que aumentaram e diminuíram suas áreas com alteração de coloração foi

similar nas piscinas abertas, diferente das fechadas onde 27% das colônias diminuíram suas áreas de coloração alterada, contra 5,6% que aumentaram.

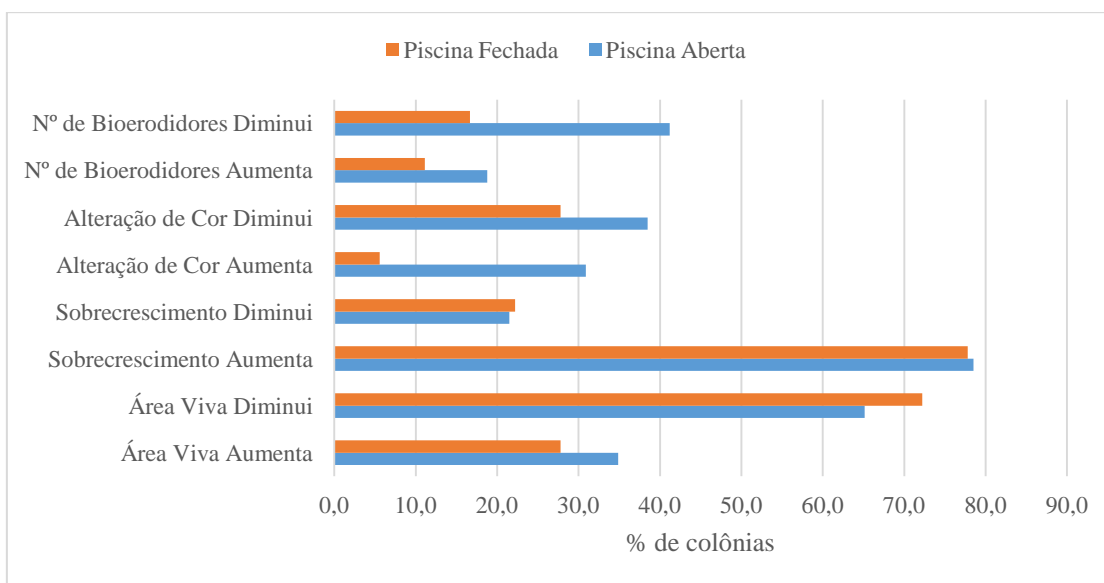


Figura 10: Evolução relativa dos indicadores de saúde dos corais nas colônias de *S. stellata* do Atol das Rocas de 2013 para 2018.

Vale ressaltar a grande variação do parâmetro área viva nas colônias estudadas, em virtude do sobrecrescimento por algas, exemplificada pela colônia 01 da piscina aberta Falsa Barreta (Figura 11). Além disto, duas colônias foram totalmente sobrecrescidas por algas entre 2013 e 2014 (Figura 12).



Figura 11: Colônia 01 da piscina Falsa Barreta exemplificando a grande variação de área viva das colônias de *S. stellata* do Atol das Rocas, entre 2013 e 2018.



Figura 12: Completo sobrecrecimento por algas verdes na colônia 06, da piscina aberta Falsa Barreta, e por matriz de sedimentos e algas (turf) na colônia 21, da piscina fechada Âncoras.

4. DISCUSSÃO

A área viva das colônias de coral num ambiente recifal reflete muitos processos da sua história de vida como maturação, fecundidade, sobrevivência e sua resposta a influências ambientais, incluindo a intensidade e frequência dos distúrbios e o grau de degradação ambiental (ZVULONI et al., 2008). Pinheiro e colaboradores (2017) ao estudar a distribuição do tamanho das colônias de *S. stellata* em piscinas abertas e fechadas do Atol das Rocas encontraram colônias maiores nas piscinas abertas e justificam tal resultado pela diferente resiliência de cada tipo de piscina frente aos distúrbios ambientais. Lima (2013) também encontrou colônias de *S. stellata* maiores nas piscinas abertas em comparação com as fechadas, justificando tal resultado pela estabilidade destas piscinas e a troca constante de água nesse microambiente. Assim como os resultados de Pinheiro (2017) e Lima (2013) o presente estudo verificou que as piscinas abertas apresentam as maiores colônias de *S. stellata* em área viva (cm²) comparado as piscinas fechadas (figura 4). Portanto a mesma diferença de área viva encontrada no estudo estaria resultando do fato das piscinas abertas proporcionarem um ambiente mais estável para o crescimento e desenvolvimento das colônias, e consequentemente a possível maior resiliência deste habitats.

As variações temporais da área viva das colônias não demonstraram características atípicas neste indicador que pudessem ser associadas à possível influência de eventos climáticos como o El Nino de 2016. Entretanto com base no gráfico da evolução dos indicadores de saúde de 2013 para 2018, percebe-se que, em média 70% das colônias em ambas os tipos de piscinas encolheram sua área viva, concomitante ao aumento do sobrecrecimento em quase 80% das colônias das piscinas abertas e fechadas. Em paralelo, a taxa de crescimento das colônias calculada foi negativa para todas as piscinas elucidando o encolhimento encontrado de 2013 para 2018. Tais dados, somados à dinâmica ilustrada nas figuras 8 e 9, refletem a ampla variação temporal da área viva das colônias corais de 2013 para 2018, além de apresentar o indicador de sobrecrecimento por algas como uma das possíveis causas da taxa de encolhimento encontrada. Todavia, este resultado requer um monitoramento mais abrangente em termos de tempo, espaço e colônias amostradas para poder ser associado com uma possível diminuição da cobertura da população de *S. stellata*,

inclusive devido à grande variação da dinâmica da espécie entre diferentes ambientes do Atol das Rocas (LONGO et al., 2015; PINHEIRO et al., 2017).

Recifes de corais saudáveis são mantidos pelo balanço entre forças construtoras do recife, principalmente o crescimento de corais e algas coralíneas, e forças destrutivas, essencialmente oriundas de agentes de bioerosão (GLYNN, 1998). O número de bioerodidores é normalmente maior em colônias com áreas maiores, uma vez que seu tamanho proporciona mais espaço para a colonização destes organismos (FONSECA et al., 2012), entretanto fatores locais também contribuem para o estabelecimento de agentes bioerosivos. Longo e colaboradores (2015) analisaram os diferentes padrões e processos da comunidade bêntica nas piscinas abertas e fechadas do atol e concluíram que nas fechadas o controle destes parâmetros é determinado pela massiva cobertura de turf algal, a alta abundância de espécie de peixe herbívoro (*A. chirurgus*), além da alta sedimentação nestes ambientes. Ainda de acordo com Longo et al., (2015) a pressão alimentar por herbivoria, também caracterizada como bioerosão, é vinte vezes maior nas piscinas fechadas. Além disto, a mesma pesquisa encontrou que as piscinas fechadas do Atol das Rocas apresentam cobertura de sedimentos três vezes maior do que as piscinas abertas. No presente estudo os bioerodidores tiveram seu número médio duas vezes maior nas colônias das piscinas fechadas (0,0275 bioerodidor/cm²) em comparação com as colônias das piscinas abertas (0,01 bioerodidor/cm²). Este resultado pode indicar, que mesmo que as colônias das piscinas abertas sejam maiores, o forte soterramento por sedimentos e herbivoria das piscinas fechadas são mais importantes do que o tamanho da colônia na determinação da ação de bioerosão entre os diferentes tipos de piscinas no Atol das Rocas.

Em relação à variação no tempo, este indicador não apresentou tendências temporais, ou alguma característica atípica que possa ser relacionada significativamente com o evento de El Niño de 2016. Entretanto de maneira geral o número de bioerodidores diminuiu em menor proporção nas piscinas fechadas, reforçando a hipótese de que as condições ambientais destas piscinas (e.g. sedimentação e herbivoria) prejudicam a manutenção da saúde das colônias monitoradas.

Por outro lado, as áreas com alteração de coloração tiveram um grande aumento no ano de 2016 nas piscinas abertas Falsa Barreta e Podes Crer, provavelmente associado ao forte evento de El Niño do mesmo ano (AMPOU et al., 2017). Este mesmo

evento e a consequente elevação na temperatura superficial do mar, foram relacionados a um forte episódio de branqueamento em massa nos recifes de coral ao redor do mundo (HUGHES et al., 2018), incluindo no Brasil (comunicação pessoal de Carlos Eduardo Leite em 11 de maio de 2016, recebida por correio eletrônico). Além da relação com o branqueamento, a elevação da temperatura da água do mar está associada à etiologia de pelo menos nove doenças ou alterações de coloração em corais (HARVELL et al., 1999; 2002; SELIG et al., 2006). Ademais se prevê que o aquecimento global aumente a distribuição geográfica de doenças em organismos marinhos, seja pelo aumento da virulência de patógenos já existentes ou por proporcionar condições apropriadas para a invasão de novos (HARVELL et al., 2002; SELIG et al., 2006).

Vale lembrar que doenças em corais é um fenômeno secundário causado por patógenos oportunistas que predominam quando mudanças nas condições ambientais produzem stress fisiológico aos corais (LESSER et al., 2007), alterando sua comunidade microbiana (SANTAVY; PETERS, 1997; SUTHERLAND et al., 2006), e aumentando sua vulnerabilidade às infecções por patógenos (BELLWOOD et al., 2004; BUDDEMEIER et al 2004). O alto hidrodinamismo de ambientes expostos como as piscinas abertas do Atol das Rocas, também pode facilitar o fluxo de patógenos para ambientes abertos (JORISSEN et al., 2016). Além disto, o fato das piscinas abertas apresentarem as colônias maiores facilita a estabilização de patógenos infecciosos ao disponibilizar maior área para a colonização dos agentes (NUGUES, 2002; BORGER e STEINER, 2005). Ozekoski e colaboradores (2017), ao estudarem a ocorrência e intensidade do branqueamento em *S. stellata* do Atol das Rocas após o El Niño de 2015/2016, encontraram que os tipos de piscina e suas profundidades foram positivamente correlacionados ao branqueamento em 2016. Corroborando com a taxa de prevalência de alteração de coloração encontrada aqui, Ozekoski et al., (2017) encontraram maiores frequências de branqueamento nas colônias das piscinas abertas do que nas fechadas.

Portanto, o stress termal advindo do El Niño de 2016, a alta hidrodinâmica, as maiores colônias e profundidades das piscinas abertas devem ter influenciado a maior proporção de alterações de coloração nesses ambientes em 2016. Mesmo assim, a diminuição entre 2013 e 2018 das áreas de coloração alterada foi mais expressiva nas piscinas abertas, possivelmente pelas melhores condições ambientais destas piscinas possibilitarem maior recuperação e manutenção da saúde das colônias. Corroborando

com os dados de recuperação do branqueamento encontrada por Ozekoski et al., (2017), confirmando a suposta alta resiliência das piscinas abertas (LONGO et al., 2015) e a capacidade de recuperação da espécie influenciada pelo tamanho de suas colônias (LINS-DE-BARROS et al., 2003; LINS-DE-BARROS e PIRES, 2006a; 2006b e 2007; PINHEIRO et al., 2017), no ano de 2017 as colônias com as áreas de coloração alterada já haviam recuperado sua coloração normal. Percebe-se que aspectos bióticos e abióticos são muito importantes na determinação da saúde das colônias de *S. stellata*, ratificando também a importância do sinergismo destes fatores na determinação de padrões e processo béticos nas piscinas abertas do Atol das Rocas (LONGO et al., 2015).

5. CONCLUSÕES

O acompanhamento temporal de corais através de fotografias se mostrou efetivo para observar alterações no estado de saúde das colônias de *S. stellata* do Atol das Rocas. A série temporal estudada estabelece o primeiro “base line” recente da espécie, através de indicadores de saúde dos corais, que por sua vez também se mostraram úteis para o monitoramento da saúde recifal. A pesquisa demonstrou que mesmo com a ampla variação temporal dos indicadores estudados, as colônias de todas as piscinas apresentaram encolhimento de sua área viva e aumento do sobrecrescimento por algas. Frente a recorrente preocupação quanto ao declínio de corais nos recifes brasileiros, percebe-se a necessidade de continuidade no monitoramento para averiguar possíveis tendências na população de *S. stellata* do Atol das Rocas.

Além disto, os indicadores de saúde utilizados se mostraram úteis para verificar a influência da hidrodinâmica das diferentes classes de piscinas na saúde das colônias acompanhadas. As colônias das piscinas abertas apresentaram os maiores tamanhos em área viva (cm²), além da maior recuperação e taxa de prevalência de alteração de coloração. Enquanto as colônias das piscinas fechadas apresentaram maior número de bioerodidores por área viva. A partir da variação espacial e temporal da dinâmica dos indicadores de saúde da espécie *S. stellata*, e de sua alta capacidade de recuperação,

principalmente associadas aos fatores hidrodinâmicos, conclui-se que a espécie auxilia na manutenção da alta resiliência do sistema recifal do Atol das Rocas. Além disto, o monitoramento da espécie foi capaz de prover informações adicionais da influência do evento climático de El Niño em 2016, na região do Atlântico Sul Equatorial.

6. REFERÊNCIAS

ADEY, W. H. Coral reef ecosystems and human health: biodiversity counts! **Ecosystem health**, v. 6, p. 227-236, 2000

ALMEIDA, F. F. M. de. Ilhas oceânicas brasileiras e suas relações com a tectônica atlântica. **Terra e Didática**, v. 2, n. 1, p. 3-18, 2006.

ALVAREZ-FILIP, L., DULVY, N.K., GILL, J.A., CÔTÉ, I.M. AND WATKINSON, A.R, Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. **Proceedings Of The Royal Society B: Biological Sciences**, [s.l.], v. 276, n. 1669, p.3019-3025, 10 jun. 2009. The Royal Society.

AMORIM, T. P. de L. Microsymbiontes associados à *Millepora alcicornis* (Linnaeus, 1758) (Cnidaria, Hydrozoa) dos recifes costeiros de Picãozinho, João Pessoa – PB. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Ciências Biológicas), João Pessoa.125f. 2009.

AMPOU, E. E., JOHAN, O., MENKES, C. E., Niño, F., Birol, F., Ouillon, S., & Andréfouët, S. (2017). Coral mortality induced by the 2015–2016 El-Niño in Indonesia: the effect of rapid sea level fall. *Biogeosciences*, 14(4), 817-826.

ANDRAS TD, ALEXANDER TS, GAHLENA A, PARRY RM, FERNANDEZ FM, KUBANEK J, WANG MD, HAY ME. 2012. Seaweed allelopathy against coral: surface distribution of a seaweed secondary metabolite by imaging mass spectrometry. **J. Chem. Ecol.** 38, 1203–1214. (doi:10.1007/s10886-012-0204-9)

ANTHONY KRN, HOOGENBOOM MO, MAYNARD JA, GROTTOLI AG, MIDDLEBROOK R (2009) Energetics approach to predicting mortality risk from environmental stress: a case study of coral bleaching. **Functional Ecology** 23: 539-550. doi:[10.1111/j.1365-2435.2008.01531.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2008.01531.x).

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.

BAYER, FREDERICK M. "The shallow-water Octocorallia of the West Indian region." *Studies on the Fauna of Curaçao and other Caribbean Islands* 12.1 (1961): 1-373

BELLANTUONO, A.J., HOEGH-GULDBERG, O., RODRIGUEZ-LANETTY, M. Resistance to thermal stress in corals without changes in symbiont composition. **Proc Royal Soc B-Biol Sci**; 279:1100-07. 2012

BELLWOOD, D. R. Carbonate transport and within-reef patterns of bioerosion and sediment release by parrotfishes (family Scaridae) on the Great Barrier Reef. **Marine Ecology Progress Series**, p. 127-136, 1995.

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

BIANCHI CN, PRONZATO R, CATTANEO-VIETTI R, BENEDETTI-CECCHI L, MORRI C, PANSINI M, CHEMELLO R, MILAZZO M, FRASCHETTI S, TERLIZZI A, PEIRANO A. Hard bottoms. **Biologia Marina Mediterranea**. 2004;11(1):185-215.

BORGER, J.L., STEINER, S.C.C., 2005. The spatial and temporal dynamics of coral diseases in Dominica, West Indies. **Bulletin of Marine Science** 77 (1), 137–154.

BRUNO, J. F.; SELIG, E. R. Regional decline of coral cover in the Indo-Pacific: timing, extent, and subregional comparisons. **PLoS one**, v. 2, n. 8, 8 p., 2007b.

BRUNO, J.F., SELIG, E.R., CASEY, K.S., PAGE, C.A., WILLIS, B.L., HARVELL, C.D., SWEATMAN, H. AND MELENDY, A.M., Thermal stress and coral cover as drivers of coral disease outbreaks. **PLoS Biol**, v. 5, 8 p., 2007a. doi:10.1371/journal.pbio.0050124.

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.; KLEYPAS, J. A.; ARONSON, R. B. **Coral reefs and global climate change: potential contributions of climate change to stresses on coral reef ecosystems**. Arlington, USA: Pew Center on Global Climate Change, 2004.

CÁCERES, S. M; SÁNCHEZ, J. A. Growth strategies of an abundant reef-building coral in the southern Caribbean (*Undaria tenuifolia*). **Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales**, v. 39, n. 152, p. 348-357, 2015.

- CANDISANI, L. Atol das Rocas. São Paulo. DBA Artes gráficas. 141 p. 2002.
- CARILLI, JESSICA E., RICHARD D. NORRIS, BRYAN A. BLACK, SHEILA M. WALSH, AND MELANIE MCFIELD. "Local stressors reduce coral resilience to bleaching." **PloS one** 4, no. 7 (2009).
- CASSOLA, Gabriel Erni et al. Decline in abundance and health state of an Atlantic subtropical gorgonian population. **Marine pollution bulletin**, v. 104, n. 1-2, p. 329-334, 2016.
- CASTRO, C. B., PIRES, D. Brazilian Coral Reefs: What we already know and what is still missing. **Bulletin of Marine Science**, v. 69, n. 2, p. 357-371, 2001.
- CASTRO, CLOVIS B., DÉBORA O. PIRES. "A bleaching event on a Brazilian coral reef." **Revista brasileira de Oceanografia** 47, no. 1 (1999): 87-90.
- 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.
- COOPER, T. F., DE'ATH, G., FABRICIUS, K. E. & LOUGH, J. M. Declining coral calcification in massive Porites in two nearshore regions of the northern Great Barrier Reef. **Global Change Biology**. 14, 529–538 (2008).
- COOPER, T. F.; GILMOUR, J. P.; FABRICIUS, K. E. Bioindicators of changes in water quality on coral reefs: review and recommendations for monitoring programmes. **Coral reefs**, v. 28, n. 3, p. 589-606, 2009.
- COOPER, T., FABRICIUS, K. Coral-based indicators of changes in water quality on nearshore coral reefs of the Great Barrier Reef. **Report to the Australian Government's Marine and Tropical Sciences Research Facility (MTSRF)**, 2007.
- CORDEIRO RTS, NEVES BM, ROSA-FILHO JS AND PÉREZ CD. 2015. Mesophotic coral ecosystems occur offshore and north of the Amazon River. **Bulletin Marine Science** 91(4): 491-510
- 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, M. B., ARAÚJO, M., ARAÚJO, T. C., & SIEGLE, E. (2016). Influence of reef geometry on wave attenuation on a Brazilian coral reef. **Geomorphology**, 253, 318-327.

COSTANZA, R., de GROOT, R., SUTTON, P., VAN DER PLOEG, S., ANDERSON, S. J., KUBISZEWSKI, I., FARBER S., e TURNER, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. **Global environmental change**, 26, 152-158.

CÔTÉ, I. M., GILL, J. A., GARDNER, T. A., & WATKINSON, A. R. Measuring coral reef decline through meta-analyses. *Philosophical Transactions Of The Royal Society B: Biological Sciences*, [s.l.], v. 360, n. 1454, p.385-395, 28 fev. 2005. **The Royal Society**.

ÇENGEL, Y. A.; CIMBALA, J. M. Mecânica dos Fluidos. 1ª. Edição. **McGraw Hill**, 2007

DINSDALE E. A., PANTOS, O., SMRIGA, S., EDWARDS, R. A., ANGLY, F., WEGLEY, L, HATAY, M., HALL, D., BROWN, E., HAYNES, M., KRAUSE, L., SALA, E., SANDIN, S., THURBER, R. V., WILLIS, B., AZAM, F., KNOWLTON, N., ROHWER, F. 2008 Microbial ecology of four coral atolls in the Northern Line Islands. **PLoS ONE** 3, e1584.(doi:10.1371/journal.pone.0001584)

EAKIN, C.M., LIU, G., GOMEZ, A.M., DE LA COUR, J.L., HERON, S.F., SKIRVING, W.J., GEIGER, E.F., TIRAK, K.V., STRONG, A.E., Global coral bleaching 2014–2017: Status and an appeal for observations. **Reef Encounter**, v. 31, n. 1, p. 20-26, 2016.

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. AND

BRANDT, M., 2010. Caribbean corals in crisis: record thermal stress, bleaching, and mortality in 2005. **PloS one**, 5(11), p.e13969.

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

ERDMANN, M. V. e CALDWELL, R. L. 1997. Stomatopod crustaceans as bioindicators of marine pollution stress on coral reefs. pp. 1521-1526. **In: Proc. 8th Int. Coral Reef Sym.** v. 2;

EVANGELISTA, H., SIFEDDINE, A., CORRÈGE, T., SERVAIN, J., DASSIÉ, E.P., LOGATO, R., CORDEIRO, R.C., SHEN, C.C., LE CORNEC, F., NOGUEIRA, J. AND SEGAL, B. . Climatic constraints on growth rate and geochemistry (Sr/Ca and U/Ca) of the coral *Siderastrea stellata* in the Southwest Equatorial Atlantic (Rocas Atoll, Brazil). **Geochemistry, Geophysics, Geosystems**, v. 19, n. 3, p. 772-786, 2018.

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

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

FISCHER CF, AVELAR JCL, BRITO M, GROSMAN A, CARVALHO DA, CARNEIRO CL, ARRUDA MB (2007) Plano de Manejo Reserva Biológica do Atol das Rocas. 241.

FITT, W.K., BROWN, B.E., WARNER, M.E. AND DUNNE, R.P., Coral bleaching: interpretation of thermal tolerance limits and thermal thresholds in tropical corals. **Coral reefs**, v. 20, n. 1, p. 51-65, 2001.

FITT, W.K., SPERO, H.J., HALAS, J., WHITE, M.W. AND PORTER, J.W., Recovery of the coral *Montastrea annularis* in the Florida Keys after the 1987 Caribbean "Bleaching event". **Coral Reefs**, v. 12, n. 2, p. 57-64, 1993.

FONSECA, A. C. **Estrutura e produtividade primária das comunidades de macroalgas e dinâmica de nutrientes no sistema recifal do Atol das Rocas, RN – Brasil.** Niterói, 2010. Tese (Doutorado em Geociências – Geoquímica Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Geoquímica Ambiental, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2010.

FONSECA, A. C., VILLAÇA, R., KNOPPERS, B., Reef flat community structure of Atol das Rocas, northeast Brazil and southwest Atlantic. **Journal of Marine Biology**, v. 2012.

FRANCINI FILHO, R., REIS, R., MEIRELLES, P., MOURA, R.L.D., THOMPSON, F., KIKUCHI, R.K.P.D. AND KAUFMAN, L., Seasonal prevalence of White plague disease on the endemic Brazilian reef coral *Mussismilia braziliensis*. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 38, n. 2, p. 292-296, 2010.

FRANCINI-FILHO, R.B., MOURA, R.L., THOMPSON, F.L., REIS, R.M., KAUFMAN, L., KIKUCHI, R.K. AND LEÃO, Z.M., Diseases leading to accelerated decline of reef corals in the largest South Atlantic reef complex (Abrolhos Bank, eastern Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, v. 56, p. 1008-1014, 2008.

GARZÓN-FERREIRA, J., ZEA, S., DÍAZ, J. M., Incidence of partial mortality and other health indicators in hard-coral communities of four southwestern Caribbean atolls. **Bulletin of Marine Science**, v. 76, n. 1, p. 105-122, 2005.

GASPAR, Ana Lúcia Bertoldi. Saúde do ecossistema recifal do Atol das Rocas, Atlântico Sul Equatorial, com base em foraminíferos bentônicos e corais. Tese (Doutorado em Geociências – Geoquímica Ambiental), Niterói, 2014.

GHERARDI, D. F. M, BOSENCE D. W. J., "Modeling of the ecological succession of encrusting organisms in recent coralline-algal frameworks from Atol das Rocas, Brazil." **Palaios**, v. 14, n. 2, p. 145-158, 1999.

GHERARDI, D. F. M.; BOSENCE, D. W. J. Composition and community structure of the coralline algal reefs from Atol das Rocas, South Atlantic, Brazil. **Coral reefs**, v. 19, n. 3, p. 205-219, 2001.

GHERARDI, D. F. M.; BOSENCE, D. W. J. Late Holocene reef growth and relative sea-level changes in Atol das Rocas, equatorial South Atlantic. **Coral Reefs**, v. 24, n. 2, p. 264-272, 2005.

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

GOCHFELD, D. J.; OLSON, J. B.; SLATTERY, M. Colony versus population variation in susceptibility and resistance to dark spot syndrome in the Caribbean coral *Siderastrea siderea*. **Diseases of Aquatic Organisms**, v. 69, p. 53-65, 2006.

GOULET, T. L., KARTICK P. S., RAMSBY B. D., PRIETO, R. I., The effects of elevated seawater temperatures on Caribbean gorgonian corals and their algal symbionts, *Symbiodinium spp.* **PloS one**, v. 12, n. 2, p. e0171032, 2017.

GREEN, E. P., & BRUCKNER, A. W. (2000). The significance of coral disease epizootiology for coral reef conservation. **Biological Conservation**, 96(3), 347-361.

GRILLO, A. C.; BONALDO, R. M.; SEGAL, B. Physical contact interactions with scleractinian corals in hard substrate communities. **Marine Ecology**, v. 39, n. 1, p. e12482, 2018.

GROSSMAN, A., AGUIAR, L. DELDUQUE, M.. **Atol das Rocas: 3°51'S 33°48'W**. São Paulo: Editora BEI, 2012. 225 p.

GROTTOLI AG, RODRIGUES LJ, PALARDY JE (2006) Heterotrophic plasticity and resilience in bleached corals. **Nature** 440: 1186-1189. doi:10.1038/nature04565. PubMed: 16641995. [PubMed]

HALPERN et al. Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. **Nature Communications**, v. 6, p. 7615, 2015. HARVELL et al., 1999,

HARTMANN, D. El Niño, La Niña, and the southern oscillation. In: HARTMANN, Dennis. **Global Physical Climatology**. 2. ed. San Diego: Elsevier, 1994. Cap. 8. p. 187-188.

HARVELL, C. D., KIM, K., BURKHOLDER, J. M., COLWELL, R. R., EPSTEIN, P. R., GRIMES, D. J., HOFFMANN, E. E., LIPP, E. K., OSTERHAUS, A., ROBIN, M., SMITH, G., VASTA, G. R. e Porter, J. W. (1999). Emerging marine diseases--climate links and anthropogenic factors. **Science**, 285(5433), 1505-1510.

HARVELL, C. Drew et al. Climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. **Science**, v. 296, n. 5576, p. 2158-2162, 2002.

HARVELL, D., JORDÁN-DAHLGREN, E., MERKEL, S., ROSENBERG, E., RAYMUNDO, L., SMITH, G., WEIL, E., WILLIS, B. Coral disease, environmental drivers and the balance between coral and microbial associates. **Oceanography**, v. 20, p. 36-59, 2007.

HETZEL, B.; CASTRO, C. B. Corais do Sul da Bahia. 189p. **Nova Fronteira, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. ISBN**, p. 978-8516068820, 1994.

HILL, J.; WILKINSON, C. **Methods for Ecological Monitoring of Coral Reefs**. Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science, 2004. 117 p.

HODGSON, G. A Global Assessment of Human Effects on Coral Reefs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 38, n. 5, p. 345-355, 1999.

HOEGH-GULDBERG, O. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. **Marine and fresh water research**, v. 50, n. 8, p. 839-866, 1999.

HOEGH-GULDBERG, O., MUMBY, P.J., HOOTEN, A.J., STENECK, R.S., GREENFIELD, P., GOMEZ, E., HARVELL, C.D., SALE, P.F., EDWARDS, A.J., CALDEIRA, K., KNOWLTON, N. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. **Science**, v. 318, p. 1737-1742, 2007

HUGHES, Adam D.; GROTTOLI, Andréa G. Heterotrophic compensation: a possible mechanism for resilience of coral reefs to global warming or a sign of prolonged stress?. **PLoS One**, v. 8, n. 11, p. e81172, 2013

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.

HUGHES, T.P., KERRY, J.T., ÁLVAREZ-NORIEGA, M., ÁLVAREZ-ROMERO, J.G., ANDERSON, K.D., BAIRD, A.H., BABCOCK, R.C., BEGER, M., BELLWOOD, D.R., BERKELMANS, R., BRIDGE, T.C., Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature*, v. 543, n. 7645, p. 373, 2017.

HUGHES, Terry P. et al. Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. **Science**, v. 359, n. 6371, p. 80-83, 2018.

HUTCHINGS, P., A.; PEYROT-CLAUSADE, M., The distribution and abundance of boring species of polychaetes and sipunculans in coral substrates in French Polynesia. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 269, n. 1, p. 101-121, 2002.

ICRI/UNEP-WCMC. **Disease in Tropical Coral Reef Ecosystems: ICRI Key Messages on Coral Disease**. Cambridge, United Kingdom: UNEP-WCMC, 2010. 11 p.

JAMESON, S. C. Twelve reefs at risk: red Sea Riviera. **Reefs at risk: a map based indicator of potential threats of the world's coral reefs**. World Resources Institute, Washington DC, 1998.

JORISSEN H, SKINNER C, OSINGA R, de BEER D, NUGUES MM (2016) Evidence for water-mediated mechanisms in coral–algal interactions. *Proc R Soc B* 283: 20161137.

KELMO, FRANCISCO, MARTIN J. ATTRILL, MALCOLM B. JONES. "Effects of the 1997–1998 El Niño on the cnidarian community of a high turbidity coral reef system (northern Bahia, Brazil)." **Coral Reefs** 22, no. 4 (2003): 541-550.

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

KIKUCHI, R.K.P. Geomorfologia, Estratigrafia e Sedimentologia do Atol das Rocas (Rebio-IBAMA/RN). Salvador. Dissertação (Mestrado, Pós-Graduação em Geologia, Universidade Federal da Bahia). 144 p. 1994.

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

KRAMARSKY-WINTER, Esti et al. The possible role of cyanobacterial filaments in coral black band disease pathology. **Microbial ecology**, v. 67, n. 1, p. 177-185, 2014.

KUTA, K.; RICHARDSON, L. Ecological aspects of black band disease of corals: relationships between disease incidence and environmental factors. **Coral Reefs**, v. 21, n. 4, p. 393-398, 2002.

LEÃO, Z. M. A. N. The coral reefs of Southern Bahia. In: HETZEL, B.; CASTRO, C. B. **Corals of Southern Bahia**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1994. p. 151-159.

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: CORTÉS, J. (Ed.). **Latin American Coral Reefs**. Amsterdam: Elsevier Science, 2003. p. 9-52., 2003.

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.

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

LESSER MP. 2006 Oxidative stress in marine environments: biochemistry and physiological ecology. *Annu. Rev. Physiol.* 68, 253–278. (doi:10.1146/annurev.physiol.68.040104.110001)

LESSER, M. P. Coral Bleaching: causes and mechanisms. In: DUBINSKY, Z.; STAMBLER, N. (Eds.). **Coral reefs: An ecosystem in transition**. New York: Springer Science and Business Media, 2011. p. 405-420.

LESSER, M. P. Experimental coral reef biology. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 300, p. 217-252, 2004.

LIINS-DE-BARROS, M. M. História de vida e fecundidade do coral recifal endêmico do Brasil *Siderastrea stellata* Verrill, 1868 (Anthozoa, Scleractinia). 107 f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Departamento de Invertebrados, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2005

LIMA, K., K.M. Distribuição e estrutura das associações de cnidários sésseis nas piscinas naturais do Atol das Rocas –RN. Tese (Mestrado em Biologia Animal) - Programa de Pós-graduação em biologia animal da Universidade Federal de Pernambuco, Recife 2013.

LIMA, Kyllderes Kleython de Melo. Distribuição e estrutura das associações de cnidários sésseis nas piscinas naturais do Atol das Rocas-RN. 2013.

LINS-DE-BARROS MM AND PIRES DO. 2006a. Colony size-frequency distributions among different populations of the scleractinan coral *Siderastrea stellata* in Southwestern Atlantic: implications for life history patterns. **Brazilian Journal Oceanography** 54(4): 213-223.

LINS-DE-BARROS MM AND PIRES DO. 2006b. Aspects of the life history of *Siderastrea stellata* in the tropical Western Atlantic, Brazil. **Invert Reproduction Develop** 49(4): 237-244.

LINS-DE-BARROS MM AND PIRES DO. 2007. Comparison of the reproductive status of the scleractinian coral *Siderastrea stellata* throughout a gradient of 20° of latitude. **Brazilian Journal Oceanography** 55(1): 67-69.

LINS-DE-BARROS MM, PIRES DO AND CASTRO CB. 2003. Sexual reproduction of the Brazilian reef coral *Siderastrea stellata* Verrill, 1868 (Anthozoa, Scleractinia). " *Bulletin of marine science* 73, no. 3 (2003): 713-724

LINS-DE-BARROS, M. M. História de vida e fecundidade do coral recifal endêmico do Brasil *Siderastrea stellata* Verrill, 1868 (Anthozoa, Scleractinia). 107 f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Departamento de Invertebrados, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2005.

LISBOA, D. S.; KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Zelinda. El Niño, Sea Surface Temperature Anomaly and Coral Bleaching in the South Atlantic: A Chain of Events Modeled With a Bayesian Approach. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 123, n. 4, p. 2554-2569, 2018.

LONGO, G. O. et al. Between-habitat variation of benthic cover, reef fish assemblage and feeding pressure on the benthos at the only atoll in South Atlantic: Rocas Atoll, NE Brazil. **PLoS one**, v. 10, n. 6, p. e0127176, 2015.

LOUGH, J. M. Climate variation and El Niño-Southern Oscillation events on the Great Barrier Reef: 1958 to 1987. **Coral Reefs**, v. 13, n. 3, p. 181-185, 1994.

MAIDA, M.; FERREIRA, B. P. Coral reefs of Brazil, an overview. **Proceedings in 8th International Coral Reef Symposium**, v. 1, p. 263-274, 1997.

MANZELLO, Derek P. Rapid recent warming of coral reefs in the Florida Keys. **Scientific reports**, v. 5, p. 16762, 2015.

MAYAL, E. M., SIAL, A. N., FERREIRA, V. P., FISNER, M., & PINHEIRO, B. R. (2009). Thermal stress assessment using carbon and oxygen isotopes from Scleractinia, Rocas Atoll, northeastern Brazil. **International Geology Review**, 51(2), 166-188.

MCCLANAHAN, T.R., MAINA, J., MOOTHYEN-PILLAY, R. AND BAKER, A.C., Effects of geography, taxa, water flow, and temperature variation on coral bleaching intensity in Mauritius. **Marine Ecology Progress Series**, v. 298, p. 131-142, 2005.

MELLIN, CAMILLE, LAEL PARROTT, SERGE ANDRÉFOUËT, COREY JA BRADSHAW, M. AARON MACNEIL, AND M. JULIAN CALEY. "Multi-scale marine biodiversity patterns inferred efficiently from habitat image processing." **Ecological Applications** 22, no. 3 (2012): 792-803.

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.

MILLER, M. W.; WILLIAMS, D. E. Coral disease outbreak at Navassa, a remote Caribbean island. **Coral Reefs**, v. 26, n. 1, p. 97-101, 2007.

MIRANDA, R. J.; CRUZ, I. C. S.; LEÃO, Z. M. A. N. Coral bleaching in the Caramuanas reef (Todos os Santos Bay, Brazil) during the 2010 El Niño event. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 41, n. 2, p. 351-360, 2013.

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

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.

MUSCANTINE, L. The role of symbiotic algae in carbon and energy flux in coral reefs. **Ecosystems of the World: Coral Reefs**. Elsevier, Amsterdam, p. 75-87, 1990.

NETTO, S. A.; ATTRILL, M. J.; WARWICK, R. M. The effect of a natural water-movement related disturbance on the structure of meiofauna and macrofauna communities in the intertidal sand flat of Rocas Atoll (NE, Brazil). **Journal of Sea Research**, v. 42, p. 291-302, 1999.

NIMER, E. Climatologia do Brasil. 421p. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, RJ, Brazil**. ISBN, p. 978-8524002823, 1989.

OLIVEIRA, R. L. de. Esclerocronologia, geoquímica e registro climático em coral *Siderastrea stellata* do Atol das Rocas, RN, Brasil. Niterói, 2012. Dissertação (Mestrado em Geociências – Geoquímica Ambiental) - Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2012

OZEKOSKI, R.; QUIMBAYO, J. P.; TEIXEIRA¹, L. N.; AUED, A. W.; CANDIDO, D. V.; SEGAL, B. Branqueamento e recrutamento de *Siderastrea stellata* no único atol do Atlântico Sul durante e após o ENSO 2015-2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Oceanografia) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

PALARDY, J. E.; RODRIGUES, L. J.; GROTTOLI, A. G. The importance of zooplankton to the daily metabolic carbon requirements of healthy and bleached corals at two depths. **Journal of experimental marine biology and ecology**, v. 367, n. 2, p. 180-188, 2008.

- PALUMBI, S. R., BARSHIS, D. J., TRAYLOR-KNOWLES, N., & BAY, R. A. (2014). Mechanisms of reef coral resistance to future climate change. **Science**, 344(6186), 895-898.
- PANDOLFI, J. M. et al. Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. **Science**, v. 301, p. 955-958, 2003.
- PEREIRA, N. S. et al. Influência do ambiente sedimentar na distribuição dos organismos meiobentônicos do Atol das Rocas. **Estudos Geológicos**, v. 18, n. 2, p. 68, 2008.
- PEREIRA, N. S., V. A. V. MANSO, A. M. C. SILVA, M. B. SILVA. Mapeamento geomorfológico e morfodinâmica do Atol das Rocas, Atlântico Sul. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 10, p. 331-345, 2010.
- PEREIRA, N. S., VOEGELIN, A. R., PAULUKAT, C., SIAL, A. N., FERREIRA, V. P., & FREI, R. (2016). Chromium-isotope signatures in scleractinian corals from the Rocas Atoll, Tropical South Atlantic. *Geobiology*, 14, 54–67.
- PINHEIRO, B. R., PEREIRA, N. S., AGOSTINHO, P. G., & MONTES, M. J. (2017). R. et al. Population dynamics of *Siderastrea stellata* Verrill, 1868 from Rocas Atoll, RN: implications for predicted climate change impacts at the only South Atlantic atoll. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 89, n. 2, p. 873-884, 2017.
- RASHER DB, HAY ME. 2010 Chemically rich seaweeds poison corals when not controlled by herbivores. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. USA 107, 9683–9688. (doi:10.1073/pnas.0912095107)
- RASHER DB, STOUT EP, ENGEL S, KUBANEK J, HAY ME. 2011 Macroalgal terpenes function as allelopathic agents against reef corals *Proceedings of the National Academy of Sciences*. USA 108, 17 726–17 731. (doi:10.1073/pnas.1108628108)
- RAYMUNDO, L. J.; COUCH, C. S.; HARVELL, C. D. **Coral disease handbook: guidelines for assessment, monitoring and management**. Australia, 2008. 16 f. University of Queensland, Australia, 2008.

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.

RISK, M. J.; SAMMARCO, P. W.; EDINGER, E. N. Bioerosion in *Acropora* across the continental shelf of the Great Barrier Reef. **Coral reefs**, v. 14, n. 2, p. 79-86, 1995.

RODRIGUES, R.R., HAARSMA, R.J., CAMPOS, E.J., AMBRIZZI, T. The impacts of inter–El Niño variability on the tropical Atlantic and northeast Brazil climate. **Journal of Climate**, v. 24, n. 13, p. 3402-3422, 2011.

ROSE, C.S. AND RISK, M.J., Increase in *Cliona delitrix* infestation of *Montastrea cavernosa* heads on an organically polluted portion of the Grand Cayman fringing reef. **Marine Ecology**, v. 6, n. 4, p. 345-363, 1985.

SAMMARCO, P W., RISK, M J. Large-scale patterns in internal bioerosion of Porites: cross continental shelf trends on the Great Barrier Reef. **Marine Ecology Progress Series**, p. 145-156, 1990.

SANDIN, S.A., SMITH, J.E., DEMARTINI, E.E., DINSDALE, E.A., DONNER, S.D., FRIEDLANDER, A.M., KONOTCHICK, T., MALAY, M., MARAGOS, J.E., OBURA, D. AND PANTOS, O., Baselines and degradation of coral reefs in the Northern Line Islands. **PloS one**, v. 3, n. 2, p. e1548, 2008.

SANTAVY, D. L.; PETERS, E. C. Microbial pests: Coral disease in the Western Atlantic. **Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium**, v. 1, p. 607-612, 1997.

SEBENS, K. P. 1997. Adaptive responses to water flow: morphology, energetics, and distribution of reef corals. Pp. 1053–1058 in Proceedings of the eighth international coral reef symposium, Panama´. Vol. 2. Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa, Panama´.

SEGAL, B., & CASTRO, C. B. (2011). Coral community structure and sedimentation at different distances from the coast of the Abrolhos Bank, Brazil. *Brazilian Journal of*

Oceanography, 59, 119–129. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592011000200001>SELIG et al., 2006

SOARES, M. O., LEMOS, V. B.; KIKUCHI, R. K. P. Aspectos biogeomorfológicos do Atol das Rocas, Atlântico Sul Equatorial. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 41, p. 85-94, 2011.

SOARES, M.O., LOTUFO, T.M., VIEIRA, L.M., MOTA, S.S., HADJU, E.C.M., MATTHEWS-CASCON, H., LEÃO, Z.M.A.N., KIKUCHI, R.K.P., 2017. Brazilian Marine Animal forests: a New world to discover in Southwestern Atlantic. **Marine Animal Forests: The Ecology of Benthic Biodiversity Hotspots of the World.**

SOPPA, M, GHERARDI D., SOUZA R., PEZZI, L. A et al. Variabilidade temporal da temperatura superficial do mar e vento estimados por satélites e reanálises em áreas de recife de coral no Brasil. **Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril, INPE p.4715-4722, 2007.

SUTHERLAND, K P.; PORTER, J W.; TORRES, C. Disease and immunity in Caribbean and Indo-Pacific zooxanthellate corals. **Marine Ecology Progress Series**, v. 266, p. 273-302, 2004.

SUTHERLAND, WILLIAM J., ed. *Ecological census techniques: a handbook*. Cambridge University Press, 2006.

TOTH, L.T., ARONSON, R.B., VOLLMER, S.V., HOBBS, J.W., URREGO, D.H., CHENG, H., ENOCHS, I.C., COMBOSCH, D.J., VAN WOESIK, R. AND MACINTYRE, I.G. "ENSO drove 2500-year collapse of eastern Pacific coral reefs." *Science* 337, and a comparative error analysis of four photoquadrat methods. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 424, p. 99-108, 2012.

TRYGONIS, V; SINI, M. PhotoQuad: a dedicated seabed image processing software, and a comparative error analysis of four photoquadrat methods. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 424, p. 99-108, 2012.

VENN, A. A., WILSON, M. A., TRAPIDO-ROSENTHAL, H. G., KEELY, B. J., & DOUGLAS, A. E. (2006). The impact of coral bleaching on the pigment profile of the symbiotic alga, *Symbiodinium*. **Plant, cell & environment**, 29(12), 2133-2142.

VERRILL, A. E., **Notes on the Radiata in the Museum of Yale College, with descriptions of new genera and species.** Connecticut Academy of Arts and Sciences, 1868.

VILLACA, R., FONSECA, A.C., JENSEN, V.K. AND KNOPPERS, B. Species composition and distribution of macroalgae on Atol das Rocas, Brazil, SW Atlantic. **Botânica Marina**, v. 53, p. 113-122, 2010.

WEIL, E. AND ROGERS, C.S., 2011. Coral reef diseases in the Atlantic-Caribbean. In *Coral reefs: an ecosystem in transition* (pp. 465-491). **Springer**, Dordrecht.

WILD, C., HOEGH-GULDBERG, O., NAUMANN, M. S., COLOMBO-PALLOTTA, M. F., ATEWEBERHAN, M., FITT, W. K., & LOYA, Y. (2011). Climate change impedes scleractinian corals as primary reef ecosystem engineers. **Marine and Freshwater Research**, 62(2), 205-215.

WILKINSON, C. et al. Ecological and socioeconomic impacts of 1998 coral mortality in the Indian Ocean. An ENSO impact and a warning of future change? **Ambio**, v. 28, n. 4, p. 188-196, 1999.

WILKINSON, C. **Status of Coral Reefs of the World: 2008.** Townsville, Queensland, Australia: GCRMN : Australian Institute of Marine Science, 2008. 296 p.

ZVULONI A, ARTZY-RANDRUP y, STONE L, VAN WOESIK R AND LOYA y. 2008. Ecological size frequency distributions: how to prevent and correct biases in spatial sampling. *Limnol Oceanogr* 6: 144-153.