



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ PRÓ-
REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO SISTEMAS
AQUÁTICOS TROPICAIS- SAT**



**Influência do evento de anomalia térmica na diversidade funcional de corais
pétreos e hidrocorais em recifes do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos
(PARNAMAr Abrolhos), Bahia, Brasil**

Ilhéus- Bahia
Março de 2022

GABRIELLE SOUZA DE PAULA

**Influência do evento de anomalia térmica na diversidade funcional de corais
pétreos e hidrocorais em recifes do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos
(PARNAMAr Abrolhos), Bahia, Brasil**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Santa Cruz, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais (SAT), área de concentração em Ecologia de Comunidades e Ecossistemas Aquáticos Tropicais, para a obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Fabiana César Félix Hackradt

Co-orientador: Prof^º. Dr^º. Carlos Werner Hackradt

Ilhéus- Bahia

Março 2022

Ficha Catalográfica

P324

Paula, Gabrielle Souza de.

Influência do evento de anomalia térmica na diversidade funcional de corais pétreos e hidrocorais em recifes do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNAMAr Abrolhos), Bahia, Brasil / Gabrielle Souza de Paula. – Ilhéus, BA: UESC, 2022.
79 f. : il.

Orientadora: Fabiana César Félix Hackradt.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação Sistemas Aquáticos Tropicais.

Inclui referências e apêndices.

1. Recifes e Ilhas de Corais. 2. Vulnerabilidade – Aspectos ambientais. 3. Corais – Branqueamento. 4. Corais – Efeito do stress. I. Título.

CDD 551.46137

Banca examinadora

Orientadora

Dr^a. Fabiana Cézar Félix Hackradt
Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB)

Membro interno

Dr^a. Erminda da Conceição Guerreiro Couto
Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)

Membro externo

Dr^o. Cristiano Macedo Pereira
Projeto Budiões\ Laboratório de Ecologia e Conservação Marinha (LECOMAR)

Ilhéus- Bahia
2022

Suplente interno
Drº. Cleverson Zapelini dos Santos
Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)

Ilhéus- Bahia
2022

A todas as mulheres
que não conseguiram chegar até aqui!

Agradecimentos

Agradeço a minha mãe, Maria Tereza de Souza Pinto que sempre me incentivou na carreira acadêmica e acreditou em mim. Agradeço à minha irmã Glenda de Souza Marques e aos meus avós Iderlinda de Souza Pinto e José Pinto Nobre, por todo apoio durante o mestrado.

Agradeço aos colegas do Laboratório de Ecologia e Conservação Marinha (LECOMAR) pelo apoio, em especial Ramón Hernandez Andreau e Sara Buttrose Kennedy pela paciência e ensinamentos compartilhados. Agradeço a minha orientadora Prof^a. Dr^a. Fabiana César Félix Hackradt e meu coorientador Prof^o. Dr^o. Carlos Werner Hackradt por todos os ensinamentos, suporte e acolhimento no ‘cardume’ do LECOMAR.

Agradeço aos amigos que me ajudaram e fortaleceram durante essa caminhada. Aos meus eternos ‘Trilobitas’, a turma de Biologia que se tornou família. As minhas amigas Sara Kennedy, Tainá Jardim, Erica Bruna e Agatha Carvalho - vocês foram fundamentais em todo o processo, sem vocês este momento não seria possível. Agradecimentos especiais as amigas Gabriela Moreira, Joyce Araújo e Sara Tavares por todo carinho, apoio e incentivo. Amo todas/os vocês!

Agradeço a todas as mulheres que me inspiraram e ensinaram a acreditar e lutar pelos meus sonhos!

Agradeço à Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) e ao colegiado do Programa de Pós-Graduação em Sistema Aquáticos Tropicais (SAT) pela oportunidade de realizar o mestrado. Viva a educação pública, gratuita e de qualidade!

Agradeço à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) pela bolsa de mestrado concedida.

Agradeço à Rede Rio Doce Mar (RRDM) pelo financiamento do projeto no qual meu trabalho foi desenvolvido.

Resumo

Recifes de corais são habitats que recorrentemente sofrem impactos, principalmente relacionados às mudanças climáticas. Desde a década de 1980 são observadas mudanças significativas na composição de espécies, causadas por anomalias térmicas. O evento mais visível é o branqueamento. Com o crescimento desses eventos e frequência associada a um declínio na cobertura de corais na maioria dos recifes do mundo, existe uma preocupação com a perda de espécies e suas funções. A estabilidade do sistema depende dos grupos funcionais presentes nele e como a redundância dos mesmos está distribuída na comunidade. Um sistema com redundância possui um seguro frente a perda de espécies, mas após distúrbios é comum a dominância de uma espécie em função do desaparecimento de outras, tornando-o funcionalmente vulnerável.

Neste trabalho analisamos- antes, durante e depois- o evento de anomalia térmica ocorrido em 2019 e como afetou a diversidade funcional de corais pétreos e hidrocorais em recifes de corais do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNAMAr Abrolhos). Identificamos que o branqueamento levou a degradação primária dos habitats estudados (Recifes em franja e Chapeirões) e acometeu principalmente os corais escleractíneos e em maior proporção nos recifes em chapeirões, contudo não houve influência do evento na diversidade funcional das espécies estudadas. Os chapeirões mostram-se mais suscetíveis ao aquecimento do que os recifes em franja, que após o retorno da anomalia térmica acabam tornando-se mais suscetíveis, determinando diferença de identidade funcional entre os ambientes. Sugerimos a necessidade de esforços em pesquisa e monitoramento das espécies de corais pétreos e hidrocorais e aconselhamos que a dinâmica do espaço funcional e estabilidade funcional na comunidade sejam monitoradas.

Palavras-chave: Branqueamento; Redundância; Vulnerabilidade; Entidades Funcionais.

Abstract

Coral reefs are habitats that repeatedly suffer impacts, mainly related to climate change. Since the 1980s, significant changes in species composition are observed, caused by thermal anomalies. The most visible event is coral bleaching. With the growth of these events and the frequency associated with a decline in coral cover in most of the world's reefs, there is a concern about the loss of species and their functions. The stability of the system depends on the functional groups present in it, and how their redundancy is distributed in the community. A system with redundancy has insurance against the loss of species, but after disturbances, it is common for one species to dominate due to the disappearance of others, making it functionally vulnerable.

In this work we analyze - before, during and after - the thermal anomaly event that occurred in 2019 and how it affected the functional diversity of stony corals and hydrocorals in the coral reefs of the Abrolhos National Marine Park (PARNAMAr Abrolhos). We identified that bleaching led to primary degradation of the studied habitats (Fringing Reefs and *Chapeirões*) and affected mainly scleractine corals and in greater proportion in the *Chapeirões* reefs, however there was no influence of the event on the functional diversity of the studied species. The *Chapeirões* are more susceptible to the global warming than the fringing reefs, which after the return of the thermal anomaly end up becoming more susceptible, determining a difference in functional identity between the environments. We suggest the need for efforts in research and monitoring of stony corals and hydrocoral species, and we advise that the functional space dynamics and functional stability in the community need to be monitored.

Key words: Coral Bleaching; Redundancy; Vulnerability; Functional Entities.

Índice de Figuras

- Figura 1:** Mapa do Banco dos Abrolhos mostrando a localização e os limites do Parque Nacional Marinho de Abrolhos - Parcel das Timbebas, no arco costeiro, e o Arquipélago e Parcel de Abrolhos, no arco externo. Em destaque as cinco ilhas que compõem o Arquipélago de Abrolhos (inferior esquerdo) e os chapeirões localizados no Parcel de Abrolhos (inferior direito), ambos localizados no arco externo de bancos recifais (elaborado por Mateus Alexander). 24
- Figura 2:** Imagens: A) Janeiro de 2019, antes do evento de anomalia térmica; B) Março de 2019, durante o evento de anomalia térmica; C) Março de 2020, um ano após o evento de anomalia térmica. Fonte: NOAA Coral Reef Watch, 2020. 25
- Figura 3:** Ilustração do foto-quadrado que foi empregado no estudo, com quinze pequenas fotos identificadas alfanumericamente e a sequência de obtenção das fotos. Elaborado por: Laboratório de Ecologia e Conservação Marinha (LECOMAR). 26
- Figura 4:** Porcentagem da cobertura média (\pm erro padrão) somente dos grupos de cnidários e macroalgas pelos habitats estudados (Chapeirão e Recife em Franja, respectivamente). Legenda: ALGA= Algas; CNID= Cnidaria. 32
- Figura 5:** Análise de escalonamento multidimensional (MDS) referente a cobertura bentônica de grandes grupos taxonômicos nos diferentes habitats e anos de amostragem. Legenda: CP= Chapeirão; RF= Recife em franja. 33
- Figura 6:** Porcentagem da Cobertura média (\pm erro padrão) das espécies de Corais Pétreos e Hidrocorais nos habitats estudados (Chapeirão e Recife em Franja), respectivamente. Legenda: AGFR= *Agaricia fragilis*; AGHM= *Agaricia humilis*; MILA= *Millepora alcicornis*; MILB= *Millepora braziliensis*; MILN= *Millepora nitida*; MUBR= *Mussismilia braziliensis*; MUHA= *Mussismilia harttii*; MUHI= *Mussismilia hispida*; SIST= *Siderastrea stellata*. 34

Figura 7: Porcentagem da Taxa de doenças para corais pétreos e hidrocorais. Legenda: BLAC= Doença da banda negra; OTID= Outras doenças; WHIT= Doença da banda branca; YELL= Doença da banda amarela..... 35

Figura 8: Porcentagem da Taxa média (\pm erro padrão) de branqueamento para corais pétreos e hidrocorais por anos de amostragem. Legenda: BRAC= Ponto de branqueamento em Corais Pétreos; BRAH= Ponto de branqueamento em Hidrocorais. 36

Figura 9: Porcentagem da Taxa média (\pm erro padrão) de corais mortos para corais pétreos e hidrocorais por anos de amostragem. Legenda: CMAC= Coral morto com Alga Calcária; CMCB= Coral morto com Briozoário; CMCE= Coral morto com Esponja; CMCT=Coral morto com turf; CMOT= Coral morto com outros organismos; DECO= Coral morto..... 37

Figura 10: Boxplots dos Índices de diversidade funcional por habitat- CP: Chapeirão, RF= Recife em Franja. Legenda: A) FRic= Índice de Riqueza Funcional; B) FDis= Índice de Dispersão Funcional; C) FSpe= Índice de Especialização Funcional; D) FOrí= Índice de Originalidade Funcional; E) RaoQ= Índice de Diversidade Quadrática de Rao (Rao'Q); FE= Entidades Funcionais (FE). Linha horizontal preta dentro do box= média; Barra preta vertical= erro padrão; Pontos pretos= outliers..... 39

Figura 11: Regressões lineares entre os índices de diversidade funcional e taxas de branqueamento de corais pétreos e hidrocorais antes (2019.1) e depois (2020.1) do evento de anomalia térmica (A-F). FRic= índice de Riqueza Funcional; RaoQ= índice de Diversidade Quadrática de Rao; FEve= índice de Uniformidade funcional; FSpe= índice de Especialização Funcional; FOrí= índice de Originalidade Funcional; FDis= índice de Dispersão Funcional. 40

Figura 12: Regressões lineares entre os índices de diversidade funcional e cobertura de corais pétreos e hidrocorais antes (2019.1) e depois (2020.1) do evento de anomalia térmica (A-F). FRic= índice de Riqueza Funcional; RaoQ= índice de Diversidade Quadrática de Rao; FEve= índice de Uniformidade funcional; FSpe= índice de

Especialização Funcional; FOr_i= índice de Originalidade Funcional; FDis= índice de Dispersão Funcional. 41

Figura 13: Padrões de redundância de corais pétreos e hidrocorais nos distintos habitats Chapeirão (CP) e Recife em franja (RF) e anos (2019.1; 2019.2; 2020.1). Legenda: FRed= Redundância funcional; FOr_{ed}= Sobre-redundância funcional; FVul= Vulnerabilidade funcional; Nb_{FE}= número de entidades funcionais..... 42

Índice de Tabelas

Quadro 1: Categorias dos traços funcionais..... 28

Lista 1: Lista de Espécies identificadas. 31

Tabela 1: Resultado da análise de PERMANOVA da cobertura bentônica de grandes grupos taxonômicos entre os diferentes Tempos (Te), Habitats (Ha), Habitat e Tempo (Ha x Te), Setor (Tempo x Habitat) e co-variável de dados abióticos (temperatura (TP) e profundidade (PF)) obtidos através de 9999 permutações. Legenda: df-graus de liberdade; MS-média dos quadrados; Pseudo-F- valor da permanova; P- valor de significância. Significância: *** - $P < 0.001$; ** - $P < 0.01$; * - $P < 0.05$ 31

Tabela 2: Resultado da análise de PERMANOVA cobertura de espécies de Corais Pétreos e Hidrocorais entre os diferentes Tempos (Te), Habitats (Ha), Habitat e Tempo (Ha x Te), Setor (Tempo x Habitat) e co-variável de dados abióticos (temperatura (TP) e profundidade (PF)) obtidos através de 9999 permutações. Legenda: df-graus de liberdade; MS-média dos quadrados; Pseudo-F- valor da permanova; P- valor de significância. Significância: *** - $P < 0.001$; ** - $P < 0.01$; * - $P < 0.05$ 34

Tabela 3: Resultado da análise de PERMANOVA da taxa de branqueamento de Corais Pétreos e Hidrocorais entre os diferentes Tempos (Te), Habitats (Ha), Habitat e Tempo (Ha x Te), Setor (Tempo x Habitat) e co-variável de dados abióticos (temperatura (TP) e profundidade (PF)) obtidos através de 9999 permutações. Legenda: df-graus de liberdade; MS- média dos quadrados; Pseudo-F- valor da permanova P- valor de significância. Significância: ***- $P < 0.0001$; **- $P < 0.01$; *- $P < 0.05$ 35

Tabela 4: Resultado da análise de PERMANOVA para os Índices de diversidade nos diferentes Tempos (Te), Habitats (Ha), Habitat e Tempo (Ha x Te), Setor (Tempo x Habitat) usando como co-variável os dados de temperatura e profundidade, obtidos através de 9999 permutações. Legenda: df-graus de liberdade; MS-média dos quadrados; Pseudo-F- valor da permanova; P- valor de significância. Significância: *** - $P < 0.001$; ** - $P < 0.01$; * - $P < 0.05$. Legenda: FRic= Índice de Riqueza Funcional; FEve= Índice de Uniformidade Funcional; FDis= Índice de Dispersão Funcional; Rao'Q= Índice de

Diversidade Quadrática de Rao; Fspe= Índice de Especialização Funcional; FOri= Índice de Originalidade Funcional..	38
--	----

Sumário

1. Introdução.....	16
2. Objetivo geral.....	22
2.1 Objetivos específicos.....	22
3. Metodologia.....	23
3.1 Área de estudo.....	23
3.2 Desenho amostral.....	25
3.3 Coleta de dados.....	26
3.4 Análise de dados.....	27
3.4.1 Análises estatísticas.....	27
3.4.2 Análise de Diversidade Funcional.....	28
4. Resultados.....	31
4.1 Cobertura bentônica.....	31
4.2 Corais Pétreos e Hidrocorais.....	33
4.3 Corais mortos, incidência de doenças e branqueamento.....	35
4.4 Diversidade Funcional de corais pétreos e hidrocorais.....	37
5. Discussão.....	44
6. Conclusões e cenários futuros.....	53
7. Referências Bibliográficas.....	55
Apêndice.....	67

1. Introdução

Os recifes são grandes comunidades que abrigam populações de diversos tipos de organismos como corais, uma série de outros invertebrados, vertebrados e algas (Marangoni & Bianchini, 2016). Grande parte dos recifes são construídos por corais, principalmente pelos do grupo dos escleractíneos ou, simplesmente por este grupo. Em uma escala global os recifes de corais de águas rasas são considerados um habitat raro, estando restrito aos trópicos. Em sua maioria, esses ambientes estão no Indo-Pacífico e menos de 8% no Caribe e Atlântico (Spaldin et al., 2001). Em relação aos corais do Indo-Pacífico, as espécies do Atlântico Sul se estendem para águas mais profundas, contudo isso não significa que os recifes de corais dessa região sejam mais profundos, mas que os corais do Atlântico Sul são mais tolerantes a incidência de luz e baixas condições de temperatura em maiores profundidades (Mies et al., 2020). A adaptação e as zonas de profundidade permitem que esses corais sejam menos suscetíveis a impactos causados pelas mudanças climáticas, como o branqueamento em massa (Mies et al., 2020). Os recifes brasileiros, quando comparados com outras regiões, são considerados diferentes porque ocorrem em águas com alto grau de turbidez (Castro & Zilberberg, 2016). Mais da metade das espécies do Atlântico Sul possuem tolerância alta a turbidez, sendo algumas delas *Mussismilia hispida* (Verrill, 1901), *Siderastrea stellata* Verrill, 1868, *Montastraea cavernosa* (Linnaeus, 1767), *Stephanocoenia michelinii* Milne Edwards & Haime, 1848 e *Scolymia wellsii* Laborel, 1967 (Mies et al., 2020).

Recifes de corais são habitats que recorrentemente sofrem impactos, principalmente relacionados às mudanças climáticas (Hughes et al., 2017). Desde a década de 1980 são observadas mudanças significativas na composição de espécies, causadas por anomalias térmicas (Baker et al., 2008). Condições associadas ao aumento dos níveis de CO₂ (dióxido de carbono) na atmosfera, geram aumento da temperatura e do nível do mar; acidificação dos oceanos e ciclones tropicais. Além disso, também estão expostos a outros tipos de ações antrópicas que levam à degradação do ambiente, como a pesca excessiva e a poluição marinha (Spillman et al., 2011). Essas condições podem levar esses organismos ao estresse, afetando o seu potencial reprodutivo, de desenvolvimento e crescimento, podendo levá-los à morte (Shigenaka et al., 2010).

Estas formações são ecossistemas que apresentam alta sensibilidade a mudanças térmicas nas águas dos oceanos (Baker et al, 2008). Alterações na temperatura podem causar mudanças fisiológicas, sendo os corais bons indicadores de mudanças ambientais

(Clare et al., 2015). O evento mais visível é o branqueamento, que pode ser decorrente do aumento de temperatura global que impacta diretamente os oceanos e a sua fauna (Kikuchi et al., 2003) ou até mesmo uma combinação de fatores como baixa turbidez, ventos fracos e aumento de temperatura (Soares et al., 2019). No branqueamento, as zooxantelas endossimbiontes - protistas criptomonadinos e dinoflagelados que vivem na epiderme ou na gastroderme de seu hospedeiro e que são responsáveis pela cor do coral - são expulsas, impedindo que aconteça a simbiose, comprometendo fisiologicamente o coral (Marangoni & Bianchini, 2016). Diante disso o organismo acaba perdendo sua cor e exibe seu exoesqueleto calcário branco (Kikuchi et al., 2003). As zooxantelas são responsáveis por fornecer de 60 a 98% de todo o seu carbono fotossintético produzido aos corais e em contrapartida, eles servem de abrigo para essas microalgas e lhes oferecem recursos à sua sobrevivência (Kikuchi et al., 2003). Desta forma o coral, mesmo desprovido de zooxantelas, continua alimentando-se heterotroficamente, mantendo-se vivo. O processo de branqueamento pode ser reversível desde que a fonte estressora que motivou a expulsão do simbionte não permaneça atuando por muito tempo, permitindo que o coral recupere as zooxantelas e restabeleça-se fisiologicamente (Freitas et al., 2012); caso contrário o coral morre.

O branqueamento pode ser causado por fenômenos naturais, como é o caso do El-Niño, que nos anos de 2015-2016 causou um branqueamento de corais em nível global, sendo o maior evento registrado desde 1980 (Rossi & Soares, 2017). O El Niño tem tendência de ocorrer a cada 3-7 anos e trata-se de um fenômeno onde as águas superficiais do oceano Pacífico Tropical aumentam de temperatura, podendo afetar o clima em níveis regionais e globais. Desde quando se iniciaram as observações desse fenômeno os mais intensos ocorreram entre os anos de 1982-1983 e 1997-1998 (CPTEC/INPE 2020) e em 2016 (Duarte et al., 2020). Apesar de se tratar de um fenômeno natural, nos últimos anos o El-Niño vem ganhando grandes proporções, uma vez que com as mudanças climáticas o regime de ocorrência e duração do evento tem se alterado, sugerindo que mudanças climáticas podem produzir eventos de El-Niño mais fortes e frequentes (Wang et al., 2019). O aquecimento das águas afeta não só os corais, mas todos os organismos presentes que fazem parte daquele ecossistema. Caso os corais desapareçam todo o ecossistema será afetado, desde organismos sésseis até organismos móveis associados a estes, como por exemplo os peixes (Bianchi et al., 2016).

Históricamente o El Niño afetou diferentemente as espécies de corais ao longo dos anos (McClanahan, 2004). Observa-se que o recrutamento de espécies pode ser afetado pelo evento, tendo uma diminuição substancial devido a mortalidade de indivíduos adultos, comprometendo a capacidade de recuperação do sistema antes de um novo evento, sendo identificado que as espécies desovadoras foram mais afetadas que as incubadoras (Hughes et al., 2019). O El Niño de 1997-1998 afetou mais severamente as espécies *Millepora alcicornis* Linnaeus, 1758, *Montastrea cavernosa* e *Mussismilia braziliensis* (Verrill, 1868) em recifes do norte da Bahia (Kelmo et al., 2003), em Abrolhos *Porites branneri* Rathbun, 1888, *Porites asteroides* Lamarck, 1816, *Mussismilia hispida* e *Mussismilia harttii* (Verrill, 1868) (Leão, 1999), enquanto *Montastrea cavernosa*, *Siderastrea stellata* e *Mussismilia braziliensis* foram as espécies que tiveram o maior declínio em cobertura durante o evento de 2003 nos recifes da região de Abrolhos, Baía de Todos os Santos e Tinharé (Kikuchi et al., 2003). Por outro lado, *Favia gravida* Verrill, 1868, *Montastraea cavernosa* e *Mussismilia harttii* foram aquelas que, em 2016 e 2017, estiveram mais susceptíveis ao branqueamento na região de Abrolhos (Teixeira et al., 2019). As anomalias térmicas estão fortemente associadas aos eventos de branqueamento ocorrentes nos recifes baianos, onde variações de aproximadamente 2,8°C acima da média, e sua persistência por um período superior a uma semana, podem ser fatais para os corais brasileiros (Leão et al., 2008; Soares et al., 2019).

Desta forma pode-se observar que ao longo dos anos, com o aumento das temperaturas dos oceanos, a fauna desses ambientes vem sofrendo modificações. O declínio na cobertura de corais leva a uma redução na qualidade do habitat e na complexidade arquitetônica dos recifes (Alvarez-Filip et al., 2011). Por se tratarem de paisagens heterogêneas (Loreau et al., 2003), com diferentes habitats, que podem servir de abrigo, local de reprodução e fornecimento de alimentos para muitas espécies (Barros Jr et al., 2009), a perturbação ou fragmentação desses habitats pode alterar a conectividade da paisagem, modificando assim a composição das comunidades (Loreau et al., 2003).

A principal resposta ao evento de branqueamento é a dominância de algas em detrimento dos corais, uma vez que quando os corais morrem, as algas podem crescer por cima do esqueleto morto, dominando o ambiente (McCook, 1999; Bellwood & Fulton, 2008). A abundância de algas em relação a perda de corais após eventos de

branqueamento acontece em vários recifes no mundo, contudo Tebbett e colaboradores (2021) destacam que grande parte desses recifes podem apresentar as algas como um grupo já expressivo, demonstrando um domínio significativo em abundância após a perda de corais. Segundo McClanahan (2004) as várias espécies de corais presentes em um ambiente recifal podem apresentar respostas diferentes a um mesmo distúrbio. Isso pode ser explicado pela riqueza de espécies e grupos funcionais, o que favorece comportamentos distintos. Com isso, consequências de mudanças ecológicas podem ser visíveis no desempenho funcional de cada espécie (Weigel et al., 2016).

Parte dos limites ambientais relacionados à biodiversidade já foram ou estão sendo ultrapassados, levando a mudanças ambientais drásticas e perda de espécies (Rockström et al., 2009). Mudanças climáticas alteram significativamente a composição de espécies em recifes de corais que sofrem mudanças decorrentes de anomalias térmicas (Baker et al., 2008; Leão et al., 2008; Soares et al., 2019; Hughes et al., 2017). O crescente número de eventos de anomalia térmica aumenta a frequência do branqueamento, comprometendo o ecossistema recifal (Kikuchi et al., 2003; Bianchi et al., 2016; Teixeira et al., 2019). Corais de diversas regiões já sofrem para se recuperar após distúrbios, tendo seu potencial de respostas a estresse alterado e até mesmo esgotados. O potencial de resposta é importante de ser conhecido, para compreender a variabilidade de respostas das diversas espécies funcionalmente semelhantes e diferentes e também implica na diversidade e resiliência da comunidade frente distúrbios (Burgess et al., 2021; Casoli et al., 2020). Entender como a composição de espécies pode induzir a uma diversidade de respostas ao estresse, pode auxiliar na identificação das características que aumentem a recuperação e resistência da comunidade, uma vez que a recuperação funcional dos recifes é afetada pela abundância das espécies de corais-chave (McWilliam et al., 2018; González-Barrios et al., 2020). O ritmo e persistência do estresse determinará quais funções conseguirão permanecer na comunidade, como serão executadas e em até que nível comprometerão a diversidade funcional (Rosenfeld, 2002; McWilliam et al., 2020).

Dentro de uma comunidade existem diferentes grupos funcionais. Esses grupos possuem espécies com funções semelhantes ou diferentes, que podem desempenhar papéis redundantes ou distintos (Tilman, 2001). Em um sistema com redundância a perda de uma espécie não afeta a função ecológica, pois existirão outras espécies que se ocuparão da mesma. Contudo, após distúrbios, é comum a dominância de uma espécie

em função do desaparecimento de outras, tornando a comunidade pouco diversa e funcionalmente vulnerável (Rosenfeld, 2002). Desta forma, o número de grupos funcionais presentes em uma comunidade influencia no funcionamento do ecossistema, ou seja, a estabilidade do sistema depende de como a redundância das espécies da comunidade está distribuída nos grupos funcionais (Fonseca & Ganade, 2001; Tilman, 2001). Com isso, entender a redundância funcional das espécies de corais pode auxiliar na identificação de características que aumentem a capacidade de recuperação e resistência da comunidade (Nyström et al., 2008), uma vez que a recuperação é afetada pelo crescimento das espécies chave e pela compensação entre espécies redundantes e não redundantes (McWilliam et al., 2018; González-Barrios et al., 2020).

Existem alguns índices propostos/utilizados para medir a diversidade de funções em uma comunidade. Combinado com outros princípios básicos da ecologia procura quais características induzem a dinâmica de funcionamento da comunidade e a variação de espécies dentro dela (Tilman, 2001). Esses índices mensuram a diversidade funcional. A distinção dos grupos funcionais através dos traços é fundamental para analisar a diversidade funcional em uma comunidade (Chapin III et al., 1997). Os traços funcionais, quando utilizados para cálculos dos índices de diversidade funcional, permitem classificar as espécies em grupos e atribuir valores para cada uma das características, promovendo uma comparação entre os traços e a comunidade (Alexandridis et al., 2017).

McWilliam e colaboradores (2020) mostram que, apesar de as comunidades de corais apresentarem uma boa recuperação frente a distúrbios, os ecossistemas recifais já estão esgotados em sua maioria. A perda na diversidade funcional pode ocorrer em comunidades: a) funcionalmente ricas; b) que possuem espécies desigualmente distribuídas entre os grupos funcionais; c) são pobres em espécies (Fonseca & Ganade, 2001) e reflete na alteração de diversidade de resposta da comunidade. Ou seja, traços funcionais e funções somem e persistem à medida que o ambiente sofre distúrbios recorrentes e se perde espécies. Diante disso, ocorre o favorecimento de dinâmicas instáveis e da predominância de colonizadores rápidos (McWilliam et al., 2020). O efeito da perda de espécies em um ecossistema leva em consideração a diversidade de espécies dentro de um grupo funcional e a amplitude de suas funções; o grau funcional de sobreposição de nicho e a participação relativa dentro dos grupos funcionais e no espaço funcional (Rosenfeld, 2002). Desta forma é importante identificar quais grupos

funcionais e espécies podem sofrer maior comprometimento funcional no ecossistema e quais são as variáveis que podem estar influenciando neste processo.

O presente trabalho visa responder se o evento de anomalia térmica ocorrido em 2019 alterou a diversidade funcional de corais pétreos e hidrocorais do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNAMAr Abrolhos) e modificou os padrões espaciais de cobertura bentônica e riqueza de espécies. Historicamente os recifes de corais da região de Abrolhos são conhecidos quanto a sua rica composição e abundância de espécies endêmicas. Na presença de estressores ambientais estas espécies ficam vulneráveis, o que pode alterar a sua função no ecossistema e conseqüentemente a resiliência do mesmo. Desta forma, avaliar se o evento de anomalia térmica causou alterações na diversidade funcional de corais pétreos e hidrocorais, na região de Abrolhos, pode auxiliar a prever quais espécies podem sofrer mais danos e quais habitats seriam mais afetados por futuros impactos semelhantes neste ecossistema, contribuindo, portanto, para a elaboração de medidas de mitigação.

2. Objetivo geral

Avaliar o impacto do branqueamento, decorrente da anomalia térmica registrada em 2019, na diversidade funcional de corais pétreos e hidrocorais em recifes de corais do PARNAMAr Abrolhos.

2.1 Objetivos específicos

- Quantificar a cobertura coralínea através da estimativa de abundância e riqueza de espécies de corais pétreos e hidrocorais do PARNAMAr Abrolhos;
- Determinar os padrões espaciais de cobertura bentônica nos distintos habitats do PARNAMAr Abrolhos;
- Estimar as taxas de branqueamento, doença e mortalidade das espécies de corais pétreos e hidrocorais;
- Relacionar a diversidade funcional de corais pétreos e hidrocorais com a incidência de branqueamento.

3. Metodologia

3.1 Área de estudo

Na Bahia encontra-se a maior extensão de recifes do Oceano Atlântico Sul, o Banco de Abrolhos (Leão, 1999). Nele está localizado o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNAMAr Abrolhos). Ele foi o primeiro parque nacional marinho do Brasil, uma unidade de conservação que visa proteger a diversidade biológica, assegurar os processos evolutivos, preservar patrimônio genético, proteger espécies raras, favorecer condições de monitoramento ambiental, fomentar o uso dos recursos por meio de áreas de múltiplo uso, entre outras atribuições (IBAMA, 1991). O Banco dos Abrolhos é um alargamento da plataforma continental brasileira que, na altura da cidade de Caravelas (sul da Bahia), estende-se por mais de 200 km perpendicularmente à costa (Leão, 1999). Essa região abrange um conjunto de canais de maré, manguezais, ilhas vulcânicas e recifes de corais. Estes apresentam formações únicas em forma de cogumelo, denominada “chapeirão” ou pináculo, compondo a maior porção dos recifes. Os recifes estão localizados em profundidades inferiores a 30 m, não ultrapassando 70 m na borda. Estão distribuídos em dois arcos paralelos à linha da costa: o arco externo e o arco costeiro. A costa e os recifes localizados no arco costeiro possuem profundidade inferior a 15 m. Já o Canal de Abrolhos, que separa os recifes do arco costeiro dos recifes do arco externo, apresenta profundidade entre 20 a 30 m. O arco costeiro possui corais com tamanhos variados, apresentando bancos recifais isolados e pináculos, e está distante 10 a 20 km da costa. O arco externo é formado por pináculos coralinos maiores e localiza-se a cerca de 70 km da costa (Leão, 1999).

O PARNAMAr Abrolhos está dividido em duas unidades: o Recife de Timbebas, localizado no arco costeiro e os chapeirões do arco externo e o Arquipélago de Abrolhos, (Figura 1; Leão, 1999). O arquipélago de Abrolhos é constituído por quatro ilhas maiores e uma pequena ilhota ao norte (IBAMA, 1991). A área total do parque é de 87.943 hectares (ICMBIO, 2019), limitado na costa pelas cidades de Nova Viçosa ao sul e Prado ao norte, sendo a área mais protegida da costa baiana.

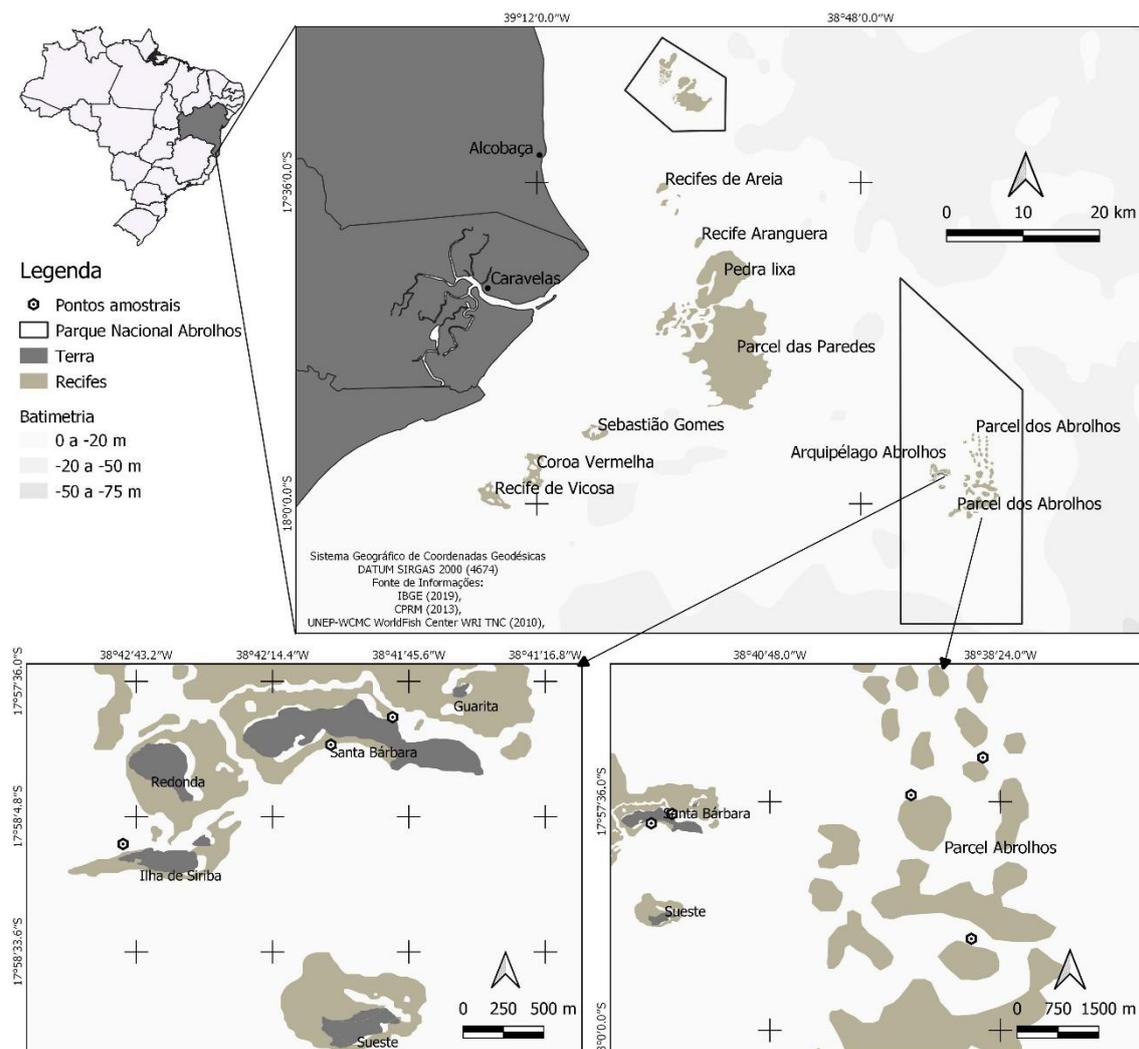


Figura 1: Mapa do Banco dos Abrolhos mostrando a localização e os limites do Parque Nacional Marinho de Abrolhos - Parcel das Timbebas, no arco costeiro, e o Arquipélago e Parcel de Abrolhos, no arco externo. Em destaque as cinco ilhas que compõem o Arquipélago de Abrolhos (inferior esquerdo) e os chapéus localizados no Parcel de Abrolhos (inferior direito), ambos localizados no arco externo de bancos recifais (elaborado por Mateus Alexander).

3.2 Desenho amostral

No ano de 2019 o órgão internacional de Administração Nacional Oceânica e Atmosférica (NOAA) dos Estados Unidos, através do Coral Reef Watch, lançou um alerta de aquecimento acima da média nas águas brasileiras para os meses iniciais do ano (Figura 2), prevendo um elevado branqueamento de corais (NOAA Coral Reef Watch, 2020). A partir deste alerta elaborou-se um plano de amostragem que avaliasse os efeitos desse evento de anomalia térmica, estabelecendo um monitoramento temporal antes do evento (janeiro de 2019), durante o evento (março de 2019) e após o evento (março de 2020), buscando mensurar a cobertura coralínea e focos de branqueamento ao longo do mesmo.

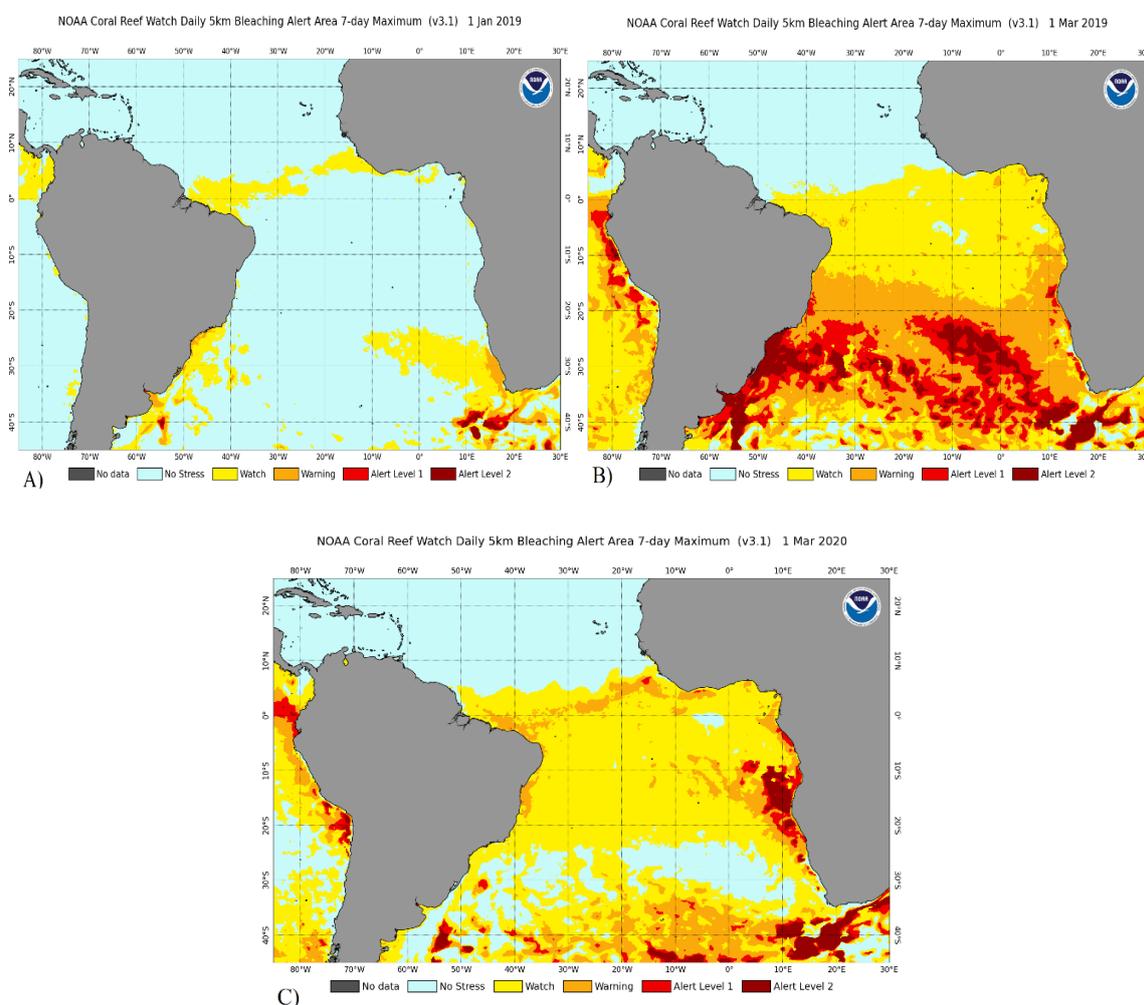


Figura 2: Imagens: A) Janeiro de 2019, antes do evento de anomalia térmica; B) Março de 2019, durante o evento de anomalia térmica; C) Março de 2020, um ano após o evento de anomalia térmica. Fonte: NOAA Coral Reef Watch, 2020.

Desta forma o desenho amostral está composto de três tempos distintos (fator fixo “T”, com três níveis): antes, durante e depois do evento de anomalia térmica. As coletas foram realizadas em dois habitats distintos (fator fixo “H”, com dois níveis) - recifes em franja e chapeirões. Em cada habitat foram estabelecidos seis setores (fator aleatório “S”, com seis níveis), e em cada setor foram coletadas doze amostras (n=12 fotoquadrados). O desenho amostral apresenta um total de 144 amostras em cada período de amostragem, somando 432 amostras.

3.3 Coleta de dados

As coletas foram realizadas nos meses de janeiro e março de 2019 e março de 2020. Os dados foram obtidos através de mergulho autônomo (Scuba) em profundidades entre 3 e 6 m, em ambos os habitats estudados. O mergulhador, equipado com um fotoquadrado medindo 80 x 70 cm, subdivididos em 15 fotos (Francini-Filho et al., 2008) de 17 x 22 cm (Figura 3) tomou as fotos de cada ponto. As fotos foram tomadas sempre da esquerda para a direita e de cima para baixo. Cada foto foi numerada segundo o quadrante em que está posicionada de A1, A2, A3, B1, B2 até E3. As fotos foram realizadas por mergulhadores experientes utilizando máquinas fotográficas semiprofissionais com caixa estanque e flash subaquático.

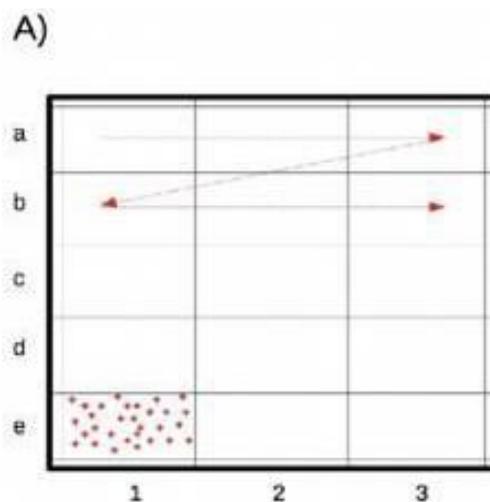


Figura 3: Ilustração do foto-quadrado que foi empregado no estudo, com quinze pequenas fotos identificadas alfanumericamente e a sequência de obtenção das fotos. Elaborado por: Laboratório de Ecologia e Conservação Marinha (LECOMAR).

Cada foto foi pré-tratada para o brilho e contraste e recortada segundo o tamanho do quadro. Com auxílio do programa “Coral Point Count with Excel extensions” - CPCe (Kohler & Gill, 2006) um conjunto de 30 pontos aleatórios foram aplicados em cada uma das 15 fotos que compunham o foto-quadrado. O número de pontos aleatórios utilizado nas imagens foi obtido através da composição de uma curva de saturação de espécies, onde foi obtido o valor de esforço amostral no qual novas espécies não eram mais observadas independente da adição de novos pontos. Os organismos bentônicos foram classificados em sete grandes grupos (Macroalgas, Cianobactérias, Cnidaria, Echinodermata, Esponja, Poliqueta e Outras formas) sendo as espécies de corais identificadas em nível específico com auxílio de literatura adequada (Humann & Deloach, 2002; Figueiredo & Tâmega, 2007; Hadju et al., 2011; Nassar, 2012). Os organismos identificados com áreas branqueadas, mortos ou com evidência de alguma doença foram mencionados como dado específico na planilha do CPCe, apresentando percentuais da taxa de branqueamento, mortalidade e doenças na assembleia de corais. Após a análise das fotos no CPCe, os dados de porcentagem de cada grupo bentônico foram exportados para uma matriz no programa Excel.

3.4 Análise de dados

3.4.1 Análises estatísticas

Para verificar as variações espaço-temporais (fatores Tempo, Habitat e Setor) na riqueza de espécies e na composição da cobertura bentônica (de forma multivariada), a análise de variância por permutações (PERMANOVA) foi utilizada com o uso de uma matriz de similaridade de Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957). Para verificar quais grupos taxonômicos influenciam nos padrões temporais e espaciais registrados foi realizada uma análise multivariada de similaridade de porcentagem (SIMPER). Para a visualização dos padrões espaço-temporais de cobertura bentônica e riqueza nos distintos habitats do PARNAMAr Abrolhos foi aplicada uma análise de escalonamento multidimensional (MDS) com o uso de uma matriz de similaridade de Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957). Todas as análises acima descritas foram realizadas através do software PRIMER-e v.6 (Anderson, 2008; Anderson et al., 2017), com exceção do MDS que foi realizado no Rstudio (RStudio Team, 2022) (Apêndice B).

3.4.2 Análise de Diversidade Funcional

As espécies foram classificadas segundo seus traços funcionais, levando em consideração características selecionadas de acordo com a história de vida; biologia reprodutiva e crescimento. Para as 17 espécies de corais e hidrocorais identificadas neste trabalho foram levantados e categorizados seis traços funcionais (Quadro 1). Todos os traços foram baseados em bibliografia específica de Coral Trait Databased (<https://coraltraits.org/>), Lewis (2006), Baird e colaboradores (2009), Clemente e colaboradores (2010), Darling e colaboradores (2012), Dubé e colaboradores (2019), Carturan e colaboradores (2020) e Red List IUCN (2021) (Quadro 8A). As características funcionais escolhidas permitem analisar alterações no ecossistema decorrentes dos efeitos de mudanças ambientais, e também observar o funcionamento ecológico e a resposta de cada táxon no ambiente (Lavorel & Garnier, 2002).

Quadro 1: Categorias dos traços funcionais.

Traço	Categoria
Estratégia de História de vida	1-Oportunista 2- Generalista; 3- Tolerante ao estresse; 4- Competitivo;
Forma de crescimento típica	1-Incrustante 2- Maciço 3- Dígito 4- Ramificada
Modo de Reprodução	1- Assexuado; 2- Sexual (incubadora de larvas); 3- Sexual (desovadora de gametas);
Diferenciação sexual	1- Hermafrodita; 2- Gonocórico; 3- Ambos;
Modo de desenvolvimento larval	1- Fertilização externa; 2- Fertilização interna; 3- Ambas;

Estado de conservação (IUCN Red List)	1- Vulnerável (VU); 2- Menos preocupante (LC); 3- Quase ameaçada (NT); 4- Dados Deficientes (DD); 5- Em perigo crítico (CR); 6- Ameaçadas de extinção (EN);
---------------------------------------	--

Para analisar a diversidade funcional das comunidades bentônicas, foram combinados vários índices de diversidade, segundo Mason e colaboradores (2005):

1- O índice de riqueza funcional (FRic) que representa a quantidade de espaço funcional preenchido pela comunidade.

2- O índice de uniformidade funcional (FEve) que descreve o grau de utilização dos recursos disponíveis.

3- A dispersão funcional (FDis), proposta por Laliberté & Legendre (2010), e que representa como as espécies de uma comunidade estão distribuídas em um espaço funcional (Villéger et al., 2008). Quanto mais próximas ao centro menos diversa funcionalmente é a comunidade, já quando as espécies estão mais afastadas a diversidade funcional é mais alta (Weigel et al., 2016).

4- O índice de especialização (FSpe) que é representado pela distância média de uma espécie do centro do nicho (Pla et al., 2012; Mouillot et al., 2013).

5- O Índice de originalidade (FOri) que representa a distância média entre uma espécie e a espécie vizinha no espaço funcional (Mouillot et al., 2013).

6- O índice de diversidade quadrática de Rao's Q que é uma medida de diversidade funcional contínua (Mason et al. 2005; Rao, 1982).

Todos os índices foram calculados por meio da biblioteca 'FD' (Laliberté et al., 2014) e função "multidimFD" (Mouillot et al., 2013) no software R (Apêndice B) tendo como base uma matriz de abundância de espécies individuais e uma matriz de traços funcionais.

Foram realizadas regressões lineares simples software R (Apêndice B) entre a variação (Δ %) dos índices de diversidade funcional e a variação (Δ %) nas taxas de branqueamento de corais pétreos e hidrocorais antes (2019.1) e depois (2020.1) do evento de anomalia térmica e também entre a variação (Δ %) nos índices de diversidade e variação (Δ %) na cobertura coralínea, a fim de verificar a influência destas variáveis

sob os índices de diversidade. A variação (Δ %) foi calculada pela subtração dos valores entre 2020.1 e 2019.1, depois e antes do evento de anomalia térmica, respectivamente.

Foi realizada uma análise de Redundância Funcional (FR), Vulnerabilidade Funcional (FV) e sobre-redundância Funcional (FOR) calculadas a partir do número total de espécies (Mouillot et al., 2014). Todas as análises foram realizadas no software R (Apêndice B), utilizando as funções “species_to_FE” e “FE_metrics” (Mouillot et al., 2013; Mouillot et al., 2014) e posteriormente plotadas em um gráfico.

Após o cálculo de cada índice de diversidade foi realizada um PERMANOVA a fim de verificar se houveram diferenças significativas nos diversos índices quanto às variações espaço-temporais (fatores Tempo, Habitat e Setor). Para cada índice de diversidade significativa na PERMANOVA foi realizada uma regressão linear simples com a variação de antes e depois do evento de anomalia térmica.

Além disso, para todas as PERMANOVAS foram inseridas como co-variáveis ambientais a profundidade e a temperatura, buscando controlar o efeito que estas variáveis ambientais possam exercer sobre os padrões espaciais de cobertura bentônica.

Todas saídas gráficas foram plotadas no software RStudio (Apêndice B) usando os pacotes “reshape” (Hadley, 2007), “plyr” (Hadley, 2011), “ggplot2” (Hadley, 2016), “ggConvexHull” (Martin, 2017), “tidyverse” (Wickham et al., 2019), “ggpubr” (Alboukadel, 2020), “dplyr” (Hadley, et al. 2021), “ecole” (Smith, 2021).

4. Resultados

Foram analisadas 6.480 fotos referentes as coletas do ano 2019 e 3.240 fotos referente a coleta do ano de 2020. Foram identificadas 17 espécies de corais pétreos e hidrocorais (Lista 1).

Lista 1: Lista de Espécies identificadas.

Corais Pétreos
<i>Agaricia humilis</i> Verrill, 1901
<i>Agaricia fragilis</i> Dana, 1848
<i>Favia gravida</i> Verrill, 1868
<i>Madracis decactis</i> (Lyman, 1859)
<i>Montastrea cavernosa</i> (Linnaeus, 1767)
<i>Mussismilia braziliensis</i> (Verrill, 1868)
<i>Mussismilia harttii</i> (Verrill, 1868)
<i>Mussismilia hispida</i> (Verrill, 1901)
<i>Porites astreoides</i> Lamarck, 1816
<i>Porites branneri</i> Rathbun, 1888
<i>Scolymia cubensis</i> (Milne Edwards & Haime, 1848)
<i>Scolymia wellsii</i> Laborel, 1967
<i>Siderastrea stellata</i> Verrill, 1868
<i>Stephanocoenia intersepta</i> (Esper, 1795)
Hidrocorais
<i>Millepora alcicornis</i> Linnaeus, 1758
<i>Millepora braziliensis</i> Verrill, 1868
<i>Millepora nitida</i> Verrill, 1868

4.1 Cobertura bentônica

Diferenças significativas na cobertura bentônica e na interação dos fatores espaciais e temporais (Ha x Te) foram observadas, assim como a pequena escala espacial (Se(Ha x Te)) (Tabela 1).

Tabela 1: Resultado da análise de PERMANOVA da cobertura bentônica de grandes grupos taxonômicos entre os diferentes Tempos (Te), Habitats (Ha), Habitat e Tempo (Ha x Te), Setor (Tempo x Habitat) e co-variável de dados abióticos (temperatura (TP) e profundidade (PF)) obtidos através de 9.999 permutações. Legenda: df-graus de liberdade; MS-média dos quadrados; Pseudo-F- valor da permanova; P- valor de significância. Significância: *** - $P < 0.001$; ** - $P < 0.01$; * - $P < 0.05$.

Fatores	df	MS	Pseudo-F	P
Ha	1	12755	15,422	***
Te	2	3650,2	3,3578	**
Ha x Te	2	6511	5,152	**
Se(TexHa)	12	1227,5	6,1207	***
Res	196	200,55		
Total	215			

Foram estimadas as porcentagens médias de cobertura para os grandes grupos taxonômicos em ambos os habitats. As maiores médias de cobertura registradas, independente do habitat ou do tempo avaliado, correspondem ao grupo das algas e cnidários, respectivamente. Nos chapeirões observou-se que no período anterior ao evento de anomalia térmica a média de cobertura de cnidários era superior a de algas, aproximadamente 60% vs 45%, respectivamente. Já durante as altas temperaturas (2019.2) registrou-se um declínio abrupto da cobertura coralínea sendo acompanhada de um aumento da cobertura de algas, enquanto que um ano mais tarde (2020.1) uma tendência de recuperação do crescimento da cobertura de corais e decréscimo da cobertura de algas foi observada. Por outro lado, no recife em franja, a cobertura de algas prevaleceu em comparação à de cnidários independente do período avaliado e com médias superiores a 70% de cobertura, enquanto o grupo dos cnidários possui médias em torno de 20% (Figura 4).

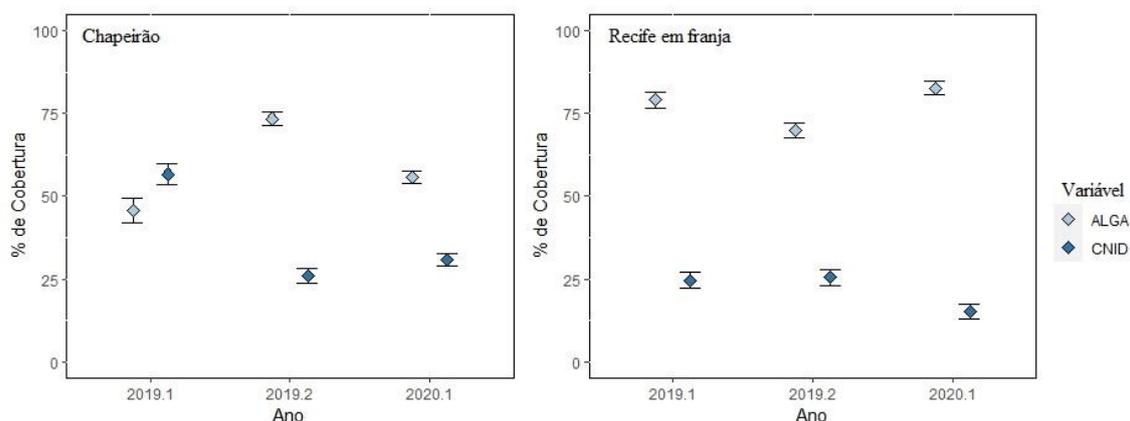


Figura 4: Porcentagem da cobertura média (\pm erro padrão) somente dos grupos de cnidários e macroalgas pelos habitats estudados (Chapeirão e Recife em Franja, respectivamente). Legenda: ALGA= Algas; CNID= Cnidaria.

O teste *a posteriori* (PERMANOVA *pair-wise*) (Tabela 1A- Apêndice) não demonstrou diferenças significativas na variação temporal dos percentuais de cobertura

bentônica dos grandes grupos avaliados dentro dos habitats, demonstrando que somente algas e cnidários respondem a variação espaço-temporal. Esse resultado foi confirmado pela análise de similaridade de percentagens (SIMPER) que evidenciou que as algas e os cnidários apresentam as maiores contribuições para a similaridade interna dos grupos tanto espacialmente (entre habitats) quanto temporalmente (antes, durante e após o evento). No chapeirão as algas e os cnidários contribuíram com 56,6 e 34,0% da similaridade interna, respectivamente, enquanto no recife em franja a contribuição foi de 81,8 e 16,2% respectivamente (Tabelas 2A e 3A- Apêndice).

A análise de escalonamento multidimensional (MDS) mostrou uma clara separação espacial entre as amostras dos distintos habitats, porém sem segregação temporal evidente (Figura 5).

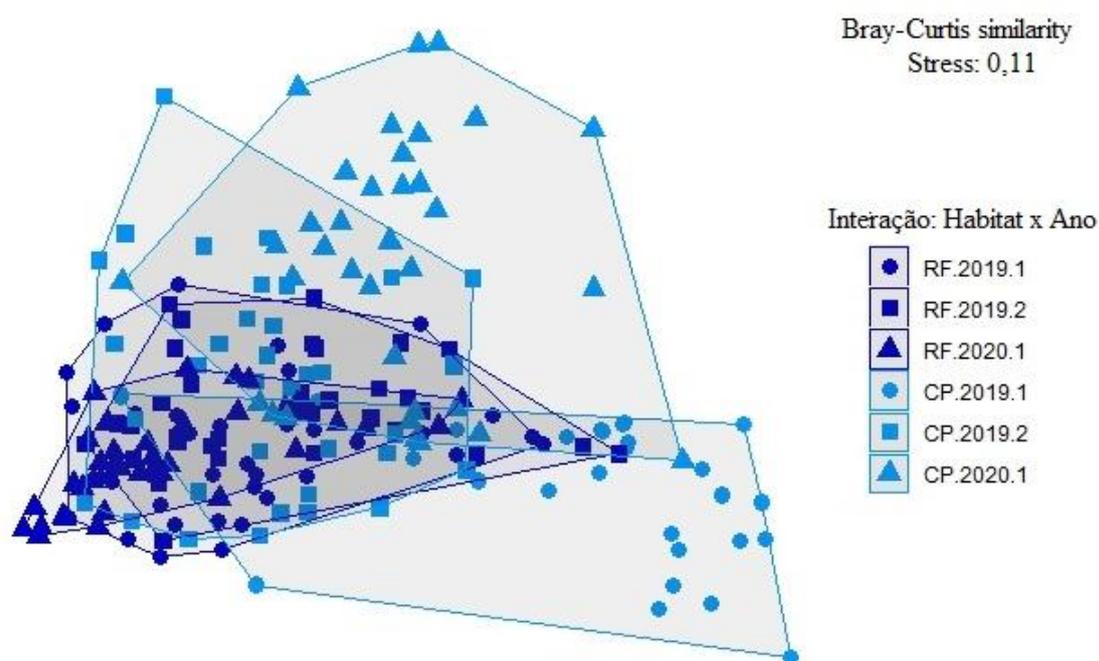


Figura 5: Análise de escalonamento multidimensional (MDS) referente a cobertura bentônica de grandes grupos taxonômicos nos diferentes habitats e anos de amostragem. Legenda: CP= Chapeirão; RF= Recife em franja.

4.2 Corais Pétreos e Hidrocorais

Foram encontradas diferenças significativas na cobertura de espécies de corais pétreos e hidrocorais tanto na interação entre o habitat e o tempo, quanto na pequena escala de setor (Tabela 2). O teste *pair-wise* mostrou que, para ambos os habitats, o período antes (2019.1) do evento é significativamente diferente do após (2020.1), e

exclusivamente para o recife em franja, o período durante o evento também diferiu de 2020.1 (Tabela 4A). Essas diferenças são em grande parte devido a redução da cobertura de *Mussismilia braziliensis* em ambos os habitats e, adicionalmente, o aumento da cobertura de *Siderastrea Stellata* nos chapeirões, já no recife em franja houve um aumento de *Mussismilia hispida* (Figura 6).

Tabela 2: Resultado da análise de PERMANOVA da cobertura de espécies de corais pétreos e hidrocorais entre os diferentes Tempos (Te), Habitats (Ha), Habitat e Tempo (Ha x Te), Setor (Tempo x Habitat) e co-variável de dados abióticos (temperatura (TP) e profundidade (PF) obtidos através de 9999 permutações. Legenda: df-graus de liberdade; MS-média dos quadrados; Pseudo-F- valor da permanova; P- valor de significância. Significância: *** - $P < 0.001$; ** - $P < 0.01$; * - $P < 0.05$.

Fatores	df	MS	Pseudo-F	P
Ha	1	23241	4,7365	***
Te	2	19346	3,441	***
Ha x Te	2	21763	3,2609	***
Se(TexHa)	14	6024,9	2,2614	***
Res	186	2664,2		
Total	207			

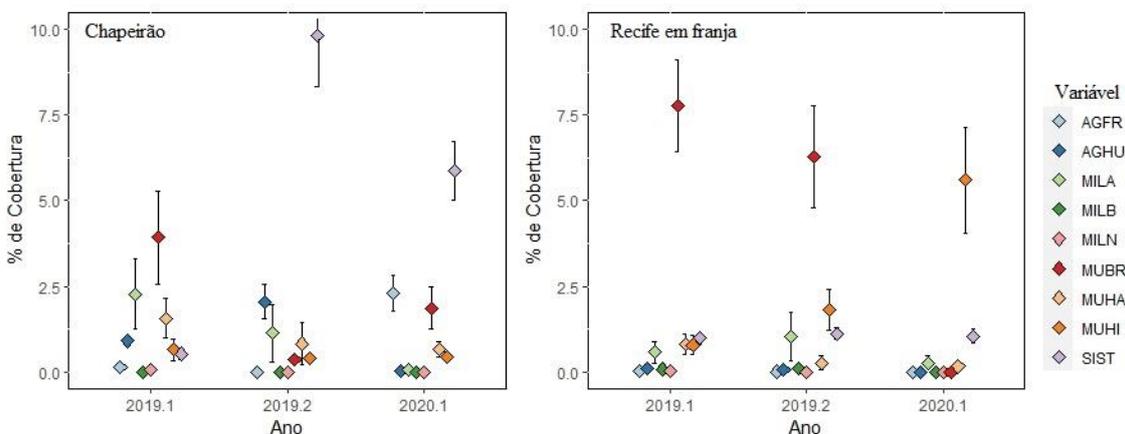


Figura 6: Porcentagem da Cobertura média (\pm erro padrão) das espécies de Corais Pétreos e Hidrocorais nos habitats estudados (Chapeirão e Recife em Franja), respectivamente. Legenda: AGFR= *Agaricia fragilis*; AGHM= *Agaricia humilis*; MILA= *Millepora alcicornis*; MILB= *Millepora braziliensis*; MILN= *Millepora nitida*; MUBR= *Mussismilia braziliensis*; MUHA= *Mussismilia harttii*; MUHI= *Mussismilia hispida*; SIST= *Siderastrea stellata*.

O aumento na cobertura de *S. stellata* foi corroborado pela análise de similaridade de percentagens (SIMPER) que evidenciou essa espécie seguida de *M. braziliensis* com as maiores contribuições no recife em franja 39,08% e 35,82%, respectivamente. No chapeirão *S. stellata* e *Agaricia humilis* contribuíram com 58,91% e 16,25% (Tabela 5A e 6A- Apêndice).

4.3 Corais mortos, incidência de doenças e branqueamento

Foram estimadas as taxas médias de corais mortos, doenças e branqueamento para corais pétreos e hidrocorais nos habitats estudados. Corais doentes só foram registrados no habitat de recife em franja, nos anos de 2019.1 e 2019.2, com médias inferiores a 1% (Figura 7).

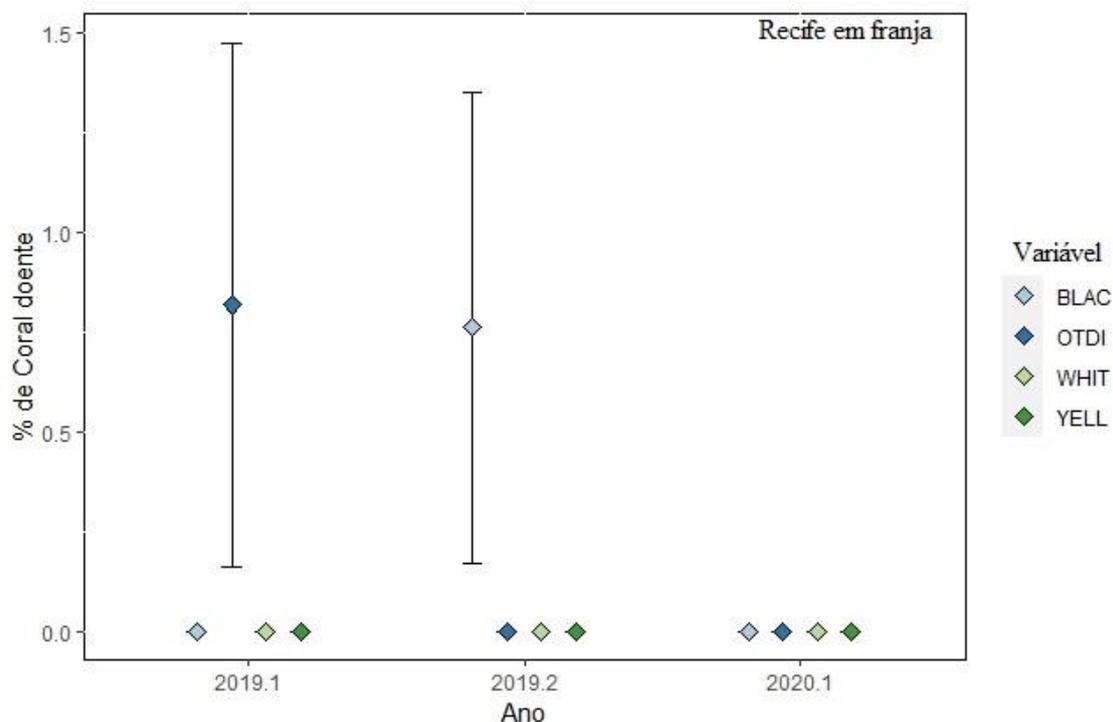


Figura 7: Porcentagem da Taxa de doenças para corais pétreos e hidrocorais. Legenda: BLAC= Doença da banda negra; OTID= Outras doenças; WHIT= Doença da banda branca; YELL= Doença da banda amarela.

Diferenças significativas nas taxas de branqueamento de corais pétreos e hidrocorais foram observadas na interação dos fatores tempo e habitat (Ha x Te) (Tabela 3).

Tabela 3: Resultado da análise de PERMANOVA da taxa de branqueamento de Corais Pétreos e Hidrocorais entre os diferentes Tempos (Te), Habitats (Ha), Habitat e Tempo (Ha x Te), Setor (Tempo x Habitat) e co-variável de dados abióticos (temperatura (TP) e profundidade (PF)) obtidos através de 9999 permutações. Legenda: df- graus de liberdade; MS- média dos quadrados; Pseudo-F- valor da permanova P- valor de significância. Significância: ***- $P < 0.0001$; **- $P < 0.01$; *- $P < 0.05$.

Fatores	df	MS	Pseudo-F	P
Ha	1	19971	10,938	***
Te	2	17435	7,9253	***
Ha x Te	2	19675	7,9598	***
Se(TexHa)	12	2402	2,5985	***
Res	196	924,38		

Total	215
-------	-----

As taxas médias de branqueamento foram maiores nos chapeirões, com aproximadamente 10% de corais pétreos (BRAC) e hidrocorais (BRAH) branqueados em janeiro de 2019, aumentando para 50% de corais pétreos em março de 2019. No recife em franja somente foi registrado branqueamento dos corais pétreos e hidrocorais durante 2019, com aproximadamente 2 e 5% em média, respectivamente (Figura 8). Em ambos habitats não foram registrados corais ou hidrocorais branqueados em 2020. O teste *a posteriori* identificou diferenças significativas nas taxas de branqueamento entre os períodos pré e durante, e entre durante e após o evento de anomalia térmica (Tabela 7A- Apêndice).

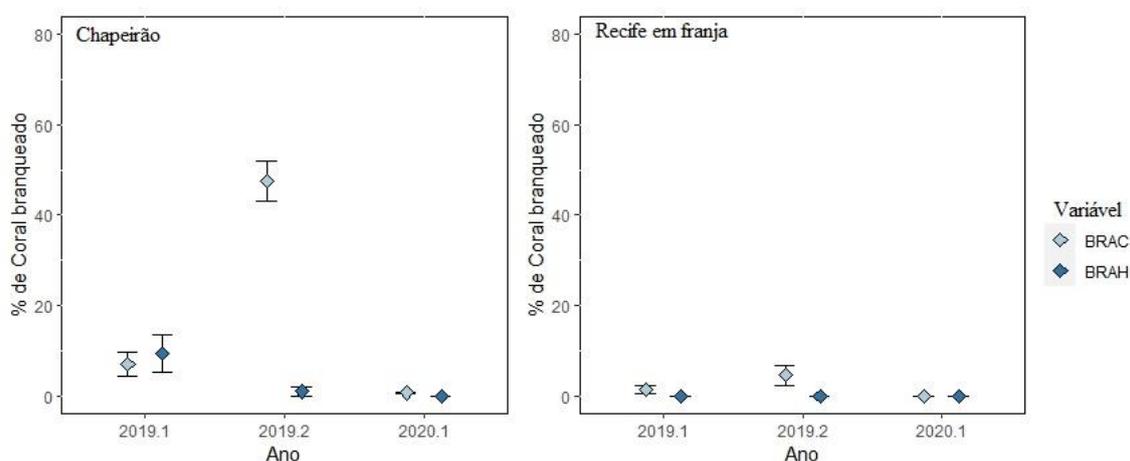


Figura 8: Porcentagem da Taxa média (\pm erro padrão) de branqueamento para corais pétreos e hidrocorais por anos de amostragem. Legenda: BRAC= Ponto de branqueamento em Corais Pétreos; BRAH= Ponto de branqueamento em Hidrocorais.

Em ambos os habitats as maiores taxas médias de corais mortos ocorreram durante 2019.2 sendo observados por até um ano depois (2020.1), especificamente no recife em franja. No recife em chapeirão há um aumento de corais mortos (DECO), corais mortos com turf (CMCT) e corais mortos com algas calcárias (CMCA) durante o período de anomalia térmica. Já no recife em franja corais mortos (DECO) e corais mortos com alga calcária (CMCA) aumentam durante esse o mesmo período e coral morto com turf (CMCT) no ano seguinte. A cobertura de coral morto foi ligeiramente maior nos chapeirões, aproximadamente 1 % a mais. (Figura 9).

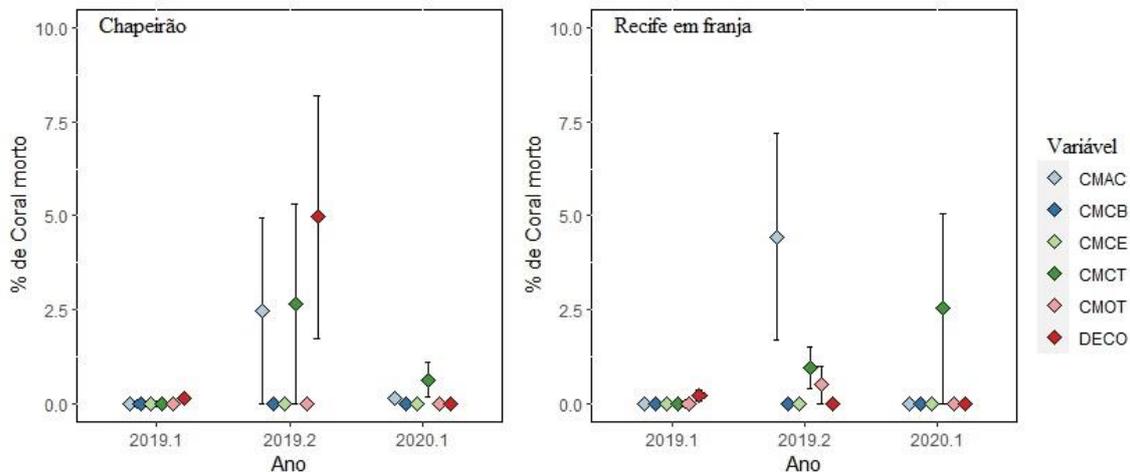


Figura 9: Porcentagem da Taxa média (\pm erro padrão) de corais mortos para corais pétreos e hidrocorais por anos de amostragem. Legenda: CMAC= Coral morto com Alga Calcária; CMCB= Coral morto com Briozoário; CMCE= Coral morto com Esponja; CMCT=Coral morto com turf; CMOT= Coral morto com outros organismos; DECO= Coral morto.

4.4 Diversidade Funcional de corais pétreos e hidrocorais

A riqueza de espécies, o número de entidades funcionais e todos os índices de diversidade funcional calculados foram estatisticamente significantes na pequena escala espacial (S(Ha x Te)), exceto a originalidade (FOri) (Tabela 4).

Adicionalmente, todos os índices de diversidade, exceto a uniformidade funcional (FEve) e o número de entidades funcionais apresentaram diferenças significativas no fator habitat (Tabela 6 e Figura 10). Enquanto que os índices de Riqueza (FRic), Dispersão funcional (FDis) e Diversidade quadrática de Rao (RaoQ) foram significativamente maiores nos chapeirões, os índices de especialização (FSpe) e originalidade funcional (FOri) foram maiores nos recifes em franja (Figura 10).

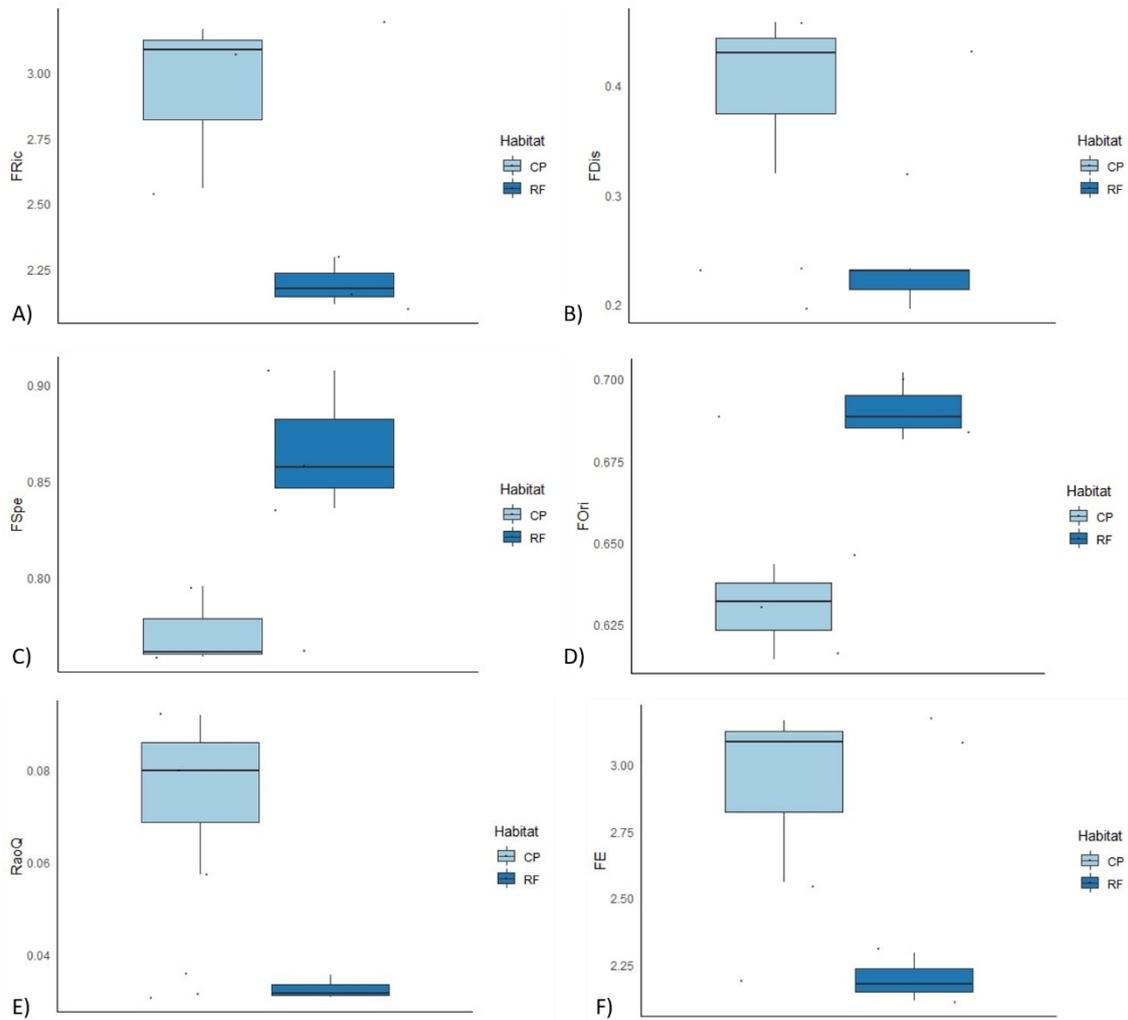


Figura 10: Boxplots dos Índices de diversidade funcional por habitat- CP: Chapeirão, RF= Recife em Franja. Legenda: A) FRic= Índice de Riqueza Funcional; B) FDis= Índice de Dispersão Funcional; C) FSpe= Índice de Especialização Funcional; D) FOri= Índice de Originalidade Funcional; E) RaoQ= Índice de Diversidade Quadrática de Rao (Rao'Q); FE= Entidades Funcionais (FE). Linha horizontal preta dentro do box= média; Barra preta vertical= erro padrão; Pontos pretos= outliers.

Ao relacionar a variação (Δ %) dos índices de diversidade funcional antes (2019.1) e depois (2020.1) do evento de anomalia térmica e a variação (Δ %) das taxas de branqueamento de corais pétreos e hidrocorais, nenhum índice apresentou mudança considerável e significativa, com exceção do índice de Originalidade Funcional (FOri) (Figura 11).

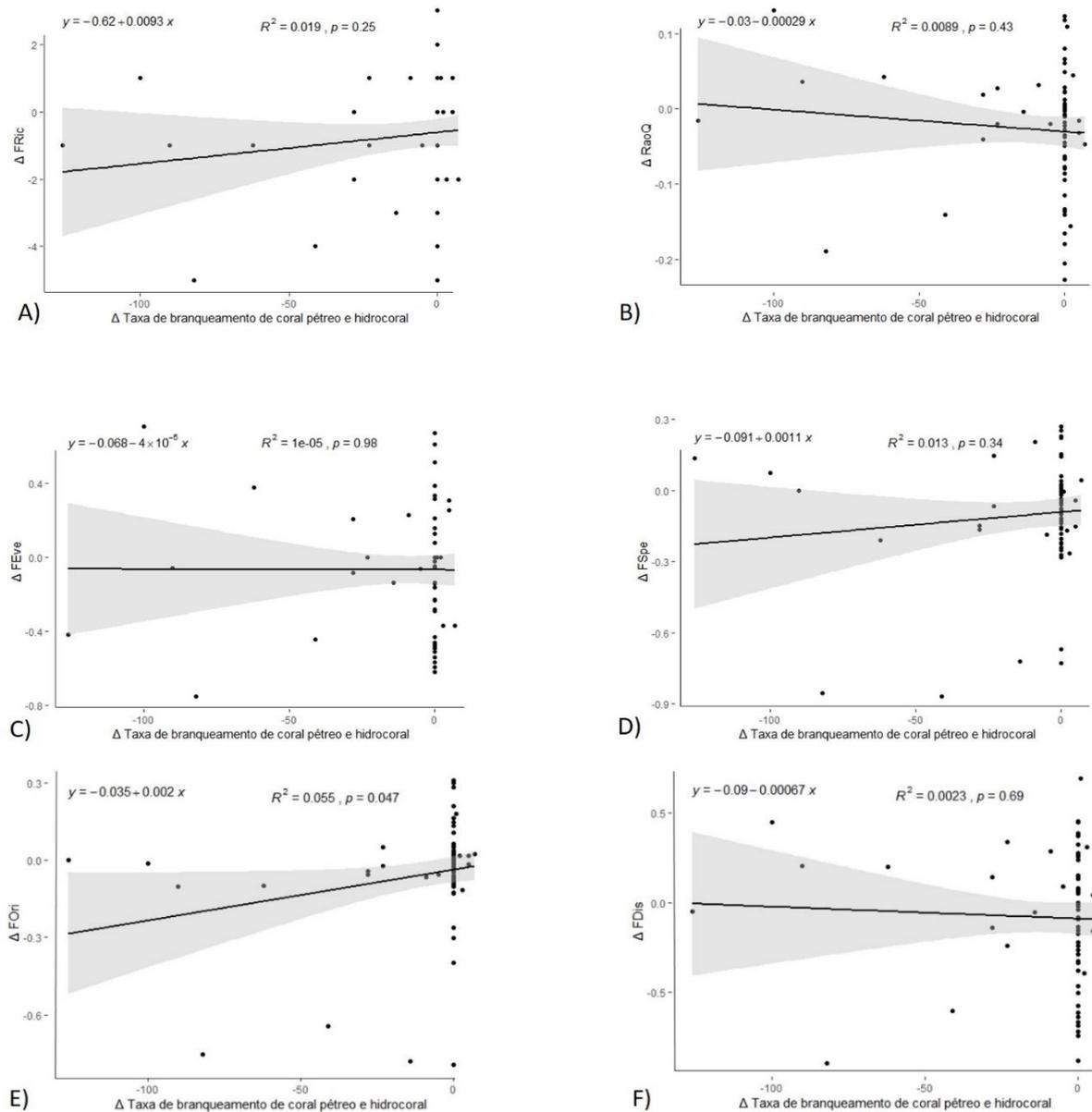


Figura 11: Regressões lineares entre os índices de diversidade funcional e taxas de branqueamento de corais pétreos e hidrocorais antes (2019.1) e depois (2020.1) do evento de anomalia térmica (A-F). FRic= índice de Riqueza Funcional; RaoQ= índice de Diversidade Quadrática de Rao; FEve= índice de Uniformidade funcional; FSpe= índice de Especialização Funcional; FOri= índice de Originalidade Funcional; FDis= índice de Dispersão Funcional.

A variação (Δ %) dos índices de diversidade funcional e a variação (Δ %) da cobertura de corais pétreos e hidrocorais apresentou diferença significativa somente para o índice de Riqueza Funcional (FRic), Uniformidade funcional e Originalidade Funcional (FOri) (Figura 12).

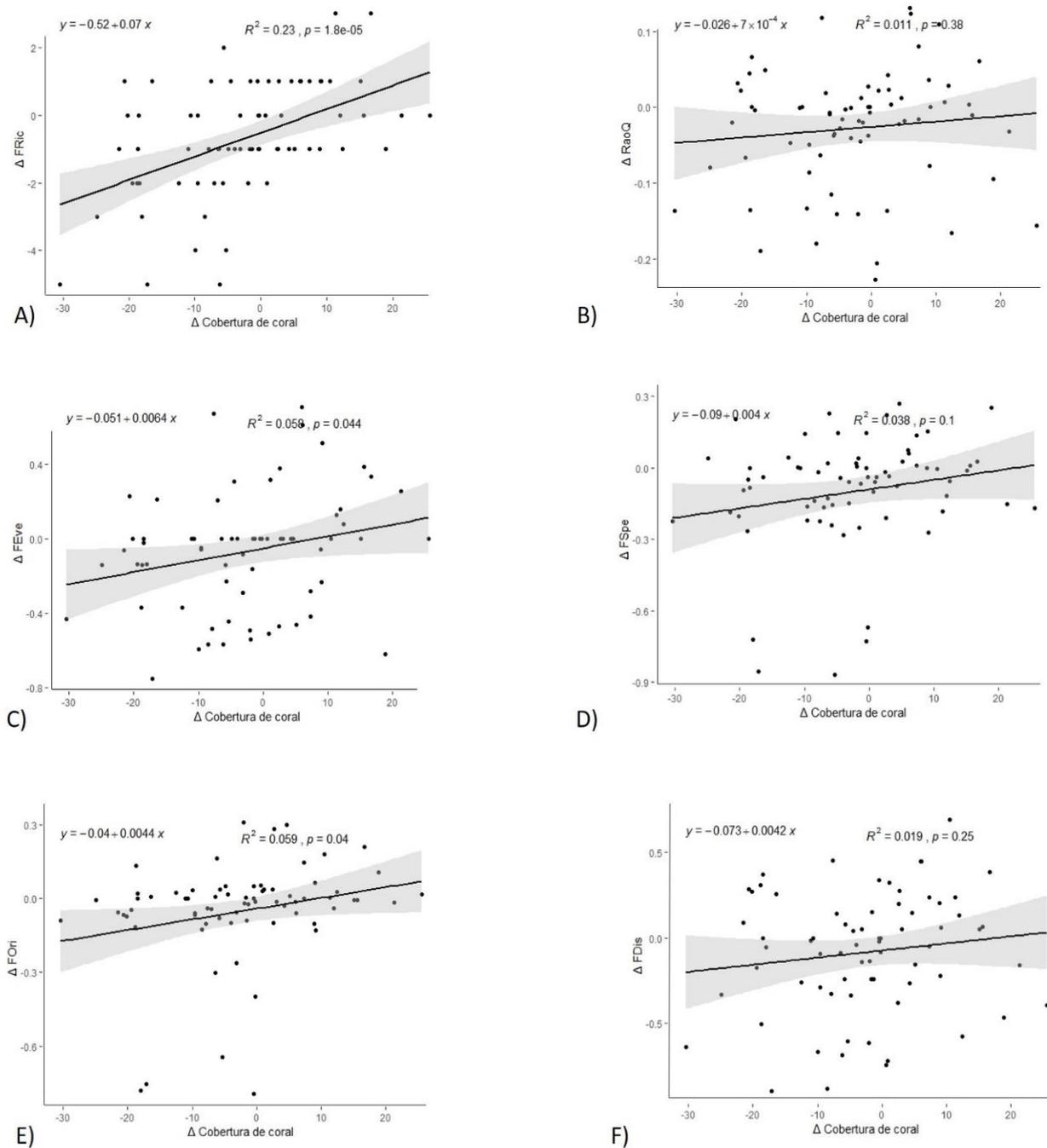


Figura 12: Regressões lineares entre os índices de diversidade funcional e cobertura de corais pétreos e hidrocorais antes (2019.1) e depois (2020.1) do evento de anomalia térmica (A-F). FRic= índice de Riqueza Funcional; RaoQ= índice de Diversidade Quadrática de Rao; FEve= índice de Uniformidade funcional; FSpe= índice de Especialização Funcional; FOri= índice de Originalidade Funcional; FDis= índice de Dispersão Funcional.

Para avaliar as alterações nos padrões de redundância decorrentes do evento de anomalia térmica, em cada habitat e nos diferentes tempos, utilizaram-se como indicadores as entidades funcionais. Em ambos os habitats é possível observar uma redução no número de entidades funcionais (FE), sendo mais acentuada no recife em franja (Figura 13).

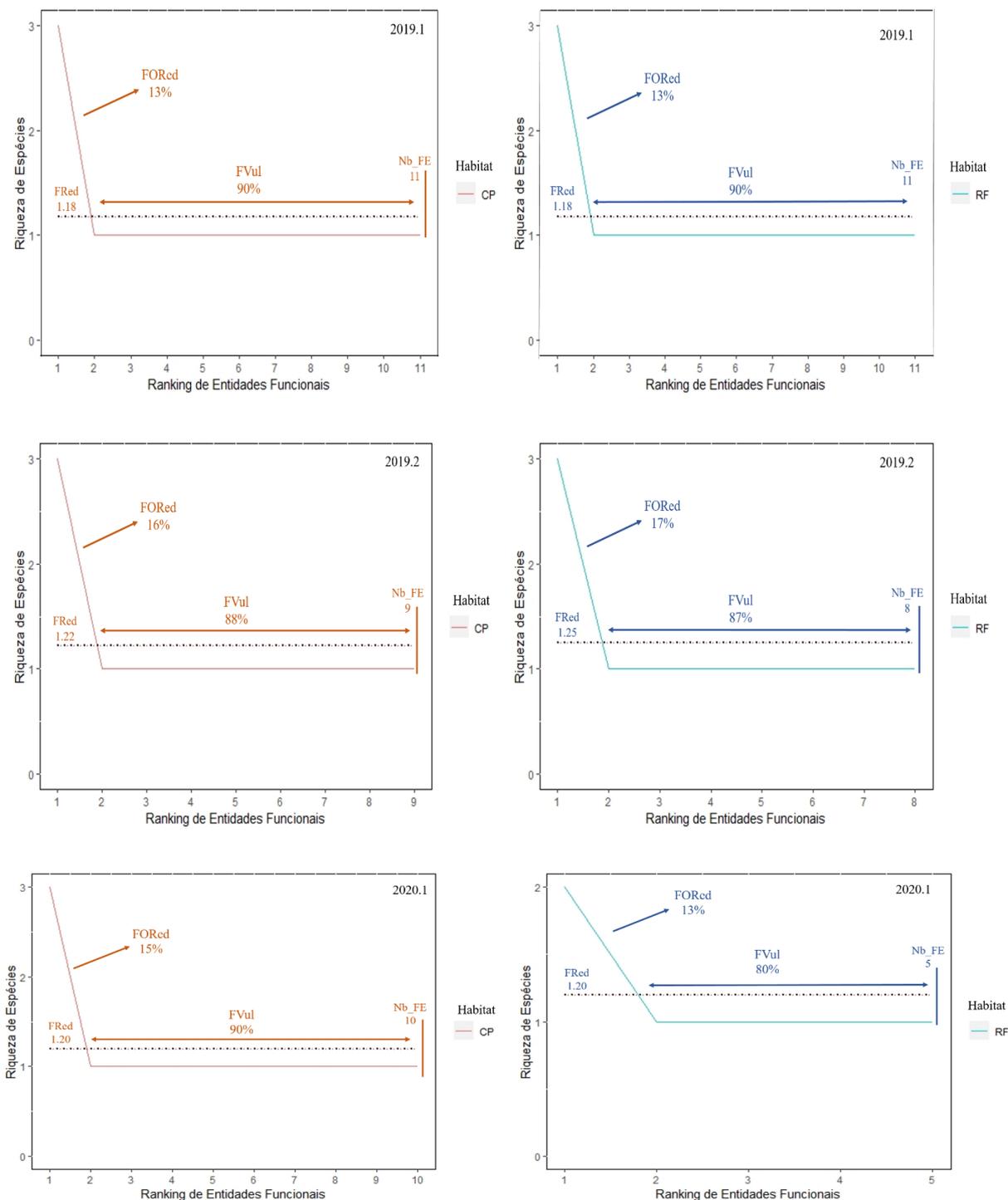


Figura 13: Padrões de redundância de corais pétreos e hidrocorais nos distintos habitats Chapeirão (CP) e Recife em franja (RF) e anos (2019.1; 2019.2; 2020.1). Legenda: FRed= Redundância funcional;

FOred= Sobre-redundância funcional; FVul= Vulnerabilidade funcional; Nb_FE= número de entidades funcionais

Nos recifes em chapeirão, a oscilação no número de entidades funcionais (FE) foi menor e conseqüentemente a redundância funcional (FRed). As entidades funcionais (FE) também se agruparam desproporcionalmente. As espécies sobre-redundantes e as mais vulneráveis seguem a mesma linha dos recifes em franja. A vulnerabilidade funcional (FVul) varia entre 87% e 90% das entidades funcionais em ambos os anos e habitats, ou seja, menos de 15% das espécies de corais pétreos e hidrocorais possuem sobre-redundância (FOred), combinação de traços semelhantes que as levam desempenhar a mesma função na comunidade.

5. Discussão

Algas e cnidários foram os grupos dominantes no PARNAMAr Abrolhos apresentando diferenças significativas entre os fatores espaciais e temporais (Ha x Te), ou seja, durante os anos de amostragem e entre os habitats. A dominância *turf* seguida de algas calcárias é um padrão para os recifes da província brasileira e consequentemente para o Banco de Abrolhos (Figueiredo et al., 2005; Francini-Filho et al., 2013; Aued et al., 2018). O domínio por *turf* dos recifes brasileiros pode estar associado a três fatores: condições físico-químicas, atividades antrópicas ou a combinação de ambos (Aued et al., 2018).

Embora todos os grandes grupos bentônicos e espécies de corais pétreos e hidrocorais estivessem presentes nos dois habitats estudados (recifes em franja e chapeirões), a representatividade de cada grupo diferiu entre habitats e variou temporalmente. Sabe-se que a composição da comunidade bentônica está intimamente relacionada com a arquitetura do habitat e as variáveis ambientais locais (Francini-Filho et al., 2013; Loreau et al., 2003). A profundidade e a distância da costa, são fatores que influenciam na riqueza de corais em Abrolhos. Recifes com profundidades entre 10-20m apresentam uma maior riqueza de espécies, quando comparado com recifes com profundidades superiores a 30m (Ferreira et al., 2020). Alterações na distribuição das espécies implicam em variações na ocorrência, abundância e dominância. Neste trabalho, embora as amostragens tenham sido realizadas nas mesmas faixas de profundidade (entre 3 e 6m), os chapeirões, que formam cerca de 54% das estruturas recifais em Abrolhos, e podem atingir profundidades médias de 25m, apresentaram proporções semelhantes entre corais, zoantídeos e algas, enquanto os recifes em franja, que atingem profundidades médias de 10m, foram dominados por *turf* (Leão, 1999; Villaça & Pitombo, 1997; Segal & Castro, 2011).

Diferentes espécies de corais dominaram os habitats estudados. *Mussismilia braziliensis* foi predominante em ambos os habitats, sendo substituído por *S. stellata* nos chapeirões, e por *M. hispida* nos recifes em franja que são menos profundos, mais instáveis e suscetíveis a impactos. Apesar de menos abundantes, espécies do gênero *Millepora* e *Agaricia* ocorrem nos chapeirões, enquanto nos recifes em franja somente *Millepora* foi registrada. Como já pontado por Castro e colaboradores (2005) as espécies do gênero *Mussismilia* dominam topos recifais, enquanto *Agaricia fragilis*, por exemplo, ocorre em maiores profundidades e nas paredes dos recifes. As maiores porcentagens de cobertura de corais em Abrolhos estão nos recifes protegidos (Timbebas e Parcel dos

Abrolhos) sendo as espécies dominantes as do gênero *Mussismilia*, e as espécies *Siderastrea stellata* e *Favia gravida* (Bruce et al., 2012).

Uma das mais importantes relações interespecíficas em um recife coralíneo é a proporção coral/alga (Figueiredo & Steneck, 2003), sendo esta um indicador da saúde de um recife de coral. Neste estudo ela foi maior nos chapeirões que nos recifes em franja. Essa interação interespecífica pode estar relacionada a alterações/desequilíbrios no sistema. Sabe-se que o crescimento excessivo de algas pode ser um indicativo de mudança de fase para um recife algal; isso acontece quando, por exemplo, os corais morrem decorrentes de doenças e/ou branqueamento, ou por outras causas que desencadeiam desequilíbrio no habitat. O aumento na mudança de fase em recifes de corais tem por consequência enfraquecimento na resiliência espacial (McCook, 1999; McCook, 2001; McCook et al., 2001; Bellwood & Fulton, 2008; Nyström et al., 2008).

Mudanças no padrão de cobertura dos corais pétreos e hidrocorais podem estar relacionadas a eventos de anomalias térmicas. Nos anos de 1998 e 2005 o registro de anomalias térmicas acima de 0,50° C, por duas semanas, nos recifes de Abrolhos, foram responsáveis por branqueamento de espécies de corais (Leão et al., 2008). De 2014 a 2017 a temperatura da superfície do mar, derivada de satélite (SSTs), variou de 24,2° a 29,6° C, o que indica um calor acumulado entre esses anos, coincidindo com picos de registros de colônias de corais branqueados (Teixeira et al., 2019). Em 2019 os valores de temperatura da superfície do mar e as semanas de grau de aquecimento foram quase o dobro das registradas em 2016, sendo a maior registrada na última década (Duarte et al., 2020).

No presente trabalho, a despeito dos efeitos significativos da temperatura e profundidade, observados entre os habitats estudados, é possível distinguir efeitos nestes dos fatores avaliados nas variáveis analisadas. Para além da variação espacial evidenciada, observaram-se alterações entre os períodos de anomalia térmica estudados quanto à cobertura de espécies. Nos chapeirões, que previamente possuíam 60% de cobertura coralina, durante o período da anomalia térmica foram dominados por algas que ultrapassaram 75% de cobertura, sendo os corais reduzidos para menos de 20%. Já nos recifes em franja, que eram previamente dominados por algas, observou-se também uma redução na cobertura coralina, embora em menores proporções, que não se recuperaram mesmo após um ano. Em ambos os habitats, além da redução da cobertura coralina, houve uma mudança na espécie dominante, sendo a espécie *Mussismilia braziliensis* substituída por *Siderastrea stellata* e *Mussismilia hispida* nos chapeirões e

recifes em franja, respectivamente. O crescimento da cobertura de *S. stellata* nos chapeirões pode estar associado a tolerância ao evento de anomalia térmica e também a estabilidade do ambiente.

O branqueamento atingiu de forma distinta os habitats estudados. Os corais pétreos foram mais afetados que os hidrocorais, independente do habitat. Contudo as taxas de branqueamento foram proporcionalmente maiores nos chapeirões, onde aproximadamente 50% da cobertura de corais foi branqueada. Tal fato pode ser explicado devido a maior cobertura de *M. braziliensis* nesse habitat, espécie que mais foi afetada pelo branqueamento e mais abundante antes do evento. No entanto, outros estudos evidenciaram que os corais do gênero *Millepora*, principalmente *M. alcicornis*, foram fortemente afetadas no evento de 2019, tendo sido registrado um branqueamento superior a 90% (Ferreira et al., 2021). Contudo, dada (i) a baixa cobertura das espécies de hidrocorais do gênero *Millepora*, inferior a 3% em ambos os habitats; (ii) a sua grande capacidade de recuperação após distúrbios de curta duração (Lewis, 2006); e (iii) que a última amostragem temporal foi realizada um ano após o evento de anomalia térmica, a recuperação dessas colônias associada a sua baixa ocorrência e a aleatoriedade empregada neste estudo para a amostragem da cobertura bentônica, provavelmente mascararam a real proporção de hidrocorais branqueados.

A grande capacidade de resistência desse sistema recifal pode ser constatada através das reduzidas taxas de doenças e mortalidade observadas, que foram como esperado, maiores durante o evento de anomalia térmica. Enquanto as doenças foram registradas somente nos recifes em franja e em taxas inferiores a 1% (em média), a mortalidade de corais não ultrapassou 5% (em média) e foi observada em ambos os habitats. Após o evento as taxas se reduziram a menos de 3 e 1% nos recifes em franja e chapeirões, respectivamente. Em Abrolhos as doenças em corais não tinham sido registradas até 2005 (Francini-Filho et al., 2008), sendo observadas neste trabalho as doenças da banda negra e outras doenças nos corais escleractíneos. É possível que os focos de doença e mortalidade, associados aos corais pétreos e hidrocorais, aqui relatados sejam efeito direto do período de anomalia térmica no ano de 2019.

Segundo nossos dados não foi possível identificar um efeito do evento de anomalia térmica sobre a diversidade funcional, contudo, a diversidade funcional foi significativamente diferente entre os habitats (exceto para o número de espécies de corais e hidrocorais e a uniformidade funcional) e na menor escala espacial (exceto para a originalidade funcional). A riqueza, é uma variável que responde mais lentamente a

mudanças e está relacionada à extinção das espécies localmente (Nyström et al., 2008), diante disso ela explica por que as espécies de corais pétreos e hidrocorais não responderam negativamente e continuaram ocorrendo, porém com coberturas reduzidas. Mesmo não sendo perdida nenhuma espécie e, conseqüentemente, sua função na comunidade, essas podem ter sido comprometidas, uma vez que afetadas pelo evento de anomalia térmica os corais não desempenham suas funções e nem utilizam seus recursos disponíveis normalmente. Porém uma baixa riqueza de espécies infere em uma baixa redundância, mas nem sempre são equivalentes. Até mesmo distúrbios considerados de baixa intensidade podem esgotar comunidades com combinações de traços vulneráveis sem alterar a riqueza funcional e composição de espécies. Com isso, essa métrica pode não ser uma boa medida quando utilizada isoladamente tratando-se de diversidade funcional (Flynn et al., 2009; Mouillot et al., 2013; McWilliam et al., 2018; Brandl et al., 2019). Tanto entre habitats quanto nos distintos setores o número de entidades funcionais, a riqueza funcional (FRic), a diversidade quadrática de Rao's Q (RaoQ) e a dispersão funcional (FDis) foram superiores nos chapeirões, o que sugere um maior número de entidade funcionais e suas abundâncias ocupando uma maior porção do espaço funcional disponível, em relação aos recifes em franja. Ao longo dos anos não foi possível observar uma grande oscilação da riqueza funcional (FRic), que se mostra uma variável com resposta mais atrasada ao longo do distúrbio, uma vez que necessita extinção local de espécies em casos extremos, em que o espaço funcional é erodido de forma abrupta (Mouillot et al., 2013). Contudo, a FDis pode declinar mais rapidamente ao longo do distúrbio- padrão que não foi possível identificar em nossos dados- pois as espécies especialistas (espécies com combinação de traços extremos no espaço funcional) são as mais impactadas (Mouillot et al., 2013). Ambos os índices são caracterizados como métricas de alerta (Mouillot et al., 2013).

Estresses ambientais podem não ser suficientemente fortes para eliminar funções ecológicas na comunidade, mas podem ser suficientes para gerarem diferenças significantes no número de indivíduos dentro de uma combinação de traços funcionais (Boersma et al., 2016). Esse é provavelmente o caso do nosso estudo onde as diferenças entre habitats, na diversidade funcional, refletiram as mudanças nas porcentagens de cobertura das espécies de corais pétreos e hidrocorais avaliadas, como pode ser observado na relação inversamente proporcional entre a riqueza funcional e a variação na cobertura de corais (Δ %), embora com valores de explicabilidade baixíssimos, porém significativos.

A originalidade e a especialização funcional foram superiores nos recifes em franja, o que indica um maior isolamento das espécies no espaço funcional e uma maior quantidade de espécies realizando uma função única, tornando o ambiente mais suscetível e vulnerável quando afetado por mudanças ambientais (Flynn et al., 2009; Villegér et al., 2010). O FOrí não chega a influenciar a redundância funcional, apesar das mudanças na abundância de espécies ao longo dos anos e do compartilhamento de traços (Mouillot et al., 2013). Apesar de normalmente não ser inserida nessas circunstâncias, o FOrí pode ser um importante indicador de redundância funcional em uma comunidade (Brandl et al., 2016). Brandl e colaboradores (2016) sugerem que a redução na cobertura de corais tem um efeito na originalidade funcional (FOrí) e que degradações primárias não geram grandes perdas na diversidade funcional. Entretanto, esse efeito no FOrí se dá quando espécies superficialmente redundantes desaparecem e novas espécies “entram” na comunidade, o que não é o caso dos dados obtidos neste trabalho. A falta de relação entre a singularidade e originalidade e outras características da espécie, associado ao declínio dessas métricas resultam em perda da diversidade funcional (Mouillot et al., 2008; Buisson et al., 2012). Desta forma pode-se inferir que por ter sido um evento de anomalia térmica com curta duração, este pode não ter influenciado a comunidade a ponto de causar graves alterações no índice de originalidade, pois quanto maior o grau de singularidade e originalidade de uma comunidade mais suscetível a perda estão as espécies, apesar de que espécies com um único traço original não necessariamente são singulares e originais (Buisson et al., 2012). Mas este fato não anula a possibilidade de alterações na originalidade e singularidade frente a distúrbios recorrentes.

Entretanto, os padrões de redundância funcional demonstraram que no recife em franja houve uma perda no número de entidades funcionais (FE) após o evento de anomalia térmica. As espécies de corais pétreos e hidrocorais tenderam a se agrupar desproporcionalmente em entidades funcionais (FE) distintas resultando em muitas entidades com apenas uma espécie. Observa-se que nos recifes em franja não há uma equidade no número de entidades funcionais ao longo dos anos, como é possível observar nos chapeirões, mesmo com desigualdade de abundância das espécies, isso indica que os chapeirões possuem uma maior estabilidade funcional em relação aos recifes em franja. Desta forma a estabilidade funcional dos recifes em franja podem futuramente ser comprometidas pelo declínio de espécies com traços funcionais únicos, que estão agrupadas em entidades funcionais (FE) vulneráveis, uma vez que a estabilidade

funcional leva em consideração como as funções estão e são executadas no sistema a partir da identidade funcional e riqueza da comunidade ao longo dos anos (Gómez-Gras et al., 2021). Com as espécies agrupadas desproporcionalmente não há uma segurança fornecida a comunidade, uma vez que a redundância e sobre-redundância funcional são baixas, evidenciando a alta porcentagem de entidades funcionais (FE) vulneráveis a perda de espécies. Modificações nas entidades funcionais que resultem em alterações na identidade funcional e redundância funcional podem limitar a diversidade de resposta, favorecendo dinâmicas instáveis (McWilliam et al., 2020).

O fato de não se ter perdido nenhuma espécie durante o evento de anomalia térmica não exclui a possibilidade de impacto sobre a funcionalidade, como pode ser observado através da variação do índice de vulnerabilidade funcional (FVul). Entidades funcionais (FE) que abrigam cada uma das espécies dos gêneros *Agaricia*; *Millepora*; *Porites*; *Scolymia* e as espécies *Favia gravida*; *Madracis decactis*; *Montastrea cavernosa*; *Siderastrea stellata* e *Stephanocoenia intersepta* tendem a ser mais vulneráveis que a entidade que abriga as três espécies do gênero *Mussismilia*, que são tolerantes ao estresse e possuem sobre-redundância (FORed) nesse habitat. Um fator limitante aos nossos resultados é que grande parte das entidades funcionais (FE) foram representadas somente por uma espécie, muito provavelmente devido ao baixo número de espécies consideradas e dos traços funcionais elegidos (Lefcheck et al., 2014). As diferenças de resistência e recuperação das espécies são características fundamentais quando trata-se de quais delas irão persistir e dominar o espaço funcional frente a mudanças ambientais (Pratchett et al., 2020). É possível observar que *Siderastrea stellata* domina os chapeirões após o evento de anomalia térmica, enquanto *Mussismilia braziliensis* domina os recifes em franja antes e durante o evento. Nossos resultados sugerem que esse cenário pode ser o mais provável quando esses habitats sejam submetidos a distúrbios que levam a dominância de espécies de corais robustas e resistentes, uma vez que o declínio de algumas espécies em benefício de outras podem levar a alterações na funcionalidade do sistema (Gómez-Gras et al., 2021).

No entanto, o que se pode observar é que os impactos foram mais visíveis entre as espécies oportunistas do que entre as tolerantes ao estresse, que suportaram melhor as consequências do evento de anomalia térmica. As espécies com história de vida oportunista colonizam de forma oportunista ambientes que passaram por perturbações recentes, já as tolerantes ao estresse são espécies que possuem características que lhes atribuem vantagens em ambientes cronicamente severos (Darling et al., 2012). As

espécies tolerantes ao estresse parecem seguir um padrão de aumento e declínio em torno de distúrbios, esse padrão cíclico se deve as diferentes respostas dentro desse grupo, ou seja, enquanto algumas espécies tolerantes ao estresse aumentam, outras diminuem em cobertura (Mudge, 2020). As histórias de vida das espécies levam em consideração os investimentos em crescimento, reprodução e sobrevivência (Darling et al., 2012). Após o branqueamento, com exceção das espécies do gênero *Millepora*, algumas espécies de corais oportunistas, apesar da redução na cobertura, não desapareceram, demonstrando que não houve uma substituição total destas por corais tolerantes ao estresse. Por apresentarem uma história de vida oportunista e reprodução assexuada que favorece sua proliferação e uma regeneração mais rápida, os corais oportunistas podem se recuperar mais rápido frente a distúrbios ambientais (Zinke et al., 2018). As espécies dos gêneros *Agaricia* e *Porites* traçadas aqui como oportunistas possuem modo de desenvolvimento incubadora de larvas e praticamente não criam novas colônias por fragmentação (como as *Milleporas*), o diferencial dessas espécies são os vários ciclos reprodutivos ao longo do ano. O modo de desenvolvimento incubadora de larva é um traço que está associado a uma história de vida oportunista, observado em corais do Caribe (Szmant, 1986) e que correspondem a todas as espécies traçadas pela mesma história de vida neste trabalho. A incubação associada a altas taxas de recrutamento é uma adaptação desenvolvida por espécies de corais que sofrem com exposições de maré, tempestades e outros distúrbios que levam a mortalidade antecipada das colônias (Szmant, 1986). A diferenciação sexual gonocórica também reflete na adaptação das espécies, lhes atribuindo benefícios energéticos e trocas de recursos em ambientes com alto grau de turbidez (Sommer et al., 2021). Aqui, observamos que todas as espécies gonocóricas também são oportunistas, com exceção de *Montastraea cavernosa*, *Siderastrea stellata* e *Stephanocoenia michelini*.

Recifes com menos perturbações possuem mais corais com história de vida competitiva em relação aos recifes mais perturbados, em que as histórias de vida são mais diversificadas (Zinke et al., 2018). No caso dos recifes brasileiros, uma fauna pouco diversificada revela um outro padrão (Leão et al., 2016), em que grande parte das espécies têm histórias de vida semelhantes, como apontado neste trabalho. Essa condição pode ter relação com o estresse crônico na história evolutiva das espécies ocorrentes aqui, uma vez que são indivíduos que toleram mais turbidez e níveis de luz mais baixos quando comparados com espécies do Indo-Pacífico e Caribe, pois estresses repetidos acabam

moldando os fisiotipos dos corais através de uma “memória celular” (Mies et al., 2020; Moriarty et al., 2020; Wall et al., 2020; Wall et al., 2021).

Independentemente do número, uma comunidade possui uma menor diversidade funcional quando tem espécies com características (traços) semelhantes mesmo que sejam taxonomicamente singulares, sendo possivelmente redundantes a partir do *continuum* em que estão estabelecidas no padrão de redundância (Petchey & Gaston, 2002; Naeem & Wright, 2003). Mesmo que ocorram alterações recorrentes na estrutura do habitat, o tempo necessário para que as espécies de corais se adaptem às rápidas mudanças no ambiente revela uma dificuldade que terão para manter as suas funções, principalmente espécies com modo de desenvolvimento mais longo (Hughes et al., 2019; Pratchett et al., 2020). Desta forma a análise de como cada traço responde separadamente pode ajudar a inferir melhor as mudanças na comunidade (Buisson et al., 2012; Cornwall et al., 2021). As espécies redundantes podem desempenhar de forma grosseira o papel funcional nos recifes, mas essa capacidade de representação pode ser diminuída caso a degradação do ambiente seja contínua, levando até mesmo ao desgaste dessas espécies (Brandl et al., 2016).

Os resultados obtidos neste trabalho sugerem que apesar de ser considerado um evento pontual de curta duração, o evento de anomalia térmica ocorrido em 2019 afetou diretamente as espécies de corais pétreos e hidrocorais, levando ao branqueamento, que ocorreu em maior proporção nos chapeirões, local de maior densidade de ocorrência da espécie mais afetada - *M. braziliensis*. Vale ressaltar que eventos de longa duração também estão associados com um declínio na cobertura de corais na maioria dos recifes do mundo (Sully et al., 2022; Koester et al., 2020), levando a alterações na abundância e composição das espécies de corais, mesmo aquelas potencialmente tolerantes e redundantes, e consequentemente na fauna associada (e.g. peixes). No entanto, estudos apontam que o fator “proteção” pode amortecer e reduzir impactos do estresse térmico em espécies de corais competitivas e tolerantes ao estresse em áreas marinhas protegidas (AMPs), apesar destas áreas não apresentarem impacto direto em distúrbios causados por anomalia térmica. O amortecimento das AMPs aumentam as chances de sucesso no enfrentamento a distúrbios das espécies de corais menos tolerantes ao estresse (Randazzo-Eisemann et al., 2021). O branqueamento por sua vez não levou a perda da funcionalidade no ecossistema, mas alterou a taxa de cobertura das espécies nos habitats e consequentemente a posição destas (e de seus indivíduos) no espaço multidimensional que compõe o nicho ecológico. Embora menos afetado pelo branqueamento, visto a

maior proporção de cobertura algal existente, os recifes em franja se mostraram mais suscetíveis a eventos de mudanças térmicas, demonstrando maior vulnerabilidade que outros habitats.

Nesse panorama, espécies de corais pétreos e hidrocorais que estão inseridas em entidades funcionais únicas, não conseguiram ocupar outros nichos com a mesma facilidade das espécies classificadas como sobre-redundantes, nem utilizar os recursos plenamente. Outras interações e características além dos traços funcionais devem ser levadas em consideração, sendo necessário realizar experimentos e monitoramento para acompanhar o funcionamento da comunidade e como podem responder a distúrbios repetidos e de longa duração. Cada vez mais estudos científicos utilizam a diversidade funcional para tentar responder questões sobre recifes de corais. Eventos de anomalia térmica que promovem branqueamento de corais são cada vez mais ocorrentes e prevalentes, o que pode pôr em risco grandes extensões recifais como no caso do banco dos Abrolhos, local da maior diversidade coralina do Atlântico Sul. Desta forma, é fundamental proteger as funções críticas do ecossistema, os grupos funcionais e as espécies que as desempenham, uma vez que nem todas as espécies possuem capacidade de resiliência frente a mudanças ambientais. Estudos indicando as principais ameaças e como orientar e gerenciar esforços, em recifes de corais, podem mudar o curso da nova era desses ambientes (Bellwood et al., 2018; Darling et al., 2019; Melo-Merino et al., 2022).

6. Conclusões e cenários futuros

Ao avaliar o impacto do branqueamento- que acometeu principalmente o grupo dos escleractíneos e em maior proporção nos recifes denominados chapeirões- decorrente do evento de anomalia térmica registrada em 2019, a diversidade funcional de corais pétreos e hidrocorais em recifes do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNAMAr Abrolhos) é diferente entre os habitats estudados (Chapeirão e Recife em franja), porém essa distinção não foi influenciada pelo branqueamento. Aqui, nossos resultados sugerem uma degradação primária de habitat, com efeito na redução de cobertura das espécies de corais pétreos e hidrocorais, mas sem perda de funcionalidade no sistema. A falta de equidade no número de entidades funcionais (FE) nos recifes em franja indica que esse habitat possui menor estabilidade funcional do que os chapeirões e conseqüentemente uma identidade funcional diferente. Apesar dos chapeirões serem mais suscetíveis ao aquecimento são os recifes em franja que após o retorno da anomalia térmica se tornam mais suscetíveis. A vulnerabilidade desses habitats, associada a perda de entidades funcionais e diferenças na estabilidade funcional podem levá-los futuramente a enfrentar problemas de funcionalidade se passarem por distúrbios recorrentes e de longa duração, esperando-se uma modificação na distribuição e cobertura de espécies, que levam a instabilidade e conseqüente perda de funcionalidade, enquanto outros colonizadores rápidos ocupam o habitat.

Analisar os traços funcionais pode auxiliar na detecção de resposta a distúrbios- antes mesmo da sua ocorrência- das espécies de corais pétreos e hidrocorais a curto e longo prazo, possibilitando inferências sob o ecossistema, mesmo que não haja extinção local de espécies, visto que a primeira resposta antes da extinção será a redução na cobertura das espécies de corais. Aconselhamos que a dinâmica do espaço funcional e estabilidade funcional na comunidade sejam monitoradas, uma vez que a equidade no número de entidades funcionais e redução na abundância de espécies são indicadores de pequenas mudanças na estrutura da comunidade, pois respondem primeiro após eventos de anomalia térmica em relação a riqueza funcional (Mouillot et al., 2013; Mouillot et al., 2013; Brandl et al., 2016). Com isso, faz-se necessário o monitoramento das espécies e seus habitats, uma vez que a longo prazo as espécies de corais pétreos e hidrocorais funcionalmente únicas podem ser perdas decorrentes de impactos que alterem suas funções na comunidade.

Nesse cenário o que deveria acontecer com os recifes brasileiros, que já possuem uma baixa diversidade de espécies de corais, mas são ricos em uma fauna endêmica?

Mesmo tolerantes esses animais aguentariam distúrbios frequentes de curta e longa duração? Essas perdas podem ser reversíveis para os corais e os impactos que sua perda causa no ecossistema de recife? O surgimento de novas entidades funcionais decorrentes de distúrbios ambientais pode contribuir para a manutenção da diversidade?

7. Referências Bibliográficas

- Alboukadel K. (2020). ggpubr: 'ggplot2' Based Publication Ready Plots. R package version 0.4.0. <https://CRAN.R-project.org/package=ggpubr>
- Alexandridis, N. et al. (2017). Building functional groups of marine benthic macroinvertebrates on the basis of general community assembly mechanisms. *Journal of Sea Research*, 121, 59–70.
- Alvarez-Filip, L. et al. (2011) Region-wide temporal and spatial variation in Caribbean reef architecture: is coral cover the whole story?. *Global Change Biology*, [S.L.], v. 17, n. 7, p. 2470-2477. Wiley.
- Anderson M. J. Gorley R.N. & Clarke K. R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E: Plymouth, UK.
- Anderson, M. J. (2017). Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). *Wiley Statsref: Statistics Reference Online*, [s.l.], p. 1-15. John Wiley & Sons, Ltd.
- Aued, A. W., et al. (2018). Large-scale patterns of benthic marine communities in the Brazilian Province. *PLOS ONE*, 13(6), e0198452.
- Baird, A. H. et al. (2009). Systematic and Biogeographical Patterns in the Reproductive Biology of Scleractinian Corals. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40(1), 551–571.
- Baker, A. C. et al. (2008). Climate change and coral reef bleaching: an ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook. *Estuarine, Coastal And Shelf Science*, [S.L.], v. 80, n. 4, p. 435-471. Elsevier BV.
- Barros Jr, F. C. R. et al. (2009) Ambiente Bentônico. In: Hatje, V. & Andrade, J. B. (ed.) *Baía de Todos os Santos: aspectos oceanográficos*. Salvador, EDUFBA. 304p.
- Boersma, K. S. et al. (2016). Linking multidimensional functional diversity to quantitative methods: a graphical hypothesis-evaluation framework. *Ecology*, 97(3), 583–593.

- Brandl, S. J. et al. (2016). Habitat degradation increases functional originality in highly diverse coral reef fish assemblages. *Ecosphere*, 7(11), e01557.
- Brandl, S. J. et al. (2019). Coral reef ecosystem functioning: eight core processes and the role of biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*.
- Bellwood, D. R. & Fulton, C. J. (2008) Sediment-mediated suppression of herbivory on coral reefs: decreasing resilience to rising sea-levels and climate change?. *Limnology And Oceanography*, [S.L.], v. 53, n. 6, p. 2695-2701. Wiley.
- Bellwood, D. R. et al. (2018). The meaning of the term “function” in ecology: a coral reef perspective. *Functional Ecology*.
- Bianchi, C. N. et al. (2016). Resilience of the Marine Animal Forest. *Marine Animal Forests*, [s.l.], p. 1-30. Springer International Publishing.
- Bray, J. R. & Curtis, J. T. (1957). An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, [S.L.], v. 27, n. 4, p. 325-349. Wiley.
- Bruce, T. et al. (2012). Abrolhos Bank Reef Health Evaluated by Means of Water Quality, Microbial Diversity, Benthic Cover, and Fish Biomass Data. *PLoS ONE*, 7(6), e36687.
- Buisson, L. et al. (2012). Toward a loss of functional diversity in stream fish assemblages under climate change. *Global Change Biology*, 19(2), 387–400.
- Burgess, S. C. et al. (2021). Response diversity in corals: hidden differences in bleaching mortality among cryptic *Pocillopora* species. *Ecology* 102(6):e03324.
- Casoli, E. et al. (2020). *Reteporella* spp success in the re-colonization of bare coralligenous reefs impacted by Costa Concordia shipwreck The pioneer species you did not expect. *Marine Pollution Bulletin*. 161. 111808.
- Carturan, B. S. et al (2021). Combining agent-based, trait-based and demographic approaches to model coral community dynamics - Data and scripts.
- Castro B. C. et al. (2005) Distribution and diversity of coral communities in the Abrolhos reef complex, Brazil. In: Dutra, G.F. et al. *A Rapid Marine Biodiversity Assessment of*

the Abrolhos Bank, Bahia, Brazil. RAP Bulletin of Biological Assessment 38. Conservation International, Washington, DC, USA.

Castro, C. B. & Zilberberg C. (2016). Recifes brasileiros, sua importância e conservação. Conhecendo os Recifes Brasileiros: Rede de pesquisa Coral Vivo. In: Carla Zilberberg et al. Rio de Janeiro: Museu Nacional, UFRJ, 2016. 360p.

Chapin III, F. S. et al. (1997). Biotic Control over the Functioning of Ecosystems. *Science*, 277(5325), 500–504.

Cornwall, C. E. et al.. (2021). Global declines in coral reef calcium carbonate production under ocean acidification and warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 118. e2015265118.

Clare, D. S. et al. (2015). Community variability and ecological functioning: 40 years of change in the north sea benthos. *Marine Environmental Research*, [S.L.], v. 107, p. 24–34. Elsevier BV.

Clemente, S. et al. (2010). On the occurrence of the hydrocoral *Millepora* (Hydrozoa: Milleporidae) in the subtropical eastern Atlantic (Canary Islands): is the colonization related to climatic events? *Coral Reefs*, 30(1), 237–240.

CPTEC/INPE (2020). Monitoramento do El Niño durante ndj-2019/2020. <http://enos.cptec.inpe.br/>. Acesso 23 Abril 2020.

Darling, E. S. et al. (2012). Evaluating life-history strategies of reef corals from species traits. *Ecology Letters*, [S.L.], v. 15, n. 12, p. 1378–1386. Wiley.

Darling, E. S. et al. (2019). Social–environmental drivers inform strategic management of coral reefs in the Anthropocene. *Nature Ecology & Evolution*.

Duarte, G. A. S. et al. (2020) Heat Waves Are a Major Threat to Turbid Coral Reefs in Brazil. *Front. Mar. Sci.* 7:179.

Dubé, E. C. et al. (2020). Ecology, Biology and Genetics of *Millepora* Hydrocorals on Coral Reefs. *Invertebrates - Ecophysiology and Management*.

Ferreira L. C. et al. (2020). Submerged reefs in the Abrolhos Shelf: morphology and habitat distribution.

- Ferreira, L. C. L. et al. (2021) Different responses of massive and branching corals to a major heatwave at the largest and richest reef complex in South Atlantic. *Mar Biol* 168, 54.
- Figueiredo, M. A. O. & Steneck, R. S. (2003). Floristic and ecological studies of crustose coralline algae on Brazil's Abrolhos reefs. *Proceedings of the 9th International Coral Reef Symposium, Bali*. 1.
- Figueiredo, M. A. O. (2005) Diversity of macrophytes on the Abrolhos Bank, Brazil. In: Dutra, G.F. et al. *A Rapid Marine Biodiversity Assessment of the Abrolhos Bank, Bahia, Brazil*. RAP Bulletin of Biological Assessment 38. Conservation International, Washington, DC, USA.
- Figueiredo, M. A. O. & Tâmega, F. T. (2007). Macroalgas Marinhas. In: Creed, Joel C.; Pires, Débora O.; Figueiredo, Marcia A. de O. (org.). *Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande*. 2. ed. Brasília: Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. p. 7-416.
- Flynn, D. F. B. et al. (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, 12(1), 22–33.
- Fonseca, C. & Ganade, G. (2001). Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology*. 89. 118 - 125.
- Francini-Filho, R. B. et al. (2008). Diseases leading to accelerated decline of reef corals in the largest South Atlantic reef complex (Abrolhos Bank, eastern Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, v. 56, n. 5, p. 1008-1014.
- Francini-filho, R. B. et al. (2013). Dynamics of Coral Reef Benthic Assemblages of the Abrolhos Bank, Eastern Brazil: Inferences on Natural and Anthropogenic Drivers. *PLoS ONE*, 8(1), e54260.
- Freitas, L. M. et al. (2012). Os mecanismos de sobrevivência dos corais diante do impacto das mudanças climáticas sobre o ecossistema de recifes. *Cadernos De Geociências*, 9(2), 142–156.

Gómez-Gras, D. et al. (2021), Climate change transforms the functional identity of Mediterranean coralligenous assemblages. *Ecology Letters*, 24: 1038-1051.

González-Barrios, F. J. et al. (2020). Recovery disparity between coral cover and the physical functionality of reefs with impaired coral assemblages. *Global Change Biology*.

Hadley. W. (2007). Reshaping data with the reshape package. *Journal of Statistical Software*, 21(12).

Hadley. W. (2011). The Split-Apply-Combine Strategy for Data Analysis. *Journal of Statistical Software*, 40(1), 1-29. URL <http://www.jstatsoft.org/v40/i01/>

Hadley. W. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.

Hadley. W., et al. (2021). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. R package version 1.0.5. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>

Hajdu, E. et al. (2011). *Esponjas marinhas da Bahia: guia de campo e laboratório*. Rio de Janeiro: Museu Nacional.

Hughes, T. P. et al. (2017). Coral reefs in the Anthropocene. *Nature*, 546(7656), 82–90.

Hughes, T. P. et al. (2019). Global warming impairs stock–recruitment dynamics of corals. *Nature*, 568(7752), 387–390.

Humann, P. & Deloach, N. (2002). *Reef Creature Identification: Florida, Caribbean, Bahamas*. New World Publications, Star Standard Industries.

Icmbio. Parque Nacional Marinho dos Abrolhos. 2019. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/parnaabrolhos/guia-do-visitante.html>>. Acesso em: 16 nov. 2019.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA)/ Fundação Pró-Natureza. Plano de manejo: Parque Nacional Marinho dos Abrolhos. Brasília; Aracruz Celulose S.A., 1991. 124p.

IUCN 2021. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-2. <https://www.iucnredlist.org>.

Kelmo, F. et al. (2003). Effects of the 1997-1998 El Niño on the cnidarian community of a high turbidity coral reef system (northern Bahia, Brazil). *Coral Reefs*, 22(4), 541–55.

Kikuchi, R. K. P. et al. (2003). Branqueamento de corais nos recifes da Bahia associado aos efeitos do El Niño 2003, p.446, in *Anais do IX Congresso da Associação Brasileira de Estudos do Quaternário*, Recife.

Koester, A. et al. (2021). First insights into coral recruit and juvenile abundances at remote Aldabra Atoll, Seychelles. *PloS one*, 16(12), e0260516.

Kohler, K. E. & Gill, S. M. (2006). Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers & Geosciences*, [s.l.], v. 32, n. 9, p.1259-1269. Elsevier BV.

Laliberté, E. & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, [S.L.], v. 91, n. 1, p. 299-305. Wiley.

Laliberté, E. et al. (2014). FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. – R package.

Lavorel, S. & Garnier, E. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the holy grail. *Functional Ecology*, [S.L.], v. 16, n. 5, p. 545-556. Wiley.

Leão, Z. M. A. N. (1999). Abrolhos - O complexo recifal mais extenso do Oceano Atlântico Sul. *Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil*.

Leão, Z. M. A. N. et al. (2008). Coral bleaching in Bahia reefs and its relation with sea surface temperature anomalies. *Biota Neotrop*.

Leão, Z. M. A. N et al. (2016). Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(spe2), 97–116.

Lefcheck, J. S. et al. (2014). Choosing and using multiple traits in functional diversity research. *Environmental Conservation*, 42(02), 104–107.

- Lewis, J. B. (2006). Biology and Ecology of the Hydrocoral *Millepora* on Coral Reefs. *Advances in Marine Biology*, 1–55.
- Loreau, M. et al. (2003). Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. *Proceedings of The National Academy Of Sciences*, [s.l.], v. 100, n. 22, p. 12765-12770. *Proceedings of the National Academy of Sciences*.
- Marangoni L. F. B. & Bianchini J. A. M. (2016). Fisiologia de corais: a simbiose coral zooxantela, o fenômeno de branqueamento e o processo de calcificação. *Conhecendo os Recifes Brasileiros: Rede de pesquisa Coral Vivo*. In: Carla Zilberberg et al. Rio de Janeiro: Museu Nacional, UFRJ. 360p.
- Martin C. A. (2017). ggConvexHull: Add a convex hull geom to ggplot2. R package version 0.1.0. <http://github.com/cmartin/ggConvexHull>
- Mason, N. W. H. et al. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, [S.L.], v. 111, n. 1, p. 112-118. Wiley.
- McClanahan, T. R. (2004). The relationship between bleaching and mortality of common corals. *Marine Biology*, [s.l.], v. 144, n. 6, p. 1239-1245. Springer Science and Business Media LLC.
- McCook, L. J. (1999). Macroalgae, nutrients and phase shifts on coral reefs: scientific issues and management consequences for the great barrier reef. *Coral Reefs*, [S.L.], v. 18, n. 4, p. 357-367. Springer Science and Business Media LLC.
- McCook, L. et al (2001). Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral Reefs*, 19(4), 400–417.
- McCook, L. (2001). Competition between corals and algal turfs along a gradient of terrestrial influence in the nearshore central Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 19(4), 419–425.
- McWilliam, M. et al. (2018). Biogeographical disparity in the functional diversity and redundancy of corals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(12), 3084–3089.

McWilliam, M. et al. (2020). Deficits in functional trait diversity following recovery on coral reefs. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 287(1918), 20192628.

Melo-Merino, S. M. et al. (2022), Functional divergence from ecological baselines on Caribbean coral reefs. *Ecography* e05811.

Mies, M. et al. (2020). South Atlantic Coral Reefs Are Major Global Warming Refugia and Less Susceptible to Bleaching. *Frontiers in Marine Science*, 7.

Moriarty, T. et al. (2020). Coral Disease Causes, Consequences, and Risk within Coral Restoration. *Trends in microbiology*, 28(10), 793–807.

Mouillot, D. et al. (2008). Do we protect biological originality in protected areas? A new index and an application to the Bonifacio Strait Natural Reserve. *Biological Conservation*, 141(6), 1569–1580.

Mouillot, D. et al (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(3), 167–177.

Mouillot, D. et al. (2014). Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(38), 13757–13762.

Mudge, L. The resilience of coral reef communities to climate-driven disturbances. Orientador: John Bruno. 2020. 175p. Dissertação (mestrado)- Doutor em Filosofia, Departamento de Biologia da Faculdade de Artes e Ciências, Universidade da Carolina do Norte, Chapel Hill, 2020.

Nassar, C. (2012). *Macroalgas marinhas do Brasil: guia de campo das principais espécies*. Technical Books Editora.

Naeem, S., & Wright, J. P. (2003). Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters*, 6(6), 567–579.

NOAA Coral Reef Watch. 2020, updated twice-weekly. NOAA Coral Reef Watch Operational 50-km Satellite Coral Bleaching Degree Heating Weeks Product, Jan. 1, 2019–Mar. 31, 2019. Silver Spring, Maryland, USA: NOAA Coral Reef Watch. Data set accessed 2020-02-11 at <https://www.coralreefwatch.noaa.gov/product/5km/index.php>

Nyström, M. et al. (2008). Capturing the cornerstones of coral reef resilience: linking theory to practice. *Coral Reefs*, 27(4), 795–809.

Picolotto, V. et al. (2021). A Functional Perspective for Reef Benthic Communities: Temporal Trends in the Only Atoll in Southern Atlantic.

Pla, L. et al. Quantifying functional biodiversity. *SpringerBriefs in Environmental Science*. 2012.

Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5(3), 402–411.

Pratchett, M. S. et al. (2020). Contrasting shifts in coral assemblages with increasing disturbances. *Coral Reefs*.

Randazzo-Eisemann, Á. et al. (2021). The last hotspots of structural complexity as conservation targets in the Mesoamerican Coral Reef. *Biological Conservation*, 256, 109021.

Rao, C. R. (1982). Diversity and dissimilarity coefficients: A unified approach. *Theoretical Population Biology*, 21(1), 24–43.

Rockström, J. et al. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472–475.

Rosenfeld, J. S. (2002). Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos*, [S.L.], v. 98, n. 1, p. 156-162. Wiley.

Rossi, S. & Soares, M. O. (2017). Effects of el niño on the coastal ecosystems and their related services. *Mercator*, [s.l.], v. 16, n. 12, p. 1-16. Mercator - Revista de Geografia da UFC.

RStudio Team (2022). RStudio: Integrated Development Environment for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.

Segal, B. & castro, C. B. (2011) Coral community structure and sedimentation at different distances from the coast of the Abrolhos Bank, Brazil. *Braz. j. oceanogr.* São Paulo, v. 59, n. 2, p. 119-129.

Shigenaka, G. et al. (2010). Oil Spills in Coral Reefs: Planning and Response Considerations. U.S. Department of Commerce- National Oceanic and Atmospheric Administration.

Smith R. (2021). *ecole: ecologie: School of Ecology Package*. R package version 0.9-2021. <https://github.com/phytomosaic/ecole>

Soares, O. M. et al. (2019). Thermal stress and tropical reefs: mass coral bleaching in a stable temperature environment? *Marine Biodiversity*. 49, 2921–2929.

Sommer, B. et al. (2021). Trait-based approach reveals how marginal reefs respond to acute and chronic disturbance. *Coral Reefs* 40 (3) 735-749.

Spalding, Mark, et al. *World atlas of coral reefs*. Univ of California Press, 2001.

Spillman, C. M. et al. (2011). Climate Change and Carbon Threats to Coral Reefs: national meteorological and ocean services as sentinels. *Bulletin of The American Meteorological Society*, [S.L.], v. 92, n. 12, p. 1581-1586. American Meteorological Society.

Sully, S. et al. (2022). Present and future bright and dark spots for coral reefs through climate change. *Global Change Biology*, 00, 1– 14.

Szmant, A. M. (1986). Reproductive ecology of Caribbean reef corals. *Coral Reefs*, 5(1), 43–53.

- Teixeira, C. D. et al. (2019). Sustained mass coral bleaching (2016–2017) in Brazilian turbid-zone reefs: taxonomic, cross-shelf and habitat-related trends. *Coral Reefs*, [S.L.], v. 38, n. 4, p. 801-813. Springer Science and Business Media LLC.
- Tebbett, S. et al. (2021). Spatial patchiness in change, recruitment, and recovery on coral reefs at Lizard Island following consecutive bleaching events. *Marine Environmental Research*. 173.
- Tilman, D. (2001). Functional Diversity. *Encyclopedia Of Biodiversity*, [s.l.], p. 109-120. Elsevier.
- Villaça, R., & Pitombo, F. B. (1997). Benthic communities of shallow-water reefs of Abrolhos, Brazil. *Revista Brasileira de Oceanografia*, 45(1-2), 35–43.
- Villéger, S. et al. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, [S.L.], v. 89, n. 8, p. 2290-2301. Wiley.
- Villéger, S. et al. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20(6), 1512–1522.
- Wall, C. et al. (2020). Shifting Baselines: Repeat bleaching drives coral physiotypes through environmental legacy and cellular memory.
- Wall, C. et al. (2021). Shifting Baselines: Physiological legacies contribute to the response of reef corals to frequent heatwaves. *Functional Ecology*. 35.
- Wang, B. et al. (2019). Historical change of El Niño properties sheds light on future changes of extreme El Niño. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 201911130.
- Weigel, B. et al. (2016). Maintained functional diversity in benthic communities in spite of diverging functional identities. *Oikos*, [S.L.], v. 125, n. 10, p. 1421-1433. Wiley.
- Wickham et al., (2019). Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686.

Zinke, J. et al. (2018). Gradients of disturbance and environmental conditions shape coral community structure for south-eastern Indian Ocean reefs. *Diversity and Distributions*, 24(5), 605–620.

Apêndice A- Tabelas e quadros

Tabela 1A: Resultado do teste de PERMANOVA *pair-wise* da cobertura bentônica de grandes grupos taxonômicos em função dos fatores tempo e habitat (Recife em franja e Chapeirão), obtidos através de 9999 permutações. Legenda: t- Estatística; P(perm)- valor de significância.

Recife em Franja		
Tempo	t	P(perm)
2019.1-2019.2	1,0401	0,3043
2019.1-2020.1	1,1127	0,4034
2019.2-2020.1	1,9945	0,1954

Chapeirão		
Tempo	t	P(perm)
2019.1-2019.2	3,5596	0,0948
2019.1-2020.1	2,5563	0,1003
2019.2-2020.1	1,8213	0,0985

Tabela 2A: Resultado da análise multivariada de similaridade de porcentagem (SIMPER) da cobertura de grupos taxonômicos entre os habitats de Recife em Franja e Chapeirão, respectivamente. Legenda: ALGAS= Algas; CNID= Cnidaria.

Recife em Franja		
Grupos	Contrib%	Cum%
ALGAS	81,78	81,78
CNID	16,15	97,93

Chapeirão		
Grupos	Contrib%	Cum%
ALGAS	56,62	56,62
CNID	34,01	90,63

Tabela 3A: Resultado da análise multivariada de similaridade de porcentagem (SIMPER) da cobertura de grupos taxonômicos entre anos de 2019.1, 2019.2 e 2020.1, respectivamente. Legenda: ALGAS= Algas; CNID= Cnidaria.

Grupos	2019.1		2019.2		2020.1	
	Contrib%	Cum.%	Contrib %	Cum.%	Contrib %	Cum.%
ALGAS	58	58	75,32	75,32	74,57	74,57
CNID	35,74	93,74	20,37	95,69	19,06	93,63

Tabela 4A: Resultado do teste de PERMANOVA *pair-wise* da cobertura de espécies de corais pétreos e hidrocorais por tempo e habitats de Recife em Franja e Chapeirão, respectivamente, obtidos através de 9.999 permutações. Legenda: t- estatística; P(perm)- valor de significância.

Recife em Franja		
Tempo	t	P(perm)

2019.1-2019.2	0,87288	0,5006
2019.1-2020.1	2,3861	0,0001
2019.2-2020.1	1,4641	0,0001

Chapeirão		
Tempo	t	P(perm)
2019.1-2019.2	2,8563	0,0682
2019.1-2020.1	2,0395	0,0048
2019.2-2020.1	1,4603	0,0874

Tabela 5A: Resultado da análise multivariada de similaridade de porcentagem (SIMPER) da cobertura de espécies de corais pétreos e hidrocorais nos distintos habitats de recife em franja e chapeirão, respectivamente. Legenda AGFR= *Agaricia fragilis*; SIST= *Siderastrea stellata*; MUHI= *Mussismilia hispida*; MUHA= *Mussismilia harttii*; MUBR= *Mussismilia braziliensis*; AGHU= *Agaricia humilis*.

Recife em Franja		
Espécies	Contrib %	Cum.%
SIST	39,08	39,08
MUBR	35,82	74,9
MUHI	21,29	96,19

Chapeirão		
Espécies	Contrib %	Cum.%
SIST	58,91	58,91
AGHU	16,25	75,16
MUBR	6,99	82,14
AGFR	6,52	88,66
MUHA	4,28	92,95

Tabela 6A: Resultado da análise multivariada de similaridade de porcentagem (SIMPER) da cobertura de espécies de corais pétreos e hidrocorais entre anos 2019.1, 2019.2 e 2020.1, respectivamente. Legenda: AGFR= *Agaricia fragilis*; SIST= *Siderastrea stellata*; MUHI= *Mussismilia hispida*; MUHA= *Mussismilia harttii*; MILA= *Millepora alcicornis*; MUBR= *Mussismilia braziliensis*; AGHU= *Agaricia humilis*.

Espécies	2019.1		2019.2			2020.1		
	Contrib %	Cum.%	Espécies	Contrib %	Cum.%	Espécies	Contrib %	Cum.%
MUBR	45,21	45,21	SIST	68,88	68,88	SIST	56,72	56,72
AGHU	19,51	64,72	MUBR	17,72	86,59	MUHI	25,09	81,81
SIST	15,58	80,31	MUHI	6,33	92,92	AGFR	9,66	91,47
MUHA	5,99	86,29						
MILA	5,93	92,23						

Tabela 7A: Resultado do teste de PERMANOVA *pair-wise* da taxa branqueamento em corais pétreos e hidrocorais por anos: 2019.1, 2019.2 e 2020.1, respectivamente, obtidos através de 9.999 permutações. Legenda: t- Estatística; P(perm)- valor de significância.

Anos	t	P(perm)
2019.1, 2019.2	4,0036	0,0016
2019.1, 2020.1	1,1614	0,2876
2019.2, 2020.1	7,6469	0,0024

Quadro 8A: Quadro de traços funcionais para as espécies de corais pétreos (14) e hidrocorais (3).

Espécie	Estratégia de história de vida	Forma de crescimento típica	Modo de reprodução	Diferenciação sexual	Modo de desenvolvimento larval	Estado de conservação (Red list IUCN)
<i>Agaricia humilis</i> Verrill, 1901	Oportunista	Incrustante	Fertilização interna	Gonocórico	Sexual (incubadora de larvas)	LC
<i>Agaricia fragilis</i> Dana, 1848	Oportunista	Incrustante	Fertilização interna	Gonocórico	Sexual (incubadora de larvas)	DD
<i>Favia gravida</i> Verrill, 1868	Tolerante ao estresse	Maciço	Fertilização interna	Hermafrodita	Sexual (incubadora de larvas)	NT
<i>Madracis decactis</i> (Lyman, 1859)	Oportunista	Digito	N/A	Hermafrodita	Sexual (incubadora de larvas)	LC
<i>Montastraea cavernosa</i> (Linnaeus, 1767)	Tolerante ao estresse	Maciço	N/A	Gonocórico	Sexual (desovadora de gametas)	LC
<i>Mussismilia braziliensis</i> (Verrill, 1868)	Tolerante ao estresse	Maciço	Fertilização externa	Hermafrodita	Sexual (desovadora de gametas)	DD
<i>Mussismilia harttii</i> (Verrill, 1868)	Tolerante ao estresse	Maciço	Fertilização externa	Hermafrodita	Sexual (desovadora de gametas)	DD
<i>Mussismilia hispida</i> (Verrill, 1901)	Tolerante ao estresse	Maciço	Fertilização externa	Hermafrodita	Sexual (desovadora de gametas)	DD
<i>Porites astreoides</i> Lamarck, 1816	Oportunista	Maciço	Fertilização interna	Gonocórico	Sexual (incubadora de larvas)	LC
<i>Porites branneri</i> Rathbun, 1888	Oportunista	Digito	Fertilização interna	Gonocórico	Sexual (incubadora de larvas)	NT
<i>Scolymia cubensis</i> (Milne Edwards & Haime, 1848)	N/A	Maciço	N/A	Hermafrodita	Sexual (desovadora de gametas)	LC
<i>Scolymia wellsi</i> Laborel, 1967	N/A	Maciço	Fertilização interna	Hermafrodita	Sexual (incubadora de larvas)	DD
<i>Siderastrea stellata</i> Verrill, 1868	Tolerante ao estresse	Maciço	N/A	Gonocórico	Sexual (incubadora de larvas)	DD

<i>Stephanocoenia intersepta</i> (Esper, 1795)	Tolerante ao estresse	N/A	Fertilização interna	Gonocórico	N/A	LC
<i>Millepora alcicornis</i> Linnaeus, 1758	Oportunista	Ramificada	Fertilização externa	Gonocórico	Sexual (incubadora de larvas)	LC
<i>Millepora braziliensis</i> Verrill, 1868	Oportunista	Maciço	Fertilização externa	Gonocórico	Sexual (incubadora de larvas)	DD
<i>Millepora nitida</i> Verrill, 1868	Oportunista	N/A	Fertilização externa	Gonocórico	Sexual (incubadora de larvas)	DD

Apêndice B- Scripts do R

1- Gráficos de porcentagem da Taxa de mortalidade, branqueamento e doenças (Exemplo: Branqueamento)

```
#Pacotes
library(ggplot2)
library(reshape)
library(dplyr)
library(plyr)
#####
#Importando a planilha para dentro do R
branqueamento<- read.csv("CORAI51.csv", header=TRUE, sep=";", dec=",")

#Calculando SE
BRANQ<- ddply(branqueamento, c("ano", "habitat", "variavel"), summarise,
  N = length(value),
  mean = mean(value),
  sd = sd(value),
  se = sd / sqrt(N)
)
BRANQ

#Subset habitats
C4S1.1<-subset(BRANQ, habitat=="CP")
C4S2.2<-subset(BRANQ, habitat=="RF")
```

```

#Fazendo o gráfico
pd <- position_dodge(.5)

#plot habitat "CP"
C4S1_plot.1<-ggplot(C4S1.1, aes(x=ano, y=mean ,fill=variavel)) +
geom_errorbar((aes(ymin = mean-se, ymax = mean+se)), width=.3, position =pd)+
geom_point(position = pd, pch = 23, size= 2.5)+
ylab("% de Coral branqueado")+
xlab("Ano")+
scale_fill_brewer(palette="Paired")+
ylim(0,80)+
theme(panel.background = element_rect(fill = "white", colour = "black"))

#plot habitat "RF"
C4S2_plot.2<-ggplot(C4S2.2, aes(x=ano, y=mean, fill=variavel)) +
geom_errorbar((aes(ymin = mean-se, ymax = mean+se)), width=.3, position =pd)+
geom_point(position = pd, pch = 23, size= 2.5)+
ylab("% de Coral branqueado")+
xlab("Ano")+
scale_fill_brewer(palette="Paired")+
ylim(0,80)+
theme(panel.background = element_rect(fill = "white", colour = "black"))

#Organizar os dois gráficos em uma só figura
library(ggpubr)
ggarrange(C4S1_plot.1,C4S2_plot.2,
          common.legend = TRUE, legend = "right",
          ncol =2, nrow = 1)

```

2- Gráficos de porcentagem da cobertura média

```

#Pacotes
library(ggplot2)

```

```

library(reshape)
library(dplyr)
library(plyr)
#####
#Importando a planilha para dentro do R
sp1<- read.csv("SPE.csv", header=TRUE, sep=";", dec=".")

#Calculando SE
sp<- dplyr(sp2, c("ano", "habitat", "variavel"), summarise,
           N = length(value),
           mean = mean(value),
           sd = sd(value),
           se = sd / sqrt(N)
)
sp

#Subset habitats
CS1<-subset(sp, habitat=="CP")
CS2<-subset(sp, habitat=="RF")

#Fazendo o gráfico
pd <- position_dodge(.5)

library(RColorBrewer) #Pacote para paleta de cores

CS1_plot<-ggplot(CS1, aes(x=ano, y=mean, fill=variavel)) +
geom_errorbar((aes(ymin = mean-se, ymax = mean+se)), width=.3, position =pd)+
geom_point(position = pd, pch = 23, size= 2.5)+
ylab("% de Cobertura")+
xlab("Ano")+
scale_fill_brewer(palette="Paired")+
ylim(0,10)+
theme(panel.background = element_rect(fill = "white", colour = "black"))

```

```

CS2_plot<-ggplot(CS2, aes(x=ano, y=mean,fill=variavel)) +
geom_errorbar((aes(ymin = mean-se, ymax = mean+se)), width=.3, position =pd)+
geom_point(position = pd, pch = 23, size= 2.5)+
ylab("% de Cobertura")+
xlab("Ano")+
scale_fill_brewer(palette="Paired")+
ylim(0,10)+
theme(panel.background = element_rect(fill = "white", colour = "black"))

```

#Organizar os dois gráficos em uma só figura

```

library(ggpubr)
ggarrange(CS1_plot,CS2_plot,
          common.legend = TRUE, legend = "right",
          ncol =2, nrow = 1)

```

3- Gráficos Boxplot

#Pacotes

```
library(ggplot2)
```

```
library(reshape)
```

```
library(dplyr)
```

```
library(plyr)
```

```
library(tidyverse)
```

```
library(hrbrthemes)
```

```
#####
```

#Importando a planilha para dentro do R

```
fric<- read.csv("BOX_FRIC.csv", header=TRUE, sep=";", dec=",")
```

#Plotando o gráfico

```
fric %>%
```

```
ggplot(aes(x=Habitat, y=value, fill=Habitat)) +
```

```
geom_boxplot() +
```

```
scale_fill_brewer(palette="Paired")+
```

```
geom_jitter(color="black", size=0.4, alpha=0.5) +
```

```
theme_minimal() +
```

```

theme(
  legend.position="right",
) +
ylab("FRic")+
theme(axis.line = element_line(size = 0.5, colour = "black"),
  panel.grid.major = element_blank(),
  panel.grid.minor = element_blank())+
stat_summary(fun= mean, geom = "point", colour = "red")+
stat_summary(fun.data = mean_cl_boot, geom = "errorbar",
  colour = "red")

```

4- Análise de escalonamento multidimensional (MDS)

```

#Instalar pacotes
remotes::install_github("cmartin/ggConvexHull")
remotes::install_github("phytomosaic/ecole")

#Pacotes
library(vegan)
library(ecole)
library(ggConvexHull)
library(ggplot2)
#####
# Importando a planilha para dentro do R
read.csv("grand_grupos.csv",sep=";", dec=".", header=TRUE)-> data

str(data)
data[,3:9]->mat #deixando somente os dados
mat[colSums(is.na(mat)) == 0,]->mat
str(mat)

#Gerando uma matriz de distancia com método Bray Curtis 0 (library ecol)
bray0(mat)->mat.dis

#Fazendo MDS

```

```

metaMDS(mat.dis,k=2, trymax=100)->res
plot(res)
res$stress

#Montando o data.frame com os scores do NMDS
MDS1=res$points[,1]
MDS2=res$points[,2]
NMDS=data.frame(Habitat=data$habitat,Ano=data$ano,MDS1=MDS1,
MDS2=MDS2)
head(NMDS)

#Redefinindo a ordem de aparição dos fatores
NMDS$Habitat <- factor(NMDS$Habitat, levels = c("RF", "CP"))

# Plotando no ggplot usando o hull
ggplot(NMDS, aes(x=MDS1, y=MDS2, color=interaction(Habitat, Ano))) +
geom_point(aes(shape=interaction(Habitat, Ano), x=MDS1, y=MDS2,
color=interaction(Habitat, Ano), fill=interaction(Habitat, Ano)), size=3, alpha=1) +
scale_shape_manual(values=c("RF.2019.1"= 21, "RF.2019.2"=22, "RF.2020.1"=24,
"CP.2019.1"=21, "CP.2019.2"=22, "CP.2020.1"=24))+
geom_convexhull(alpha=0.08) +
scale_fill_manual(values=c("RF.2019.1"= "#0000CC" , "RF.2019.2"= "#0000CC" ,
"RF.2020.1"= "#0000CC", "CP.2019.1"= "#0099FF", "CP.2019.2"= "#0099FF"
,"CP.2020.1"="#0099FF"))+
scale_color_manual(values=c("RF.2019.1"= "#0000CC" , "RF.2019.2"= "#0000CC" ,
"RF.2020.1"= "#0000CC", "CP.2019.1"= "#0099FF", "CP.2019.2"= "#0099FF"
,"CP.2020.1"="#0099FF"))+
  theme(axis.text.x = element_blank(),
        axis.text.y = element_blank(),
        axis.ticks = element_blank(),
        axis.title.x = element_text(size=18),
        axis.title.y = element_text(size=18),
        panel.background = element_blank(),
        panel.grid.major = element_blank(),

```

```
panel.grid.minor = element_blank(),
plot.background = element_blank()
```

5- Regressões lineares

```
#Pacotes
library(ggplot2)
library(ggpubr)
#####
#Importando a planilha para dentro do R
fori_branq<- read.csv("FORI_BRANQ_T.csv", header=TRUE, sep=";", dec=",")

#Plotando a regressão
qplot(fori_branq$branq, fori_branq$FOri) + geom_smooth(method=lm)
ggplot(fori_branq, aes(x=branq, y=FOri)) +
geom_point(shape=19, color="black")+
stat_cor(
  aes(label = paste(..rr.label...,p.label..., sep = "~`,`~")),
  label.x.npc = "centre"
)+
stat_regline_equation(label.x.npc = "left", label.y.npc = "top")+
ylab("?? FOri")+
xlab("?? Taxa de branqueamento de coral pétreo e hidrocoral")+
geom_smooth(method=lm, linetype="solid",
  color="black", fill="gray")+
theme(panel.background = element_blank())
```

6- Índices de Diversidade Funcional

```
#Pacote FD calcula FRic, FDis, FEve, FDiv, RaoQ e CWM
library(FD)
library(vegan)
#####
#Importando a planilha para dentro do R
trait<- read.csv("TRAITS.csv", header=TRUE,row.names = 1, sep=";", dec=".")
esp<- read.csv("SPECIES2.csv", header=TRUE,row.names = 1 ,sep=";", dec=".")
```

```
#Calculando os índices de diversidade
#Somente com traços categoricos
?gowdis # calcula a matriz de distância de Gower
ex1 <- gowdis(trait)
ex1
espm<-as.matrix(esp)
```

```
#Composição funcional
?functcomp
ex2 <- functcomp(trait, espm, CWM.type="all")
ex2
?dbFD
```

```
#Diversidade funcional
ex3 <- dbFD(trait, esp, CWM.type="all")
ex3
```

```
#Plotar uma matriz de correlação entre os índices
funD<-data.frame(ex3$nbsp,
                 ex3$sing.sp,
                 ex3$FRic,
                 ex3$FEve,
                 ex3$FDis,
                 ex3$RaoQ)
```

```
#Salvar os valores em uma planilha
write.csv(funD,"matriz indices.csv")
```

7- Cálculo dos padrões de redundância funcional

```
#Funções necessárias
source("species_to_FE.R")
source("FE_metrics.R")
#View(species_to_FE) para ver a função
```

```

#Pacotes
library(reshape2)
library(vegan)

#Importando a planilha para dentro do R
trait<- read.csv("TRAITS.csv", header=TRUE,row.names = 1, sep=";", dec=".")

#Calculando as entidades funcionais
FEcol<-species_to_FE(trait)
FEcol$FE
FEcol$FE_codes
FEcol$FE_sp_01
FEcol$FE_traits

#Entidades funcionais por habitat
FEs1<- species_to_FE(traitsS1)
length(FEs1$FE)
FEs2<- species_to_FE(traitsS2)
length(FEs2$FE)

#Plotando redundância e vulnerabilidade com o resultado da média de entidades
funcionais por habitat
#Pacotes
library(ggplot2)
library(ggpubr)
#####
#Colocar os resultados separadamente em planilhas e plotar um gráfico por habitat
#Importando a planilha para dentro do R
curvas_redundancia_1<-read.csv("padroes_redundancia_RF1.csv",
header=TRUE,sep=";",row.names = 1, dec=".")

#Plotando o gráfico (Exemplo: Recife em fraja 2019.1)
curva.red.1<-ggplot(curvas_redundancia_1, aes(x = FE, y =S)) +

```

```
geom_smooth((aes(colour=habitat, fill =habitat)), size = 0.08)+  
labs(x = "FE", colour = "habitat", y = "Species Richness")+  
geom_line(y = 1.18, color = "black", linetype = "dotted", size=1)+  
geom_line(y = 1.18, color = "red", linetype = "dotted")+  
scale_fill_manual(values = c("CP"= "#00CCCC", "#00FFFF"),name="habitat")+  
scale_colour_manual(values =c("#00CCCC", "#00FFFF"),name="habitat")+  
theme(panel.background = element_rect(fill = "white", colour = "black"))
```