

RAFISA VIRGINIA ALTIVO LAZZARIN

ESTRUTURA POPULACIONAL DO CORAL *MUSSISMILIA HARTTII* (VERRIL, 1868)
NO NORDESTE BRASILEIRO

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

João Pessoa

2023

RAFISA VIRGINIA ALTIVO LAZZARIN

ESTRUTURA POPULACIONAL DO CORAL *MUSSISMILIA HARTTII* (VERRIL, 1868)
NO NORDESTE BRASILEIRO

Monografia apresentada ao Curso de Ciências Biológicas, como requisito parcial à obtenção do grau de Bacharel (Licenciado) em Ciências Biológicas da Universidade Federal da Paraíba.

Orientador: Bráulio Almeida Santos

João Pessoa

2023

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

L432e Lazzarin, Rafisa Virginia Altivo.

Estrutura populacional do Coral *Mussismilia harttii* (Verrill, 1868) no Nordeste Brasileiro / Rafisa Virginia Altivo Lazzarin. - João Pessoa, 2023.

47 p.

Orientação: Bráulio Almeida Santos.

TCC (Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas) - UFPB/CCEN.

1. Scleractinia. 2. Recifes de corais. 3. Brasil, Nordeste. I. Santos, Bráulio Almeida. II. Título.

UFPB/CCEN

CDU 57(043.2)

RAFISA VIRGINIA ALTIVO LAZZARIN

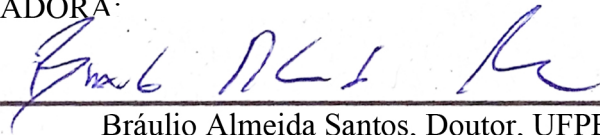
ESTRUTURA POPULACIONAL DO CORAL *MUSSISMILIA HARTTII* (VERRIL, 1868)
NO NORDESTE BRASILEIRO

Monografia apresentada ao Curso de Ciências Biológicas, como requisito parcial à obtenção do grau de Bacharel (Licenciado) em Ciências Biológicas da Universidade Federal da Paraíba.

Data: 16 de junho de 2023

Resultado:

BANCA EXAMINADORA:



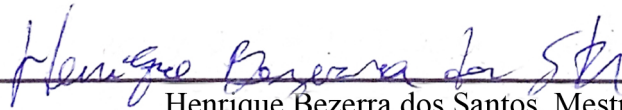
Bráulio Almeida Santos, Doutor, UFPB

Orientador



Pablo Riul, Doutor, UFPB

Avaliador



Henrique Bezerra dos Santos, Mestre, UFPB

Avaliador



Karina Massei, Doutora, UFPB

Suplente

AGRADECIMENTOS

Uma das frases que mais falei desde que aprendi a falar é "Por quê?". E foi a curiosidade que me fez estudar biologia, a busca por entender um pouquinho mais sobre a complexidade das tantas vidas que existem. Nunca tive a certeza do que ser quando crescer, e felizmente entendi durante esses anos que ainda não tenho. Felizmente porque entendi que não caibo em uma só profissão ou especialização. Das tantas vivências que tive na biologia, entendi que mudamos, e que a vida é um fluxo de mudanças. Entender isso me tirou um peso enorme de definir um caminho, me abriu pra possibilidade de testar. E que bela jornada foi testar a biologia e me encantar por suas facetas.

Gostaria de dedicar este trabalho a duas pessoas que sempre estiveram em meus pensamentos e meu coração: Rosalice e Robson. Cresci ouvindo histórias dessas duas figuras, que quando os conheci, foi como conhecer ídolos. E é isso que eles são, exemplos de pessoas que pensavam fora da caixa, buscavam respostas para suas dúvidas e ansiavam pelo novo. Despertaram em mim a vontade de experimentar.

À minha família: gostaria de começar pelos mais velhos, especialmente minha Nonna e meus avós maternos. Aos olhares mais ternos que conheço: minha avó Alaíde e minha Nonna Eunice. As duas me ensinaram as belezas, os sabores e o poder das plantas. As duas adoçaram meus chás com mel e acolheram muitas birras. Nonna me ensinou a fazer a agnolini, mas principalmente, a fazer as coisas com antecedência, pra se precisar, já estarem meio caminho andado. Alaíde me ensinou a contar com a ajuda das pessoas e a confiar, não ter medo do desconhecido e aprender com o que vier. Meu avó Dedé é uma figura ímpar, dessas caricatas, que levava todos os netos pra subir A Pedra (Ladainha/MG) cantando e amarrados por uma corda na cintura. Com uma coleção de livros sobre todos os assuntos e tendo feito até a quarta-série, ele foi um dos maiores exemplos que tive pra enfiar a cara nos livros, mas principalmente para aceitar as mudanças e aproveitar esse caminho. Agradeço vocês três por me fazerem enxergar as belezas de desbravar a natureza sem medo, mas com curiosidade.

Agradecer aos meus pais é um tanto difícil, pois cada um à sua maneira me transformou. Os dois me trouxeram com carinho e amor, cada um de seu modo. Me proporcionaram viver meus sonhos e me incentivaram, com seus conselhos e seus exemplos. Ambas pessoas tão diferentes, se esforçaram muito pelo meu desenvolvimento, se empenharam em me mostrar as belezas da vida nas miudezas, e a grandiosidade que são as experiências com as pessoas que amamos. Gostaria de agradecer por tanta paciência, por me permitirem errar e me mostrarem

que aprender com os erros é mais importante do que nos martirizar por eles. Agradeço a minha mãe Celisa por me incentivar a ver além do óbvio, pela tranquilidade e até felicidade de encarar todos os meus insaciáveis "por quês", por sua gentileza e carinho em todo o meu caminhar. Você é meu exemplo de resiliência! Ao meu pai Eloi agradeço por me ensinar a racionalizar nos momentos de confusão e medo, por me ensinar a encarar os problemas com coragem e buscar solucionar eles, mesmo que de forma diferente do comum. Você é meu maior exemplo de força! Agradeço a vocês dois por tamanha dedicação comigo, amo vocês!

À minha dinda Alide, obrigada por me fazer apaixonar pelo Nordeste aos 15 anos, em uma viagem que mudaria os rumos dos meus sonhos. E para além de todas as vivências que tivemos, obrigada por me acolher sempre com abraços fartos e beijos estalados. Agradeço por me incentivar a estudar e não surtar com besteiras.

À toda minha família, obrigada pelo apoio, mesmo que indireto ou distante. Em especial a minha sobrinha Laura, e seus pais, que me permitiram apresentar a ela os encantos do mar. Essa pequena me ensinou que o futuro pode ser muito lindo e colorido!

Ao meu parceiro Danyllo, que topou e me ajudou em todos os projetos que fiz durante a graduação. Obrigada por me acolher nos meus momentos de caos e por me incentivar a não desistir! Você é a pessoa que todos os dias me transborda com risadas e me ensina que a vida é muito mais gostosa quando seguimos nossos sonhos. Obrigada pela paciência com minhas indecisões, por me dar suporte e encher meu coração de amor. Obrigada por topa essa aventura junto de Gave, Apple e Brisa. Vocês são a minha família.

Agradeço aos professores que despertaram dúvidas e tanto me ensinaram sobre a vida acadêmica, e para além disso, me mostraram as belezas de suas áreas: Alexandre Vasconcelos, Cristine Hirsch, Fernando Ferreira, Gustavo, João Paulo e Manoela, Juliana Lovo, Luiz Lopes, Marcio, Miodeli, Paulo Montenegro e Tarcísio. Foi uma honra aprender com vocês.

Aos melhores veteranos que eu poderia ter: Bia Pizzo, Regina Helena, Bianca, Sara Rikeley, Ruã Pontes, Thamires, Rubens, Roxo e Bárbara. Muito obrigada por me passarem os ensinamentos de como trilhar pelas dificuldades da UFPB, por me acalmarem, mas principalmente obrigada por todos os cafés e momentos de descontração.

Aos meus colegas mais próximos da turma 2018.1: Rafael, Paulo, Joyce e Wanderley. Como foi bom dividir os trabalhos e estudos com vocês! Como foi bom conhecer vocês! Obrigada Rafa e Paulo por serem meu lar em tantos momentos, por me fazerem sentir acolhida em um lugar desconhecido. Obrigada Joyce, por topa minhas loucuras com os trabalhos, e por me passar uma paz enorme nos momentos que eu achava que ia dar tudo errado! Wanderley,

você é o cara! Que prazer poder dividir sala com um gênio tão querido e engraçado. Vocês quatro foram sempre minha base pra rir do desespero do fim do período, mas a calma pra enfrentar o desconhecido.

Agradeço também aos meus colegas desbloqueados, do remoto e da UFPB como um todo: Malu, Nathan, Raquel, Marina e Fernando. Com vocês eu pude desabafar, rir, chorar, e sempre ter um ombro amigo. Vocês trouxeram vida e cor para os meus dias, mas principalmente, um lugar de conforto, um pedacinho de casa.

Aos meus amigos mais antigos, minha base de confiança: Heloisa, Gabriela e Matheus Felipe. Eu sou inteiramente grata por me acompanharem nessa jornada, me apoiarem e compartilharem comigo as conquistas. Eu amo vocês e a nossa amizade!

Agradeço aos caras: Skilo, o cara que me mostrou o mundo que é o mar, meu exemplo de cientista real! Henrique, o cara que me levou à primeira coleta da minha vida, que me fez ter certeza do meu amor pelo campo e que sempre me apoiou na bio. Alex, companheiro de viagens, que me incentivou a fazer faculdade pela vivência e abriu as portas da minha mente para que eu me jogasse no desconhecido. Guilherme Cavalcante, meu instrutor de mergulho que me acompanhou no meu primeiro encontro subaquático, mudou os horizontes da minha vida. Diego, o cara dos mapas! Muito obrigada por esse suporte na reta final.

Aos meus queridos mentores: Bráulio e Gislaine. Obrigada por toparem dar vida ao meu sonho de trabalhar com corais! Concluir a graduação ao lado de pessoas tão queridas, inteligentes e esforçadas foi um baita privilégio, que acrescentou ainda mais na minha formação e na minha vida.

Não poderia deixar de agradecer ao Theo, que esteve ao meu lado me ensinando como lidar com a ansiedade e os percalços da vida e da academia, mas principalmente por me ensinar a apreciar as conquistas!

E um agradecimento a mim. Obrigada Rafisa do passado que enfrentou seu medo do desconhecido e seguiu seu sonho, de desbravar a biologia, acompanhada de seu exemplar de Cousteau de 97 em um lugar novo. Que venha muito mais!

RESUMO

Os recifes de corais são ecossistemas únicos de grande valor para as atividades de pesca, turismo e proteção costeira ao redor do mundo, contudo existem lacunas sobre o estado de conservação de algumas populações. A partir do estudo da estrutura populacional, medida através do tamanho das colônias e de seus pólipos, é possível inferir tendências de aumento ou declínio populacional e propor ações de manejo e conservação das espécies, especialmente daquelas reconhecidas oficialmente como ameaçadas. Este estudo testou duas hipóteses: (i) em escala regional, a população de *M. harttii* no Nordeste do Brasil possui uma estrutura populacional em forma de “J invertido”, possivelmente devido ao impacto humano histórico proporcionalmente maior sobre as colônias grandes; e (ii) em escala local, a concentração de matéria orgânica (sedimentação) oriunda do continente reduz o tamanho e a abundância de colônias em subpopulações de *M. harttii* distribuídas no Nordeste brasileiro. O estudo foi desenvolvido nos estados da Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Bahia, totalizando 15 subpopulações. As colônias foram amostradas em 2016 através do método "reef-check" (vídeo-transecto) e a concentração de matéria orgânica através de coletas de amostras do sedimento. De cada colônia observada nas filmagens foram contabilizados e medidos os seus pólipos com o software *ImageJ*. Em 12 subpopulações, um total de 31974 pólipos foi contabilizado em 155 colônias vivas, com média de 206 e mediana de 63 pólipos por colônia (2-3212 pólipos por colônia; mínimo-máximo). Em média, os pólipos mediram 1,64 cm de diâmetro (0,53-3,21 cm), com coeficiente de variação de 0,31 (0,02 a 1,17). Como esperado, a população amostrada apresentou um padrão de “J invertido”, caracterizado pela predominância de colônias pequenas. Houve uma relação negativa entre a concentração de matéria orgânica e a abundância de colônias, indicando que locais com maior porcentagem de matéria orgânica possuem menos colônias de *M. harttii*. Três subpopulações de locais muito visitados turisticamente não apresentaram nenhuma colônia. Porém, não houve efeito significativo da matéria orgânica sobre o tamanho dos pólipos e seu coeficiente de variação. Os resultados sugerem que as atividades humanas que impactam os recifes costeiros do Nordeste brasileiro têm removido principalmente as colônias maiores. Por essas colônias possuem um maior potencial reprodutivo, é provável que o declínio populacional se intensifique nos próximos anos, a menos que medidas de conservação e manejo sejam tomadas.

Palavras-chave: Estrutura Populacional, Scleractinia, Recifes de Corais, *Mussismilia harttii*.

ABSTRACT

Coral reefs are unique ecosystems of great value for fishing activities, tourism and coastal protection around the world, however there are gaps on the conservation status of some populations. From the study of population structure, measured by the size of colonies and their polyps, it is possible to infer trends of population increase or decline and propose actions for management and conservation of species, especially those officially recognized as endangered. This study tested two hypotheses: (i) on a regional scale, the population of *M. harttii* in Northeastern Brazil has an "reverse J-shaped" population structure, possibly due to the proportionally greater historical human impact on large colonies; and (ii) on a local scale, the concentration of organic matter (sedimentation) from the continent reduces the size and abundance of colonies in subpopulations of *M. harttii* distributed in Northeastern Brazil. The study was developed in the states of Paraíba, Pernambuco, Alagoas and Bahia, totaling 15 subpopulations. The colonies were sampled in 2016 through the "reef-check" method (video-transect) and the concentration of organic matter through sediment sample collections. From each colony observed in the footage, their polyps were counted and measured with ImageJ software. In 12 subpopulations, a total of 31974 polyps were counted in 155 live colonies, with a mean of 206 and a median of 63 polyps per colony (2-3212 polyps per colony; minimum-maximum). On average, polyps measured 1.64 cm in diameter (0.53-3.21 cm), with a coefficient of variation of 0.31 (0.02 to 1.17). As expected, the sampled population showed an "reverse J" pattern, characterized by the predominance of small colonies. There was a negative relationship between organic matter concentration and colony abundance, indicating that sites with a higher percentage of organic matter have fewer *M. harttii* colonies. Three subpopulations from highly visited tourist sites showed no colonies. However, there was no significant effect of organic matter on the size of polyps and their coefficient of variation. The results suggest that human activities impacting the coastal reefs of the Brazilian Northeast have removed mainly the larger colonies. Because these colonies have a higher reproductive potential, population decline is likely to intensify in the coming years unless conservation and management measures are taken.

Keywords: Population Structure, Scleractinia, Coral Reefs, *Mussismilia harttii*.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização das 15 subpopulações de <i>Mussismilia harttii</i> amostradas no Nordeste do Brasil, em círculos pequenos e branco com seus códigos, e seus respectivos estados em destaque no mapa (adaptado de Lima 2016).	29
Figura 2. A) Colônia de <i>Mussismilia harttii</i> com aproximadamente 150 pólipos; B) Em destaque pólipos em uma desova de gameta de <i>Mussismilia harttii</i> ; C) Em destaque pólipos de <i>Mussismilia harttii</i> ; D) Colônia de <i>Mussismilia harttii</i> . Fotografias cedidas por Pedro Pereira.....	31
Figura 3. Distribuição do tamanho das colônias (número de pólipos/colônia) na população amostrada de <i>Mussismilia harttii</i> do Nordeste brasileiro (N = 155 colônias), bem como em suas 12 subpopulações. Os códigos das subpopulações estão descritos na Tabela 1.....	33
Figura 4. Distribuição do tamanho médio dos pólipos das colônias na população amostrada de <i>Mussismilia harttii</i> do Nordeste brasileiro (N = 132 colônias), bem como em suas 12 subpopulações. Os códigos das subpopulações estão descritos na Tabela 1.....	34
Figura 5. Distribuição do coeficiente de variação no tamanho médio dos pólipos na população amostrada de <i>Mussismilia harttii</i> do Nordeste brasileiro (N = 132 colônias), bem como em suas 12 subpopulações. Os códigos das subpopulações estão descritos na Tabela 1.....	35
Figura 6. Correlação da porcentagem de matéria orgânica e o número de pólipos das colônias, tamanho médio dos pólipos e coeficiente de variação do tamanho médio dos pólipos na população amostrada de <i>Mussismilia harttii</i> do Nordeste brasileiro.....	36

LISTA DE TABELAS E QUADROS

Tabela 1. Coordenadas geográficas e profundidade estimada das 15 subpopulações de <i>Mussismilia harttii</i> amostradas no Nordeste do Brasil (adaptado de Lima 2016).....	30
--	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APA – Área de Proteção Ambiental

APACC – Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

GBR – Grande Barreira de Corais

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change

ITEP – Instituto de Tecnologia de Pernambuco

IUCN – International Union for Conservation of Nature

MMA – Ministério do Meio Ambiente

PB – Paraíba

PCR – Projeto de Conservação Recifal

PEMAV - Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha

UFBA – Universidade Federal da Bahia

SUMÁRIO

1 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	14
1.1 RECIFES DE CORAIS	14
1.2 RECIFES DE CORAIS NO BRASIL	14
1.3 IMPACTOS AMBIENTAIS E ANTRÓPICOS EM RECIFES DE CORAIS	15
1.4 ESTRUTURA POPULACIONAL	16
1.5 <i>MUSSISMILIA HARTTII</i> (VERRIL, 1868)	17
2 REFERÊNCIAS	19
3 ARTIGO CIENTÍFICO	27
INTRODUÇÃO	27
MÉTODOS	28
<i>Área de Estudo</i>	28
<i>Análises dos dados</i>	32
RESULTADOS	32
DISCUSSÃO	37
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	39
5 REFERÊNCIAS	40

1 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

1.1 RECIFES DE CORAIS

Os recifes de corais e os ecossistemas formados por eles abrigam cerca de 25% das espécies marinhas conhecidas (HOEGH-GULDBERG et al, 2007). Entre as ordens de maior relevância, estão os construtores de recifes escleractíneos, sendo os principais fundadores de estruturas, que permitem o desenvolvimento de muitas espécies da cadeia trófica marinha (NORSE & CROWDER, 2005; GRAHAM & NASH, 2013). Esses corais crescem em colônias rochosas, que forma a estrutura base dos recifes de corais (GUEST et al. 2012), mantendo uma relação de simbiose com microalgas zooxanteladas, com fornecimento de energia aos pólipos para construção do esqueleto de carbonato de cálcio (LEÃO et al. 2016). Apesar de ocorrer em todo o mundo, são nas regiões tropicais que se encontram os recifes com a presença de coral, uma vez que existe preferência por águas claras, rasas e quentes (PIRES et al. 2016). Os dois principais motivos dessa regionalização são: a biomineralização da aragonita, presente em maior quantidade em altas temperaturas e responsável pelo esqueleto dos organismos bioconstrutores; e a associação com algas dinoflageladas (Symbiodinium), mais encontradas em locais com alta incidência solar e responsáveis por até 90% da nutrição dos corais da ordem Scleractinia (MULLER-PARKER, D'ELIA & COOK, 2015).

Mesmo ocupando menos de 1% da superfície terrestre (FISHER et al. 2015), entregam a sociedade retorno ecológico e econômico imprescindíveis, como a proteção costeira, berçário de espécies, pesca, a ciclagem de nutrientes (COSTANZA et al. 2014; ELLIF & KIKUCHI, 2017; SPALGING et al. 2017). Esses ambientes fornecem recursos que são aplicados para além da indústria de alimentos e farmacêutica (WOODHEAD et al. 2019), como turismo associado, que gera cerca de US\$36 bilhões por ano (SPALDING et al. 2017). São também importantes indicadores ambientais, uma vez que o conhecimento sobre sua diversidade e saúde podem subsidiar estimativas da qualidade ambiental, riqueza de espécies associadas e direcionar ações de manejo e preservação dos ecossistemas marinhos (UMAR, JOMPA & TASSAKKA, 2018).

1.2 RECIFES DE CORAIS NO BRASIL

No Brasil são encontrados os recifes verdadeiros do Atlântico Sul, com 16 espécies de corais escleractíneos (PIRES et al. 2016). Se estendem por cerca de 4.000 km, formando dois

sistemas de recifes: Sistema de Recifes do Leste Brasileiro - com recifes de águas rasas e mesofóticos (30-150 m), e o Sistema de Recifes da Amazônia, ecossistemas mesofóticos e rarifóticos (30-220 m) (CARNEIRO et al. 2022). Este último, pode fornecer um corredor ecológico, permitindo o trânsito de espécies recifais entre o Sudoeste do Atlântico e o Caribe (MOURA et al. 2016; FLOETER et al. 2008). Existem ainda no Brasil as ilhas oceânicas de Atol das Rocas, Trindade e Martim Vaz, Arquipélago de São Pedro e São Paulo e Fernando de Noronha.

O alto endemismo é uma das características marcantes dos recifes de corais brasileiros, isso provavelmente pela ocorrência de isolamento, devido presença da foz do Rio Amazonas separando as comunidades com o Caribe (TESCHIMA et al. 2019; GIACHINI TOSETTO et al. 2022). As espécies endêmicas brasileiras que compõem a diversidade de corais-pétreos zooxantelados são 5: *Mussismilia leptophylla*, *Mussismilia braziliensis*, *Mussismilia harttii*, *Mussismilia hispida* e *Siderastrea stellata* (CORREIA, 2016). Inicialmente os recifes brasileiros foram estudados por Darwin, em 1842 nos estados de Pernambuco, Alagoas e Bahia (Abrolhos). Mas foi com Hartt, em 1870, e Branner, em 1904, que descrições mais detalhadas foram reveladas. Posteriormente, na década de 60, Laborel ampliou os estudos, caracterizando qualitativamente o ambiente recifal brasileiro. Desde os anos 80, Dra. Zelinda Leão e colaboradores da UFBA têm atuado na atualização e revisão do conhecimento a cerca da temática (PRATES, 2006).

1.3 IMPACTOS AMBIENTAIS E ANTRÓPICOS EM RECIFES DE CORAIS

Um terço dos corais formadores de recifes enfrentam risco elevado de extinção devido às mudanças climáticas e impactos locais (CARPENTER et al. 2008). Mais da metade dos recifes de corais estão ameaçados e estima-se que até 2030 90% estarão em risco devido as alterações climáticas e antrópicas (HUGHES et al. 2018). Esses efeitos podem ser separados em ambientais (naturais) e antrópicos, globais e locais, com reverberações diferentes para as diversas espécies de corais, podendo serem amplificados devido a sinergia entre eles (DE OLIVEIRA et al. 2019).

Um dos efeitos globais mais conhecidos atualmente é o aquecimento da superfície dos oceanos, causador do branqueamento larga escala e mortandade dos corais, pois ameaçam à simbiose entre corais e microalgas dinoflageladas (HUGHES et al. 2018; DUARTE et al. 2020). O branqueamento se dá devido a resposta de estresse como temperaturas altas ou baixas,

mudanças na salinidade, luz intensa e estressores físicos/químicos, como cianeto e herbicidas (WINTER et al. 2016). Segundo o IPCC a temperatura do mar aumentará entre 2,6 e 4,8°C até o fim deste século, podendo contribuir para mais efeitos sobre esses animais e os ecossistemas que formam (PACHAURI et al. 2014).

As causas dos efeitos antrópicos são principalmente: sobrepesca, turismo desordenado, uso indevido da terra - como o desmatamento, poluição ambiental por fontes domésticas e industriais - descarga de esgoto não tratado, altas taxas de sedimentação, desastres de mineração, derramamento de óleo e a introdução de espécies invasoras (DUTRA, KIKUCHI & LEÃO, 2006; BRUNO et al. 2009; BURKE et al. 2011; WEAR & THURBER, 2015; LIMA, 2017; MIES et al. 2020; SOARES et al. 2021). Estima-se que mais de 10 milhões de toneladas de plástico sejam despejadas nos oceanos todos os anos (<https://plasticoceans.org/the-facts/>), impactando na concentração de acúmulo nas espécies marinhas, indo do plâncton até os grandes mamíferos (AVIO, GORBI & REGOLI, 2017). Já se sabe que os microplásticos são facilmente ingeridos estágios larvais de vertebrados e até invertebrados, como os corais (BOTTERELL et al. 2019 ; CARON et al. 2018). Muitas dessas causas formam um efeito cascata, como é o caso do desmatamento da mata atlântica, que devido ao escoamento e descargas de esgoto não tratados das cidades e indústrias em crescimento levam a um aumento na concentração de nutrientes e algas sob os recifes de corais (LEÃO et al. 2016). Outro caso bem documentado é do Caribe mexicano, que devido ao “boom” de habitantes junto da procura pelos turistas, sem estruturação do tratamento de efluentes, sendo lançados nos recifes de coral, gerou a eutrofização das águas, provocando o aumento de macroalgas, como o *Sargassum* (HÄDER et al. 2020).

Em conjunto, esses efeitos podem promover mudanças na composição do ecossistema, como alteração entre os simbiontes dos corais, dificuldade de troca de material genético, queda na abundância de espécies construtoras e até a morte das colônias (SMITH et al. 2020; LIMA, 2017).

1.4 ESTRUTURA POPULACIONAL

O estudo da estrutura populacional de espécies é um dos principais interesses da ecologia de populações, uma vez que através dela é possível conhecer atributos da vida de organismos, como suas características, taxas de crescimento, recrutamento e reprodução, implicações que influenciam a complexidade estrutural e capacidade de desempenho de funções

ecológicas (GOTELLI, 2000; GRAHAM, 2014; DIETZEL et al. 2020; LACHS et al. 2021). Segundo Meesters (2001), as influências ambientais podem alterar a estrutura da população, podendo refletir em sua abundância e frequência a longo prazo, mesmo causadas por pequenas mudanças em sua história de vida. Esse estudo pode ser feito através da idade, mas no caso de corais é melhor descrita pelo tamanho (MEESTERS et al. 2001), uma vez que ele é fortemente associado a alterações de outras taxas vitais (MADIN et al. 2020). Os resultados são formados por assimetrias negativas ou positivas de distribuição de frequência de tamanho, podendo indicar o recrutamento, populações juvenis, adultas ou velhas e a mortalidade de colônias grandes ou pequenas (BAK & MEESTERS, 1998; ZHAO et al. 2014).

Diversos estudos atuais se dedicam a esse tema, empregando-o também a dinâmica populacional, traçando resultados mais completos ao longo de um período maior de tempo, e corroboram os estudos de Bak e Meesters mais antigos, que já prediziam resultados de assimetria negativa – indicando falta de recrutamento recente e possível declínio populacional -, e assimetria positiva, - onde a população apresenta abundância de juvenis e possível bom estado de crescimento (HERNÁNDEZ-LANDA, BARRERA-FALCON & RIOJA-NIETO, 2020; BOCO et al. 2020; LACHS et al. 2021; ALVARADO-CHÁCON & ACOSTA, 2009; RICH et al. 2022; EDMUNDS & RIEGL, 2020). As implicações desses possíveis resultados apontam principalmente para as mudanças advindas do aquecimento global e resultado das atividades antrópicas, sendo assim consequências um tanto complexas e carentes de estudos sazonais para melhor entendimento (PISAPIA et al. 2020). Chama atenção os resultados voltados para o declínio populacional, muito bem documentados em estudos da GBR (DIETZEL et al. 2020), indicando a perda da complexidade estrutural dos ambientes recifais, como também o risco de extinção (HUGHES et al. 2010; CARPENTER et al. 2008).

1.5 MUSSISMILIA HARTTII (VERRIL, 1868)

Endêmico do Brasil, o coral escleractíneo *Mussismilia harttii* foi batizado assim por Verril, em 1868, uma homenagem a quem primeiro coletou essa espécie, Charles Hartt. Compõem o gênero junto de mais três espécies: *M. braziliensis* (Verrill, 1868), *M. hispida* (Verrill, 1902) e *M. leptophylla* (Verrill, 1868) (LEÃO, et al. 2016). Conhecido também como coral-vela e coral-couve-flor, está entre as principais construtoras de recifes brasileiros, com colônias que podem atingir 3 m de altura e até 4 m de largura, de preferência por água claras e rasas (DE OLIVEIRA et al. 2019). Sua morfologia se apresenta de três formas: laxa - cálices

bem separados, com ocorrência em águas calmas), confertifolia - cálices pouco separados, ocorrendo em águas mais sinérgicas, e intermediária (LABOREL, 1970). Sua ocorrência se dá do Ceará ao Espírito Santo (LEÃO et al. 2016), sendo na década de 70 registrado com uma presença abundante por Laborel, mas atualmente o declínio populacional já foi bem documentado, chegando ao completo desaparecimento, como em Porto de Galinhas, ou onde apenas é encontrado cemitérios de seus esqueletos, como em Areia Vermelha (PB) (LIMA, 2017). É uma espécie hermafrodita, e seu padrão reprodutivo se divide em: sexuada (fecundação externa), onde desova gametas entre setembro e novembro, de 1 até 10 dias na lua nova; assexuada por brotamento e autofecundação, sendo observado através dos genótipos idênticos (PIRES et al. 2016; CHAVES, 2022).

Essa espécie foi classificada como em perigo, A2bc, em julho de 2021 pela Lista Vermelha da IUCN. As principais causas para o declínio desta população advêm dos múltiplos impactos sobre a mesma, naturais - aquecimento global- e antrópicos, como a erosão costeira, turismo inadequado, poluição por esgoto não tratado, desmatamento - culminando em maiores taxas de sedimentação -, desastres de mineração e derramamento de óleo, afetando não só os corais já estabelecidos, como também os recrutas de novas colônias (SOARES et al. 2021; WINTER et al. 2016; LEÃO et al. 2016; CORREIA et al. 2016; FOURNEY & FIGUEIREDO, 2017). Esses fatores clamam por atenção e direcionamento a fim de conservar os ecossistemas formados pelos corais, uma vez sua importância ecológica, econômica e cultural. E para isso é necessário entender os processos geológicos, físicos, fisiológicos e químicos que permeiam esses ambientes, para compor medidas efetivas de preservação e manutenção.

2 REFERÊNCIAS

ALVARADO-CHACÓN, Elvira Maria; ACOSTA, Alberto. Population size-structure of the reef-coral *Montastraea annularis* in two contrasting reefs of a marine protected area in the southern Caribbean Sea. **Bulletin of Marine Science**, v. 85, n. 1, p. 61-76, 2009.

AVIO, Carlo Giacomo; GORBI, Stefania; REGOLI, Francesco. Plastics and microplastics in the oceans: from emerging pollutants to emerged threat. **Marine environmental research**, v. 128, p. 2-11, 2017.

BAK, Rolf PM; MEEESTERS, Erik H. Coral population structure: the hidden information of colony size-frequency distributions. **Marine Ecology Progress Series**, v. 162, p. 301-306, 1998.

BAUMS, Iliana B. A restoration genetics guide for coral reef conservation. **Molecular ecology**, v. 17, n. 12, p. 2796-2811, 2008.

BOCO, Sheldon Rey et al. Size-frequency distributions of scleractinian coral (*Porites* spp.) colonies inside and outside a marine reserve in Leyte Gulf, central Philippines. **Regional Studies in Marine Science**, v. 35, p. 101147, 2020.

BOTTERELL, Zara LR et al. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. **Environmental Pollution**, v. 245, p. 98-110, 2019.

BRUNO, John F. et al. Assessing evidence of phase shifts from coral to macroalgal dominance on coral reefs. **Ecology**, v. 90, n. 6, p. 1478-1484, 2009.

BURKE, Laretta et al. **Reefs at risk revisited**. Washington, DC: World Resources Institute, 2011.

CARNEIRO, Pedro BM et al. Interconnected marine habitats form a single continental-scale reef system in South America. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 17359, 2022.

CARON, Alexandra GM et al. Ingestion of microplastic debris by green sea turtles (*Chelonia mydas*) in the Great Barrier Reef: Validation of a sequential extraction protocol. **Marine Pollution Bulletin**, v. 127, p. 743-751, 2018.

CARPENTER, Kent E. et al. One-third of reef-building corals face elevated extinction risk from climate change and local impacts. **Science**, v. 321, n. 5888, p. 560-563, 2008.

CHAVES, N. C. M. **Diversidade e conectividade genética do coral endêmico *Mussismilia harttii* (VERRIL, 1868) e de seus simbioses dinoflagelados no Brasil**. 2022. 81f. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Ciências Ambientais e Conservação da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022.

CORREIA, J. R. M. de B. et al. Poluição em recifes de coral por vinhoto da cana-de-açúcar. In: ZILBERBERG et al. **Conhecendo os recifes brasileiros**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, UFRJ, p 169 -182, 2016.

COSTANZA, Robert et al. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152-158, 2014.

DE O. SOARES, M. et al. Marginal reefs in the anthropocene: They are not Noah's ark. **Perspectives on the marine animal forests of the world**, p. 87-128, 2020.

DE OLIVEIRA, Umberto Diego Rodrigues et al. Modeling impacts of climate change on the potential habitat of an endangered Brazilian endemic coral: Discussion about deep sea refugia. **PLoS One**, v. 14, n. 5, p. e0211171, 2019.

DIBATTISTA, Joseph D. Patterns of genetic variation in anthropogenically impacted populations. **Conservation Genetics**, v. 9, p. 141-156, 2008.

DIETZEL, Andreas et al. Long-term shifts in the colony size structure of coral populations along the Great Barrier Reef. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 287, n. 1936, p. 20201432, 2020.

DUARTE, Gustavo AS et al. Heat waves are a major threat to turbid coral reefs in Brazil. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, p. 179, 2020.

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

EDMUNDS, Peter J.; RIEGL, Bernhard. Urgent need for coral demography in a world where corals are disappearing. **Marine Ecology Progress Series**, v. 635, p. 233-242, 2020.

ELLIFF, Carla I.; KIKUCHI, Ruy KP. Ecosystem services provided by coral reefs in a Southwestern Atlantic Archipelago. **Ocean & Coastal Management**, v. 136, p. 49-55, 2017.

FISHER, Rebecca et al. Species richness on coral reefs and the pursuit of convergent global estimates. **Current Biology**, v. 25, n. 4, p. 500-505, 2015.

FLOETER, Sérgio Ricardo et al. Atlantic reef fish biogeography and evolution. **Journal of Biogeography**, v. 35, n. 1, p. 22-47, 2008.

FOURNEY, Francesca; FIGUEIREDO, Joana. Additive negative effects of anthropogenic sedimentation and warming on the survival of coral recruits. **Scientific reports**, v. 7, n. 1, p. 12380, 2017.

GIACHINI TOSETTO, Everton et al. The Amazon River plume, a barrier to animal dispersal in the Western Tropical Atlantic. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 537, 2022.

GILMOUR, James P. Size-structures of populations of the mushroom coral *Fungia fungites*: the role of disturbance. **Coral Reefs**, v. 23, p. 493-504, 2004.

GOTELLI, Nicholas J. Null model analysis of species co-occurrence patterns. **Ecology**, v. 81, n. 9, p. 2606-2621, 2000.

GRAHAM, Nicholas AJ; NASH, Kirsty L. The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. **Coral Reefs**, v. 32, p. 315-326, 2013.

GRAHAM, Nicholas AJ. Habitat complexity: coral structural loss leads to fisheries declines. **Current Biology**, v. 24, n. 9, p. R359-R361, 2014.

GRIMSDITCH, G. et al. Variation in size frequency distribution of coral populations under different fishing pressures in two contrasting locations in the Indian Ocean. **Marine environmental research**, v. 131, p. 146-155, 2017.

GUEST, James R. et al. Contrasting patterns of coral bleaching susceptibility in 2010 suggest an adaptive response to thermal stress. **PloS one**, v. 7, n. 3, p. e33353, 2012.

HÄDER, Donat-P. et al. Anthropogenic pollution of aquatic ecosystems: Emerging problems with global implications. **Science of the Total environment**, v. 713, p. 136586, 2020.

HERNÁNDEZ-LANDA, Roberto C.; BARRERA-FALCON, Erick; RIOJA-NIETO, Rodolfo. Size-frequency distribution of coral assemblages in insular shallow reefs of the Mexican Caribbean using underwater photogrammetry. **PeerJ**, v. 8, p. e8957, 2020.

HOEGH-GULDBERG, Ove et al. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. **Science**, v. 318, n. 5857, p. 1737-1742, 2007.

HUGHES, Terry P. et al. Rising to the challenge of sustaining coral reef resilience. **Trends in ecology & evolution**, v. 25, n. 11, p. 633-642, 2010.

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

KRAMER, Netanel et al. Coral morphology portrays the spatial distribution and population size-structure along a 5–100 m depth gradient. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, p. 615, 2020.

LABOREL, Jacques. **Les peuplements de madréporaires des côtes tropicales du Brésil**. Université d'Abidjan, 1970.

LACHS, Liam et al. Linking population size structure, heat stress and bleaching responses in a subtropical endemic coral. **Coral Reefs**, v. 40, p. 777-790, 2021.

LEÃO, Zelinda MAN et al. Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, p. 97-116, 2016.

LERAY, Matthieu et al. Acanthaster planci outbreak: decline in coral health, coral size structure modification and consequences for obligate decapod assemblages. **PloS one**, v. 7, n. 4, p. e35456, 2012.

LIMA, G. V. **Avaliação do estado de conservação do coral endêmico *Mussismilia hartti* (Verrill, 1868) (Cnidaria, Anthozoa) no Brasil**. 2017. 112f. Dissertação de Mestrado. Centro de Biociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

MADIN, Joshua S. et al. Partitioning colony size variation into growth and partial mortality. **Biology Letters**, v. 16, n. 1, p. 20190727, 2020.

MAGRIS, Rafael Almeida; GIARRIZZO, Tommaso. Mysterious oil spill in the Atlantic Ocean threatens marine biodiversity and local people in Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 153, p. 110961, 2020.

MCCLANAHAN, T. R.; ATEWEBERHAN, M.; OMUKOTO, J. Long-term changes in coral colony size distributions on Kenyan reefs under different management regimes and across the 1998 bleaching event. **Marine Biology**, v. 153, p. 755-768, 2008.

MCCOOK, L.; JOMPA, J.; DIAZ-PULIDO, G. Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. **Coral reefs**, v. 19, p. 400-417, 2001.

MEESTERS, E. H. et al. Colony size-frequency distributions of scleractinian coral populations: spatial and interspecific variation. **Marine Ecology Progress Series**, v. 209, p. 43-54, 2001.

MIES, Miguel et al. South Atlantic coral reefs are major global warming refugia and less susceptible to bleaching. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, p. 514, 2020.

MOURA, Rodrigo L. et al. An extensive reef system at the Amazon River mouth. **Science advances**, v. 2, n. 4, p. e1501252, 2016.

MULLER-PARKER, Gisèle; D'ELIA, Christopher F.; COOK, Clayton B. Interactions between corals and their symbiotic algae. **Coral reefs in the Anthropocene**, p. 99-116, 2015.

NORSE, Elliott A.; CROWDER, Larry B. **Marine conservation biology: the science of maintaining the sea's biodiversity**. 2005.

PACHAURI, Rajendra K. et al. **Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Ipcc, 2014.

PEREIRA, Cristiano M. et al. Population structure and physiological plasticity of *Favia gravida* with differences in terrestrial influence. **Ocean and Coastal Research**, v. 68, 2020.

PÉREZ-RUZAFÁ, Ángel et al. Effects of fishing protection on the genetic structure of fish populations. **Biological conservation**, v. 129, n. 2, p. 244-255, 2006.

PIRES, D. O. et al. Reprodução de corais de águas rasas do Brasil. **Conhecendo os Recifes Brasileiros (eds Zilberberg, C. et al.)**, p. 111-128, 2016.

PISAPIA, Chiara et al. Projected shifts in coral size structure in the Anthropocene. In: **Advances in marine biology**. Academic Press, 2020. p. 31-60.

PRATES, Ana Paula Leite; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Atlas dos recifes de coral nas unidades de conservação brasileiras. **Brasília, DF: MMA, SBF**, 2006.

RICH, Walter A. et al. Size structure of the coral *Stylophora pistillata* across reef flat zones in the central Red Sea. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 1-13, 2022.

RIEGL, Bernhard M. et al. Red Sea coral reef trajectories over 2 decades suggest increasing community homogenization and decline in coral size. **PLoS One**, v. 7, n. 5, p. e38396, 2012.

SCOLFORO, J. R. S.; PULZ, F. A.; MELLO, JM de. Modelagem da produção, idade das florestas nativas, distribuição espacial das espécies e a análise estrutural. **Manejo Florestal**, v. 1, p. 189-246, 1998.

SEGAL, Bárbara; CASTRO, Clovis B. Coral community structure and sedimentation at different distances from the coast of the Abrolhos Bank, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 59, p. 119-129, 2011.

SMITH, Edward G. et al. Low Symbiodiniaceae diversity in a turbid marginal reef environment. **Coral Reefs**, v. 39, n. 3, p. 545-553, 2020.

SOARES, Marcelo Oliveira et al. Impacts of a changing environment on marginal coral reefs in the Tropical Southwestern Atlantic. **Ocean & Coastal Management**, v. 210, p. 105692, 2021.

SPALDING, Mark et al. Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. **Marine Policy**, v. 82, p. 104-113, 2017.

TEIXEIRA, Paulo César et al. Manual de Métodos de Análise de Solo. 2017.

TESCHIMA, Mariana M. et al. Correction: Biogeography of the endosymbiotic dinoflagellates (Symbiodiniaceae) community associated with the brooding coral *Favia gravida* in the Atlantic Ocean. **Plos one**, v. 14, n. 4, p. e0215167, 2019.

UMAR, Widyastuti; JOMPA, Jamaluddin; TASSAKKA, Asmi Citra Malina AR. Genetic diversity and geographical gene flow patterns of spawning broadcast coral *Lobophyllia corymbosa* in the Sulawesi waters as a coral triangle area. In: **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**. IOP Publishing, 2018. p. 012060.

WEAR, Stephanie L.; THURBER, Rebecca Vega. Sewage pollution: mitigation is key for coral reef stewardship. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1355, n. 1, p. 15-30, 2015.

WINTER, Ana Paula Martins et al. Photosynthetic responses of corals *Mussismilia harttii* (Verrill, 1867) from turbid waters to changes in temperature and presence/absence of light. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, p. 203-216, 2016.

WOODHEAD, Anna J. et al. Coral reef ecosystem services in the Anthropocene. **Functional Ecology**, v. 33, n. 6, p. 1023-1034, 2019.

ZHAO, M. X. et al. Age structure of massive *Porites lutea* corals at Luhuitou fringing reef (northern South China Sea) indicates recovery following severe anthropogenic disturbance. **Coral Reefs**, v. 33, p. 39-44, 2014.

3 ARTIGO CIENTÍFICO

INTRODUÇÃO

A pesquisa em ecologia de corais tem uma longa e rica história, remontando aos estudos pioneiros do naturalista Charles Darwin. Os recifes de corais e seus ecossistemas associados abrigam cerca de 25% das espécies marinhas conhecidas (HOEGH-GULDBERG et al. 2007), incluindo invertebrados, peixes, tartarugas, tubarões e mamíferos marinhos. São também importantes para as comunidades humanas costeiras, pois fornecem proteção e geram recursos para a pesca e turismo, este último gera cerca de US\$36 bilhões por ano (SPALDING et al. 2017). No entanto, o conhecimento acerca das espécies endêmicas e ameaçadas de extinção é marcada por lacunas.

Mais de 50% dos recifes de corais do mundo estão ameaçados e, até 2030, cerca de 90% estarão em risco devido às mudanças climáticas e atividades humanas (HUGHES et al. 2018). Como recifes de corais sustentam uma ampla variedade de espécies dependentes, mudanças em sua estrutura podem afetar o ambiente recifal e a cadeia associada de forma significativa (DIETZEL et al. 2020). A partir do estudo da estrutura populacional (KRAMER et al. 2020), é possível inferir tendências de aumento ou declínio populacional e propor ações de manejo e conservação de espécies (PÉREZ-RUFAZA et al. 2006; BAUMS, 2008; DIBATTISTA, 2008).

A análise da estrutura populacional pode ser caracterizada por distribuições do tipo "J" ou "J invertido" (SCOLFORO, PULZ & MELLO, 1998), no primeiro tipo apresenta comumente espécies k-estrategistas com proles menos numerosas e mais indivíduos adultos; no segundo tipo a população é caracterizada como r-estrategistas, onde as populações possuem mais juvenis e menos indivíduos adultos (BAK & MEESTERS, 1998). Os estudos de Bak & Meesters (1998) já apontaram para o formato de "J invertido" para a estrutura populacionais de corais escleractíneos, além de enfatizar que impactos ambientais podem afetar a abundância dessas populações. As consequências das mudanças na estrutura do tamanho das colônias de coral implicam em seu desempenho demográfico e a complexidade do ambiente recifal (GRAHAM, 2014). Os estágios ontogenéticos são influenciados pelos impactos nesses ambientes, sendo uma das principais ameaças a taxa de sedimentação e a matéria orgânica que acompanha (PEREIRA et al. 2020). Existe uma correlação entre a alta taxa de sedimentação e o crescimento médio das colônias, podendo afetar negativamente a sobrevivência dos recrutas

de corais (MCCOOK, JOMPA & DIAZ-PULIDO, 2001; DUTRA, KIKUCHI & LEÃO, 2006; FOURNEY & FIGUEIREDO, 2017).

Mussismilia harttii é uma espécie endêmica do Brasil, pertencente a Ordem Scleractinia, com ocorrência do Ceará ao Espírito Santo (DE OLIVEIRA et al. 2019), sendo uma das principais construtoras de recifes nordestinos, ocorrendo em profundidades que variam entre 2 e 55 metros (LABOREL, 1970). Classificada como hermafrodita e reconhecida por sua simultaneidade reprodutiva, se reproduz sexuadamente com ciclos reprodutivos anuais, onde a desova de gametas é ditada pela fase da lua entre os meses de setembro e novembro, com duração larval aproximada de 10 dias (PIRES et al. 2016). Já a reprodução assexuada da espécie pode ocorrer por brotamento ou autofecundação, sendo observado através dos genótipos idênticos (CHAVES, 2022). Até o momento esta espécie é classificada como em perigo, A2bc, na Lista Vermelha da IUCN, e as principais causas de tamanho impacto a nível global é o aquecimento dos oceanos (HUGHES et al. 2018; DUARTE et al. 2020), e local, o aumento da sedimentação devido ao desmatamento e o lançamento de efluentes industriais e urbanos, e turismo marinho, causados por ações antropogênicas (LEÃO et al. 2016).

Compreender a estrutura populacional desta espécie potencial é necessário para orientar esforços de conservação eficazes. Este estudo testou duas hipóteses: (i) em escala regional, a população de *M. harttii* no Nordeste do Brasil possui uma estrutura populacional em forma de “J invertido”, possivelmente devido ao impacto humano histórico proporcionalmente maior sobre as colônias grandes; e (ii) em escala local, a concentração de matéria orgânica (sedimentação) oriunda do continente reduz o tamanho e a abundância de colônias em subpopulações de *M. harttii* distribuídas no Nordeste brasileiro.

MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido em 15 subpopulações distribuídas em recifes costeiros de quatro Estados brasileiros (Fig. 1): (i) Paraíba: com quatro subpopulações em Areia Vermelha, Caribessa, Picãozinho e Terezinhas; (ii) Pernambuco: com quatro subpopulações em Porto de Galinhas, Serrambi, Pirambú e Chapeirão; (iii) Alagoas: duas subpopulações em Ponta de Mangue (Boca e Fora); (iv) Bahia: cinco subpopulações, sendo uma em Arraial d'Ajuda e quatro no Recife de Fora (Porto Norte, Mourão, Funil e Taquaruçu) (Tabela 1). As subpopulações

estavam em profundidades aproximadas que variavam de 5 m a 10 m (média 7,13 m). À época do estudo (2016), a subpopulação de Areia Vermelha pertencia ao Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha (PEMAV); Pirambú, Chapeirão e Ponta de Mangue à Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (APACC); as quatro subpopulações de Recife de Fora ao Parque Natural Municipal do Recife de Fora. Após 2018, a subpopulação de Serrambi passou a pertencer à APA Marinha Recifes de Serrambi e as subpopulações Caribessa, Picãozinho e Terezinhas passaram a pertencer a APA Naufrágio Queimado, em maio e dezembro respectivamente.

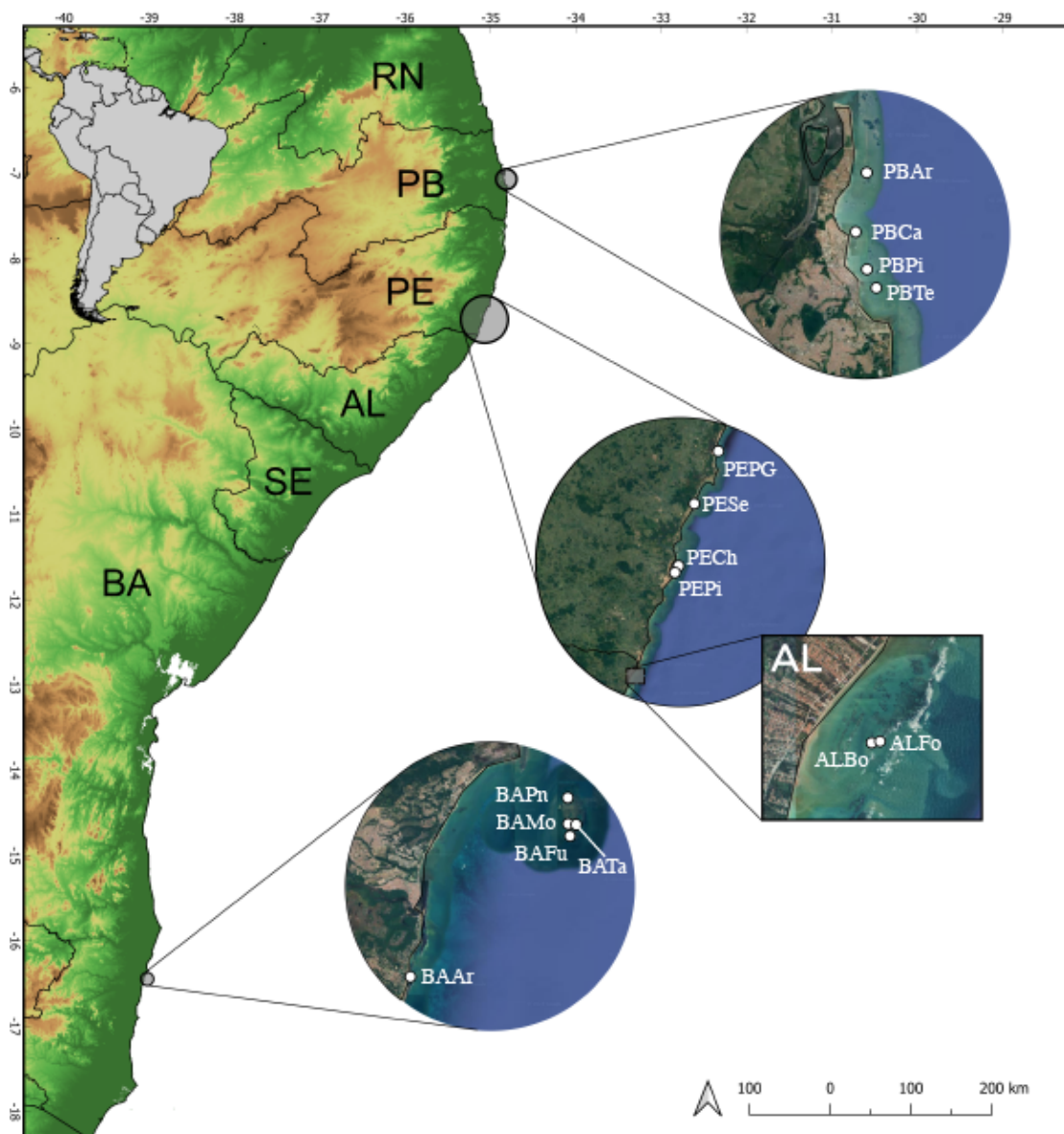


Figura 1. Localização das 15 subpopulações de *Mussismilia harttii* amostradas no Nordeste do Brasil, em círculos pequenos e branco com seus códigos, e seus respectivos estados em destaque no mapa (adaptado de Lima 2016).

Tabela 1. Coordenadas geográficas e profundidade estimada das 15 subpopulações de *Mussismilia harttii* amostradas no Nordeste do Brasil (adaptado de Lima 2016).

Estado	Subpopulação	Latitude	Longitude	Profundidade (m)	Código da subpopulação
AL	Boca	8°56'11.9"S	35°09'27.4"O	0-10	ALBo
AL	Fora	8°56'11.1"S	35°09'22.7"O	0-10	ALFo
BA	Arraial d'Ajuda	16°29'28.8" S	39°03'59.3"O	0-5	BAAr
BA	Funil	16°25'01.1" S	38°58'55.9"O	0-6	BAFu
BA	Mourão	16°24'38.0" S	38°58'59.4"O	0-6	BAMo
BA	Porto Norte	16°23'48.2" S	38°59'00.2"O	0-6	BAPN
BA	Taquaruçu	16°24'39.2" S	38°58'44.0"O	0-6	BATa
PB	Areia Vermelha	7° 1'13.71"S	34°48'55.24"O	0-5	PBAr
PB	Caribessa	7°04'12.3"S	34°49'28.6"O	0-8	PBCa
PB	Picãozinho	7°07'01.0"S	34°48'26.4"O	0-4	PBPi
PB	Terezinhas	7°06'05.1"S	34°48'54.5"O	0-5	PBTe
PE	Chapeirão	8°43'21.4"S	35°04'30.8"O	0-10	PECh
PE	Porto de Galinhas	8°30'10.3"S	34°59'55.8"O	0-10	PEPG
PE	Pirambú	8°44'08.3"S	35°04'55.2"O	0-10	PEPi
PE	Serrambi	8°36'13.0"S	35°02'41.6"O	0-8	PESe

Para amostrar as colônias de *M. harttii* (Fig. 2), o método "reef-check" (Ferreira e Maida, 2006) foi adaptado. Em cada subpopulação, foram estabelecidos cinco transectos de 20 m de comprimento por 4 m de largura, com espaçamento de 5 m entre eles. Em cada transecto, foram realizadas filmagens subaquáticas em alta resolução com câmera GoPro Hero 4. Posteriormente, as filmagens foram cuidadosamente processadas em laboratório para quantificação da identificação de cada colônia e contagem de seu número de pólipos (LIMA, 2017). A coleta de dados em campo ocorreu entre meses janeiro e fevereiro, junho, agosto e setembro de 2016, caracterizados por alta visibilidade nos locais estudados.

Para estimar a concentração de matéria orgânica, foram coletadas amostras do sedimento imediatamente abaixo das colônias de *M. harttii*, e as análises foram realizadas pelo ITEP – Instituto de Tecnologia de Pernambuco, seguindo o Manual de Métodos de Análise de Solo da EMBRAPA (TEIXEIRA, 2017).

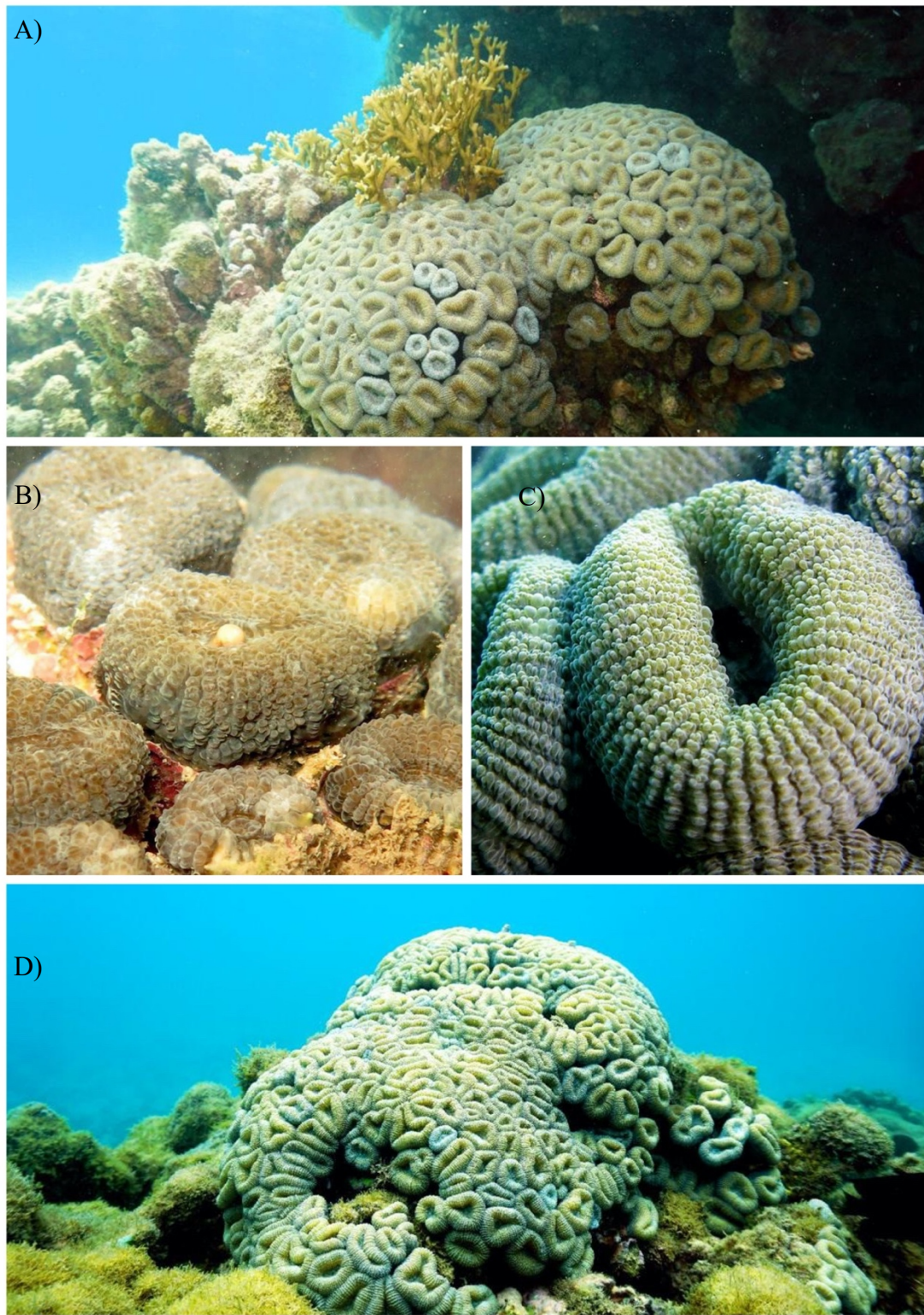


Figura 2. A) Colônia de *Mussismilia harttii* com aproximadamente 150 pólipos; B) Em destaque pólipo em uma desova de gameta de *Mussismilia harttii*; C) Em destaque pólipo de *Mussismilia harttii*; D) Colônia de *Mussismilia harttii*. Fotografias cedidas por Pedro Pereira.

Análises dos dados

Para exibir a estrutura populacional, foram utilizados gráficos tipo *ridgelines* com os pacotes *ggplot2* e *ggridges* do R 4.1.3. Para auxiliar a discriminar as subpopulações em termos do número de pólipos por colônia, também foram construídos gráficos *ridgelines* para a distribuição dos três primeiros quartis. O mesmo procedimento foi utilizado para o tamanho médio dos pólipos por colônia e seu respectivo coeficiente de variação. Para avaliar o efeito da concentração de matéria orgânica no sedimento sobre o tamanho das colônias, dos pólipos e do coeficiente de variação no tamanho dos pólipos, foram utilizadas correlações simples no programa Rstudio.

RESULTADOS

No total, foram registradas 224 colônias de *M. harttii* nas 15 subpopulações amostradas. Deste total, 31 colônias estavam mortas e 193 estavam vivas. As subpopulações de Areia Vermelha e Picãozinho na Paraíba e Porto de Galinhas em Pernambuco apresentaram apenas colônias mortas. Das 193 colônias vivas, 38 não puderam ter seu número de pólipos estimado corretamente devido a ausência do número de pólipos, restando 155 colônias para as análises da estrutura populacional. Dessas colônias, 15 encontravam-se saudáveis, 35 estavam tombadas, 94 apresentaram algum tipo de dano em seus tecidos e 93 apresentaram algum nível de branqueamento.

Um total de 31974 pólipos foi contabilizado nas 155 colônias, com média de 206 pólipos por colônia (variando de 2 a 3212 pólipos por colônia; mínimo-máximo). A mediana do tamanho das colônias foi de 63 pólipos e 75% das colônias tiveram até 198 pólipos. Em 132 colônias, foi possível estimar o tamanho médio de seus pólipos, o desvio padrão associado ao tamanho médio e o coeficiente de variação no tamanho (razão do desvio padrão pela média). Em média, os pólipos mediram 1,64 cm de diâmetro (0,53 cm a 3,21 cm), o desvio padrão foi de 0,49, (0,03 a 1,45) e o coeficiente de variação foi 0,31 (0,02 a 1,17).

Considerando as colônias vivas, a população amostrada apresentou um padrão de J invertido (Fig. 3), caracterizado pela predominância de colônias pequenas. Este padrão foi observado na maior parte das subpopulações, sobretudo nas subpopulações da Bahia BAFu e BAMo, que apresentaram colônias com mais de 1000 pólipos, e BATa, que apresentou colônias com tamanho entre 500 e 1000 pólipos.

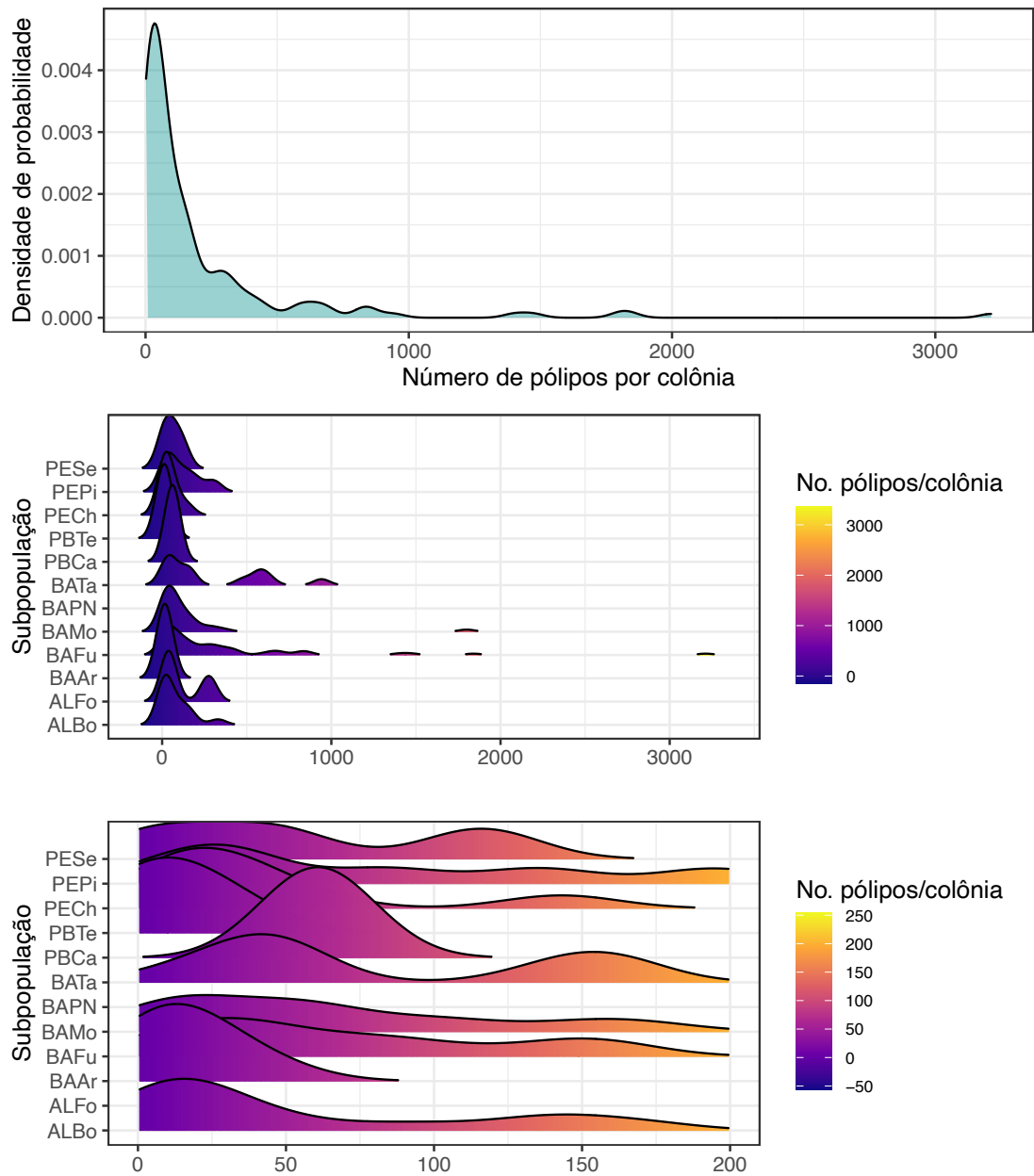


Figura 3. Distribuição do tamanho das colônias (número de pólipos/colônia) na população amostrada de *Mussismilia harttii* do Nordeste brasileiro (N = 155 colônias), bem como em suas 12 subpopulações. Os códigos das subpopulações estão descritos na Tabela 1.

As 12 subpopulações apresentaram tamanho médio dos pólipos por colônia de 1,64 cm (0,53 cm a 3,21 cm). As subpopulações BATA e PBCa apresentaram os menores tamanho médio de pólipos, 1,35 cm e 1,29 cm respectivamente. As subpopulações que apresentaram o maior

tamanho médio de pólipos foram: PESe (2,03 cm), PEPi (2,16 cm), BAPN (2,25 cm) e ALBo (2,32 cm) (Fig. 4).

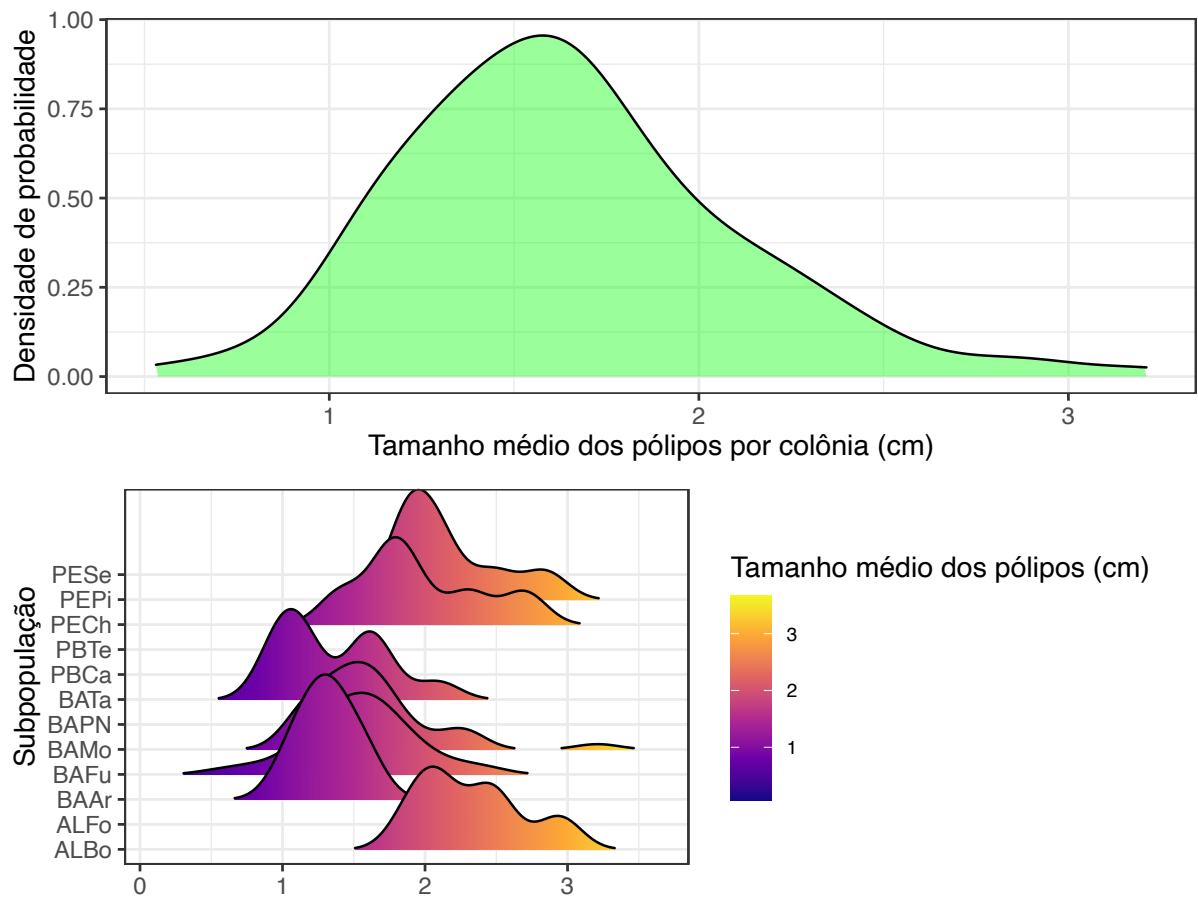


Figura 4. Distribuição do tamanho médio dos pólipos das colônias na população amostrada de *Mussismilia harttii* do Nordeste brasileiro (N = 132 colônias), bem como em suas 12 subpopulações. Os códigos das subpopulações estão descritos na Tabela 1.

O coeficiente de variância do tamanho dos pólipos apresentou que as subpopulações de colônias vivas tinham média de 0,31. Duas subpopulações desviaram da média, BAMo com mínimo de 0,03 e PEPi chegando a 0,51. A variabilidade do conjunto de dados teve um desvio maior na subpopulação BAFu, indo de 0,08 a 1,17 (Fig. 5).

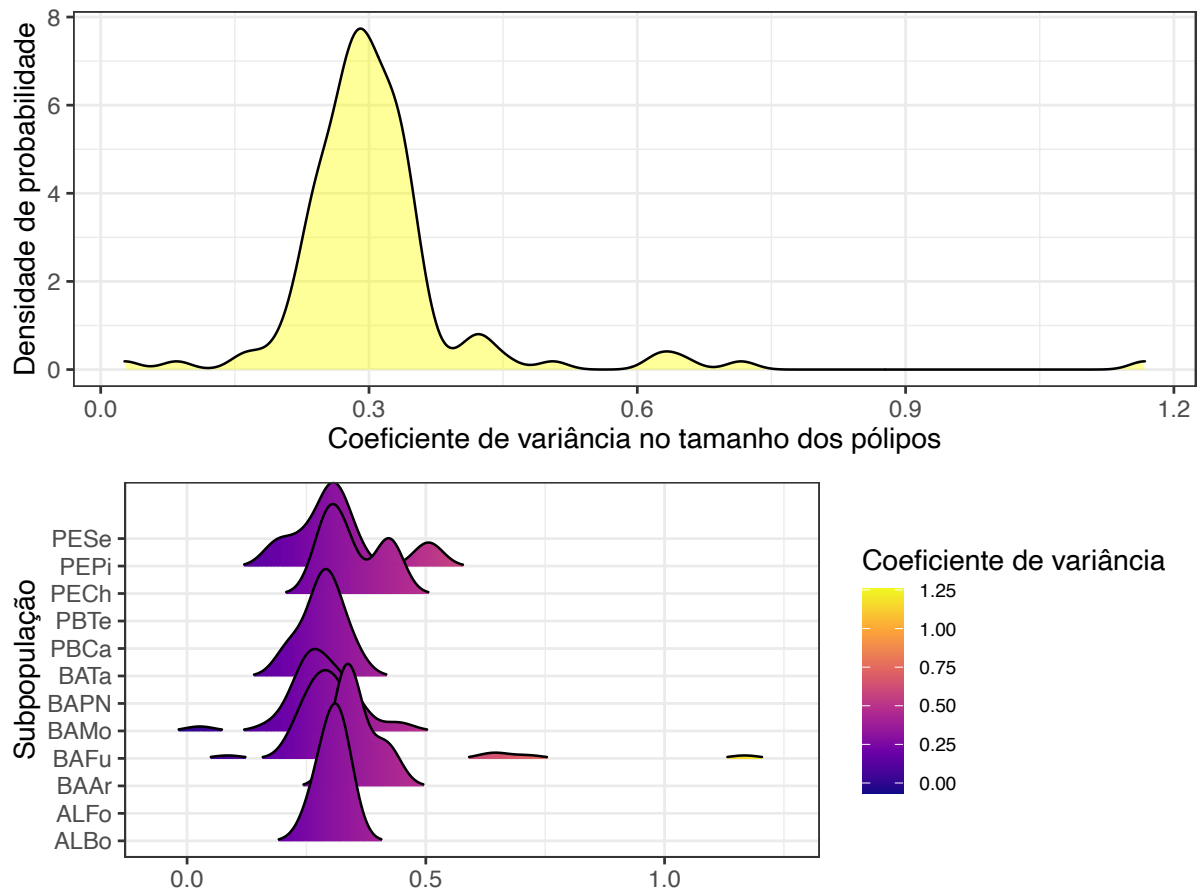


Figura 5. Distribuição do coeficiente de variação no tamanho médio dos pólipos na população amostrada de *Mussismilia harttii* do Nordeste brasileiro (N = 132 colônias), bem como em suas 12 subpopulações. Os códigos das subpopulações estão descritos na Tabela 1.

A segunda hipótese testada neste estudo avaliou a correlação da taxa da matéria orgânica com três variáveis: (i) número de pólipos, (ii) tamanho médio dos pólipos e (iii) coeficiente de variação do tamanho dos pólipos. A única correlação encontrada foi da variável (i) através do Teste de Spearman, representado pelo rho -0,6, indicando uma correlação negativa forte, ou seja, à medida que a matéria orgânica aumenta, a quantidade de número de pólipos diminui ($p=0,056$) (Fig.6). As demais variáveis, (ii) e (iii) não foram significativas tanto para o teste de Pearson como de Spearman, não possibilitando uma correlação (respectivamente, $p = 0,2956$ e $p = 0,2629$).

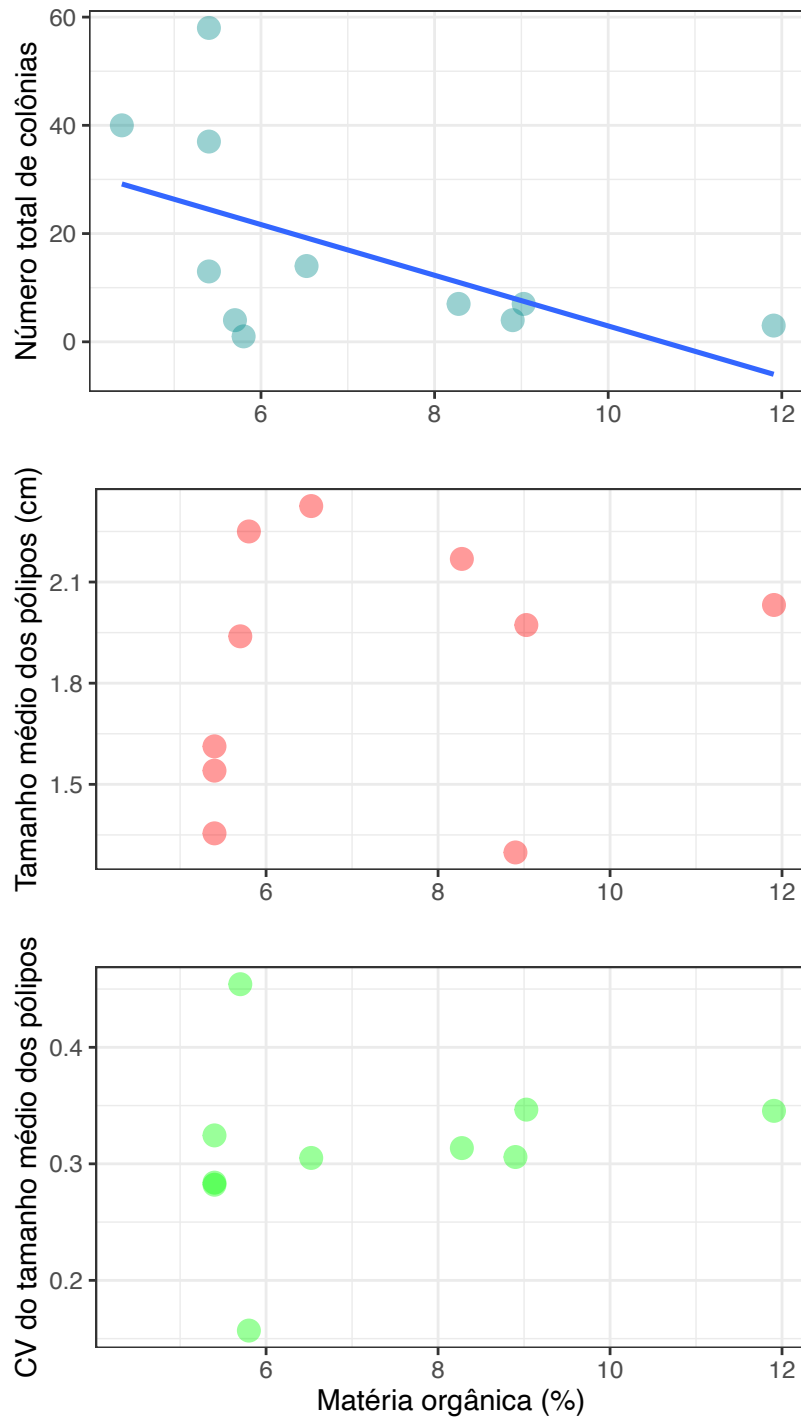


Figura 6. Correlação da porcentagem de matéria orgânica e o número de pólipos das colônias, tamanho médio dos pólipos e coeficiente de variação do tamanho médio dos pólipos na população amostrada de *Mussismilia harttii* do Nordeste brasileiro.

DISCUSSÃO

Neste estudo foram realizadas análises para compreender a forma da estrutura populacional do coral *M. harttii* através do número e tamanho de suas colônias e de seus pólipos. O padrão encontrado corrobora com a hipótese inicial, do formato de "J invertido". Todas as 12 subpopulações estudadas apresentaram mais colônias pequenas, contrastando com poucas colônias grandes, como alguns dos resultados de Meester (2001). Desta forma a estrutura populacional encontrada reflete um padrão onde, teoricamente, indica que essa espécie está se reproduzindo e/ou há perda das colônias adultas. A segunda análise feita foi da correlação entre matéria orgânica e a redução do número de colônias e tamanho dos pólipos que compõem colônias, que se mostrou inversamente proporcional no caso do número de colônias, indicando que locais com maior concentração de matéria orgânica (i.e. mais degradados) possuem menos colônias que locais mais conservados. Inclusive, três localidades altamente impactadas deixaram de apresentar a espécie, o que sugere extinção local por causas humanas.

O impacto da diferença de tamanho de colônias de corais já foi estudado em diversos recifes (PISAPIA, 2017; HUGHES, 2020; LACHS et al. 2021; ALVARADO-CHÁCON & ACOSTA, 2009; RICH et al. 2022) e fornecem informações sobre a taxa demográfica (recrutamento, crescimento e mortalidade) (COSTANZA et al. 2014; GRIMSDITCH et al. 2017; DIETZEL et al. 2020) e respostas ao estresse local ou mudanças ambientais (HERNÁNDEZ-LANDA, BARRERA-FALCON & RIOJA-NIETO, 2020), podendo indicar o status de uma população (RICH et al. 2022). A presença de mais colônias pequenas à grandes pode indicar: o crescimento populacional (ALVARADO-CHÁCON & ACOSTA, 2009) e alto recrutamento (MCCLANAHAN, ATEWEBERHAN & OMUKOTO, 2008); altos níveis de mortalidade parcial, que reduzem o tamanho de colônias grandes ou aumentam o número das colônias pequenas (PISAPIA, 2017); a fragmentação (BOCO et al. 2020); dinâmicas de perturbações, como a sedimentação (GILMOUR, 2004), o branqueamento (LERAY et al. 2012), doenças em corais, alta pressão de pesca (MCCLANAHAN, ATEWEBERHAN & OMUKOTO, 2008), a degradação ambiental (RIEGL et al. 2012); perda crescente de diversidade, especialmente de espécies raras, (RIEGL et al. 2012) e o alto risco de extinção, como sugerido por Carpenter et al. 2008.

O declínio da profusão de colônias grandes afeta para além das próprias populações, mas consideravelmente o ecossistema, afetando a capacidade dos recifes de corais de realizar

funções ecológicas, como a produtividade, complexidade estrutural e habitat e a pesca (GRAHAM, 2014; DIETZEL et al. 2020). Um dos principais efeitos antrópicos relatados é o aumento de sedimentação e matéria orgânica (SEGAL & CASTRO, 2011; LEÃO et al. 2016), que este estudo confirmou ter uma correlação negativa, onde o aumento da porcentagem de matéria orgânica influencia na diminuição do número de colônias, podendo interferir em seu crescimento. Levando em conta o aumento da pressão humana próximo à costa, consequentemente sobre os recifes costeiros - urbanização, contaminação por efluentes domésticos, industriais e agrícolas, desastres de mineração e a sedimentação (SOARES et al. 2021; MAGRIS & GIARRIZZO, 2020) - e as recentes perturbações com derramamento de óleo ao longo de mais de 3.000 km na costa brasileira em 2019 e 2020 (DE O. SOARES, et al. 2020). Somatizados ao aquecimento global e seus efeitos já conhecidos sobre as populações de recrutas (FOURNEY & FIGUEIREDO, 2017), contribuem para a diminuição do tamanho das colônias, viabilizando a perda de sua diversidade, de espécies raras e endêmicas, especialmente para *M. harttii*, onde a maioria dos registros são de recifes rasos, sendo influenciada pela sedimentação (DE OLIVEIRA et al. 2019).

A partir da aqui estudada estrutura populacional de *M. harttii* e indicação da influência negativa da matéria orgânica sob a espécie, é possível inferir algumas medidas para auxiliar a conservação, a começar pelo aumento de pesquisas demográficas sobre a dinâmica populacional, possibilitando entender em uma escala maior o desenvolvimento dessa espécie, bem como quais os agentes estressores podem estar atuando ao longo do tempo, possibilitando a promoção das estratégias de manejo recifal. Sugere-se que a limitação da sedimentação possa ajudar na resiliência dos corais, uma vez que ela em conjunto do aquecimento dos oceanos maximiza os efeitos deletérios aos recrutas de corais (FOURNEY & FIGUEIREDO, 2017), os quais são de importância para preservação dos ambientes recifais, sendo uma medida a curto prazo para conter a perda desses ambientes, frente complexa problemática de enfrentar os efeitos por si só do aquecimento global. Avanços no monitoramento demográfico das espécies endêmicas dos recifes coralíneos são fundamentais para a recuperação e conservação desses ambientes.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho corroborou a hipótese inicial de uma população estruturada com a maioria de suas colônias de tamanho pequeno, sendo assim no formato de "J invertido". Em contraste com o esperado, a porcentagem de matéria orgânica não foi possível de ser diretamente correlacionada às três variáveis testadas, mas indicou locais com maior concentração de matéria orgânica apresentam um menor número de colônias. Evidencia-se também a necessidade de estudos da dinâmica populacional e monitoramento sazonal para avaliar o status e conservação da espécie *M. harttii*, para assim contribuir com uma melhor e mais completa classificação atual de sua categoria na classificação da Lista Vermelha da IUCN. Recomenda-se a curto e longo prazo atenção local às potenciais causas de sensibilização antrópicas destes ecossistemas, por parte das entidades federais, com o aumento de medidas conservacionistas, conjuntamente com trabalhos de conscientização sobre a importância dos recifes com a população local e turística.

5 REFERÊNCIAS

ALVARADO-CHACÓN, Elvira Maria; ACOSTA, Alberto. Population size-structure of the reef-coral *Montastraea annularis* in two contrasting reefs of a marine protected area in the southern Caribbean Sea. **Bulletin of Marine Science**, v. 85, n. 1, p. 61-76, 2009.

AVIO, Carlo Giacomo; GORBI, Stefania; REGOLI, Francesco. Plastics and microplastics in the oceans: from emerging pollutants to emerged threat. **Marine environmental research**, v. 128, p. 2-11, 2017.

BAK, Rolf PM; MEEESTERS, Erik H. Coral population structure: the hidden information of colony size-frequency distributions. **Marine Ecology Progress Series**, v. 162, p. 301-306, 1998.

BAUMS, Iliana B. A restoration genetics guide for coral reef conservation. **Molecular ecology**, v. 17, n. 12, p. 2796-2811, 2008.

BOCO, Sheldon Rey et al. Size-frequency distributions of scleractinian coral (*Porites* spp.) colonies inside and outside a marine reserve in Leyte Gulf, central Philippines. **Regional Studies in Marine Science**, v. 35, p. 101147, 2020.

BOTTERELL, Zara LR et al. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. **Environmental Pollution**, v. 245, p. 98-110, 2019.

BRUNO, John F. et al. Assessing evidence of phase shifts from coral to macroalgal dominance on coral reefs. **Ecology**, v. 90, n. 6, p. 1478-1484, 2009.

BURKE, Laretta et al. **Reefs at risk revisited**. Washington, DC: World Resources Institute, 2011.

CARNEIRO, Pedro BM et al. Interconnected marine habitats form a single continental-scale reef system in South America. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 17359, 2022.

CARON, Alexandra GM et al. Ingestion of microplastic debris by green sea turtles (*Chelonia mydas*) in the Great Barrier Reef: Validation of a sequential extraction protocol. **Marine Pollution Bulletin**, v. 127, p. 743-751, 2018.

CARPENTER, Kent E. et al. One-third of reef-building corals face elevated extinction risk from climate change and local impacts. **Science**, v. 321, n. 5888, p. 560-563, 2008.

CHAVES, N. C. M. **Diversidade e conectividade genética do coral endêmico *Mussismilia harttii* (VERRIL, 1868) e de seus simbioses dinoflagelados no Brasil**. 2022. 81f. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Ciências Ambientais e Conservação da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022.

CORREIA, J. R. M. de B. et al. Poluição em recifes de coral por vinhoto da cana-de-açúcar. In: ZILBERBERG et al. **Conhecendo os recifes brasileiros**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, UFRJ, p 169 -182, 2016.

COSTANZA, Robert et al. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152-158, 2014.

DE O. SOARES, M. et al. Marginal reefs in the anthropocene: They are not Noah's ark. **Perspectives on the marine animal forests of the world**, p. 87-128, 2020.

DE OLIVEIRA, Umberto Diego Rodrigues et al. Modeling impacts of climate change on the potential habitat of an endangered Brazilian endemic coral: Discussion about deep sea refugia. **PLoS One**, v. 14, n. 5, p. e0211171, 2019.

DIBATTISTA, Joseph D. Patterns of genetic variation in anthropogenically impacted populations. **Conservation Genetics**, v. 9, p. 141-156, 2008.

DIETZEL, Andreas et al. Long-term shifts in the colony size structure of coral populations along the Great Barrier Reef. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 287, n. 1936, p. 20201432, 2020.

DUARTE, Gustavo AS et al. Heat waves are a major threat to turbid coral reefs in Brazil. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, p. 179, 2020.

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

EDMUNDS, Peter J.; RIEGL, Bernhard. Urgent need for coral demography in a world where corals are disappearing. **Marine Ecology Progress Series**, v. 635, p. 233-242, 2020.

ELLIFF, Carla I.; KIKUCHI, Ruy KP. Ecosystem services provided by coral reefs in a Southwestern Atlantic Archipelago. **Ocean & Coastal Management**, v. 136, p. 49-55, 2017.

FISHER, Rebecca et al. Species richness on coral reefs and the pursuit of convergent global estimates. **Current Biology**, v. 25, n. 4, p. 500-505, 2015.

FLOETER, Sérgio Ricardo et al. Atlantic reef fish biogeography and evolution. **Journal of Biogeography**, v. 35, n. 1, p. 22-47, 2008.

FOURNEY, Francesca; FIGUEIREDO, Joana. Additive negative effects of anthropogenic sedimentation and warming on the survival of coral recruits. **Scientific reports**, v. 7, n. 1, p. 12380, 2017.

GIACHINI TOSETTO, Everton et al. The Amazon River plume, a barrier to animal dispersal in the Western Tropical Atlantic. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 537, 2022.

GILMOUR, James P. Size-structures of populations of the mushroom coral *Fungia fungites*: the role of disturbance. **Coral Reefs**, v. 23, p. 493-504, 2004.

GOTELLI, Nicholas J. Null model analysis of species co-occurrence patterns. **Ecology**, v. 81, n. 9, p. 2606-2621, 2000.

GRAHAM, Nicholas AJ; NASH, Kirsty L. The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. **Coral Reefs**, v. 32, p. 315-326, 2013.

GRAHAM, Nicholas AJ. Habitat complexity: coral structural loss leads to fisheries declines. **Current Biology**, v. 24, n. 9, p. R359-R361, 2014.

GRIMSDITCH, G. et al. Variation in size frequency distribution of coral populations under different fishing pressures in two contrasting locations in the Indian Ocean. **Marine environmental research**, v. 131, p. 146-155, 2017.

GUEST, James R. et al. Contrasting patterns of coral bleaching susceptibility in 2010 suggest an adaptive response to thermal stress. **PloS one**, v. 7, n. 3, p. e33353, 2012.

HÄDER, Donat-P. et al. Anthropogenic pollution of aquatic ecosystems: Emerging problems with global implications. **Science of the Total environment**, v. 713, p. 136586, 2020.

HERNÁNDEZ-LANDA, Roberto C.; BARRERA-FALCON, Erick; RIOJA-NIETO, Rodolfo. Size-frequency distribution of coral assemblages in insular shallow reefs of the Mexican Caribbean using underwater photogrammetry. **PeerJ**, v. 8, p. e8957, 2020.

HOEGH-GULDBERG, Ove et al. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. **Science**, v. 318, n. 5857, p. 1737-1742, 2007.

HUGHES, Terry P. et al. Rising to the challenge of sustaining coral reef resilience. **Trends in ecology & evolution**, v. 25, n. 11, p. 633-642, 2010.

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

KRAMER, Netanel et al. Coral morphology portrays the spatial distribution and population size-structure along a 5–100 m depth gradient. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, p. 615, 2020.

LABOREL, Jacques. **Les peuplements de madréporaires des côtes tropicales du Brésil**. Université d'Abidjan, 1970.

LACHS, Liam et al. Linking population size structure, heat stress and bleaching responses in a subtropical endemic coral. **Coral Reefs**, v. 40, p. 777-790, 2021.

LEÃO, Zelinda MAN et al. Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, p. 97-116, 2016.

LERAY, Matthieu et al. *Acanthaster planci* outbreak: decline in coral health, coral size structure modification and consequences for obligate decapod assemblages. **PloS one**, v. 7, n. 4, p. e35456, 2012.

LIMA, G. V. **Avaliação do estado de conservação do coral endêmico *Mussismilia hartti* (Verrill, 1868) (Cnidaria, Anthozoa) no Brasil**. 2017. 112f. Dissertação de Mestrado. Centro de Biociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

MADIN, Joshua S. et al. Partitioning colony size variation into growth and partial mortality. **Biology Letters**, v. 16, n. 1, p. 20190727, 2020.

MAGRIS, Rafael Almeida; GIARRIZZO, Tommaso. Mysterious oil spill in the Atlantic Ocean threatens marine biodiversity and local people in Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 153, p. 110961, 2020.

MCCLANAHAN, T. R.; ATEWEBERHAN, M.; OMUKOTO, J. Long-term changes in coral colony size distributions on Kenyan reefs under different management regimes and across the 1998 bleaching event. **Marine Biology**, v. 153, p. 755-768, 2008.

MCCOOK, L.; JOMPA, J.; DIAZ-PULIDO, G. Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. **Coral reefs**, v. 19, p. 400-417, 2001.

MEESTERS, E. H. et al. Colony size-frequency distributions of scleractinian coral populations: spatial and interspecific variation. **Marine Ecology Progress Series**, v. 209, p. 43-54, 2001.

MIES, Miguel et al. South Atlantic coral reefs are major global warming refugia and less susceptible to bleaching. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, p. 514, 2020.

MOURA, Rodrigo L. et al. An extensive reef system at the Amazon River mouth. **Science advances**, v. 2, n. 4, p. e1501252, 2016.

MULLER-PARKER, Gisèle; D'ELIA, Christopher F.; COOK, Clayton B. Interactions between corals and their symbiotic algae. **Coral reefs in the Anthropocene**, p. 99-116, 2015.

NORSE, Elliott A.; CROWDER, Larry B. **Marine conservation biology: the science of maintaining the sea's biodiversity**. 2005.

PACHAURI, Rajendra K. et al. **Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Ipcc, 2014.

PEREIRA, Cristiano M. et al. Population structure and physiological plasticity of *Favia gravida* with differences in terrestrial influence. **Ocean and Coastal Research**, v. 68, 2020.

PÉREZ-RUZAFÁ, Ángel et al. Effects of fishing protection on the genetic structure of fish populations. **Biological conservation**, v. 129, n. 2, p. 244-255, 2006.

PIRES, D. O. et al. Reprodução de corais de águas rasas do Brasil. **Conhecendo os Recifes Brasileiros (eds Zilberberg, C. et al.)**, p. 111-128, 2016.

PISAPIA, Chiara et al. Projected shifts in coral size structure in the Anthropocene. In: **Advances in marine biology**. Academic Press, 2020. p. 31-60.

PRATES, Ana Paula Leite; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Atlas dos recifes de coral nas unidades de conservação brasileiras. **Brasília, DF: MMA, SBF**, 2006.

RICH, Walter A. et al. Size structure of the coral *Stylophora pistillata* across reef flat zones in the central Red Sea. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 1-13, 2022.

RIEGL, Bernhard M. et al. Red Sea coral reef trajectories over 2 decades suggest increasing community homogenization and decline in coral size. **PLoS One**, v. 7, n. 5, p. e38396, 2012.

SCOLFORO, J. R. S.; PULZ, F. A.; MELLO, JM de. Modelagem da produção, idade das florestas nativas, distribuição espacial das espécies e a análise estrutural. **Manejo Florestal**, v. 1, p. 189-246, 1998.

SEGAL, Bárbara; CASTRO, Clovis B. Coral community structure and sedimentation at different distances from the coast of the Abrolhos Bank, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 59, p. 119-129, 2011.

SMITH, Edward G. et al. Low Symbiodiniaceae diversity in a turbid marginal reef environment. **Coral Reefs**, v. 39, n. 3, p. 545-553, 2020.

SOARES, Marcelo Oliveira et al. Impacts of a changing environment on marginal coral reefs in the Tropical Southwestern Atlantic. **Ocean & Coastal Management**, v. 210, p. 105692, 2021.

SPALDING, Mark et al. Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. **Marine Policy**, v. 82, p. 104-113, 2017.

TEIXEIRA, Paulo César et al. Manual de Métodos de Análise de Solo. 2017.

TESCHIMA, Mariana M. et al. Correction: Biogeography of the endosymbiotic dinoflagellates (Symbiodiniaceae) community associated with the brooding coral *Favia gravida* in the Atlantic Ocean. **Plos one**, v. 14, n. 4, p. e0215167, 2019.

UMAR, Widyastuti; JOMPA, Jamaluddin; TASSAKKA, Asmi Citra Malina AR. Genetic diversity and geographical gene flow patterns of spawning broadcast coral *Lobophyllia corymbosa* in the Sulawesi waters as a coral triangle area. In: **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**. IOP Publishing, 2018. p. 012060.

WEAR, Stephanie L.; THURBER, Rebecca Vega. Sewage pollution: mitigation is key for coral reef stewardship. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1355, n. 1, p. 15-30, 2015.

WINTER, Ana Paula Martins et al. Photosynthetic responses of corals *Mussismilia harttii* (Verrill, 1867) from turbid waters to changes in temperature and presence/absence of light. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, p. 203-216, 2016.

WOODHEAD, Anna J. et al. Coral reef ecosystem services in the Anthropocene. **Functional Ecology**, v. 33, n. 6, p. 1023-1034, 2019.

ZHAO, M. X. et al. Age structure of massive *Porites lutea* corals at Luhuitou fringing reef (northern South China Sea) indicates recovery following severe anthropogenic disturbance. **Coral Reefs**, v. 33, p. 39-44, 2014.