

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos

JULIA PAULINA GUIMARÃES CAMILO

**UTILIZAÇÃO DE BIOMARCADORES ENZIMÁTICOS E INDICADORES
ECOLÓGICOS NA AVALIAÇÃO DE RECIFES DE CORAL EM ÁREA MARINHA
PROTEGIDA**

Maceió, Alagoas

Junho/2021

JULIA PAULINA GUIMARÃES CAMILO

**UTILIZAÇÃO DE BIOMARCADORES ENZIMÁTICOS E INDICADORES
ECOLÓGICOS NA AVALIAÇÃO DE RECIFES DE CORAL EM ÁREA MARINHA
PROTEGIDA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do grau de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS na área de concentração em Conservação da Biodiversidade Tropical.

Orientação: Dra. Taciana Kramer de Oliveira Pinto

Maceió, Estado de Alagoas, Brasil

Junho/2021

Catálogo na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico
Bibliotecária: Taciana Sousa dos Santos – CRB-4 – 2062

C183u Camilo, Julia Paulina Guimarães.

Utilização de biomarcadores enzimáticos e indicadores ecológicos na avaliação de recifes de coral em área marinha protegida / Julia Paulina Guimarães Camilo. – 2022.

59 f. : il. color.

Orientadora: Taciana Kramer de Oliveira Pinto.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Alagoas. Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos. Maceió, 2021.

Inclui bibliografias.

1. Recifes de corais. 2. Degradação ambiental. 3. Estresse oxidativo. 4. Biomarcadores enzimáticos. I. Título.

CDU: 551.351: 504.06

Dedico esta dissertação aos meus pais, Camilo e Nadja, minha base de formação como ser humano, que sempre me incentivaram, fizeram de tudo para que eu pudesse ter uma formação e por acreditarem em mim.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por ter me concedido o dom da vida, saúde, força e fé, e ao universo por tantas oportunidades e vivências necessárias para meu crescimento pessoal.

Aos meus pais, por todo apoio e incentivo aos estudos, por tanto amor, carinho e acolhimento, pois sem eles nada disso teria sido possível.

Ao meu companheiro, Jomar, pelos bons momentos, por fazer a distância de casa parecer menor, pelo incentivo nas horas difíceis, pelas palavras de amor, e por compreender minha ausência em tantos momentos.

À minha querida orientadora, Taciana, por tanto zelo, dedicação, paciência, por todo carinho, conversas de incentivo, por me fazer acreditar no meu potencial, por conseguir me deixar mais encantada pelos corais e, principalmente, por não ter descreditado de mim, quando eu mesma descreditei.

À minha família, tanto a de Aracaju, quanto a de BH, pelo incentivo constante aos estudos, pelas inúmeras conversas e conselhos para vida.

Aos amigos que fiz na pós-graduação, em especial minha turma do mestrado, Diogo, Julia, Mañana, Mari, Lúcia, Jaque, Gabi, Cacilda, Keyla, Arthur, Nataliana, Carol, por tanto apoio, tantos momentos bons compartilhados, pela sofrência chorada juntos, pelos almoços juntos, por todos os nossos dias, que mesmo difíceis, era melhor com vocês por perto.

Às minhas amigas de Aracaju, pelas longas conversas cheias de carinho e saudade, à Lícia, Lorena, Franci, e em especial à Thaís, também pelo apoio em Maceió durante a pandemia, quando precisei voltar.

Ao grupo das minhas Amoras: Amanda, Talita e Karina, pelo apoio emocional e por tantas e tantas conversas que deixaram meu coração mais aquecido durante momentos difíceis que precisei enfrentar, e pelas muitas risadas, claro.

À equipe de trabalho de campo e de mergulho, meu querido laboratório LEBIC (LEB+LIC), pela amizade, companheirismo, acolhimento, apoio e por tornar nosso trabalho tão divertido e prazeroso no campo, e ao Buia por sempre compartilhar tantos aprendizados conosco.

Aos meus professores do PPG DIBICT, e aos tantos outros que participaram de minhas bancas de avaliação, por contribuírem tanto para meu conhecimento e com minha trajetória pessoal e profissional.

Ao Laboratório de Morfofisiologia Animal Aplicada, em especial à Jerusa, que me ensinou e me acompanhou em todos os experimentos e análises enzimáticas, ao professor Lázaro, por ter me recebido em seu lab de portas abertas e por todo apoio técnico prestado, à Bianca, Gabriel e a todos do lab pela ajuda nos experimentos, pela paciência e por terem compartilhado comigo o conhecimento de vocês.

À Universidade Federal de Alagoas, pela infraestrutura, biblioteca, laboratórios e ambientes que me propiciaram apoio e motivação aos estudos.

À todos que conheci em Maceió e Penedo, pelo acolhimento, por tanto carinho, por me receberem tão bem. Espero poder voltar em breve para matar a saudade.

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudos.

E à todos que de alguma forma contribuíram com minha jornada, meu muito obrigada!

RESUMO

Os recifes de corais são ambientes ricos em biodiversidade, importantes para conservação e manutenção da comunidade marinha, além de bens e serviços para comunidades tradicionais e economia regional. Apesar disto, os recifes vêm sofrendo com impactos globais e locais, que causam degradação. Essa degradação depende do tempo de exposição a agentes estressores, que podem causar alterações na biota desde o nível de indivíduos até comunidades, tais como mudanças nos padrões de diversidade e abundância, estresse oxidativo, branqueamento e morte nos corais. O objetivo deste trabalho foi e testar as seguintes hipóteses: 1) zonas recifais abertas às atividades humanas, como visitação turística e pesca, possuem cobertura bentônica diferente das zonas *no-take*; 2) o nível de atividade de enzimas antioxidantes (relacionadas ao estresse oxidativo) é maior em zonas recifais abertas que em zonas *no-take* e 3) A atividade de enzimas antioxidantes difere entre colônias saudáveis e colônias branqueadas de *Siderastrea* sp. Estas hipóteses foram testadas estimando o percentual de cobertura bentônica, e coletando 42 amostras de corais pétreos, sendo 18 pólipos de *Mussismilia harttii* (Verrill 1868) e 24 colônias de *Siderastrea* sp., para análise da atividade antioxidante das enzimas Superóxido Dismutase (SOD), Catalase (CAT), e Glutathione-S-Transferase (GST), além dos níveis do produto da Peroxidação Lipídica (LPO), relacionadas ao estresse oxidativo, utilizando um índice de resposta de biomarcador integrado (IBR). Verificou-se que a cobertura bentônica apresentou diferenças entre zonas em termos de composição e abundância de grupos funcionais, e maior similaridade entre a Zona de Visitação (ZV) e a zona *no-take*, enquanto para a cobertura coralínea, a ZV apresentou maior taxa (9,33%). Quanto a resposta da atividade enzimática, a CAT foi mais alta pra *M. harttii* na zona *no-take* que nas outras zonas. Para *Siderastrea* sp. os valores foram significativamente diferentes apenas entre espécimes saudáveis e branqueadas, no qual indivíduos branqueados apresentaram maior atividade enzimática de GST e LPO. Conclui-se que os biomarcadores enzimáticos mostraram resultados promissores quanto aos corais branqueados, indicando já haver algum dano como resposta ao estresse oxidativo à nível celular, antes mesmo da resposta à nível de comunidade.

Palavras-chave: Biomarcadores, Estresse oxidativo, Recifes de corais, Área de Proteção Ambiental, Scleractinia.

ABSTRACT

Coral reefs are biodiversity rich environments, important to conservation and maintenance of the marine community. Coral reefs also provide goods and services for traditional communities and the local economy. Despite this, the reefs have been suffering from global and local impacts, which cause degradation. This degradation depends on the time of exposure to stressors can lead to changes in the biota from the level of individuals to communities, such as changes in patterns of diversity and abundance, oxidative stress, bleaching and death in corals. This work aimed to test the following hypotheses: 1) reef zones open to human activities, such as tourism and fishing have benthic coverage different from no-take zones; 2) the level of antioxidant enzymes' activity (related to oxidative stress) is higher in open reef zones than in no-take zones and 3) Antioxidant enzymes' activity differs between healthy and bleached colonies of *Siderastrea* sp. These hypotheses were tested by estimating the benthic coverage, and collecting 42 stony coral samples: 18 polyps of *Mussismilia harttii* (Verrill 1868) and 24 colonies of *Siderastrea* sp., aiming to analyze the antioxidant activity of the following enzymes: Superoxide Dismutase (SOD), Catalase (CAT), and Glutathione-S-Transferase (GST), and also levels of Lipid Peroxidation products (LPO), using an integrated biomarker response index (IBR). It was found that the benthic coverage showed differences between zones in terms of composition and abundance of invertebrates/functional groups, and greater similarity between the tourism and the no-take zones. The coralline cover was higher at the tourism zone (9,33%). The *M. harttii* CAT activity values were highest in the no-take zone. For *Siderastrea* sp. enzymatic activity values were significantly different only between healthy and bleached specimens, in which bleached individuals had higher GST and LPO enzymatic activity than healthy ones. It is concluded that enzymatic biomarkers showed promising results for bleached corals, indicating cellular damage response, even before the response at the community level.

Keywords: Biomarkers, Oxidative stress, Coral reefs, Marine Protected Area, Scleractinia.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Área de Estudo evidenciando a abrangência da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (A). Recifes estudados em Maragogi (B) e (C). (Fonte: modificado de Plano de Manejo APACC 2013 e Google Earth).	30
Figura 2: Número de visitantes para os meses do ano de 2020, na Zona de Visitação (ZV) e na Zona de Uso Sustentável (ZUS) de Maragogi, APA Costa dos Corais, AL. (Fonte: SEMARH-Maragogi-AL)	31
Figura 3: Percentual cobertura bentônica nas diferentes zonas de uso dos recifes da APA Costa dos Corais, AL (ZPVM=Zona de Preservação da Vida Marinha, ZV=Zona de Visitação e ZUS=Zona de Uso Sustentável).	37
Figura 4: Escalonamento Multidimensional não métrico aplicado aos dados de cobertura bentônica nas diferentes zonas de uso (ZPVM=Zona de Preservação da Vida Marinha, ZV=Zona de Visitação e ZUS=Zona de Uso Sustentável).	38
Figura 5: Níveis médios de atividade das enzimas antioxidantes (A) Catalase (u/mg de tecido); (B) Superóxido Dismutase (u/mg de tecido); (C) Glutathione-S-Transferase (μ mole/min/mg de tecido); e (D) de Peroxidação Lipídica (μ mole/mg proteína) da espécie <i>Mussismilia harttii</i> nas zonas de uso da APA Costa dos Corais, AL (ZPVM=Zona de Preservação da Vida Marinha, ZUS=Zona de uso sustentável e ZV=Zona de Visitação) (As barras indicam o desvio padrão e * = diferenças significativas).	41
Figura 6: Níveis médios de atividade das enzimas antioxidantes (A) Catalase (u/mg de tecido); (B) Superóxido Dismutase (u/mg de tecido); (C) Glutathione-S-Transferase (μ mole/min/mg de tecido); e (D) de Peroxidação Lipídica (μ mole/mg proteína) da espécie <i>Siderastrea</i> sp. nas zonas de uso da APA Costa dos Corais, AL (ZPVM=Zona de Preservação da Vida Marinha, ZUS=Zona de uso sustentável e ZV=Zona de Visitação)	42
Figura 7: Níveis médios de atividade das enzimas antioxidantes (A) Catalase (u/mg de tecido); (B) Superóxido Dismutase (u/mg de tecido); (C) Glutathione-S-Transferase (μ mole/min/mg de tecido); e (D) de Peroxidação Lipídica (μ mole/mg proteína) da espécie <i>Siderastrea</i> sp. para colônias saudáveis (S) e colônias branqueadas (B). (*=diferenças significativas)	43
Figura 8: Valores médios ($\pm$ desvio padrão) dos valores do IBR (Integrated Biomarker Response) calculados para <i>Mussismilia harttii</i> (A), <i>Siderastrea</i> sp. (B) nas Zona de Preservação a Vida Marinha (ZPVM), Zona de Visitação (ZV) e Zona de Uso Sustentável (ZUS) e para colônias de <i>Siderastrea</i> sp. branqueadas e saudáveis (C). (*=diferenças significativas)	44
Figura 9: Gráfico de radar com os biomarcadores (LPO=peroxidação lipídica, CAT=Catalase, SOD=superóxido dismutase, GST=glutathione-s-transferase) dos corais <i>Mussismilia harttii</i> (A), <i>Siderastrea</i> sp. (B) nas Zona de Preservação a Vida Marinha (ZPVM), Zona de Visitação (ZV) e Zona de Uso Sustentável (ZUS) e para colônias de <i>Siderastrea</i> sp. branqueadas e saudáveis (C).	45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Resultado do teste a posteriori da PERMANOVA para comparação das zonas (ZPVM=Zona de Preservação da Vida Marinha, ZV=Zona de Visitação e ZUS=Zona de Uso Sustentável) (*=Resultados significativos).....	38
Tabela 2. Resultado das Análises de Variância e teste de Tukey para comparação de médias, aplicado aos dados dos níveis de atividade antioxidante das enzimas Catalase (CAT), Superóxido Dismutase (SOD), Glutathione-S-Transferase (GST) e de Peroxidação lipídica, das espécies de coral <i>M. harttii</i> e <i>Siderastrea</i> sp. nas diferentes zonas de uso dos recifes da APA Costa dos Corais, AL. (ZPVM=Zona de Preservação da Vida Marinha, ZV=Zona de Visitação e ZUS=Zona de Uso Sustentável) (*=Resultados significativos).	40

SUMÁRIO

RESUMO	6
ABSTRACT	7
LISTA DE FIGURAS	8
LISTA DE TABELAS	9
APRESENTAÇÃO	11
REVISÃO DE LITERATURA	12
1. Ambientes recifais e impactos antrópicos	12
2. Áreas Marinhas Protegidas como estratégia de conservação	16
3. Biomarcadores e o estresse oxidativo	19
Referências Bibliográficas	21
1. INTRODUÇÃO	26
2. MATERIAL E MÉTODOS	29
2.1. Área de estudo	29
2.2. Coleta de dados	31
<i>Cobertura Bentônica</i>	31
<i>Atividade enzimática</i>	32
2.3. Análise de dados	34
3. RESULTADOS	36
3.1. Cobertura bentônica	36
3.2. Atividade enzimática	39
4. DISCUSSÃO	45
5. CONCLUSÃO	51
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52

APRESENTAÇÃO

Esta dissertação é composta por um único capítulo e trata da avaliação da qualidade de ambientes recifais na Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais – APACC, sujeitos a manejo de usos. Através da utilização de indicadores ecológicos da comunidade bentônica e de biomarcadores representados pela atividade de enzimas antioxidantes, foram avaliadas 3 áreas recifais, uma exclusiva à visitação turística, uma zona de exclusão, onde atividades humanas não são permitidas, e uma zona de uso sustentável onde são permitidas quaisquer atividades humanas, porém é utilizada preferencialmente para a pesca.

Os dados desta pesquisa foram adquiridos no âmbito do Programa Ecológico de Longa Duração Costa dos Corais Alagoas (PELD-CCAL).

O manuscrito do capítulo será enviado para submissão na revista Marine Pollution Bulletin.

REVISÃO DE LITERATURA

1. Ambientes recifais e impactos antrópicos

Os recifes de corais são considerados ambientes marinhos de maior biodiversidade e produtividade do planeta, sua importância biológica está na sustentação de parte do ecossistema em que estão inseridos, fornecendo alimentação, locais para reprodução, desova, refúgio, e por serem parte da rota migratória de muitas espécies. Além de outros serviços ecossistêmicos como regulação do clima, proteção da costa, e fornecimento de bens e serviços para manutenção das comunidades humanas (Boulton et al., 2016; Zilberberg et al., 2016).

São chamados de recifes “de corais” pois sua estrutura rígida é formada pela deposição de esqueletos de carbonato de cálcio, secretado principalmente por corais pétreos e algas coralíneas, ambos considerados construtores de recifes (Leão, 1994; Castro, 2000). Essa estrutura serve como base para fixação e abrigo de outros organismos que também compõem os ambientes recifais (Castro, 2000). Outra característica, é que a maioria desses recifes está restrito a águas rasas e tropicais, pois os corais fazem associação simbiótica com microalgas (zooxantelas), que além das cores exuberantes lhes fornecem produtos da fotossíntese, como oxigênio e carbono orgânico, e em troca, o coral fornece gás carbônico e nutrientes inorgânicos, que seriam excretados (Marangoni et al., 2016). Além disso, as zooxantelas também possuem importante papel no processo de calcificação, pois elevam o valor da taxa de deposição de carbonato de cálcio nos corais na presença de luz (Gattuso et al., 1999).

Apesar da importância dos recifes de corais, esses ambientes estão se tornando cada vez mais degradados, sendo as atividades antrópicas os principais estressores responsáveis pelas ameaças globais e locais (Hoegh-Guldberg & Bruno, 2010). Dentre esses estressores, o aquecimento global vem sendo gradativamente intensificado com a queima de combustíveis fósseis e com o desmatamento, que além de aumentarem os gases de efeito estufa na atmosfera, aumentam a quantidade de gás carbônico absorvido pelos oceanos e os acidificam a partir da reação do dióxido de carbono com a água, formando o ácido carbônico e íons H^+ (Hoegh-Guldberg & Bruno, 2010). Como consequência dessa reação, há diminuição do carbonato

disponível, que acarreta em uma menor incorporação do carbonato de cálcio no esqueleto dos corais e de outros organismos calcificadores, tornando-se enfraquecidos e/ou reduzindo as taxas de calcificação (Cohen & Holcomb, 2009; Tambutté et al., 2011; Heron, 2016). Além disso, a redução do pH também pode alterar a microbiota dos corais, podendo causar desequilíbrio nessa interação e tornar o coral vulnerável a algumas doenças e até mesmo levar à morte (Machado et al., 2016).

Ainda como resultado do aquecimento global e das anomalias térmicas na superfície dos oceanos, corais podem expulsar as zooxantelas simbiotes e tornar-se branqueados, com o tecido transparente e a visibilidade do esqueleto, processo chamado de branqueamento dos corais (Leão et al., 2008). Segundo Downs et al. (2002), esse processo de branqueamento está associado à capacidade antioxidante do coral, que em situações de elevado estresse expulsa as zooxantelas como uma estratégia de resposta para se defender do estresse oxidativo.

Além dos impactos globais, corais também enfrentam estressores locais que desequilibram os ambientes recifais e podem levar à redução da cobertura coralínea, como sobrepesca, poluição, sedimentação, e turismo desordenado (Leão et al., 2016). A sobrepesca é caracterizada pela captura de organismos em grande quantidade, onde há redução dos predadores naturais, como peixes herbívoros e carnívoros, que podem desequilibrar a teia alimentar, fazendo com que macroalgas ou outros organismos oportunistas dominem nos recifes, e contribuam com a bioerosão (Valentine & Heck, 2005; Silva et al., 2014).

Já o impacto relacionado à poluição marinha afeta os ambientes recifais com as constantes descargas de matéria orgânica excessiva provenientes de esgotos não tratados, que introduzem nutrientes, principalmente nos recifes próximos à costa (Islam & Tanaka, 2004). Nutrientes esses que, em excesso, promovem um acelerado crescimento de algas, que podem sufocar ou competir com corais por espaço (Hall, 2001). Ademais, outros poluentes são encontrados nos efluentes, como óleos, elementos radioativos, metais pesados e alguns patógenos, como, por exemplo, a bactéria *Serratia marcescens*, associada ao intestino humano, causadora da doença white pox no coral caribenho construtor de recife *Acropora palmata* (Patterson et al., 2002; Islam & Tanaka, 2004). Estes poluentes também podem ser provenientes do desmatamento e mau uso do solo, associado a fertilizantes e defensivos agrícolas,

que são carregados para rios e mares através do escoamento superficial, como alguns herbicidas inibidores de fotossistema II que também diminuem a concentração de microalgas nos tecidos dos corais (Jones & Kerswell, 2003). A poluição química por vinhoto da cana-de-açúcar, que é o resíduo da produção de etanol, muito comum na região de Alagoas e Pernambuco, e seus despejos em rios próximos causaram grande degradação nos recifes, com danos às larvas, recrutas e corais adultos (Correia et al., 2016). Além destas, o desmatamento de zonas costeiras deixa o solo exposto à erosão, que além de aumentar a sedimentação também pode carrear partículas desses compostos químicos associados (Haynes et al., 2000).

Além da poluição, o escoamento de rios também tem um papel fundamental sobre a sedimentação nos recifes, a partir do continente (Rogers, 1990; Liñán-Cabello et al., 2016), que leva ao assoreamento e a suspensão de partículas, aumenta turbidez da água, dificultando a passagem de luz solar que incide no recife (Hall, 2001). Em testes de simulação de turbidez extrema, Rogers (1990) verificou que a sedimentação prejudica a realização da fotossíntese pelas microalgas simbiotes, a taxa de crescimento, o desenvolvimento, além de dificultar o estabelecimento das larvas no substrato, alterando o recrutamento da espécie de coral *Acropora cervicornis*. Corroborando com Loiola et al. (2013), sobre a sedimentação causar danos físicos aos tecidos das colônias da espécie brasileira *Mussismilia braziliensis*. Apesar de alguns estudos já relatarem que espécies de recifes brasileiros são mais resistentes à sedimentação, que em outros locais, por estarem associados a ambientes com alta deposição, ainda é precário o entendimento dessa relação (Castro et al., 2012).

Enquanto que os impactos da atividade turística desordenada envolvem a ancoragem de barcos sobre os recifes, vazamento de óleo dos barcos motorizados, pisoteamento sobre as colônias devido a presença de banhistas, o uso de filtros solares, contato das nadadeiras de mergulhadores recreativos sobre as colônias, que por consequência causam injúrias às colônias, e podem aumentar também a turbidez da água e o acúmulo de sedimentos sobre os corais (Diedrich, 2007; Danovaro et al., 2008; Gíglío et al., 2016). Além da alimentação artificial, considerada como uma atração turística insustentável para esses ambientes recifais, pois desequilibram a teia quando presas naturais acabam sendo menos consumidas (Silva et al., 2020). Já impactos indiretos do turismo são os que envolvem atividades de lazer ou recreação na zona costeira, como por exemplo hotéis, resorts, bares, restaurantes, marinas,

entre outros (Hall, 2001). Esse tipo de utilização para o lazer também pode afetar o recife com descarga de poluentes dos escoamentos terrestres, desmatamento e carreamento de fertilizantes e agrotóxicos para o mar, construções e dragagem costeira, lixo proveniente também do continente e de marinas e a sobrepesca (Leão et al., 1996; Hall, 2001).

2. Áreas Marinhas Protegidas como estratégia de conservação

Uma das principais estratégias voltadas para a conservação de habitats em todo o mundo é a criação de Áreas Marinhas Protegidas (AMP). No Brasil essas áreas são conhecidas como Unidades de Conservação (UC), que podem ser tanto de uso sustentável, quanto de proteção integral. Apesar de enfrentarmos vários problemas em relação às AMPs que abrigam recifes de corais, devido ao mau gerenciamento, à falta de fiscalização, e ausência de planos de manejo, ainda há um número considerável de áreas protegidas em várias esferas governamentais (Castro & Zilberberg, 2016).

Outra estratégia para conservação desses ecossistemas foi o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Ambientes Coralíneos, criado em 2016, através de iniciativas do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) junto à coordenação executiva do Projeto Coral Vivo e outras instituições.

“O Plano de Ação Nacional para Conservação dos Ambientes Coralíneos (PAN Corais) contempla 52 espécies ameaçadas de extinção e tem objetivo geral de melhorar o estado de conservação dos ambientes coralíneos por meio da redução dos impactos antrópicos, ampliação da proteção e do conhecimento, com a promoção do uso sustentável e da justiça socioambiental”. (ICMBio, 2017)

No Brasil, atualmente, a criação de unidades de conservação é pautada através de decretos federais, estaduais ou municipais, e são administradas por conselhos e gestores, cujo objetivo é oferecer transparência para a gestão da UC, elaboração e aprovar a implantação do Plano de Manejo, e promover a integração das UC à comunidade, as empresas, instituições de pesquisa, ONGs, ao poder público, e a outras Áreas Protegidas próximas. Para isso, é necessário a implementação do plano de manejo, pois estes fornecem um retrato detalhado das características geográficas, biológicas e socioeconômicas das UCs e do seu entorno (Prates et al., 2012; Ministério do Meio Ambiente, 2012).

A criação da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (APACC) foi no ano de 1997, abrangendo municípios entre Maceió/Alagoas e o sul Pernambuco, é considerada a maior UC marinha costeira do Brasil. Somente em 2013 seu plano de manejo foi aprovado, resultando em grandes impactos, principalmente ocasionado

pela especulação imobiliária, e pesca sem desordenada (Correia & Sovierzoski, 2008; Vila-Nova & Ferreira, 2016).

As Unidades de Conservação visam o desenvolvimento e a sustentabilidade ambiental, e para tentar minimizar impactos dentro dessas UCs, há uma conduta a ser seguida, como atividades turísticas, por exemplo, que são ordenadas e monitoradas, isso inclui número limite de pessoas e de barcos por dia e controle das atividades náuticas, como passeios de barco, mergulho, esporte aquático. Outro detalhe importante são sobre as áreas fechadas ou exclusiva para a pesca, que são áreas onde geralmente têm regras quanto ao tipo de petrecho de pesca a ser utilizado, garantindo assim, a sobrevivência de outras espécies e a recuperação dos estoques pesqueiros. Dessa forma, há maior conservação da biodiversidade, e todo o ecossistema acaba sendo beneficiado, inclusive comunidades humanas que dependem desse sistema (Prates et al., 2012; Vila-Nova & Ferreira, 2016).

Das vantagens das Unidades de Conservação Marinhas podemos citar o fortalecimento da resistência e resiliência aos impactos antrópicos, tanto os de origem global, quanto os impactos locais, minimizando o estresse causado a esses ambientes, o ecossistema é capaz de se equilibrar novamente e de reestruturar suas funções, conservando assim a biodiversidade (Hughes et al., 2007).

Apesar de o turismo ajudar a desenvolver as regiões e ser uma importante fonte de renda para comunidades locais, a atividade turística pode gerar muitos impactos negativos quando não é ordenado/planejado. Os ambientes costeiros vêm sendo bastante degradados em todo o mundo, e isso traz consequências para a biodiversidade da fauna e flora marinha e costeira. Consequências essas que também impactam no bem estar das comunidades humanas e na contribuição dos serviços ecossistêmicos oferecidos à elas. Neste sentido, a criação de AMPs se faz importante, pois conservando a biodiversidade e utilizando os recursos de maneira sustentável, é possível mitigar os efeitos dos impactos das atividades antrópicas que foram retratadas no tópico anterior (Pinheiro et al., 2009).

Como visto anteriormente, as unidades de conservação marinhas são uma ferramenta muito importante para preservar os recifes de coral e outros ambientes marinhos, bem como auxiliar no recursos pesqueiros, e no ordenamento do turismo

sustentável. Por isso se faz necessário a criação de UCs marinhas bem estruturadas e bem manejadas, para que assim possam alcançar os objetivos a que se propõem.

3. Biomarcadores e o estresse oxidativo

Os biomarcadores, ou chamados de indicadores biológicos, são parâmetros que podem se alterar devido a ação de agentes químicos, físicos ou biológicos, que agem como um estressor no organismo (Amorim, 2003). Estes são de grande importância para avaliar e monitorar impactos, pois detectam respostas desde nível molecular até níveis de comunidade (Freire et al., 2008). Já os bioindicadores são espécies sensíveis à essas alterações ambientais, como exemplo os próprios corais construtores, cuja presença, ausência ou abundância podem indicar alterações das populações, principalmente nos ambientes recifais (Marques et al., 2016).

Pode-se dizer que os biomarcadores funcionam como uma ferramenta preditiva, pois conseguem identificar alterações ou resposta dos organismos antes mesmo de serem observados danos visíveis, seguindo os níveis de organização biológica: passando pelo nível molecular, celular, fisiológico, morfológico, até chegar aos níveis de população, comunidade e ecossistema (Amorim, 2003; Marques et al., 2016). Caso o estressor seja intenso/forte ou se agir por um longo tempo determinado, pode ocasionar alterações em todos esses níveis de organização (Moore et al., 2004). Esses efeitos podem progredir e serem irreversíveis caso o organismo em questão não volte ao equilíbrio (Marques et al., 2016).

Alguns autores vêm se dedicando ao estudo de biomarcadores enzimáticos e celulares para avaliar impactos em ambientes marinhos, como poluição, mudanças climáticas e consequente aumento da temperatura dos oceanos e acidificação da água (Downs et al., 2005; Freire et al., 2008). A exposição constante a esse tipo de estresse e aos contaminantes alteram a fisiologia dos organismos, principalmente de calcificadores, como os corais, que são a base do ecossistema recifal (Downs et al., 2005; Prazeres et al., 2016; Marangoni et al., 2019).

Alterações como essas atingem a capacidade antioxidante dos organismos, já que há produção de espécies reativas de oxigênio (ERO) em excesso, que aumentam a oxidação das biomoléculas (Cogo et al., 2009). Este desequilíbrio gerado, é denominado de estresse oxidativo, e pode trazer danos severos e irreversíveis às moléculas, células e tecidos (Dröge, 2002; Marques et al., 2016). Nesse processo, a microalga produz EROs, como peróxido de hidrogênio, e radicais livres, como O_2^- e OH^- (Dröge, 2002; Soares & Machado, 2007). Para eliminar esses efeitos, ou o

excesso de EROs, o organismo aciona o sistema de defesa antioxidante (Amado et al., 2009).

Como uma resposta ao estresse oxidativo, estudos sugerem que essa defesa antioxidante causa o branqueamento de espécies coralíneas (Marangoni et al., 2016). É como uma forma de defesa dos corais ao tentarem se livrar do excesso de EROs provenientes dos cloroplastos, que foram difundidas para o tecido do coral hospedeiro, erradicando assim as zooxantelas simbióticas e ficando com o esqueleto exposto, ou seja, branqueado (Weis, 2008; Marangoni et al., 2016).

Atualmente, o fenômeno do branqueamento em corais vêm sendo muito estudado em todo mundo, principalmente por estar relacionado aos impactos ambientais que causam estresse, geralmente associado às altas temperaturas (Fitt et al., 2001). Porém, sabe-se que não somente este motivo leva à diminuição e morte da comunidade de corais, mas sim, vários fatores que juntos culminam nesse fenômeno (Van Dam et al., 2011; Marangoni et al., 2016). Caso a situação do branqueamento não seja revertida, poderá levar o coral à morte. Contudo, uma vez que estejam em boas condições ambientais pode ser também que haja a recuperação da comunidade coralínea (Halford & Caley, 2009; Marangoni et al., 2016).

Em suma, biomarcadores são ótimos indicadores ambientais pois podem fornecer evidências de possíveis estressores e sobre saúde dos corais, antes mesmo que a comunidade coralínea possa se degradar. Servindo como uma ferramenta preditiva para que gestores utilizem estratégias para mitigar esses impactos que causam o estresse, que consequentemente causam o branqueamento, através da proteção aos ambientes recifais.

Referências Bibliográficas

- Amado, L. L.; Garcia, M. L.; Ramos, P. B.; Freitas, R. F.; Zafalon, B.; Ferreira, J. L. R.; Yunes, J. S. & Monserrat, J. M. A method to measure total antioxidant capacity against peroxy radicals in aquatic organisms: Application to evaluate microcystins toxicity. *Science of The Total Environment*, V. 407, issue 6, pp. 2115-2123, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.038>
- Amorim, L. C. A. Os biomarcadores e sua aplicação na avaliação da exposição aos agentes químicos ambientais. *Revista Brasileira de Epidemiol.* Vol. 6, Nº 2, 2003.
- Boulton, A. J.; Ekebom, J.; & Gíslason, G. Integrating ecosystem services into conservation strategies for freshwater and marine habitats: a review. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26: 963– 985, 2016. doi: 10.1002/aqc.2703.
- Castro, C. B. Avaliação E Ações Prioritárias Para A Conservação Da Biodiversidade Da Zona Costeira E Marinha - Recifes de Coral. Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2000.
- Castro, C. B.; Segal, B.; Negrão, F.; & Calderon, E. N. Four-year monthly sediment deposition on turbid Southwestern Atlantic coral reefs, with a comparison of benthic assemblages. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 60, p. 49–63, 2012. doi: 10.1590/s1679-87592012000100006
- Castro, C. B. & Zilberberg, C. Recifes brasileiros, sua importância e conservação. *In: Zilberberg, C., Abrantes, D.P., Marques, J.A., Machado, L.F., Marangoni, L.F.B. (Eds.). Conhecendo os recifes brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo*. Rio de Janeiro: Museu Nacional, UFRJ. Série Livros 64, p. 17-26, 2016.
- Cogo, A.; Siqueira, A.; Ramos, A.; Cruz, Z. & Silva, A. Utilização de enzimas do estresse oxidativo como biomarcadoras de impactos ambientais. *Natureza Online*. 7. 37-42, 2009.
- Cohen, A. L. & Holcomb, M. Why corals care about ocean acidification: Uncovering the mechanism. *Oceanography*, 22(4):118–127, 2009. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2009.102>.
- Correia, J. R. M. B.; Santos, H. F.; Duarte, G. A. S.; Peixoto, R. S.; Chaloub, R. M. & Castro, C. B. Poluição em recifes de coral por vinhoto da cana-de-açúcar. *In: Zilberberg, et al. Conhecendo os Recifes Brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo*. Rio de Janeiro: Museu Nacional, UFRJ, Série Livros 58, p. 169-182, 2016.
- Correia, M. D. & Sovierzoski, H. H. Gestão e Desenvolvimento Sustentável da Zona Costeira do Estado de Alagoas, Brasil. *Revista de Gestão Costeira Integrada - Journal of Integrated Coastal Zone Management*, v. 8 (2), p. 25-45, 2008. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=388340124004>.

Danovaro, R.; Bongiomi, L.; Corinaldesi, C.; Giocannelli, D.; Damiani, E.; Astolfi, P.; Greci, L. & Pusceddu, A. Sunscreens Cause Coral Bleaching by Promoting Viral Infections. *Environ Health Perspect*, v. 116(4), p. 441–447, 2008.

Diedrich, A. The impacts of tourism on coral reef conservation awareness and support in coastal communities in Belize. *Coral Reefs*, vol. 26, p. 985–996, 2007.

Downs, C. A.; Fauth, J. E.; Halas, J. C.; Dustan, P.; Bemiss, J. & Woodley, C. M. Oxidative stress and seasonal coral bleaching. *Free Radical Biology and Medicine*, volume 33, Issue 4, Pages 533-543, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0891-5849\(02\)00907-3](https://doi.org/10.1016/S0891-5849(02)00907-3).

Downs, C. A.; Fauth, J. E.; Robinson, C. E.; Curry, R.; Lanzendorf, B.; Halas, J. C.; Halas, J.; Woodley, C. M. Cellular diagnostics and coral health: Declining coral health in the Florida Keys. *Marine Pollution Bulletin*, 51: 558-569, 2005.

Dröge, W. Free radicals in the physiological control of cell function. *Physiological Reviews*, v. 82, p. 47- 85, 2002. doi: 10.1152/physrev.00018.2001. PMID: 11773609.

Fitt, W. K.; Brown, B. E.; Warner, M. E. et al. Coral bleaching: interpretation of thermal tolerance limits and thermal thresholds in tropical corals. *Coral Reefs* 20, 51–65, 2001. <https://doi.org/10.1007/s003380100146>

Freire, M. M.; Santos, V. G.; Ginuino, I. S. F.; Arias, A. R. L. Biomarcadores na avaliação da saúde ambiental dos ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 1981-9366, Vol. 12, N. 3, 2008.

Gattuso, J. P.; Allemand, D. & Frankignoulle, M. Photosynthesis and Calcification at Cellular, Organismal and Community Levels in Coral Reefs: A Review on Interactions and Control by Carbonate Chemistry. *American Zoologist*, 39, 1999. 10.1093/icb/39.1.160.

Gíglío, V. J.; Luiz, O. J. & Schiavetti, A. Recreational Diver Behavior and Contacts with Benthic Organisms in the Abrolhos National Marine Park, Brazil. *Environmental Management*, vol. 57 (3), p. 637-648, 2016.

Halford, A. R. & Caley, M. J. Towards an understanding of resilience in isolated coral reefs. *Global Change Biol*. Vol. 15, 3031– 3045, 2009.

Hall, C. M. Trends in ocean and coastal tourism: The end of the last frontier? *Ocean & Coastal Management*, vol. 44, p. 601-618, 2001.

Haynes, D.; Muller, J. & Carter, S. Pesticide and herbicide residues in sediments and seagrasses from the Great Barrier Reef world heritage area and Queensland coast. *Marine Pollution Bulletin*, v. 41, p. 279-287, 2000.

Heron, S. F.; Maynard, J. A.; Hooideonk, R. & Eakin, C. M. Warming trends and bleaching stress of the World's coral reefs 1985–2012. *Scientific Reports*, vol. 6, n. 38402, 2016.

Hoegh-Guldberg, O. & Bruno, J. F. The Impact of Climate Change on the World's Marine Ecosystems. *Science*, Vol. 328, Issue 5985, p. 1523-1528, 2010. DOI: 10.1126/science.1189930

Hughes, T. P.; Bellwood, D. R.; Folke, C. S.; McCook, L. J. & Pandolfi, J. M. No-take areas, herbivory and coral reef resilience. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 22 (1), p. 1-3, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.10.009>.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio. Sumário Executivo do Plano de Ação Nacional para Conservação de Ambientes Coralíneos – PAN Corais, 2017. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/plano-de-acao-nacional-lista/3620-plano-deacao-nacional-paraconservacao-dos-recifes-de-corais>>.

Islam, M. S. & Tanaka, M. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, V. 48, issues 7–8, p. 624-649, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.12.004>.

Jones, R. J. & Kerswell, A. P. Phytotoxicity of photosystem II (PSII) herbicides to coral. *Marine Ecology Progress Series*, v. 261, p. 149-159, 2003.

Leão, Z. M. A. N. The coral reefs of southern Bahia. In: Hetzel, B. & Castro, C. B. (eds.), *Corals of southern Bahia*. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, p. 151-159, 1994.

Leão, Z. M. A. N.; Kikuchi, R. K. P. & Oliveira, M. D. M. Branqueamento de corais nos recifes da Bahia e sua relação com eventos de anomalias térmicas nas águas superficiais do oceano. *Biota Neotropica*, v. 8 (3), p. 69-82, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000300006>

Leão, Z. M. A. N.; Kikuchi, R. K. P.; Ferreira, B. P.; Neves, E. G.; Sovierzoski, H. H.; Oliveira, M. D. M.; Maida, M.; Correia, M. D. & Jonhnsson, R. Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis. *Brazilian Journal of Oceanography*, vol. 64, p. 97-116, 2016.

Leão, Z. M. A. N.; Telles, M. D.; Sforza, R.; Bulhoses, H. A. & Kikuchi, R. K. P. Impact of tourism development on the coral reefs of the Abrolhos area, Brazil. *Biological Conservation*, vol. 76, p. 261-266, 1996.

Liñán-Cabello, M. A.; Olivos-Ortiz, A.; Quijano-Scheggia, S.; Anguiano, D. M.; Reséndiz-Flores, M. L. & Ortega-Ortiz, C. D. Effects of terrestrial runoff on the coral communities in Santiago Bay, Colima, Mexican Pacific Coast. *Revista de Biología Tropical*, vol. 64 (3), p. 1185-1200, 2016.

Loiola, M.; Oliveira, M. D. M. & Kikuchi, R. K. P. Tolerance of Brazilian brain coral *Mussismilia braziliensis* to sediment and organic matter inputs. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 77 (1-2), p. 55–62, 2013.

Machado, L. F.; Leite, D. C. A.; Rosado, A. S. & Peixoto, R. S. O holobionte - microrganismos e a saúde dos corais. *In*: Zilberberg, et al. Conhecendo os Recifes Brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo. Rio de Janeiro: Museu Nacional, UFRJ, Série Livros 58, p. 43-54, 2016.

Marangoni, L. F. B.; Marques, J. A. & Bianchini, A. Fisiologia de corais: a simbiose coral-zooxantela, o fenômeno de branqueamento e o processo de calcificação. *In*: Zilberberg, et al. Conhecendo os Recifes Brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo. Rio de Janeiro: Museu Nacional, UFRJ, Série Livros 58, p. 55-72, 2016.

Marangoni, L. F. B.; Dalmolin, C.; Marques, J. A.; Klein, R. D.; Abrantes, D. P.; Pereira, C. M.; Calderon, E. N.; Castro, C. B. & Bianchini, A. Oxidative stress biomarkers as potential tools in reef degradation monitoring: A study case in a South Atlantic reef under influence of the 2015–2016 El Niño/Southern Oscillation (ENSO). *Ecological Indicators*, vol 106, 105533, 2019.

Marques, J. A.; Marangoni, L. F. B. & Bianchini, A. Bioindicadores e biomarcadores para avaliação de impactos em recifes de coral. *In*: Zilberberg, et al. Conhecendo os Recifes Brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo. Rio de Janeiro: Museu Nacional, UFRJ, Série Livros 58, p. 221-232, 2016.

Ministério do Meio Ambiente/MMA. 2012. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/ouvidoria/itemlist/category/34-unidades-de-conservacao.html>>.

Moore, Michael N.; Depledge, Michael H.; Readman, James W.; Paul Leonard, D.R. An integrated biomarker-based strategy for ecotoxicological evaluation of risk in environmental management. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, Vol. 552, Issue 1, pp. 247-268, 2004 <https://doi.org/10.1016/j.mrfmmm.2004.06.028>

Patterson, K. L.; Porter, J. W.; Ritchie, K. B.; Polson, S. W.; Mueller, E.; Peters, E. C.; Santavy, D. L. & Smith, G. W. The etiology of white pox, a lethal disease of the Caribbean elkhorn coral, *Acropora palmata*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 99 (13), p. 8725-8730, 2002. DOI: 10.1073/pnas.092260099

Pinheiro, H. T.; Ferreira, A. L.; Molina, R. P.; Protti, L. M. C.; Zanardo, S. C.; Joyeux, J. C. & Doxsey, J. R. Perfil de atores sociais como ferramenta para definição de unidade de conservação marinha: caso da Ilha dos Franceses, litoral sul do Espírito Santo, Brasil. *Natureza & Conservação*, 7(1):67-80, 2009.

Prates, A. P. L.; Gonçalves, M. A.; Rosa, M. R. Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil, 2 ed. Brasília: MMA, 152 p., 2012.

Prazeres, M., Uthicke, S. & Pandolfi, J. Influence of local habitat on the physiological responses of large benthic foraminifera to temperature and nutrient stress. *Scientific Reports* 6, 21936, 2016. <https://doi.org/10.1038/srep21936>

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

Rylands, A. B. & Brandon, K. Unidades de conservação brasileiras. Megadiversidade, volume 1 (1), 2005. Disponível em: http://www.lauxen.net/conecte/referencias/Rylands_2005a.pdf

Silva, F. C.; Ferreira Júnior, A. L.; Artoni, R. F. & Bessa, E. Impact of feeding fish as a tourist attraction on a coral reef invertivorous fish's diet and growth. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 30: 2327– 2335, 2020. <https://doi.org/10.1002/aqc.3398>

Silva, M. B.; Barbosa, E. N. A.; Miranda, G. E. C. & Rosa, R. S. A influência dos peixes herbívoros sobre a cobertura do macrofitobentos recifal. *Revista Nordestina de Biologia*, vol. 23 (1), p. 69-83, 2014.

Soares, A. M. S. & Machado, O. L. T. Defesa de plantas: Sinalização química e espécies reativas de oxigênio. *Revista Trópica: Ciências Agrárias e Biológicas*, Chapadinha – MA, v. 1, n. 1, p.9-19, 2007.

Tambutté, S.; Holcomb, M.; Ferrier-Pagès, C.; Reynaud, S.; Tambutté, E.; Zoccola, D. & Allemand, D. Coral biomineralization: From the gene to the environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 408, p. 58-78, 2011. [10.1016/j.jembe.2011.07.026](https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.07.026).

Valentine, J. F. & Heck, K. L. Perspective review of the impacts of overfishing on coral reef food web linkages. *Coral Reefs*, v. 24(2), 209–213, 2005. [doi:10.1007/s00338-004-0468-9](https://doi.org/10.1007/s00338-004-0468-9)

Van Dam, J. W.; Negri, A. P.; Uthicke, S. & Mueller, J. F. 2011. Chemical Pollution on Coral Reefs: Exposure and Ecological Effects. p. 187-211 in Sanchez-bayo, F.; Van Den Brink, P. J.; Mann, R. M. (Eds.) *Ecological Impacts of Toxic Chemicals*. Amsterdam: Bentham Science Publishers.

Vila-Nova, D. A. & Ferreira, C. E. L. Unidades de conservação marinha no Brasil e conservação de recifes de coral. *In*: Zilberberg, C., Abrantes, D.P., Marques, J.A., Machado, L.F., Marangoni, L.F.B. (Eds.). *Conhecendo os recifes brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo*. Rio de Janeiro: Museu Nacional, UFRJ. Série Livros 64. Pp. 17-26, 2016.

Weis, V.M. Cellular mechanisms of Cnidarian bleaching: stress causes the collapse of symbiosis. *The Journal of Experimental Biology*, 211: 3059-3066, 2008.

Zilberberg, C.; Abrantes, D. P.; Marques, J. A.; Machado, L. F.; Marangoni, L. F. B. *Conhecendo os Recifes Brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo*. Rio de Janeiro: Museu Nacional, UFRJ, 2016.

1. INTRODUÇÃO

Os recifes de corais vêm sendo ameaçados globalmente por inúmeros impactos de diferentes atividades humanas. Esses impactos têm se intensificado de maneira acelerada no Antropoceno, podendo inclusive, ter consequências irreversíveis (Bellwood et al., 2004). Esta ameaça é conhecida como crise dos recifes de corais, onde vêm sendo observadas alterações como declínio nas populações de corais e mudanças na estrutura das comunidades e nos serviços ecossistêmicos oferecidos (Hughes et al., 2003; Bellwood et al., 2019).

Um dos aspectos que levam às mudanças nas comunidades recifais, e particularmente, ao decréscimo da cobertura coralínea são as mudanças climáticas, que aumentam a quantidade de dióxido de carbono na atmosfera, e consequentemente, aquecem e acidificam os oceanos, enfraquecendo o esqueleto calcário desses animais, dificultando a incorporação do mesmo para o crescimento (Heron, 2016). O problema das mudanças climáticas são as anomalias térmicas, principalmente as de aquecimento da superfície do mar, relacionadas ao desenvolvimento urbano acelerado e à degradação ambiental, que causam o branqueamento dos corais (Ferreira et al., 2013; Russ et al., 2020). Os corais quando estão sob estresse expõem as microalgas simbióticas que lhes conferem compostos orgânicos, para o aporte energético, e cores, assim, ficam com o esqueleto exposto, tornando-se branqueados (Heron, 2016). Em consequência disto, ficam mais suscetíveis a doenças, aumentando a mortalidade das colônias (Zaneveld et al., 2016). Esses picos de estresse térmico têm se intensificado, sendo cada vez mais frequentes, ocorrendo em menores intervalos de tempo (Sully et al., 2019), e é considerada como a principal causa de perda de cobertura coralínea e degradação dos ambiente recifais atualmente (Muñiz-Castillo & Arias-González, 2021)

Além das ameaças globais, os corais também enfrentam estressores crônicos locais, como sobrepesca, poluição, sedimentação, e turismo desordenado (Leão et al., 2016). Nos ecossistemas recifais a sobrepesca de peixes herbívoros, tais como budiões, representa uma ameaça para o funcionamento do sistema, pois eles desempenham papel fundamental na estrutura e função das comunidades bentônicas, influenciando a dinâmica entre algas e corais, estes últimos os principais construtores de recife (Hughes et al., 2007; Silva et al., 2014).

Já os impactos diretos da atividade turística envolvem a ancoragem de barcos sobre os recifes, vazamento de óleo dos barcos motorizados, pisoteio sobre as colônias devido a presença de banhistas, contato das nadadeiras de mergulhadores recreativos sobre as colônias, que por consequência causam injúrias às colônias, e podem aumentar também a turbidez da água e o acúmulo de sedimentos sobre os corais (Diedrich, 2007; Gíglío et al., 2016). Além da alimentação artificial, considerada como uma atração turística insustentável para esses ambientes recifais, pois desequilibram a teia trófica quando presas naturais passam a ser menos consumidas (Silva et al., 2020). Os impactos são indiretos quando envolvem atividades de lazer ou recreação na zona costeira, como por exemplo hotéis, resorts, bares, restaurantes, marinas, entre outros (Hall, 2001). Esse tipo de utilização para o lazer pode afetar o recife com descarga de poluentes dos escoamentos terrestres, desmatamento e carregamento de fertilizantes e agrotóxicos para o mar, construções e dragagem costeira, lixo proveniente também do continente e de marinas e a sobrepesca (Leão et al., 1996; Hall, 2001).

Estas perturbações em escala global e local desequilibram o ambiente recifal podendo levar à redução da cobertura coralínea em todo o mundo, causando perda de biodiversidade e, conseqüentemente, das funções ecológicas e dos serviços ecossistêmicos oferecidos para a sociedade (Sully et al., 2019). Nessas situações, pode acontecer que organismos não-construtores de recifes, como as macroalgas frondosas e corais moles, dominem e persistam no recife que antes era dominado por corais, acarretando na mudança de fase sustentada pela alteração desse ambiente (Cruz et al., 2014; Bellwood et al., 2019). Nos recifes brasileiros, essas mudanças podem ser ainda mais graves em termos de perda da biodiversidade (Cruz et al., 2018), uma vez que estes apresentam baixa riqueza e elevada taxa de endemismo (Castro & Pires, 2001), podem ser mais susceptíveis a impactos locais (Soares et al., 2021).

Desta forma, apesar da reconhecida importância que os recifes de corais possuem em termos ecológicos, sociais, econômicos e culturais, esses ambientes estão sendo cada vez mais degradados (Zilberberg et al., 2016) e é necessário que se faça uma reavaliação das formas de manejo desse importante ecossistema marinho, garantindo a sua manutenção (Bellwood et al., 2004)

Além de alterações percebidas em nível de comunidades e populações, como a diminuição da cobertura coralínea, perda de espécies, diminuição nas taxas de recrutamento (Richmond et al., 2018), as perturbações ambientais, tanto globais como locais, são primeiramente percebidas por alterações em processos fisiológicos dos indivíduos, que podem causar desde danos nas proteínas até prejuízos na performance dos organismos (Dias et al., 2020). A utilização de índices baseados em dados de comunidades biológicas na avaliação do status ambiental pode ser uma ferramenta limitada por representar uma condição presente, diferente da utilização de biomarcadores, que podem sinalizar as primeiras perturbações e alterações à nível bioquímico e molecular, antes da resposta das alterações chegarem ao nível populacional e causarem desequilíbrio na comunidade (Rodrigues et al., 2019).

Uma das repostas bioquímicas ao estresse ambiental é a produção em excesso de radicais livres de modo que ultrapassa a capacidade natural das defesas do organismo de neutralizá-los, processo conhecido como estresse oxidativo (Cogo et al., 2009). Este desequilíbrio gerado pode trazer danos severos e irreversíveis às moléculas, células e tecidos caso o estresse seja contínuo (Marques et al., 2016). Entretanto, o organismo também possui maneiras de eliminar esses efeitos, através do sistema de defesa antioxidante que pode ser composto por enzimas ou não (Machlin & Bendich, 1987). Recentemente a atividade do sistema de defesa antioxidante tem sido utilizada para detectar danos nos corais, principalmente relacionados ao estresse térmico (Shick et al., 1995; Lesser, 1997; Marangoni et al., 2019). Dentre esses, Dias et al., (2020) recomenda o índice de resposta de biomarcador integrado, IBR (Integrated Biomarker Response Index), proposto por Beliaeff e Brugeot (2002), utilizando os marcadores enzimáticos catalase, superóxido dismutase, glutathione-S-transferase e a peroxidação lipídica, como sendo o melhor enfoque para detectar danos fisiológicos nos corais relacionadas a alterações térmicas.

Como se pode perceber, a utilização de biomarcadores em corais é recente e, em sua maioria, voltada aos efeitos do estresse térmico (Downs et al., 2000; Kenkel et al., 2014; Marangoni et al., 2019; Dias et al., 2020). Em relação a outros tipos de perturbações, há ainda uma lacuna, sendo conhecidos apenas trabalhos que avaliaram o efeito de iluminação artificial (Ayalon et al., 2019; Levy et al., 2020), eutrofização (Zhao et al., 2020), transporte em espécies voltadas para o aquarismo

(Costa et al., 2021) e exposição a compostos químicos e metais pesados, como o cobre (Rotchell & Ostrander, 2011; Montilla et al., 2016; Fonseca et al., 2021).

A criação de áreas marinhas protegidas que incluem áreas recifais fechadas à pesca e ao turismo, chamadas zonas de exclusão ou *no-take zones*, vêm sendo utilizadas nas últimas décadas como estratégia para conservação e recuperação dos ambientes recifais (Schiavetti et al., 2013; Bruno et al., 2019), sendo considerada como importante estratégia para minimizar pressões locais, favorecendo a estrutura e funcionamento do ecossistema marinho (Bohnsack et al., 2004; Micheli et al., 2004). Mitigar os efeitos dos impactos locais através da criação de áreas marinhas protegidas, pode levar ao aumento da resiliência das assembleias coralíneas, que pode refletir na rápida recuperação do ecossistema recifal como um todo, e minimizar, de maneira indireta, os efeitos dos estressores globais (Knowlton & Jackson, 2008; Bruno et al., 2019). Sendo assim, diante do cenário atual (Russ et al., 2020), é importante avaliar o papel do manejo local na conservação deste ecossistema.

Dentro deste contexto, o presente trabalho utilizou indicadores ecológicos da comunidade bentônica e biomarcadores de duas espécies de corais pétreos para testar as hipóteses de que: 1) A cobertura bentônica de recifes abertos à atividades humanas difere dos recifes de exclusão; 2) A atividade de enzimas antioxidantes é maior em recifes abertos à atividades humanas do que em recifes de exclusão e 3) A atividade de enzimas antioxidantes difere entre colônias saudáveis e colônias branqueadas de *Siderastrea* sp.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A área de estudo está localizada na Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (APACC), maior unidade de conservação (UC) marinha costeira federal do Brasil, com mais de 400 mil hectares de área, abrangendo grande parte do estado de Alagoas, desde o norte de Maceió (AL) até Tamandaré, em Pernambuco (fig. 1). Esta UC, apresenta um sistema de zoneamento de usos, proposto em seu plano de manejo (ICMBio, 2013), onde áreas recifais foram delimitadas para diferentes atividades humanas. Dentre estas áreas estão as Zonas de Visitação (ZV), que são recifes

destinados apenas a visitação turística e a pesca é proibida, Zonas de Preservação da Vida Marinha (ZPMV ou *no-take zones*), recifes de exclusão de quaisquer atividades humanas, à exceção da pesquisa científica, e Zonas de Uso Sustentável (ZUS), que são áreas de uso geral, onde são permitidas quaisquer atividades humanas. Este trabalho foi realizado em 3 áreas recifais inseridas na APACC, sendo 1 ZV, 1 Zona *no-take* e 1 ZUS (fig. 1).

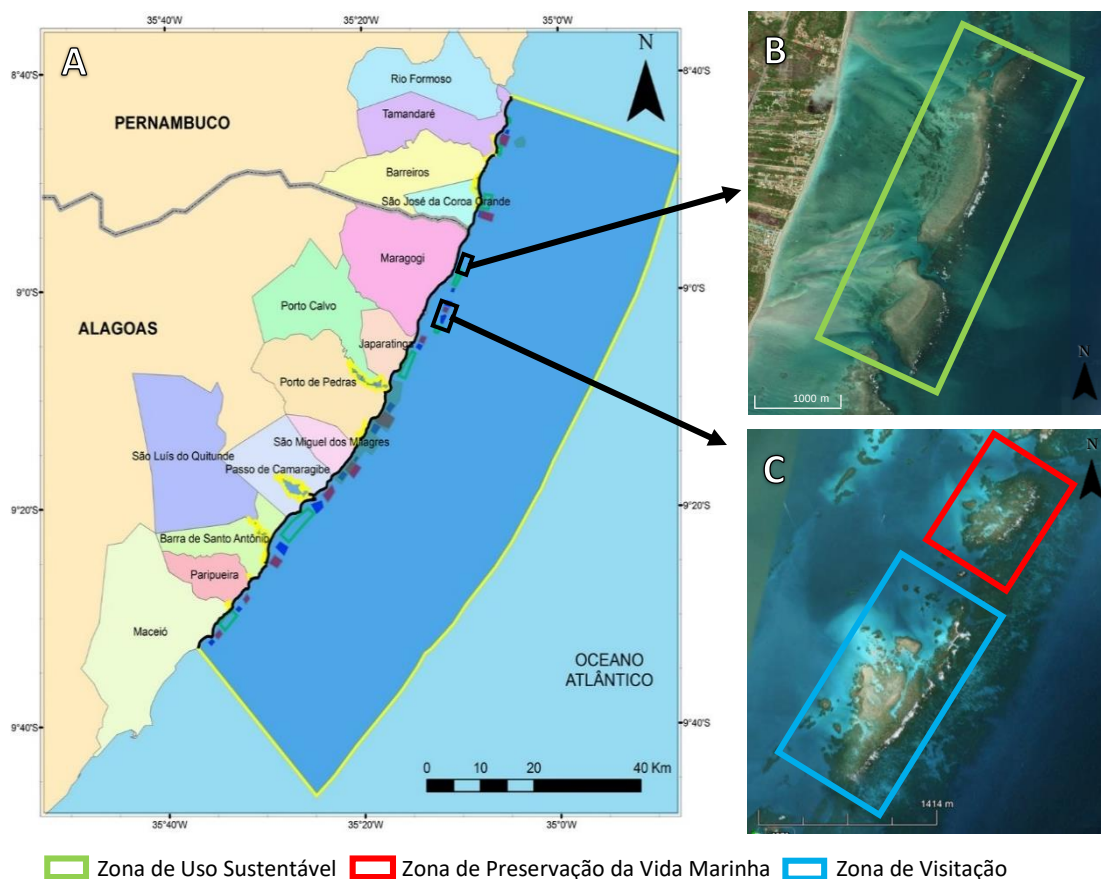


Figura 1: Área de Estudo evidenciando a abrangência da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (A). Recifes estudados em Maragogi (B) e (C). (Fonte: modificado de Plano de Manejo APACC 2013 e Google Earth).

O número médio de visitantes na ZV em 2019 foi 4373 (± 4161). É importante ressaltar que durante os meses de abril, maio, junho e parte de julho a atividade turística foi suspensa na APA devido a Pandemia do Covid-19. Após a abertura das atividades ao turismo, o número de visitantes em agosto chegou a 1880 visitantes. Em setembro de 2020, houve um total de 1996 visitantes na ZV, sendo as lanchas os meios de transportes mais utilizados, seguidos de catamarãs e escunas. A ZUS, também recebe visitantes regularmente, porém em menor número e apenas utilizando

jangadas (fig.02). A pesca é frequente nesta zona, sendo realizada principalmente através da utilização de redes e por pescadores sub (com. pess. Sampaio, C.L.S.)

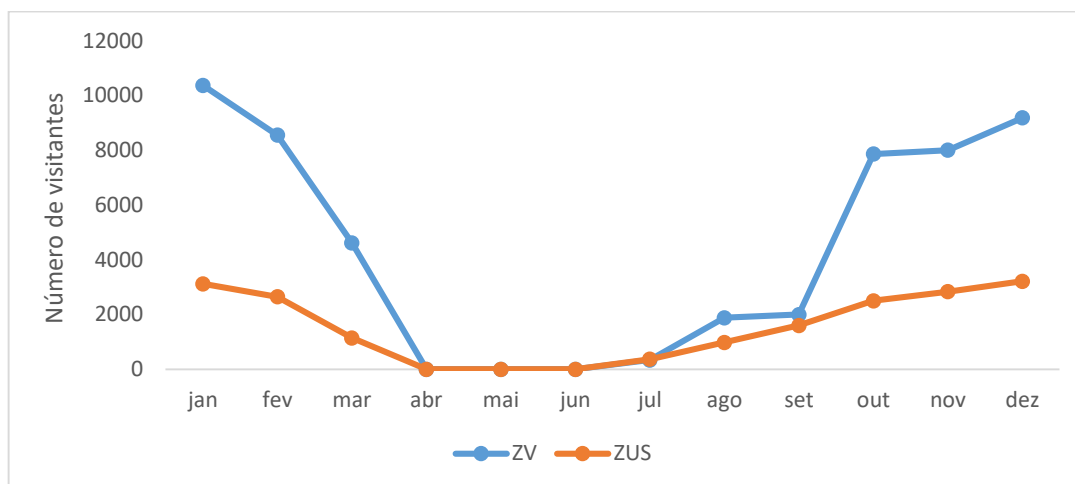


Figura 2: Número de visitantes para os meses do ano de 2020, na Zona de Visitação (ZV) e na Zona de Uso Sustentável (ZUS) de Maragogi, APA Costa dos Corais, AL. (Fonte: SEMARH-Maragogi-AL)

2.2. Coleta de dados

A coleta foi realizada durante a pandemia do COVID-19, em setembro de 2020, imediatamente após 6 meses de suspensão de todas as atividades turísticas na UC e 2 meses após o retorno. Todo o procedimento realizado na coleta das amostras do presente estudo foi autorizado pelo Governo Federal, através do ICMBio (licença SISBIO, número 58706-4).

Cobertura Bentônica

A coleta de dados da cobertura bentônica foi realizada em momentos de baixa-mar de sizígia através de mergulho livre, sobre o topo recifal. Para calcular o percentual de cobertura bentônica em cada recife foram feitos 6 transectos de 10 metros cada, aleatórios e paralelos à linha de praia. Em cada transecto foram realizados 5 fotoquadrados de 25 cm x 25 cm (1 a cada 2 m) (adaptado de Leão et al., 2015). Posteriormente, as imagens foram analisadas através do software photoQuad (Trygonis & Sini, 2012), através do método de pontos aleatórios, utilizando 30 pontos. Os invertebrados foram identificados até nível taxonômico mais baixo

possível e as algas agrupadas nos seguintes grupos funcionais: macroalga frondosa, turf, alga calcária articulada e alga calcária incrustante. Áreas cobertas apenas por sedimentos ou sem cobertura viva foram também registradas como substrato disponível.

Atividade enzimática

Para avaliação da atividade enzimática das espécies de corais pétreos, foram coletados através de busca ativa, fragmentos de colônia (pólipos inteiros) da espécie *Mussismilia harttii* (Verril 1868), endêmica do Brasil e considerada sensível à variações ambientais (Winter et al., 2016; Fonseca et al., 2017, 2020), e colônias inteiras (~4cm de diâmetro máximo) de *Siderastrea* sp. Esta última, abundante e de ampla distribuição nos ambientes recifais brasileiros, é considerada tolerante à variações ambientais (Costa, et al., 2008; Lirman & Manzello, 2009; Nascimento, 2019). Foram coletadas 6 réplicas (pólipo ou colônia) para cada espécie, em cada um dos 3 recifes (zonas), sendo que na ZUS foi coletado 6 espécimes a mais, apenas da *Siderastrea* sp. branqueada. Os fragmentos foram acondicionados em sacos com água do mar e resfriados no gelo imediatamente após a coleta. O tecido vivo de cada fragmento/colônia foi retirado utilizando um compressor de ar junto a uma solução tampão de Fosfato de Potássio + EDTA de pH 7, e o tecido acondicionado em nitrogênio líquido.

As amostras dos tecidos foram pesadas (1:10) e homogeneizadas em tampão fosfato de potássio 0,2 mol/L, e ácido etilenodiaminotetracético (EDTA) 1 mmol/L, pH 7,4, utilizando um homogeneizador mecânico. Posteriormente, esses homogenatos foram centrifugados a 10.000 rcf, durante 10 min a 4°C e os sobrenadantes foram utilizados para quantificar a atividade das enzimas Catalase (CAT), Superóxido Dismutase (SOD) e Glutathione-S-Transferase (GST), além dos níveis do produto da peroxidação Lipídica, o malondialdeído (MDA).

Catalase

A atividade da CAT foi mensurada segundo Hadwan & Abed (2016), que se baseia na reação do peróxido de hidrogênio (H₂O₂) com o molibdato de amônio, formando um produto de cor amarela. A atividade da catalase foi avaliada adicionando

5 µL de amostra em 100 µL de H₂O₂ (20mM), durante três minutos, a reação foi interrompida adicionando molibdato de amônio (32,4 mmol/L), ambos dissolvidos em tampão de fosfato de sódio e potássio (50 mM, pH 7,4). A absorbância foi medida a 374 nm em relação ao branco.

Superóxido Dismutase

A atividade da SOD foi determinada pelo método utilizado por Madesh e Balasubramanian (1998), que se baseia na capacidade da enzima em realizar a dismutação do radical superóxido em peróxido de hidrogênio. A mistura de reação contém 100 µl de tampão de fosfato de potássio (2 mmol/L, pH 8) e 30 µL de amostra. A reação foi iniciada adicionando 6 µL de MTT + 15 µL de ácido Pirogálico (100 µmol/L) e levados para estufa a 37°C, durante 5 minutos. A reação então foi interrompida adicionando a solução de 150µL de Dimetilsufóxido (DMSO). A absorbância da mistura reacional foi medida a 570 nm, em leitor de microplacas. A atividade de SOD foi calculada como unidades por miligrama de proteína, com uma U de SOD definido como a quantidade que inibiu a taxa da autooxidação do pirogalol em 50%.

Glutathione-S-Transferase

A atividade de GST foi medida usando o método de Habig et al. (1974), que se baseia na formação do 2,4-dinitroclorobenzeno (CDNB) conjugado com glutathione (GSH). Em suma, 1 mmol/L de CDNB foi adicionado ao tampão fosfato pH 7,0 contendo 100 mmol/L de GSH e a alíquota da amostra de tecido. Após a adição do último reagente, a alteração foi monitorada com absorbância a 340 nm por 90 segundos. O coeficiente de extinção molar usado para o CDNB foi $\epsilon_{340} = 9,6 \text{ mmol} / \text{L} \times \text{cm}$. Uma unidade de atividade de GST foi definida como a quantidade de enzima que catalisou a formação de um µmole de produto / min / g de tecido.

Peroxidação Lipídica

Os níveis de malondialdeído (MDA) foram estimados conforme descrito por Buege & Aust (1978), no qual o sobrenadante da amostra foi homogeneizado em solução de ácido tricloroacético (15%), ácido tiobarbitúrico (0,375%), ácido clorídrico (0,25 M). A mistura total foi mantida em banho-maria em ebulição por 40 minutos. Após resfriamento, adicionou-se álcool butílico, e agitou no vortex durante 2 minutos.

Logo após foi centrifugado (10 minutos a 9,0 g), e a fase superior foi utilizada para medir a absorvância a 535 nm em leitor de microplacas. Os níveis totais de MDA em cada amostra foram determinados por meio de curva padrão a partir de concentrações conhecidas de 1,1,3,3-tetramethoxypropane (TMPO).

2.3. Análise de dados

Para comparar a cobertura bentônica nas diferentes zonas estudadas, foram utilizadas análises multivariadas, como Escalonamento Multidimensional não Métrico (nMDS) e Análise de Variância Multivariada por Permutação (PERMANOVA). Esses dados foram transformados utilizando raiz quadrada, e as análises foram aplicadas a partir de uma matriz de similaridade construída utilizando o índice de similaridade de Bray-curtis. Estas análises foram aplicadas utilizando o ambiente R, através do pacote Vegan (R Core Team, 2017; Oksanen et al., 2019).

Para comparar o nível de atividade das enzimas antioxidantes e dos níveis do produto da peroxidação Lipídica de cada espécie entre as zonas recifais e entre colônias saudáveis e branqueadas de *Siderastrea* sp. na ZUS, a normalidade e a homogeneidade das variâncias para estes dados foram testadas através do teste de Shapiro-wilks e de Levene, respectivamente. Uma vez atendido estes pressupostos, foram aplicadas Análises de Variância tendo como fator preditivo zonas (para ambas as espécies) e teste-T para vitalidade da *Siderastrea* sp. na ZUS, utilizando nível de significância de 5%. O Teste de Tukey para comparação de médias foi aplicado no caso de resultado significativo das Anovas.

O IBR – Integrated Biomarker Response, índice originalmente proposto por Beliaeff e Burgeot (2002) e atualizado por Sanchez et al. (2013) e Devin et al. (2014) foi calculado para cada zona utilizando os níveis de atividade das enzimas antioxidantes SOD, CAT e GST e dos níveis de peroxidação lipídica, sendo estes os biomarcadores utilizados neste trabalho. O IBR foi calculado através da interface CALIBRI (<https://liec-univ-lorraine.shinyapps.io/calibri>) criada e disponibilizada pelo Laboratory of Continental Environmental, na Universidade de Lorraine. A interface se baseia na proposta de Devin et al. (2014) para o cálculo do IBR, seguindo 4 passos

principais: primeiramente se padroniza os valores dos biomarcadores através do cálculo de Y , sendo:

$$Y=(X-m)/s$$

Onde X é a média estimada dos valores do biomarcador em cada grupo, aqui representado por cada zona a ser comparada; s , o desvio padrão destes valores e, m é a média de todos os valores obtidos para o biomarcador em todas as zonas.

A partir deste valor de Y para cada local, é calculado o coeficiente Z , onde $Z=Y$ ou $-Y$, em função da atividade esperada para cada biomarcador em relação ao estresse avaliado, se de inibição ou ativação. Neste trabalho, consideramos $Z=Y$ para todos os biomarcadores, por entender que todos podem ser ativados em função das pressões locais nas zonas de uso. Feito isso, se calcula o valor de S a partir do mínimo valor encontrado para cada biomarcador em todas as zonas, sendo $S=Z+|Min|$. Por último, um gráfico de radar é gerado utilizando os valores padronizados dos biomarcadores. O valor do IBR é equivalente a área total do gráfico $IBR=\sum A_i$, sendo A_i a área do triângulo equivalente a dois biomarcadores adjacentes, com $A_i=S_i*S_{i+1}*\sin(2\frac{\pi}{K})/2$.

A posição de cada biomarcador no gráfico pode influenciar os valores de A_i e, consequentemente, o valor do IBR. Para minimizar este efeito, o valor final do IBR é calculado levando-se em consideração todas as possibilidades de ordem dos biomarcadores no plot, através de permutações sendo $(K-1)!/2$, onde K =número de biomarcadores. Neste caso, $K=4$.

O valor do IBR corresponde ao grau de atividade biológica das colônias de cada espécie estudada. Uma Análise de Variância (ANOVA 1-way) foi aplicada aos valores do IBR para verificar se as diferenças encontradas eram estatisticamente significativas. No caso de resultado significativo o teste de Tukey foi aplicado, utilizando um nível de significância de 5%. Estas análises foram realizadas através do ambiente R (R Core team, 2020).

3. RESULTADOS

3.1. Cobertura bentônica

A cobertura bentônica na ZV e zona *no-take* foi dominada por turf, chegando a 45,33% ($\pm 34,58$) e 37,66% ($\pm 33,98$), respectivamente. Já na ZUS a cobertura bentônica foi dominada por alga calcária articulada, chegando a 39,88% ($\pm 26,35$). O segundo grupo mais abundante foram as macroalgas em todas as zonas (25,33% ($\pm 28,49$), 16,33% ($\pm 23,29$), 25% ($\pm 25,29$), para ZV, zona *no-take* e ZUS, respectivamente).

O percentual de cobertura coralínea, representado pela soma de todas as espécies de corais construtores de recife foi de 4,44% ($\pm 6,02$) na ZUS, 6,21% ($\pm 7,4$) na zona *no-take* e de 9,33% ($\pm 19,4$) na ZV.

Destes, a espécie *Siderastrea* sp. foi a mais abundante nas zonas: *no-take* 5.55% ($\pm 7,02$) e ZUS 4.22% ($\pm 6,06$), e menos abundante na ZV, com 0.55% ($\pm 1,77$). Já a outra espécie de coral pétreo estudada, *M. hartii*, apesar de ter sido encontrada através da busca ativa para a coleta dos fragmentos para retirada do tecido, foi registrada nos fotoquadrados apenas na ZV e com baixo valor de percentual de cobertura 2% ($\pm 8,37$).

Os zoantídeos também foram pouco abundantes, com baixos valores de percentual de cobertura. Para *Z. sociatus* foram registrados valores médios que não ultrapassam 2% em nenhuma das zonas. Já *P. caribaeorum* foi registrado apenas na zona *no-take* chegando a 8,44% ($\pm 26,72$) da cobertura bentônica (fig. 3).

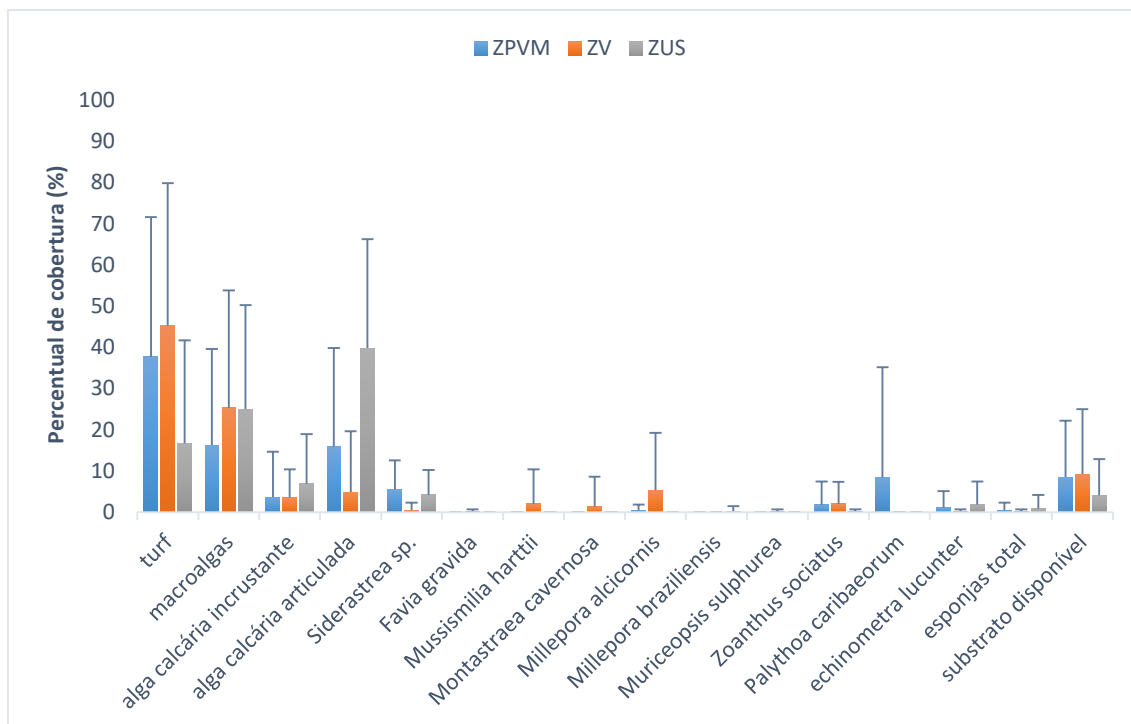


Figura 3: Percentual cobertura bentônica nas diferentes zonas de uso dos recifes da APA Costa dos Corais, AL (ZPVM=Zona de Preservação da Vida Marinha, ZV=Zona de Visitação e ZUS=Zona de Uso Sustentável).

Através da análise de nMDS (fig. 4) é possível verificar similaridades entre as zonas em relação a cobertura bentônica, em especial entre a zona *no-take* e ZV. Através da análise da PERMANOVA foi possível verificar diferenças significativas entre a cobertura bentônica apenas entre ZUS e ZV (Pseudo-F=3,04 e $p=0,015$) (tab. 01).

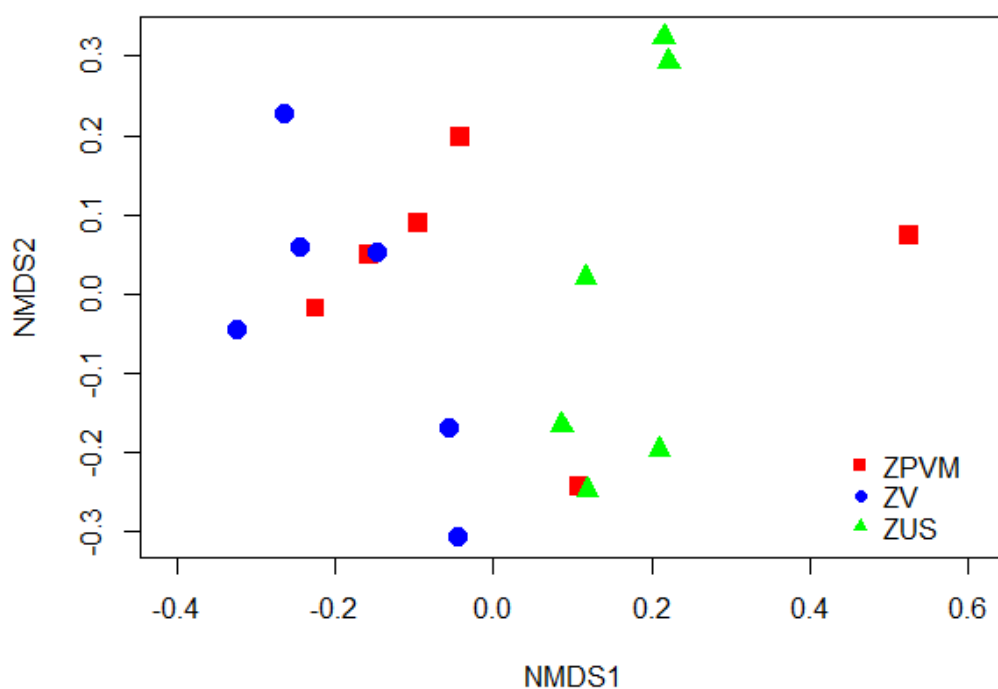


Figura 4: Escalonamento Multidimensional não métrico aplicado aos dados de cobertura bentônica nas diferentes zonas de uso (ZPVM=Zona de Preservação da Vida Marinha, ZV=Zona de Visitação e ZUS=Zona de Uso Sustentável).

Tabela 1. Resultado do teste a posteriori da PERMANOVA para comparação das zonas (ZPVM=Zona de Preservação da Vida Marinha, ZV=Zona de Visitação e ZUS=Zona de Uso Sustentável) (*=Resultados significativos).

Pairs	Df	F.model	p.value
1 ZPVM vs ZV	1	1,41	0,21
2 ZPVM vs ZUS	1	2,52	0,057
3 ZV vs ZUS	1	5,6	0,004*

3.2. Atividade enzimática

A quantificação do status redox representado pelos níveis de peroxidação lipídica e de atividade das enzimas antioxidantes apresentaram distribuição normal e homogeneidade das variâncias. Os níveis de atividade de SOD, GST e peroxidação lipídica de *M. harttii* foram similares entre as zonas de uso, com valores médios menores para as duas últimas, porém, esta diferença não foi significativa ($F=1,05$; $p=0,36$ e $F=0,56$; $p=0,64$, respectivamente) (tab. 2). Apenas os níveis de atividade da catalase foram significativamente diferentes entre ZUS e zona *no-take*, com valores médios de 229,87 U/mg de tecido e 513,11 U/mg de tecido, para cada zona, respectivamente (fig. 5).

Comparando os níveis de atividade das enzimas para *Siderastrea* sp. saudáveis sem sinal de branqueamento, não foram encontradas diferenças significativas para os níveis de atividade de nenhuma das enzimas antioxidantes e nem para os níveis de peroxidação lipídica entre colônias das diferentes zonas de uso (tab. 2, fig. 6). Entretanto, quando comparadas colônias saudáveis e branqueadas, houve diferença significativamente maior da atividade da enzima Glutathione-S-Transferase ($t=2,65$, $df=8,88$, $p=0,02$) e dos níveis de Peroxidação lipídica ($t=2,74$, $df=4,14$, $p=0,04$) para as colônias branqueadas de *Siderastrea* sp. (fig. 7).

Tabela 2. Resultado das Análises de Variância e teste de Tukey para comparação de médias, aplicado aos dados dos níveis de atividade antioxidante das enzimas Catalase (CAT), Superóxido Dismutase (SOD), Glutathione-S-Transferase (GST) e de Peroxidação lipídica, das espécies de coral *M. harttii* e *Siderastrea* sp. nas diferentes zonas de uso dos recifes da APA Costa dos Corais, AL. (ZPVM=Zona de Preservação da Vida Marinha, ZV=Zona de Visitação e ZUS=Zona de Uso Sustentável) (*=Resultados significativos).

<i>Mussismilia harttii</i>				<i>Siderastrea</i> sp.			
Anova		Tukey		Anova		Tukey	
CAT							
F	p		p	F	p		p
4,45	0,031*	ZPVM-ZUS	0,025*	0,57	0,64	ZPVM-ZV	-
		ZPVM-ZV	0,5			ZPVM-ZUS	-
		ZUS-ZV	0,2			ZUS-ZV	-
SOD							
F	p		P	F	p		p
1,06	0,37	ZPVM-ZV	-	2,3	0,11	ZPVM-ZV	-
		ZPVM-ZUS	-			ZPVM-ZUS	-
		ZUS-ZV	-			ZUS-ZV	-
GST							
F	p		P	F	p		p
1,05	0,36	ZPVM-ZV	-	4,3	0,01*	ZPVM-ZV	0,39
		ZPVM-ZUS	-			ZPVM-ZUS	0,99
		ZUS-ZV	-			ZUS-ZV	0,39
Peroxidação lipídica							
F	p		p	F	p		p
2,63	0,12	ZPVM-ZV	-	7,03	0,002*	ZPVM-ZV	0,99
		ZPVM-ZUS	-			ZPVM-ZUS	0,98
		ZUS-ZV	-			ZUS-ZV	0,99

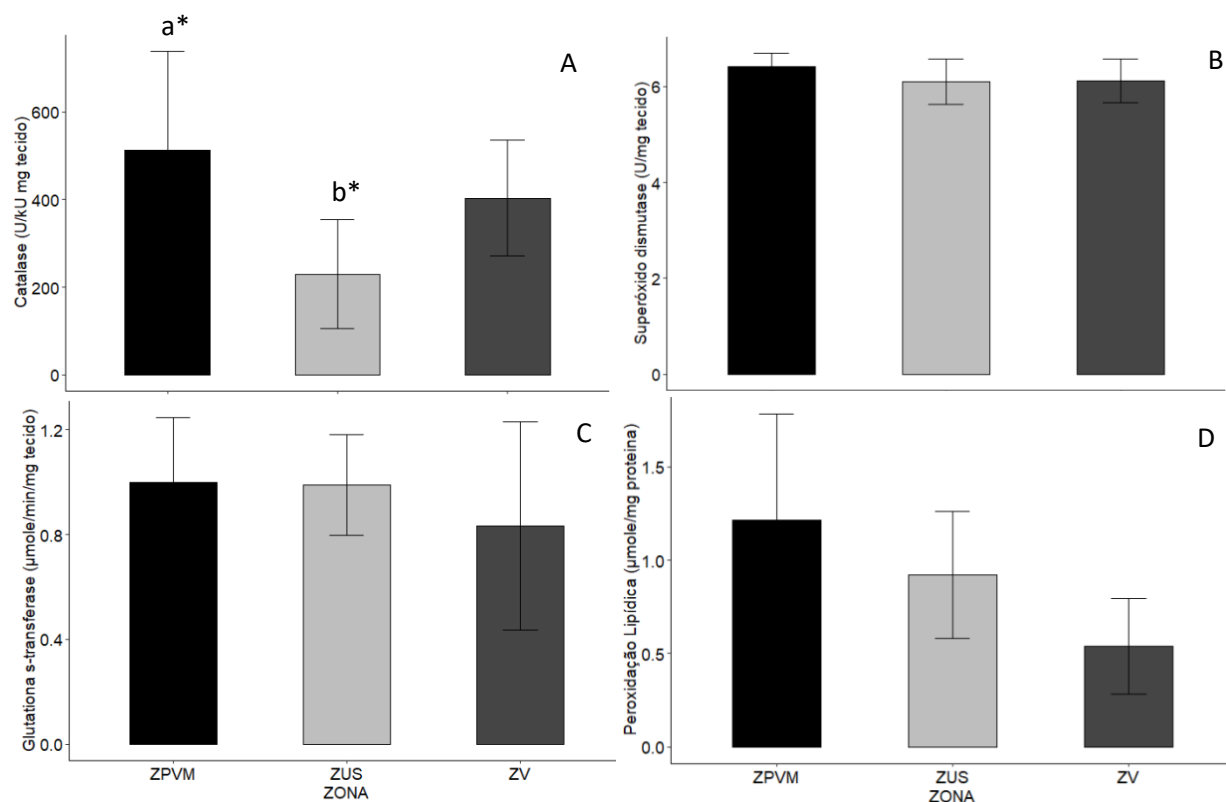


Figura 5: Níveis médios de atividade das enzimas antioxidantes (A) Catalase (u/mg de tecido); (B) Superóxido Dismutase (u/mg de tecido); (C) Glutathione-S-Transferase (μ mole/min/mg de tecido); e (D) de Peroxidação Lipídica (μ mole/mg proteína) da espécie *Mussismilia harttii* nas zonas de uso da APA Costa dos Corais, AL (ZPVM=Zona de Preservação da Vida Marinha, ZUS=Zona de uso sustentável e ZV=Zona de Visitação) (As barras indicam o desvio padrão e * = diferenças significativas).

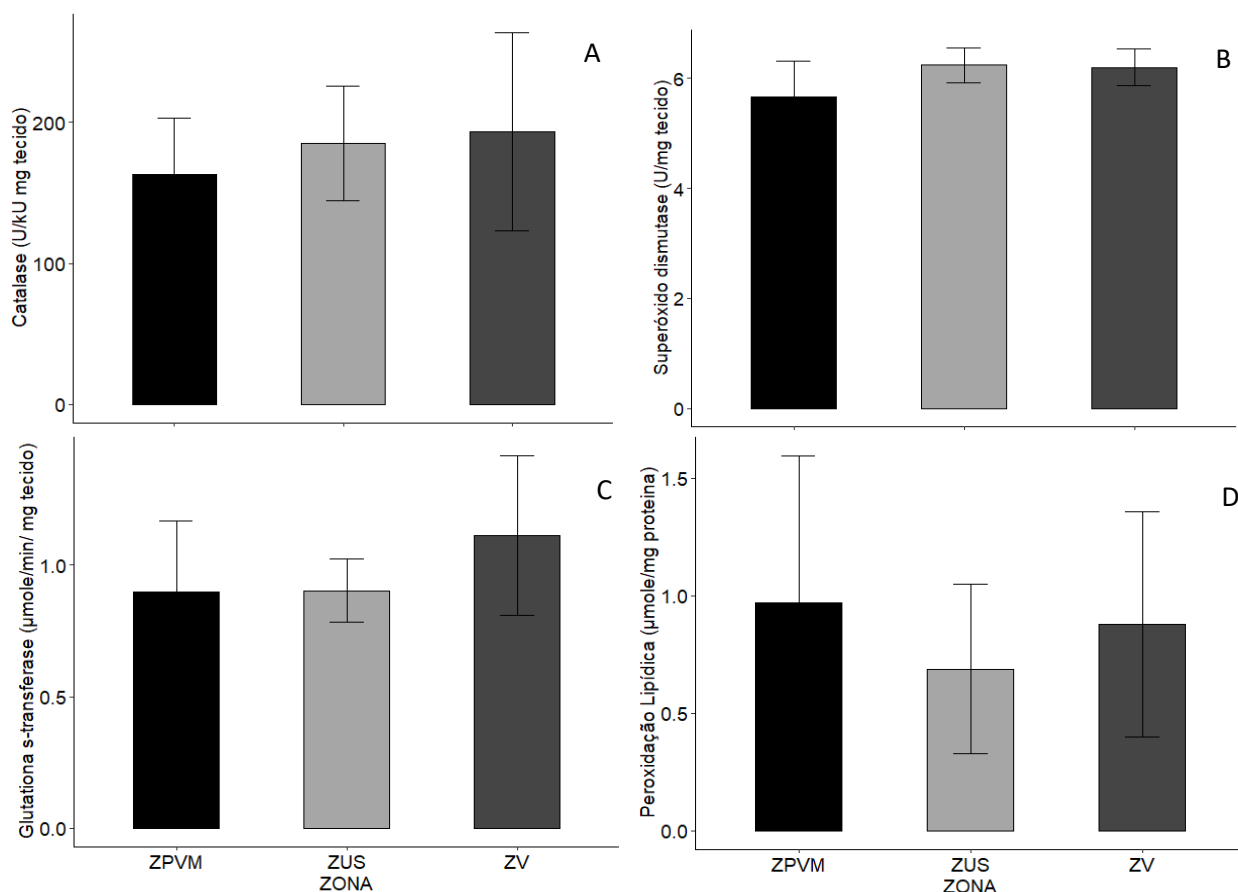


Figura 6: Níveis médios de atividade das enzimas antioxidantes (A) Catalase (u/mg de tecido); (B) Superóxido Dismutase (u/mg de tecido); (C) Glutathione-S-Transferase (μmole/min/mg de tecido); e (D) de Peroxidação Lipídica (μmole/mg proteína) da espécie *Siderastrea* sp. nas zonas de uso da APA Costa dos Corais, AL (ZPVM=Zona de Preservação da Vida Marinha, ZUS=Zona de uso sustentável e ZV=Zona de Visitação).

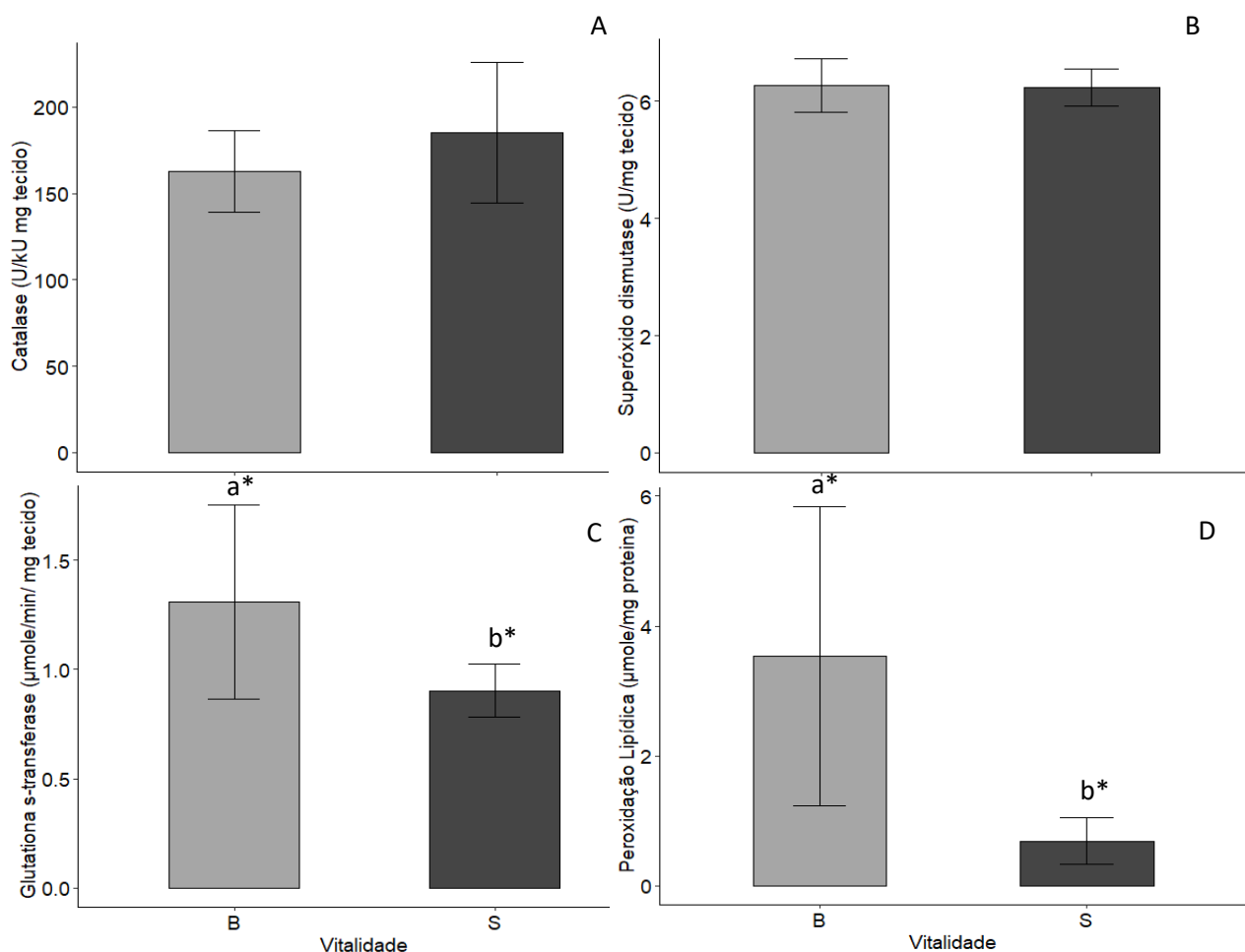


Figura 7: Níveis médios de atividade das enzimas antioxidantes (A) Catalase (u/mg de tecido); (B) Superóxido Dismutase (u/mg de tecido); (C) Glutathione-S-Transferase (μ mole/min/mg de tecido); e (D) de Peroxidação Lipídica (μ mole/mg proteína) da espécie *Siderastrea* sp. para colônias saudáveis (S) e colônias branqueadas (B). (*=diferenças significativas)

Os valores para o IBR de *M. harttii* foram significativamente maiores na zona *no-take* ($p=0,00$; $df=2$) (fig.8,A). Observando os gráficos de radar (fig. 9,A) percebe-se que esses valores estão relacionados a uma maior contribuição das enzimas superóxido dismutase, catalase e glutathione-s-transferase para as colônias desta espécie nesta zona. Os valores do IBR na ZV foram menores e relacionados a contribuição da atividade da enzima catalase. Para *Siderastrea* sp. os valores de IBR foram significativamente maiores na ZV ($p=0,00$; $df=2$) (fig.8,B), relacionados a contribuição de todos os 4 biomarcadores utilizados (fig.9,B). Na ZUS a contribuição foi principalmente de LPO e SOD (fig. 9,B). Na comparação dos valores do IBR entre colônias branqueadas e saudáveis não houve diferenças significativas ($p=0,05$) (fig.

8,C), sendo os valores médios do IBR iguais para ambas as condições. Através do gráfico de radar, percebe-se que para as branqueadas os níveis de peroxidação lipídica e de glutathiona-s-transferase foram os responsáveis pelos valores do IBR, já para as saudáveis, a contribuição está relacionada a catalase e superóxido dismutase (fig9,C).

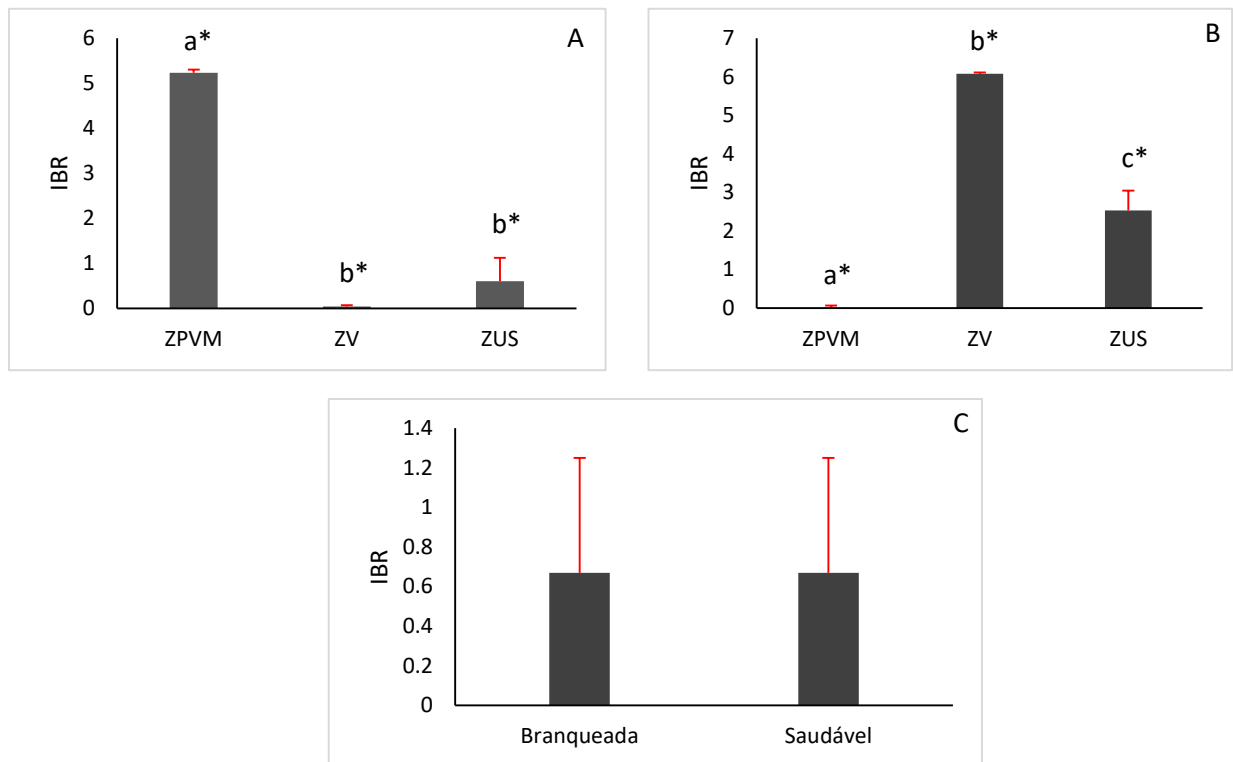


Figura 8: Valores médios ($\pm$ desvio padrão) dos valores do IBR (*Integrated Biomarker Response*) calculados para *Mussismilia hartii* (A), *Siderastrea* sp. (B) nas Zona de Preservação a Vida Marinha (ZPVM), Zona de Visitação (ZV) e Zona de Uso Sustentável (ZUS) e para colônias de *Siderastrea* sp. branqueadas e saudáveis (C). (*=diferenças significativas).

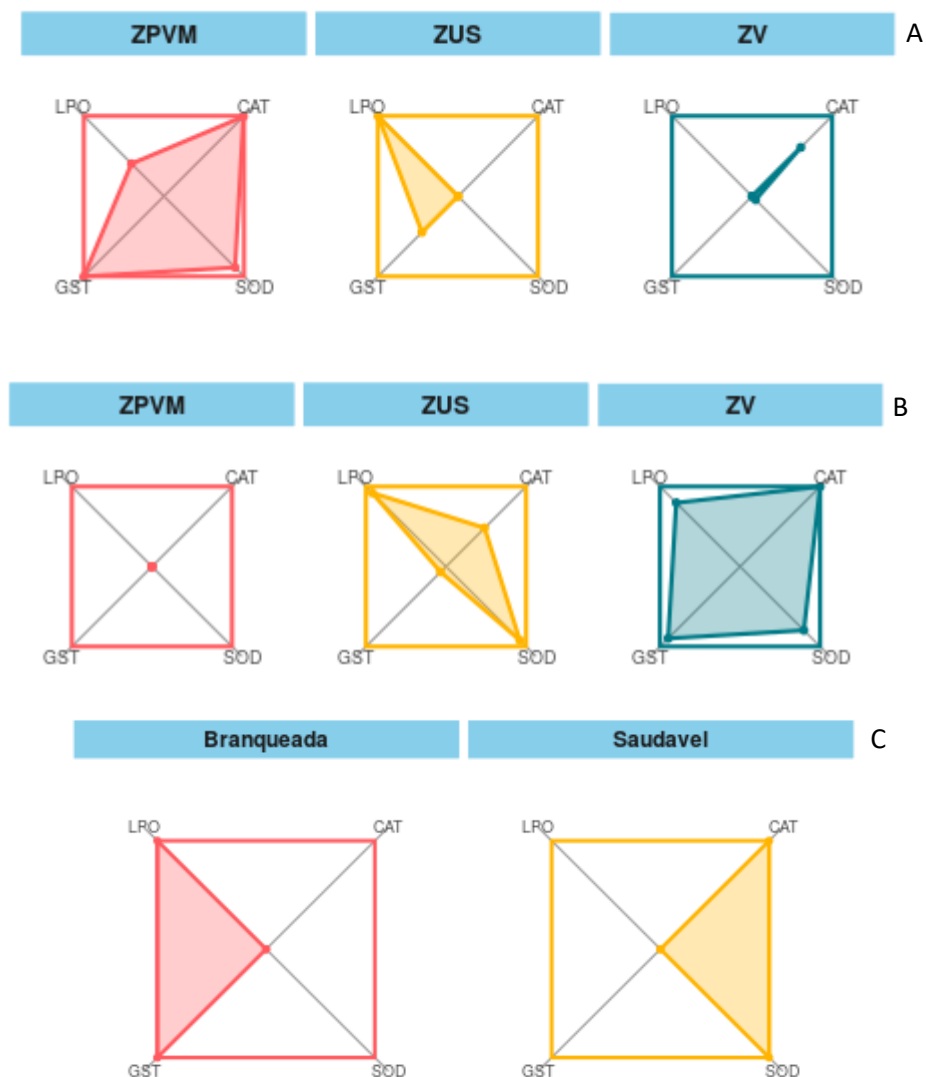


Figura 9: Gráfico de radar com os biomarcadores (LPO=peroxidação lipídica, CAT=Catalase, SOD=superóxido dismutase, GST=glutathione-s-transferase) dos corais *Mussismilia harttii* (A), *Siderastrea* sp. (B) nas Zona de Preservação a Vida Marinha (ZPVM), Zona de Visitação (ZV) e Zona de Uso Sustentável (ZUS) e para colônias de *Siderastrea* sp. branqueadas e saudáveis (C).

4. DISCUSSÃO

Este trabalho utilizou indicadores ecológicos representados por características da cobertura bentônica, e biomarcadores, representados pela atividade de enzimas antioxidantes, indicadoras de estresse oxidativo, de duas espécies de corais pétreos, *Mussismilia harttii*, endêmica do Brasil e considerada sensível a perturbações

ambientais, e *Siderastrea* sp., considerada tolerante, além da integração da resposta dos biomarcadores em um índice, o IBR, para avaliar o impacto de atividades humanas, como o turismo e a pesca em recifes inseridos em uma Área de Proteção Ambiental. Esperava-se encontrar menor cobertura de organismos construtores de recifes, maior cobertura algal, uma maior atividade de enzimas antioxidantes, e maior valor de IBR na zona de uso exclusivo para visitação (ZV) e na zona de uso sustentável (ZUS), que é aberta a quaisquer atividades humanas, na qual ocorre tanto visitação quanto pesca e, conseqüentemente, melhores métricas na zona de exclusão (ZPVM). Esperava-se ainda encontrar diferenças no nível de atividade enzimática para espécimes branqueadas e saudáveis de *Siderastrea* sp., na zona de uso sustentável.

Apesar das diferenças significativas na cobertura bentônica entre as zonas, foi registrada uma baixa cobertura coralínea (<10%), e elevada cobertura de turf e macroalgas frondosas em todos os recifes estudados. Essa dominância em muitos ambientes recifais pode ser explicada devido à sua alta resistência e à resiliência, pois esse complexo algal consegue se recuperar rapidamente de perturbações no ambiente, além de possuir altas taxas de reprodução, aumentando assim capacidade de competição por espaço entre algas e outros organismos (Airoidi, 1998; Máximo et al., 2019). De acordo com alguns autores (Cruz et al 2018), valores de percentual de cobertura algal maiores do que 50% indicam uma condição de impacto severo, porém Aued et al. (2018) registraram recifes dominados por turf e macroalgas em toda a província brasileira sugerindo que os recifes brasileiros apresentam características diferentes dos de outras partes do mundo e que isso pode ser devido a fatores físico-químicos característicos da costa do Brasil mas também a impactos humanos crônicos, em especial elevado *input* de nutrientes e sedimentos. Desta forma os recifes estudados aqui apresentam condição similar a toda a costa brasileira, à exceção da ZUS que não esteve dominada por turf nem por macroalgas, mas por alga calcária articulada, representada por *Halimeda* sp.

Apesar da estreita relação entre *input* de nutrientes e a abundância de algas, fatores ambientais podem afetar os grupos/táxons de diferentes maneiras. Sabe-se que a abundância de turf e macroalgas frondosas está mais relacionada com a baixa densidade de peixes herbívoros e a concentração de nitrogênio inorgânico enquanto a abundância de algas calcárias articuladas, como *Halimeda* sp., responde a fatores

como a hidrodinâmica local e enriquecimento de nutrientes, como concentrações de fósforo (Smith et al., 2001; Liao et al., 2020). Entretanto, outros estudos recentes demonstraram que apesar da presença de peixes herbívoros, os nutrientes provenientes do escoamento terrestre promovem a proliferação de macroalgas, através de mudanças físicas em algumas características, como maior resistência do talo e calcificação (Adam et al., 2020; Sura et al., 2021).

Desta forma, seria esperado que em um recife mais próximo da costa e onde é permitida a pesca, as macroalgas e/ou turf fossem mais abundantes devido a diminuição da densidade de herbívoros e aumento no *input* de nutrientes. Diferente do que foi registrado na ZUS, onde foi encontrada maior abundância de algas calcárias articuladas, seguidas de macroalgas. Sugere-se que neste recife a hidrodinâmica local pode estar se sobrepondo a estes estressores, e que apesar de não utilizar nenhuma métrica para avaliar a hidrodinâmica desse recife, é possível observar que esta é uma zona exposta e que possui um canal que cruza o recife (ver fig. 1,B), aumentando a exposição local, e, conseqüentemente, diminuindo biomassa de macroalgas (Souza et al., 2007). Ou ainda que, apesar de a pesca ser permitida neste recife, os peixes mais capturados por pescadores artesanais na APA Costa dos Corais não são os herbívoros, mas sim peixes carnívoros, como cioba (*Lutjanus analis*) e garassuma (*caranx crysos*) (Randall, 1967; Sley et al., 2009; Andrade, 2020).

Já a baixa cobertura coralínea é relatada como algo comum nos recifes brasileiros (Castro & Pires, 2001; Leão et al., 2003). Além disso, fatores estressantes locais como poluição, turismo desordenado, sobrepesca, e sedimentação contribuem com a baixa abundância dessas espécies. Segundo Zaneveld et al. (2016), num experimento realizado em campo, observou-se que sobrepesca e a poluição por excesso de nutrientes aumentam a proliferação de microrganismos oportunistas na microbiota dos corais, deixando-os vulneráveis a doenças, e levando-os à perda de simbiontes protetores. Estes fatores podem estar influenciando os menores valores de percentual de cobertura coralínea na ZUS, porém os maiores valores registrados na ZV somados a dominância de *Halimeda* sp. na ZUS, sugerem que as atividades de turismo e pesca podem não ser os principais estressores influenciando a comunidade bentônica nestes recifes.

Com a constante alteração das condições ambientais, organismos aquáticos estão sendo cada vez mais utilizados como bioindicadores, porque as consequências são para os diversos níveis biológicos. Neste sentido, utiliza-se enzimas para avaliar o estresse oxidativo, que se dá quando há um desequilíbrio na produção de Espécies Reativas de Oxigênio (ROS – Reactive Oxygen Species), que são moléculas de grande capacidade reativa, como os radicais livres, o íon superóxido (O_2^-), peróxido de hidrogênio (H_2O_2), por exemplo (Halliwell, 1990; Valavanidis et al. 2006). Contudo, o organismo também possui maneiras de eliminar o ROS, através do sistema antioxidante, que pode ser composto pelas enzimas como CAT, SOD e GST (Machlin & Bendich, 1987).

O estresse oxidativo pode se dar por diversos fatores, desde estresse causado por compostos químicos tóxicos, por poluentes, por estresse térmico, condições ambientais alteradas ou outros fatores exógenos que possuem intensidade ou agem por determinado tempo (Cogo et al., 2009). As respostas dos organismos a esses estressores provocam alterações em níveis moleculares, celulares ou teciduais, podendo alterar até a fisiologia, como crescimento e reprodução do indivíduo, caso esse estresse seja intenso e/ou prolongado (Marques et al., 2016).

Através da análise da atividade enzimática da espécie *Mussismilia harttii* observa-se que não houve diferenças significativas para os níveis de atividade das enzimas de estresse oxidativo SOD, GST, e para Peroxidação lipídica entre as zonas de uso (ZPVM, ZUS e ZV). Para os níveis de atividade de CAT, houve diferenças significativas entre a ZUS e a ZPVM, com a média de valores menores na ZUS (229.87 U/mg de tecido) e maiores na ZPVM (513.11 U/mg de tecido), o que significa dizer que a *M. harttii* vinha passando por um estresse agudo nesta última zona, e como uma tentativa de minimizar os danos celulares e teciduais, aumenta-se a atividade antioxidante desta enzima. Quando o organismo se encontra em estresse oxidativo, a catalase apresenta elevada atividade para eliminar a ROS, por esse motivo, é utilizada como um biomarcador de impacto ambiental e de monitoramento de ambientes (Bainy et al., 1996; Marques et al., 2016).

As atividades enzimáticas (CAT, SOD, GST e Peroxidação lipídica) da espécie *Siderastrea* sp. também não apresentaram diferenças significativas entre as zonas. Porém entre espécimes saudáveis e branqueadas, ambas coletadas na ZUS, a

atividade da enzima GST e da Peroxidação lipídica foi significativamente maior. Estas duas últimas foram encontradas com alta atividade nas colônias branqueadas, e indicam que os corais estão em constante estresse oxidativo (efeito crônico), e que provavelmente já ocasionou danos ou alterações na estrutura e função da célula/tecido (Kültz, 2004). E que apesar dos valores semelhantes no IBR (ver fig. 8,C), as enzimas que estão atuando são diferentes (ver fig. 9,C). Segundo Downs et al. (2002), o branqueamento do coral está associado à capacidade antioxidante e de elevado estresse celular do coral simbiótico, corroborando com a afirmação encontrada por outros autores (Baker & Cuning, 2015) de que a perda das zooxantelas pode ser uma estratégia final para se defender do estresse oxidativo, servindo como um bom indicador de dano celular.

O IBR, parece ter sido eficaz na avaliação dos níveis de estresse em cada zona estudada. Os resultados indicam quais as enzimas antioxidantes que estão atuando com maior atividade em cada área. Já que todos os biomarcadores avaliados neste estudo têm papéis importantes na resposta do organismo ao estresse molecular e celular (Barton, 2002). Apesar de a maioria dos estudos utilizarem o IBR relacionado ao estresse térmico e exposição à poluentes químicos, os resultados deste trabalho evidenciam maior atividade das enzimas antioxidantes já relacionadas ao dano celular causado em decorrência do estresse, quando comparadas a *Siderastrea* sp. branqueada com a saudável, como mostram os resultados da GST e da Peroxidação Lipídica.

A espécie *Siderastrea* sp. parece responder melhor aos índices do IBR, visto que na zona *no-take*, onde não há atividade humana, os valores indicam melhores condições, como era esperado. Valores altos foram obtidos para a Zona de Visitação, onde a atividade turística e estresse ambiental parece ser muito maior que na ZUS e na zona *no-take*. Já para a espécie *M. harttii*, ocorre a situação inversa, valores maiores do IBR são encontrados na zona *no-take*, seguidos de valores menores na ZUS e na Zona de Visitação. Dado este resultado, o que se pode concluir é que talvez a espécie *M. harttii* não seja boa indicadora de estresse oxidativo, ou que outro fator de confusão, como local onde foram encontradas as espécies (maior profundidade e mais próximo ao *fore reef*, ambos distante dos turistas), tenha interferido nestes resultados. Marangoni et al., (2019), em seu trabalho, também não encontra fortes correlações em observações feitas na espécie *M. harttii in situ* quanto ao seu potencial

de biomarcador de estresse oxidativo em relação ao estresse térmico, e conclui que essa espécie consegue operar normalmente mesmo já tendo atingido a capacidade antioxidante máxima.

Outros autores corroboram com a ideia de que a capacidade antioxidante dos corais varia entre espécies, que é um importante fator a ser levado em conta quando trata-se de tolerância ao estresse (Gardner et al., 2017). Apesar de a maioria dos estudos correlacionarem o estresse oxidativo à resposta do estresse térmico (Madeira et al., 2013), se considerarmos as análises feitas nas amostras deste trabalho, todas *in situ*, e levando em conta que todas as espécimes estão sobre a mesma influência da temperatura, a resposta teria sido semelhante entre as duas espécies coletadas, entre zonas próximas, ou pelo menos entre indivíduos de mesma espécie, mas isso não ocorre.

Além do mais, as análises da atividade de cada enzima de estresse oxidativo feita separadamente podem fornecer uma resposta enviesada, para isso, a utilização de índices, como o IBR, que integram e auxiliam ao entendimento das variações nos níveis de atividade antioxidante como um todo, tornam-se fundamentais, pois enzimas não trabalham isoladamente no organismo. Além de ser uma maneira mais fácil de interpretar, torna o resultado mais informativo, pois mesmo que impactos não estejam ainda refletindo a nível da comunidade, já é possível perceber a nível de indivíduo (celular) essas respostas dos corais aos estressores ambientais.

5. CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos, percebe-se que diferentes métricas mostram diferentes resultados. Avaliando as hipóteses sobre os melhores índices em zonas de exclusão, pode-se dizer que as métricas ecológicas indicam que há diferenças na composição da comunidade bentônica, com diferenças significativas apenas entre as zonas de visitação e de uso sustentável; e que as métricas que utilizam as enzimas antioxidantes indicam que as análises das enzimas feitas de maneira separada podem enviesar os resultados, mas quando avaliadas como um todo, utilizando o IBR, é possível observar maior atividade enzimática relacionadas ao estresse oxidativo para os recifes abertos, e, conseqüentemente, melhores índices na zona no-take.

As principais diferenças encontradas na cobertura bentônica dos recifes podem estar relacionadas aos tipos de uso das zonas, à hidrodinâmica de cada local, ou ainda ao tempo de fechamento da zona *no-take*, que por ser recente, não surtiu maiores efeitos sobre a recuperação da comunidade recifal, em especial, na comunidade coralínea, que demora mais tempo pra responder que os outros organismos.

Enquanto que para resposta à nível celular, a avaliação das enzimas mostraram resultados significativos e satisfatórios para a espécie *Siderastrea* sp., quanto a atividade antioxidante de espécies branqueadas e saudáveis, corroborando com a hipótese de que o branqueamento por si só é indicativo de estresse oxidativo e de que os corais já estão sofrendo com danos celulares/teciduais.

De forma geral, as alterações na composição da cobertura recifal e a análise das atividades das enzimas de estresse oxidativo serviram para avaliar os efeitos de impactos ambientais. Por serem animais sésseis e sensíveis à alterações ambientais, como aumento da temperatura, poluentes químicos, sedimentação, por exemplo, os corais podem ser utilizados como bioindicadores de qualidade ambiental.

Este trabalho apresenta informações de base, como dados de cobertura da comunidade recifal, atividade antioxidante de enzimas de estresse oxidativo que poderão ser utilizadas como métricas de monitoramento da saúde de ambientes recifais e como ferramentas preditivas para subsidiar medidas de manejo e conservação, em especial na Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adam, T.; Burkepile, D.; Holbrook, S.; Carpenter, R.; Claudet, J.; Loiseau, C.; Thiault, L.; Brooks, A.; Washburn, L. & Schmitt, R. Landscape-scale patterns of nutrient enrichment in a coral reef ecosystem: implications for coral to algae phase shifts. *Ecological applications: a publication of the Ecological Society of America*. 31 (1): e2227. 2020. DOI: 10.1002 / eap.2227

Airolidi, L. Roles of disturbance, sediment stress, and substratum retention on spatial dominance in algal turf. *Ecology*, 79 (8), 1998. doi:10.1890/00129658(1998)079[2759:rodssa]2.0.co;2.

Andrade, J. A. P. Pesca artesanal, turismo e impactos socioambientais: A percepção ambiental dos pescadores na APA Costa dos Corais (Alagoas/Brasil). 127 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Instituto de Ciências do Mar - LABOMAR, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2020.

Aued, A. W.; Smith, F.; Quimbayo, J. P.; Cândido, D. V.; Longo, G. O.; Ferreira, C. E. L. et al. Large-scale patterns of benthic marine communities in the Brazilian Province. *PLoS ONE*, 13(6). 2018.

Ayalon, Inbal; Fernandes de Barros Marangoni, Laura; Benichou, Jennifer; Avisar, Dror & Levy, Oren. Red Sea corals under Artificial Light Pollution at Night (ALAN) undergo oxidative stress and photosynthetic impairment. *Global Change Biology*. Vol. 25, 2019.

Bainy, A. C. D.; Saito, E.; Carvalho, P. S. M. & Junqueira, V. B. C. Oxidative stress in Gill, erythrocytes, liver and kidney of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) from a polluted site. *Aquatic Toxicology*, 34:151-162, 1996.

Baker, A. C. & Cunning, R. Coral “Bleaching” as a Generalized Stress Response to Environmental Disturbance. *In*: Woodley, C. M.; Downs, C. A.; Bruckner, A. W.; Porter, J. W. and Galloway, S. B. (Eds.). *Diseases of Coral*, First edition. John Wiley & Sons. P. 396-409. 2015.

Barton, B. A. Stress in fishes: a diversity of responses with particular reference to changes in circulating corticosteroids. *Integr. Comp. Biol.* 42:517–525, 2002. <https://doi.org/10.1093/icb/42.3.517>.

Beliaeff, B. & Burgeot, T. Integrated biomarker response: a useful tool for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 21(6), p. 1316-1322, 2002. PMID: 12069320.

Bellwood, D.; Hughes, T.; Folke, C. & Nyström, M. Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429, 827–833, 2004. <https://doi.org/10.1038/nature02691>.

Bellwood, D. R; Pratchett, M. S; Morrison, T. H; Gurney, G. G; Hughes, T. P; Álvarez-Romero, J. G; Day, J. C; Grantham, R; Grech, A; Hoey, A. S; Jones, G. P; Pandolfi, J.

M; Tebbett, S. B; Techera, E; Weeks, R; Cumming, G. S. Coral reef conservation in the Anthropocene: Confronting spatial mismatches and prioritizing functions. Biological Conservation, 2019.

Bohnsack, J. A.; Ault, J. S.; Causey, B. Why have no-take marine protected areas? American Fisheries Society Sipsosium, v. 42, p. 185-193, 2004.

Buege, J. A., & Aust, S. D. Microsomal lipid peroxidation. Methods in enzymology, 52, 302–310, 1978. [https://doi.org/10.1016/s0076-6879\(78\)52032-6](https://doi.org/10.1016/s0076-6879(78)52032-6).

Calado, J. F. Impactos do mergulho recreativo em ambientes recifais tropicais do Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Natal, 2018.

Castro, C. B. and Pires, D. O. Brazilian coral reefs: What we already know and what is still missing. Bulletin of Marine Science, vol. 69 (2), p. 357-371, 2001.

Cogo, A.; Siqueira, A.; Ramos, A.; Cruz, Z. & Silva, A. Utilização de enzimas do estresse oxidativo como biomarcadoras de impactos ambientais. Natureza Online. 7. 37-42, 2009.

Costa, C. F.; Sassi, R. & Gorlach-Lira, K. Zooxanthellae genotypes in the coral *Siderastrea stellata* from coastal reefs in northeastern Brazil. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 367, Issue 2, p. 149-152, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2008.09.012>.

Costa, A. P. L.; Silva, D. A. M.; Rodrigues, A. C. M.; Marques, C. R.; Soares, A. M. V. M.; Rocha, R. J. M. Species-specific oxidative stress responses and cellular energy allocation after coral shipping. Aquaculture Reports, Volume 19, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2021.100623>.

Cruz, I. C. S; Kikuchi, R. K. P; Longo, L. L; Creed, J. C. Evidence of a phase shift to *Epizoanthus gabrieli* Carlgreen, 1951 (Order Zoanthidea) and loss of coral cover on reefs in the Southwest Atlantic. Marine Ecology, vol. 36 (3), p. 318-325, 2014.

Cruz, I. C. S., et al. Marginal coral reefs show high susceptibility to phase shift. Marine Pollution Bulletin. Vol. 135, p. 551-561, 2018.

Devin, S.; Burgeot, T.; Giambérini, L.; Minguez, L. & Pain-Devin, S. The integrated biomarker response revisited: optimization to avoid misuse. Environmental Science and Pollution Research, v. 21, p. 2448–2454, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2169-9>.

Dias, Marta; Madeira, Carolina; Jogee, Nadia; Ferreira, Ana; Gouveia, Raúl; Cabral, Henrique; Diniz, Mário; Vinagre, Catarina. Integrative indices for health assessment in reef corals under thermal stress. Ecological Indicators. Volume 113, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106230>.

Diedrich, A. The impacts of tourism on coral reef conservation awareness and support in coastal communities in Belize. Coral Reefs, vol. 26, p. 985–996, 2007.

Downs, C. A.; Mueller, E.; Phillips, S.; Fauth, J. E.; Woodley, C. M. A molecular biomarker system for assessing the health of coral (*Montastraea faveolata*) during heat stress. *Marine Biotechnology*, 2 (6), pp. 533-544, 2000.

Downs, C. A.; Fauth, J. E.; Halas, J. C.; Dustan, P.; Bemiss, J. & Woodley, C. M. Oxidative stress and seasonal coral bleaching. *Free Radical Biology and Medicine*, volume 33, Issue 4, Pages 533-543, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0891-5849\(02\)00907-3](https://doi.org/10.1016/S0891-5849(02)00907-3).

Ferreira, B. P.; Costa, M. B. S. F.; Coxey, M. S.; Gaspar, A. L. B.; Veleza, D. & Araujo, M. The effects of sea surface temperature anomalies on oceanic coral reef systems in the southwestern tropical Atlantic. *Coral Reefs* 32, 441–454, 2013. <https://doi.org/10.1007/s00338-012-0992-y>

Fonseca, J. S.; Marangoni, L. F. B.; Marques, J. A.; Bianchini, A. Effects of increasing temperature alone and combined with copper exposure on biochemical and physiological parameters in the zooxanthellate scleractinian coral *Mussismilia harttii*. *Aquatic Toxicology*, vol. 190, p. 121-132, 2017.

Fonseca, J. S.; Mies, M.; Paranhos, A.; Taniguchi, S.; Güth, A. Z.; Bícago, M. C.; Marques, J. A.; Marangoni, L. F. B. & Bianchini, A. Isolated and combined effects of thermal stress and copper exposure on the trophic behavior and oxidative status of the reef-building coral *Mussismilia harttii*. *Environmental Pollution*, Volume 268, Part B, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115892>.

Gardner, S. G.; Raina, J. B.; Nitschke, M. R.; Nielsen, D. A.; Stat, M.; Motti, C. A.; Ralph, P. J. & Petrou, K. A multi-trait systems approach reveals a response cascade to bleaching in corals. *BMC Biology*, v. 15: 117, 2017. DOI 10.1186/s12915-017-0459-2

Gerhardinger, L. C.; Godoy, E. A.; Dapper, C. G.; Campos, R.; Marchioro, G. B.; Sforza, R.; Polette, M. Mapeamento participativo da paisagem marinha no Brasil experiências e perspectivas. In: Albuquerque, U.P.; Lucena, R.; Cunha, Luiz Vital Fernandes Cruz da. (Org.). Métodos e Técnicas na Pesquisa Etnobiológica e Etnoecológica. Recife: NUPEEA, v.1, p. 109-149, 2010.

Gíglío, V. J.; Luiz, O. J.; Schiavetti, A. Recreational Diver Behavior and Contacts with Benthic Organisms in the Abrolhos National Marine Park, Brazil. *Environmental Management*, vol. 57 (3), p. 637-648, 2016.

Habig, W. H.; Pabst, M. J.; Jakoby, W. B. Glutathione S-transferases. The first enzymatic step in mercapturic acid formation. *The Journal of biological chemistry*, 249(22), 7130–7139, 1974.

Hadwan, M. H. & Abed, H. N. Data supporting the spectrophotometric method for the estimation of catalase activity, *Data in Brief*, Volume 6, p. 194-199, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2015.12.012>.

Hall, C. M. Trends in ocean and coastal tourism: The end of the last frontier? *Ocean & Coastal Management*, vol. 44, p. 601-618, 2001.

Halliwell, B. How to characterize a biological antioxidant. *Free Rad. Res. Commun.* V .9, p.1-32, 1990.

Heron, S. F.; Maynard, J. A.; van Hooidonk, R. & Eakin, C. M. Warming trends and bleaching stress of the World's coral reefs 1985–2012. *Scientific Reports*, vol. 6, n. 38402, 2016.

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*, vol. 301, p. 929-933, 2003.

Hughes, T.; Bellwood, D.; Folke, C.; McCook, L. & Pandolfi, J. No-take areas, herbivory and coral reef resilience. *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 22 (1), p. 1–3, 2007.

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais. Ministério do Meio Ambiente, Tamandaré - PE, p. 74, 2013.

Kelleher, G., and C. Recchia. Lessons from marine protected areas around the world. *Parks* 8(2): 1–4, 1998.

Kenkel, C. D., Sheridan, C., Leal, M. C., Bhagooli, R., Castillo, K. D., Kurata, N., McGinty, E., Goulet, T. L. & Matz, M. V. Diagnostic gene expression biomarkers of coral thermal stress. *Molecular Ecology Resources*, 14: 667-678, 2014. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.12218>

Knowlton, N. & Jackson, J. B. C. Shifting baselines, local impacts, and global change on coral reefs. *PLOS Biology*, vol. 6 (2): 215–220, 2008. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060054>

Kültz, D. Molecular and evolutionary basis of the cellular stress response. *Annual Review of Physiology*. 67:225–257, 2004. <https://doi.org/10.1146/annurev.physiol.67.040403.103635>.

Leão, Z. M. A. N.; Telles, M. D.; Sforza, R.; Bulhoses, H. A.; Kikuchi, R. K. P. Impact of tourism development on the coral reefs of the Abrolhos area, Brazil. *Biological Conservation*, vol. 76, p. 261-266, 1996.

Leão, Z. M. A. N.; Kikuchi, R. K. P.; Testa, V. Corals and Coral Reefs of Brazil. Pp 9-52. In: J. Cortés, (ed.), *Latin America Coral Reefs*. Elsevier Science: Amsterdam, 2003.

Leão, Z. M. A. N.; Minervino-Neto, A.; Ferreira, B. P.; Feitosa, C. V.; Sampaio, C. L. S.; Costa-Sassi, C. F.; Neves, E. G.; Freire, F. A. M.; Silva, G. M.; Strenzel, G. M. R.; Sovierzoski, H. H.; Oliveira, J. E. L.; Mendes, L. F.; Soares, M. O.; Araujo, M.; Oliveira, M. D. M.; Maida, M.; Correia, M. D.; Rosa, R. S.; Sassi, R.; Johnsson, R.; Francini-

Filho, R. B.; Kikuchi, R. K. P. & Leite, T. S. Monitoramento dos recifes e ecossistemas coralinos. *In*: Turra, A. & Denadai, M. R. Protocolos de Campo para o Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros. Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros - ReBentos. p. 155-179. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2015. <https://doi.org/10.7476/9788598729251>.

Leão, Z. M. A. N.; Kikuchi, R. K. P.; Ferreira, B. P.; Neves, E. G.; Sovierzoski, H. H.; Oliveira, M. D. M.; Maida, M.; Correia, M. D.; & Jonhnsson, R. Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis. *Brazilian Journal of Oceanography*, vol. 64 (spe2), p. 97-116, 2016.

Lesser, M. Oxidative stress causes coral bleaching during exposure to elevated temperatures. *Coral Reefs*, v. 16, p. 187–192, 1997. <https://doi.org/10.1007/s003380050073>.

Levy, Oren; Fernandes de Barros Marangoni, Laura; Benichou, Jennifer I. C.; Rottier, Cécile; Béraud, Eric; Grover, Renaud; Ferrier-Pagès, Christine. Artificial light at night (ALAN) alters the physiology and biochemistry of symbiotic reef building corals. *Environmental Pollution*. Volume 266, Part 2, 2020.

Liao, Z.; Yu, K.; Chen, B.; Huang, X.; Qin, Z.; Yu, X. Spatial distribution of benthic algae in the South China Sea: Responses to gradually changing environmental factors and ecological impacts on coral communities. *Diversity and Distributions*. Vol. 00: 1– 15, 2021. <https://doi.org/10.1111/ddi.13243>.

Liñán-Cabello, M. A; Olivos-Ortiz, A; Quijano-Scheggia, S; Anguiano, D. M; Reséndiz-Flores, M. L; Ortega-Ortiz, C. D. Effects of terrestrial runoff on the coral communities in Santiago Bay, Colima, Mexican Pacific Coast. *Revista de Biología Tropical*, vol. 64 (3), p. 1185-1200, Sept 2016.

Lirman, D. & Manzello, D. Patterns of resistance and resilience of the stress-tolerant coral *Siderastrea radians* (Pallas) to suboptimal salinity and sediment burial. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 369, p. 72-77, 2009.

Machlin, L. J. & Bendich, A. Free radical tissue damage: protective role of antioxidant nutrients. *FASEB J.* 1 ed., p. 441-445, 1987.

Madeira, D.; Narciso, L.; Cabral, H. N.; Vinagre, C.; Diniz, M. S. Influence of temperature in thermal and oxidative stress responses in estuarine fish. *Comp Biochem Physiol A Mol Integr Physiol.* 166(2):237-43, 2013. doi: 10.1016/j.cbpa.2013.06.008. Epub 2013 Jun 14. PMID: 23774589.

Madesh, M & Balasubramanian, K. Microtiter plate assay for superoxide dismutase using MTT reduction by superoxide. *Indian journal of biochemistry & biophysics.* 35. 184-8, 1998.

Marangoni, L. F. D. B.; Dalmolin, C.; Marques, J. A.; Klein, R. D.; Abrantes, D. P.; Pereira, C. M.; & Bianchini, A. Oxidative stress biomarkers as potential tools in reef degradation monitoring: A study case in a South Atlantic reef under influence of the

2015–2016 El Niño/Southern Oscillation (ENSO). *Ecological Indicators*, Volume 106, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105533>.

Marques, J. A.; Marangoni, L. F. B. & Bianchini, A. Bioindicadores e biomarcadores para avaliação de impactos em recifes de coral. *In*: Zilberberg, et al. *Conhecendo os Recifes Brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo*. Rio de Janeiro: Museu Nacional, UFRJ, Série Livros 58, p.221-232, 2016.

Máximo, L. N.; Leite, D. S. L.; Miranda, G. E. C. Avaliação do impacto do turismo sobre ambiente recifal costeiro inserido em área marinha protegida. *Rev. Bras. Gest. Amb. Sustent.* Vol. 6, n. 14, p. 841-856, 2019. DOI: 10.21438/rbgas.061415.

Micheli, F.; Halpern, B.; Botsford, L.; Warner, R. Trajectories and Correlates of Community Change in No-Take Marine Reserves. *Ecological Applications - ECOL APPL.* v. 14, p. 1709-1723, 2004.

Montilla, L. M.; Ramos, R.; García, E.; Cróquer, A. Caribbean yellow band disease compromises the activity of catalase and glutathione S-transferase in the reef-building coral *Orbicella faveolata* exposed to anthracene. *Diseases of Aquatic Organisms*, 119:153-161, 2016. <https://doi.org/10.3354/dao02980>

Muñiz-Castillo, A. I. & Arias-González, J. E. Drivers of coral bleaching in a Marine Protected Area of the Southern Gulf of Mexico during the 2015 event. *Marine Pollution Bulletin*, volume 166, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112256>.

Nascimento, Wildna Fernandes do. Saúde do coral *Siderastrea stellata* e sua relação com variáveis ambientais em poças de maré do Rio Grande do Norte. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) - Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2019.

Oksanen, J.; Blanchet, F. G.; Friendly, M.; Kindt, R.; Legendre, P.; McGlinn, D.; Minchin, P. R.; O'Hara, R. B.; Simpson, G. L.; Solymos, P.; Stevens, M. H. H.; Szoecs, E. & Wagner, H. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-4, 2019. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2017. URL <https://www.R-project.org/>.

Randall, J. E. Food habits of reef fishes of the West Indies. *Studies of Tropical Oceanography*, v. 5, p. 665-847, 1967.

Richmond, R. H.; Tisthammer, K. H. & Spies, N. P. The Effects of Anthropogenic Stressors on Reproduction and Recruitment of Corals and Reef Organisms. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, p. 226, 2018. DOI=10.3389/fmars.2018.00226.

Rodrigues, S.; Antunes, S. C.; Correia, A. T.; Golovko, O.; Žlábek, V. & Nunes, B. Assessment of toxic effects of the antibiotic erythromycin on the marine fish gilthead seabream (*Sparus aurata* L.) by a multi-biomarker approach. *Chemosphere*, volume 216, p. 234-247, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.124>.

Rotchell, J. M. & Ostrander, G. K. Molecular toxicology of corals: A review. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 14 (8), p. 571-592, 2011.

Russ, G. R.; Rizzari, J. R.; Abesamis, R. A. & Alcala, A. C. Coral cover a stronger driver of reef fish trophic biomass than fishing. *Ecological Applications*, v. 31(1), 2021. <https://doi.org/10.1002/eap.2224>.

Sanchez, W.; Burgeot, T. & Porcher, J. M. A novel “Integrated Biomarker Response” calculation based on reference deviation concept. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 20, p. 2721–2725, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1359-1>.

Schiavetti, A.; Manz, J.; Santos, C. Z. dos; Magro, T. C.; Pagani, M. I. Marine Protected Areas in Brazil: An ecological approach regarding the large marine ecosystems. *Ocean & Coastal Management*, volume 76, p. 96-104, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.02.003>.

Shick, J. M., Lesser, M.P., Dunlap, W.C. et al. Depth-dependent responses to solar ultraviolet radiation and oxidative stress in the zooxanthellate coral *Acropora microphthalma*. *Marine Biology*. V. 122, p. 41–51, 1995. <https://doi.org/10.1007/BF00349276>.

Silva, F. C.; Ferreira Júnior, A. L.; Artoni, R. F.; Bessa, E. Impact of feeding fish as a tourist attraction on a coral reef invertivorous fish's diet and growth. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 30: 2327– 2335, 2020. <https://doi.org/10.1002/aqc.3398>.

Silva, M. B.; Barbosa, E. N. A.; Miranda, G. E. C. & Rosa, R. S. A influência dos peixes herbívoros sobre a cobertura do macrofitobentos recifal. *Revista Nordestina de Biologia*, vol. 23 (1), p. 69-83, 2014.

Sley, A.; Jarboui, O.; Ghorbel, M. & Bouain, A. Food and feeding habits of *Caranx crysos* from the Gulf of Gabès (Tunisia). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(7), p. 1375-1380, 2009. doi:10.1017/S0025315409000265.

Smith, J.; Smith, C. & Hunter, C. An experimental analysis of the effects of herbivory and nutrient enrichment on benthic community dynamics on a Hawaiian reef. *Coral Reefs*. 19, 332–342, 2001. <https://doi.org/10.1007/s003380000124>.

Soares, M. O.; Rossi, S.; Gurgel, A. R.; Lucas, C. C.; Tavares, T. C. L.; Diniz, B.; Feitosa, C. V.; Rabelo, E. F.; Pereira, P. H. C.; Kikuchi, R. K. P.; Leão, Z. M. A. N.; Cruz, I. C. S.; Carneiro, P. B. M. & Alvarez-Filip, L. Impacts of a changing environment on marginal coral reefs in the Tropical Southwestern Atlantic. *Ocean & Coastal Management*, volume 210, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105692>.

Souza, A. T.; Ilarri, M.; Medeiros, P. R.; Sampaio, C. L. & Horta, P. A. Small distances, great differences: a case study involving the biomass of reef seaweeds and fishes on the coast of Paraíba, Northeast Brazil. *Biotemas*, 20(2), p. 9-13, 2007.

Sully, S.; Burkepile, D. E.; Donovan, M. K.; Hodgson, G. & Woesik, R. V. A global analysis of coral bleaching over the past two decades. *Nature Communications*, v. 10, 1264, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09238-2>.

Sura, S. A.; Bell, A.; Kunes, K. L.; Turba, R.; Songer, R.; Fong, P. Responses of two common coral reef macroalgae to nutrient addition, sediment addition, and mechanical damage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Volume 536, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2021.151512>.

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* 424-425, 99-108, 2012. doi:10.1016/j.jembe.2012.04.018.

Valavanidis, A.; Vlahogianni, T.; Dassenakis, M. & Scoullos, M. Molecular biomarkers of oxidative stress in aquatic organisms in relation to toxic environmental pollutants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Vol. 64:178-189, 2006.

Winter, A. P. M; Chaloub, R. M; Duarte, G. A. S; Castro, C. B. Photosynthetic responses of corals *Mussismilia hartii* (Verrill, 1867) from turbid waters to changes in temperature and presence/absence of light. *Brazilian Journal of Oceanography*, vol. 64 (3), p. 203-216, 2016.

Zaneveld, J.; Burkepile, D.; Shantz, A.; Pritchard, C.; McMinds, R.; Payet, J.; Welsh, R.; Correa, A.; Lemoine, N.; Rosales, S.; Fuchs, C.; Maynard, J. & Thurber, R. Overfishing and nutrient pollution interact with temperature to disrupt coral reefs down to microbial scales. *Nat Commun* 7, 11833, 2016.

Zhao, Hongwei; Yuan, Meile; Stokal, Maryna; Wu, Henry C.; Liu, Xianhua; Murk, AlberTinka; Kroeze, Carolien; Osinga, Ronald. Impacts of nitrogen pollution on corals in the context of global climate change and potential strategies to conserve coral reefs. *Science of The Total Environment*, volume 774, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145017>.

Zilberberg, C; Abrantes, D. P; Marques, J. A; Machado, L. F; Marangoni, L. F. B. *Conhecendo os Recifes Brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo*. Rio de Janeiro: Museu Nacional, UFRJ, 2016.