



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
CIÊNCIAS BIOLÓGICAS BACHARELADO

SAVANA KELY ALBUQUERQUE AROUXA

**VULNERABILIDADE FUNCIONAL DAS COMUNIDADES DE CORAIS
BRASILEIRAS À INVASÃO DO CORAL-SOL (*Tubastraea* spp.)**

Recife
2022

SAVANA KELY ALBUQUERQUE AROUXA

**VULNERABILIDADE FUNCIONAL DAS COMUNIDADES DE CORAIS
BRASILEIRAS À INVASÃO DO CORAL-SOL (*Tubastraea* spp.)**

Trabalho de conclusão de curso apresentado à Coordenação do curso de Bacharelado em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Dr. Ricardo Jessouroun de Miranda
Coorientador: Dr. João Lucas Leão Feitosa

Recife
2022

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do programa de geração automática do SIB/UFP

Arouxa, Savana Kely Albuquerque.

Vulnerabilidade funcional das comunidades de corais brasileiras à invasão do Coral-Sol (*tubastraea* spp.) / Savana Kely Albuquerque Arouxa. - Recife, 2022. 59: il., tab.

Orientador(a): Ricardo Jessouroun Miranda

Cooorientador(a): João Lucas Leão Feitosa

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Biociências, Ciências Biológicas - Bacharelado, 2022.

Inclui referências, apêndices.

1. Espécies invasoras. 2. Traços funcionais. 3. Recifes de corais. 4. Suscetibilidade. 5. Impactos. I. Miranda, Ricardo Jessouroun. (Orientação). II. Feitosa, João Lucas Leão. (Coorientação). III. Título.

590 CDD (22.ed.)

SAVANA KELY ALBUQUERQUE AROUXA

**VULNERABILIDADE FUNCIONAL DAS COMUNIDADES DE CORAIS
BRASILEIRAS À INVASÃO DO CORAL-SOL (*Tubastraea* spp.)**

Trabalho de conclusão de curso
apresentado à Coordenação do curso de
Bacharelado em Ciências Biológicas da
Universidade Federal de Pernambuco,
como requisito parcial à obtenção do
título em Bacharel em Ciências
Biológicas.

Aprovada em: 06/10/2022

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Paula Braga Gomes (Titular)/ Universidade Federal Rural
de Pernambuco

Prof. Dr. Ralf Tarciso Silva Cordeiro (Titular) /Universidade Federal
Rural de Pernambuco

Dr. Ricardo Jessouroun de Miranda (Orientador) / Universidade
Federal de Alagoas

AGRADECIMENTOS

Agradeço inicialmente ao meu orientador, Dr. Ricardo Jessouroun de Miranda, a quem agradeço por me acompanhar nesse último ano, por todas as chamadas de vídeos, ensinamentos e por sempre se fazer presente e disposto a me ajudar quando necessário. Ao meu co-orientador, Dr. João Lucas Leão Feitosa, agradeço por toda oportunidade ao longo da graduação. Foi por meio da sua aula e pela oportunidade de ser monitora na sua disciplina que me enxerguei dentro de uma área onde me apaixonei. Ser sua monitora e entrar no Laboratório de Pesquisa em Ictiofauna e Ecologia dos Recifes-LABPIER foram sem dúvidas pontos cruciais na minha graduação. Obrigada por todas as conversas, conselhos e por ser sempre tão empático. Agradeço a Instituição The Rufford Foundation, pelo financiamento ao Projeto Guarda Sol, projeto do Corais do Brasil, para realização dos trabalhos de campo em Pernambuco. A Petrobras pelo financiamento do Projeto Budiões, do instituto Nautilus, que custeou as saídas de campo no Rio Grande do Norte e Alagoas. Ao LEB-UFBA e o RECOR-UFBA por todo apoio nos trabalhos de campo, auxiliando na Baía de Todos os Santos e Abrolhos, respectivamente. Sem a ajuda de vocês esse trabalho não seria possível.

Agradeço a toda minha família, Painho, Mainha, Wanessa, Geo, Tia Inez e Vovó Lia. Painho e Mainha obrigada por vocês sempre me incentivarem a estudar, a dar o meu melhor e alcançar meus objetivos. Obrigada por não desistirem de mim nos momentos difíceis que precisei passar. Obrigada por toda dedicação dada a mim, aos 11 anos, pós cirurgia, por não me fazerem desistir dos meus sonhos e sempre reforçarem que eu seria capaz. Obrigada por serem minha base, se eu estou onde estou hoje, foi 100% por vocês. Agradeço a minha tia, por toda ajuda, todos os bolos e doces que me deu (ajudaram muito), por se importar tanto comigo e sempre me escutar. Obrigada a minha irmã e a geo, que são e sempre serão meus bebês e fonte de energia para me recarregar. Um agradecimento mais que especial a minha vó, Dona Lia, que infelizmente partiu logo após me ver entrar na graduação. Obrigada vovó, eu nada seria sem você, não tenho dúvidas. Obrigada por cada comida feita enquanto eu estudava, por me esperar chegar às 00h do curso e não me deixar perder a hora no outro dia e me acordar às 06h. Obrigada por todos os ensinamentos, inclusive por me ensinar a fazer o melhor cuscuz do mundo depois do seu, por cada palavra de apoio, por ser sempre tão orgulhosa de mim, por vibrar todas as minhas conquistas, por fazer questão de gritar pro mundo que eu era sua netinha, por

dividir comigo o seu amor pelo mar e me fazer amar também, por cada abraço quentinho, por ter sido ao longo de 21 anos da minha vida, o meu refúgio, fortaleza e a melhor vó que eu poderia ter.

Aos meus amigos de infância/ensino médio, Robinho, Arianne, Aline, Renata, Gildinho e Paulinho sou extremamente grata em ter vocês em cada ponto da minha vida. Por tudo que compartilhamos e ainda vamos compartilhar. Obrigada por permanecerem aqui, independente da distância, por se fazerem presente na minha vida e se importarem comigo. As minhas meninas e a Elly, muito obrigada de coração. Eu digo e repito, eu não conseguiria ter continuado o curso se eu não tivesse vocês, vocês sabem. O baque de perder minha vó me desmoronou e vocês me ajudaram TANTO a juntar meus cacos e não me deixar desistir. Obrigada por serem tão genuínos a ponto de serem meus motivos de ir à faculdade em momentos que minha vida e minha cabeça estavam um caos. Obrigada Carol, cozinha ou peritício hahaha por todas as vezes que andamos de carro cantando Something Just Like This, pelas comidinhas que são uma delícia, por me dar uma tia que faz a melhor lolita do mundo, por ser tão minha ouvinte e ter sempre as melhores palavras de apoio. Obrigada Elly, por ser o amor da minha vida, por todas as vezes que pegou o violão do DA e cantou para gente, trazendo calma para os meus dias. Obrigada Manu, por ser tão você me fazendo rir a cada 4 segundos por entender algo errado, por partilhar comigo todas as viagens de Ti Tancredo/ Ti macaxeira e por ser tão parceira. Obrigada por todo carinho Thalyacea, vivemos momentos intensos e únicos e quando me lembro fico grata em ter vivido contigo. Obrigada Sonara, minha bruta preferida, por cada gaitada, por falar da pessoa na hora errada kkkk tu és incrível em diferentes maneiras, obrigada por mesmo que longe estar sempre por perto. Obrigada meu nenê, rafics, sei nem o que faria sem ti nesses anos, sou grata demais em ter ido atrás da menina de São Paulo que tava sozinha no canto, obrigada por cada sorriso, cada crise de risos e cada abraço. Anne, minha amiga topa tudo, obrigada por partilhar tantas coisas comigo nesses últimos anos, de risos a choros. Obrigada por me acolher diversas vezes, por cada colo em meio a crises no chão, bancos da UF, por apesar de me ver desmoronando sempre levantar minha cabeça reafirmando que ia dar tudo certo. Tu és incrível.

Anne, Carol, Elly, Manu, Rafa, Sonara e Thali, eu amo vocês demais.

Agradeço aos meus Amigos Caranguejos: Heitor, Bira, Chand, Érica, Milena, Bruno, Fabiano, Malu, Jenny, Lucas, Vitória, Lipe, Amemi, Ítala, Quel, Bandeira, Luiz, Ray. Que sem dúvida, quando juntos formam uma grande família. Gratidão demais em ter vocês do começo ao fim, a conexão que criamos foi fundamental. Vocês são acolhimento e conforto, entrar no Dabio e ver a carinha de vocês, rir com vocês, assistir filme, estudar, ir ao cava, com certeza contribuiu para mais alguns anos de vida. Biazinha meu amor, obrigada por ser tão doidinha e me fazer tão feliz nesses anos, ainda bem que a gente se encontrou. Sofi, gratidão por toda troca de energia que tivemos, por me fazer rir todas as vezes que eu te via, do nada, de cabeça para baixo fazendo yoga e por sempre estar de bracinhos abertos para me abraçar. Maricota, obrigada por ter esse coração tão lindo, por ser uma ótima amiga e sócia incrível, por se atentar aos detalhes e ver em mim coisas que poucos enxergaram, a nossa conversa daquele dia na área de convivência do Cb ficou marcada para mim, para sempre. Dandan e Val, vocês são excepcionais, além de cientistas maravilhosos, são tudo que alguém precisa ter por perto nos dias ruins. Obrigada vocês, por me fazerem passar tanta raiva e rir ao mesmo tempo. Dengo, obrigada por todo carinho, dedicação e preocupação comigo nesses anos, vai ter sempre um pedacinho de você comigo. Thaisincrível, não é à toa que eu chamaria alguém assim, né? Obrigada por ser perfeita e transmitir tanto amor a quem tem o prazer de ter na vida. Huguinho Chaves, não tenho palavras que consigam expressar tudo de bom que você representa para mim, eu sou eternamente grata em te ter na minha vida e pela UFPE por ter me dado esse presentão que eu nem merecia. Tu foi e és uma grande inspiração.

Por fim, se tudo aconteceu como deveria acontecer, ou não. Obrigada a quem planejou ou simplesmente, ao acaso, por me fazer ter essa rede incrível de amigos dentro e fora da Universidade. Vocês foram essenciais em cada parte do processo e são pontos extremamente importantes na minha vida. Eu amo cada um de vocês, obrigada por tanto.

RESUMO

Invasões biológicas são consideradas uma ameaça ao funcionamento dos ecossistemas, por modificarem a estrutura do habitat, alterarem processos ecológicos causando impactos funcionais com consequências econômicas e sociais. No ambiente marinho, o coral *Tubastraea* spp. invadiu o Atlântico, onde vem causando impactos em espécies, comunidades e processos ecológicos de ecossistemas recifais brasileiros. No presente trabalho, foi avaliado como as comunidades de corais brasileiros podem ser vulneráveis aos efeitos da invasão de *Tubastraea* spp., em uma perspectiva funcional. O estudo foi realizado em recifes de cinco estados do nordeste brasileiro em 28 sítios de coleta, onde a diversidade taxonômica e funcional das comunidades coralíneas foi investigada. O número de espécies e cobertura dos corais foram amostrados por 1500 fotoquadrados com imagens de alta resolução. Os atributos funcionais das espécies de corais foram caracterizados por meio de revisão bibliográfica, e utilizados para o cálculo de valores de CWM (Community-Weighted Mean) para cada atributo. Os resultados mostraram diferenças na estrutura taxonômica e funcional entre os recifes estudados, especialmente quando comparados recifes com presença de *Tubastraea* spp. com aqueles sem a presença do invasor. As grandes coberturas ($8.99 \pm 1.3\%$) que o coral *Tubastraea* spp. atingiu no sítio invadido (Recife dos Cascos, Baía de Todos os Santos), contribuiu para diferenciar os atributos funcionais nas comunidades. Os atributos de competição química e física, assim como a ausência de zooxantelas associadas ao invasor, foram as principais características funcionais que explicaram as diferenças entre os sítios. Entre os recifes ainda não invadidos, alguns destacam-se por uma maior vulnerabilidade a serem colonizados pelo coral-sol, enquanto em outros, caso ocorra a disseminação dessa espécie, pode resultar em grande perda para a diversidade coralínea. Abrolhos, por ser um ambiente com alta diversidade de espécies, podem ter uma resposta competitiva mais forte para espécies invasoras, mas também podem sofrer maior perda de diversidade, em especial de espécies raras e endêmicas. No Rio Grande do Norte, os recifes são dominados massivamente por *Sidetastrea* spp. e por isso correm grande riscos de impactos funcionais na presença do coral-sol, uma vez que esta espécie demonstra ter mens capacidade competitiva em contato com o invasor. Os recifes de Alagoas possuem coberturas significativas de uma espécie em perigo de extinção, *Mussismilia harttii*, que diante da presença do coral invasor, podem perder um importante refúgio para sua conservação. De acordo com os resultados do presente trabalho, é necessário reforçar a importância do

monitoramento em áreas não invadidas para detecção precoce e rápidas ações para erradicação e controle das populações de coral-sol, a fim de evitar impactos funcionais e para mitigar os efeitos nos processos ecológicos dos ambientes recifais brasileiros.

Palavras-chave: Espécies invasoras. Recifes de corais. Traços funcionais. Suscetibilidade. Impactos.

ABSTRACT

Biological invasions are considered a threat to ecosystem functioning, as they modify habitat structure and alter ecological processes causing functional impacts with social and economic implications. The sun coral *Tubastraea* is an invasive species in the Atlantic, and in Brazilian coral reefs, several impacts are registered at species, communities and ecosystem levels. In this work, coral communities of Brazilian reefs were analyzed in regards to their vulnerability to *Tubastraea* invasion in a functional perspective. Reefs from five states of Brazilian Northeastern were addressed in 28 study sites, where coral community taxonomic and functional diversity were investigated. Species identity and benthic coverage were measured with 1500 high-resolution photoquadrats. Functional traits of coral species were characterized through literature review and applied to calculate CWM values (Community-Weighted Mean) for each trait. Results showed differences in taxonomic and functional structure among analyzed reefs, particularly when comparing invaded and non-invaded reefs. Greater sun coral coverage ($8.99 \pm 1.3\%$) in invaded sites (Recife dos Cascos, Baía de Todos os Santos) contributed to the differentiation of those in functional attributes; chemical and physical means of competition, along with the absence of zooxanthellae association, typical to sun corals, explained most of the divergence between sites. Among the reefs not yet invaded, some stand out as being more vulnerable to being colonized by sun coral, and others can result in significant loss of coral biodiversity once invaded. Abrolhos, being an environment with high species diversity, may have a stronger competitive response to invasive species, but may also suffer greater loss of diversity, especially rare and endemic species. In Rio Grande do Norte, the reefs are massively dominated by *Sidetastrea* spp. and, therefore, they run significant risks of functional impacts in the presence of the sun coral, since this species has less competitive capacity in contact with the invader, as detected in previous studies. The reefs of Alagoas have significant coverage of an endangered species, *Mussismilia harttii*, which, in the presence of invasive corals, may lose an important refuge for its conservation. According to the results of the present work, it is necessary to reinforce the importance of monitoring in non-invaded areas for early detection and rapid action to eradicate and control populations of sun corals to avoid functional impacts and mitigate the effects on the ecological processes of the Brazilian reef environment.

Keywords: Invasive species. Coral reefs. Functional traits. Susceptibility. Impacts.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Mapa da área de estudo indicando os sítios de coleta nos recifes não invadidos e invadidos pelo coral-sol e os sítios onde o invasor já foi registrado.	25
Figura 2 –	Recifes de corais ao longo da costa brasileira onde foram realizadas as amostragens: a) Rio do Fogo no Rio Grande do Norte, b) Porto de Galinhas e c) São José da Coroa Grande em Pernambuco, d) Maragogi e e) Japaratinga em Alagoas, f) Baía de Todos os Santos e g) Abrolhos na Bahia.	26
Figura 3 –	A) Mergulho para realização das imagens dos recifes. B) Análise das imagens e identificação através do software Coral Count Point with Excel.	30
Figura 4 –	Espécies de corais encontradas nas análises de cobertura dos recifes A- <i>Millepora alcicornis</i> B- <i>Millepora braziliensis</i> C- <i>Millepora nitida</i> D- <i>Stylaster roseus</i> E- <i>Mussismilia hispida</i> F- <i>Mussismilia harttii</i> G- <i>Mussismilia leptophylla</i> H- <i>Mussismilia braziliensis</i> I- <i>Favia gravida</i> J- <i>Montastrea cavernosa</i> K- <i>Madracis decactis</i> L- <i>Scolymia wellsi</i> M- <i>Siderastrea</i> spp. N- <i>Porites astreoides</i> O - <i>Meandrina braziliensis</i> P- <i>Porites branneri</i> Q- <i>Agaricia fragilis</i> R- <i>Tubastreae</i> spp.	31
Figura 5 –	Cobertura das espécies de coral ocorrentes nas áreas de estudo. Números grandes representam valores médios, números pequenos, o desvio padrão. Na última linha encontram-se os valores médios de cobertura de corais de todas as espécies somadas. Cores mais claras mostram os menores valores e as cores mais escuras mostram os valores mais altos. Em azul estão áreas não invadidas por coral-sol, em vermelho, áreas invadidas.	32
Figura 6 –	Análise dos componentes principais (PCA). As abreviações dos traços funcionais são: Phy.def — defesa física; Che.def — defesa química; Form — morfologia da colônia; Blea. — Suscetibilidade	34

ao branqueamento; Repro. — Modo de reprodução; Size — Tamanho; Hab. — Preferência de habitat; Sex. — Padrão de reprodução e Zoox — zooxantelados.

Figura 7 – CWM -Community-Weighted Mean, valores médios dos traços 36
funcionais pesados pelas abundâncias das espécies. As
abreviações dos traços funcionais são: Blea. — Suscetibilidade ao
branqueamento; Che.def — defesa química; Form — morfologia
da colônia; Hab. — Preferência de habitat; Phy.def — defesa
física; Repro. — Modo de reprodução; Sex. — Padrão de
reprodução; Size — Tamanho e Zoox — zooxantelados. As barras
de erro, indicam o desvio padrão. Locais invadidos estão
identificados em vermelho, e sítios não invadidos em azul.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.2	OBJETIVOS	17
1.2.1	Objetivo Geral	17
1.2.2	Objetivos Específicos	17
2	REFERENCIAL TEÓRICO	18
2.1	RECIFES DE CORAIS BRASILEIROS	18
2.2	CORAIS	19
2.3	EFEITOS DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORA MARINHAS	20
2.4	CORAL-SOL	22
3	MATERIAIS E MÉTODOS	23
3.1	ÁREA DE ESTUDO	23
3.2	COLETA DE DADOS	27
3.2.2	TRAÇOS FUNCIONAIS DOS CORAIS	28
3.3	ANÁLISE DOS DADOS	29
4	RESULTADOS	30
5	DISCUSSÃO	37
6	CONCLUSÃO	41
	REFERÊNCIAS	42
	APÊNDICE A – Traços funcionais das espécies encontradas na coleta de dados.	45

1 INTRODUÇÃO

Por se tratar de um ambiente com condições ambientais variáveis e grande número de espécies endêmicas, os recifes são muito sensíveis a distúrbios (KLEYPAS et al., 1999; LEÃO et al., 2003; NYSTRÖM et al., 2000). Diante disso, esses ambientes estão continuamente em risco, ameaçados por fatores como o aquecimento global (HUGLES, 2018), sobrepesca (SHANTZ et al., 2020), turismo (WONG et al., 2019), poluição associada ao desenvolvimento urbano e a introdução de espécies exóticas invasoras, que tem colocado em risco a sobrevivência das espécies nativas.

As espécies exóticas invasoras podem causar efeitos extensos nos sistemas marinhos em todo o mundo (CARLTON & GELLER, 1993) e muitos estudos demonstraram impactos negativos em assembléias bentônicas. Além de poder alterar os processos do ecossistema através da aquisição de recursos, alterando toda estrutura trófica, redes alimentares e regime de perturbação do ambiente invadido (VITOUSEK, 1990; HOLLEBONE & HAY, 2007; CARALT & CEBRIAN, 2013). As espécies exóticas invasoras podem ser prejudiciais ao funcionamento ecológico e a economia associada aos serviços oferecidos pelo ecossistema recifal (ESPINOLA & FERREIRA, 2007; SIMBERLOFF et al., 2013; VALÉRY et al., 2008).

No Brasil existem várias espécies invasoras que vem causando impactos negativos ao longo das últimas décadas, como *Oreochromis niloticus* (tilápia) em áreas de água doce e *Limnoperna fortunei* (mexilhão-dourado) nos ambientes estuarinos, esse chegando a atingir densidades populacionais de até 150 mil indivíduos por metro quadrado, que causaram grandes perdas na biodiversidade local e fortes danos a indústrias com obstrução de tubulações (ROSA e GROTH, 2004; GISP, 2005). Atualmente, algumas espécies invasoras vêm ganhando destaque em ambientes recifais, como exemplo o peixe-leão, *Pterois volitans*, que invadiu recentemente, a costa e ilhas brasileiras na costa norte do Brasil como o importante Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha (LUIZ et al., 2021; SOARES et al., 2022); outros exemplos são a alga *Caulerpa taxifolia* e coral-sol, ambas espécies possuindo características como rápida reprodução e dispersão, que as destacam e ajudam no sucesso das invasões (CÔTÉ & SMITH, 2018; CROCKETT & KEOUGH, 2014; CREED et al., 2017).

Tubastraea coccinea e *Tubastraea tagusensis*, conhecidas no Brasil como coral-sol, são espécies de corais escleractíneos, nativas do Indo Pacífico e ilhas Galápagos,

respectivamente. Suas colônias foram observadas pela primeira vez no Brasil, associadas a plataformas de petróleo e gás, na década de 80, no estado do Rio de Janeiro (CASTRO & PIRES, 2001). Desde então, o coral-sol segue ampliando sua distribuição e expandindo suas populações de forma descontrolada na costa brasileira, como em São Paulo, (MIZRAHI et al., 2014), Espírito Santo (COSTA et al., 2014), Bahia (SAMPAIO et al., 2012), Santa Catarina (SÁA et al., 2019), Pernambuco (MIRANDA et al., 2020), Ceará (SOARES et al., 2016), Sergipe (CREED et al., 2017) e recentemente em Alagoas (MIRANDA, dados não publicados).

De acordo com ZILLER & ZALBA (2005) espécies exóticas invasoras podem modificar a estrutura e composição de uma comunidade por meio da competição por recursos. Estudos revelaram que *Tubastraea* spp. pode interferir no recrutamento de corais nativos como *Siderastrea stellata* e *Mussismilia hispida* (MIRANDA et al., 2018) por causar danos nos adultos, que podem sofrer necrose tecidual e redução do tecido vivo em encontros naturais com o invasor (MIRANDA et al., 2018). Em contrapartida, as espécies *Montastraea cavernosa* e *Madracis decactis* foram encontradas utilizando os tentáculos de varredura para se defender do coral invasor (MIRANDA et al., 2016). As espécies de coral-sol possuem uma alta taxa de reprodução, dispersão larval, recrutamento e capacidade regenerativa, características ecológicas responsáveis pelo grande sucesso da consolidação de suas populações no ecossistema, como ocorreu na baía de Ilha Grande, Rio de Janeiro (DE PAULA et al., 2005; CREED et al., 2017; LUZ et al., 2018).

Uma colônia de *T. coccinea* considerada pequena (17,14 cm; 34 pólipos) ao longo de 24 horas chega a liberar 1.561 larvas, com diferentes estágios larvais podendo sobreviver na coluna d'água por até 91 dias, características muito importantes para o sucesso da invasão (LUZ et al., 2020). As espécies *T. tagusensis* e *T. coccinea* apresentam características que facilitam sua dispersão e a colonização de novos substratos, possuindo ao menos dois eventos reprodutivos por ano, e diversos eventos de planulação ocorrendo a cada três ou quatro meses, enquanto o período de desenvolvimento da larva até a conclusão da metamorfose leva em torno de 3 a 7 dias. (DE PAULA et al., 2014). Em corais nativos como *Mussismilia hispida*, *Mussismilia harttii*, *Siderastrea stellata*. *Millepora alcicornis* é observado apenas um evento reprodutivo por ano, além de possuírem poucas estratégias de defesa apresentando uma desvantagem competitiva

quando comparados ao coral invasor (ÍRES et al., 1999; PIRES et al., 1999; NEVES & PIRES, 2002; SILVA et al., 2019).

Preservar as funções ecossistêmicas do recife inclui a compreensão das características funcionais entre as espécies dentro dele (MICHELI & HALPERN, 2005; PETCHEY & GASTON, 2006). DÍAZ-PÉREZ (2016) destacou um importante avanço que utiliza das características de diversidade biológica, ecológica e funcional para avaliar a saúde de recifes de corais. A ecologia funcional é baseada no uso de traços e suas interações, que são determinantes para o desempenho e dinâmica do ecossistema. Esses traços são características biológicas, que influenciam na atuação dos organismos e dispõem de informação em relação a resposta dos ambientes, a agentes estressores, como por exemplo as espécies invasoras (VIOLLE et al., 2007; LOREAU et al., 2001; LAVOREL & GARNIER, 2002). Essas ameaças causadas por espécies invasoras tornam necessários estudos para compreender a diversidade funcional que pode prever os impactos e a vulnerabilidade dos organismos no ecossistema e a capacidade de resposta para manter a dinâmica funcional dos recifes (MCWILLIAM et al., 2020; PETCHEY & GASTON, 2006).

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Avaliar a diversidade funcional das comunidades de corais dos mais relevantes recifes de corais costeiros do Brasil e sua vulnerabilidade aos impactos associados à invasão por *Tubastraea* spp..

1.2.2 Objetivos Específicos

- Descrever a diversidade taxonômica de corais nos recifes de coral com elevada importância ao longo da costa brasileira;
- Levantar os traços funcionais das espécies de corais em recifes distintos da costa brasileira;
- Com base nas comunidades descritas, prever potenciais cenários de impactos da invasão pelo coral-sol na funcionalidade dos recifes brasileiro

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 RECIFES DE CORAIS BRASILEIROS

Os recifes de corais compõem cerca de 30% das regiões costeiras tropicais, são estruturas rígidas formadas principalmente por corais construtores e algas calcárias (ZILBERBERG et al., 2016). A diversidade coralínea dos recifes varia consideravelmente entre as diferentes regiões do globo, sendo elevada do Indo-Pacífico, e mais reduzida no Caribe e Brasil, subsequentemente (LEÃO et al., 2003). O Brasil abriga os únicos recifes verdadeiros e a maior diversidade do atlântico Sul, relativamente baixa a outras regiões do globo, mas com características particulares, como o alto endemismo e a dominância de espécies rústicas, resistentes e de crescimento lento (LEÃO et al., 2003; ZILBERBERG et al., 2016). As primeiras descrições sobre recifes brasileiros foram feitas por Charles Darwin (1851) e Hartt (1870), e posteriormente, Laborel (1967) detalhou a comunidade recifal e suas espécies.

Na costa brasileira existem dois tipos principais de recifes: costeiros e oceânicos. Os recifes costeiros estão localizados próximo à costa, na plataforma continental e os oceânicos na plataforma externa (LEÃO et al., 2003). Os recifes costeiros sofrem grande influência das atividades antrópicas do uso do solo e a foz de diversos rios, que exigem as espécies se adaptarem a ambientes de águas turvas, sob influência constante de sedimentos siliclásticos (LEÃO et al., 2003; LEÃO et al., 2019). Os recifes oceânicos, por estarem mais distante da costa, estão menos sujeitos a ação dos rios e mal uso do solo, mas podem sofrer com impactos da pesca predatória desregulamentada. O crescimento e morfologia dos recifes brasileiros podem variar de recifes em franja paralelos a costa, chapeirões como estrutura única e similar a cogumelos crescendo verticalmente, atóis oceânicos que crescem sob o topo de vulcões submersos ou em substrato rochoso ao redor de ilhas oceânicas (LEÃO et al., 2003; LEÃO et al., 2019).

Encontrados ao longo de 3.000 km de costa, os recifes de corais brasileiros desempenham funções importantes. Além de serem berçário e habitat de várias espécies, são fonte de renda e alimentação por meio de serviços ecossistêmicos como pesca e turismo de lazer (LEÃO et al., 2019; ALLEMAND & OSBORN, 2019; WOODHEAD et al., 2019). Os recifes coralíneos são ricos em diversidade biológica, e nos últimos anos vem sofrendo com ações antrópicas que resultam em um declínio na biodiversidade, economia pesqueira e outros serviços ecossistêmicos. (ALLEMAND & OSBORN, 2019).

Os recifes de coral, um dos os sistemas marinhos mais biodiversos e produtivos do mundo (BIRKELAND, 1977; CONNELL, 1978), tem sido o assunto de relativamente poucos estudos rigorosos avaliando as consequências potenciais de invasões em associações de corais (ÁVILA & CARBALLO, 2009; PÉREZ-ESTRADA et al., 2013). Os sistemas de recifes de corais são altamente dependentes de corais hermatípicos que constroem estruturas físicas tridimensionais complexas (JONES et al., 1994; GRAHAM e NASH, 2012), criando uma grande variedade de microhabitats e levando a uma alta diversidade e abundância de organismos (CONI et al., 2013; LEAL et al., 2013; GRAHAM, 2014; LEAL et al., 2015).

2.2 CORAIS

Os corais zooxantelados construtores de recifes, formam uma associação simbiótica com algas unicelulares fotossintetizantes e cianobactérias que possibilitam adquirir seus nutrientes por meio da luz solar em águas rasas e transparentes (STAMBLER, 2010). As algas unicelulares são geralmente chamadas de zooxantelas devido à sua cor amarelo-marrom, essas são principalmente dinoflagelados do gênero *Symbiodinium* sp. (BRANDT, 1883; COFFROTH & SANTOS, 2005). Essa simbiose é de grande importância para formação desses ecossistemas, pois permite o sucesso dos corais em ambientes com baixa quantidade de alimento e nutrientes (ZILBERBERG et al., 2016). Também exige que o coral tolere e reconheça a presença dos simbioss em seus tecidos, e que as algas sejam capazes de sobreviver no tecido e desenvolver algumas combinações específicas de hospedeiro-simbionte (WEIS, 2008; YELLOWLEES et al., 2008).

Essa relação de simbiose também expõe os corais a ações antrópicas ligadas a mudança de temperatura dos oceanos, podendo ocorrer o branqueamento parcial, total e até levar à morte dos corais (BRITO et al., 2020). O branqueamento consiste na perda da coloração dos corais vivos devido à expulsão das zooxantelas e seus pigmentos fotossintéticos (KELMO, 1998). O fenômeno do branqueamento de corais vem se intensificando de forma global e em episódios de larga escala e maior tempo de duração (HUGHES et al., 2018; HUGHES et al., 2019). A maioria dos episódios de branqueamento ocorridos no Atlântico Sul acometeram o nordeste do Brasil, particularmente na costa do estado da Bahia (MIES et al., 2020).

No Brasil são encontradas 23 espécies de corais escleractíneos zooxantelados, sendo 4 delas endêmicas e construtoras de recifes: *Mussismilia braziliensis* (Verrill, 1867), *Mussismilia hispida* (VERRILL, 1902), *Mussismilia harttii* (VERRILL, 1868) e *Mussismilia leptophylla* (VERRILL, 1868) descrita anteriormente como (*Favia leptophylla*, NUNES et al., 2008). Todas

as espécies endêmicas são coloniais, entre elas destacam *M. braziliensis*, principal coral construtor dos recifes de Abrolhos, encontrado apenas na Bahia e Espírito Santo, e *Mussismilia harttii* que se distribui desde o Espírito Santo até o Ceará, mas está ameaçada de extinção (LEÃO et.al., 2010; KIKUCHI et al., 2013; ICMBio, 2018). Cinco espécies de hidróides calcários ocorrem nos recifes brasileiros, *Millepora alcicornis*, *M. braziliensis*, *M. nitida*, *M. laborelli* e *Stylaster roseus*. Os recifes ainda apresentam quatro espécies de antipatários e 11 de octocorais contribuindo para constituição da fauna brasileira (LEÃO et al., 2016; LEÃO et al., 2003; MAZZEI et al., 2017; NUNES et al., 2008).

2.3 EFEITOS DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS MARINHAS

As bioinvasões ameaçam os ambientes marinhos, pois podem prejudicar as espécies nativas em todos os níveis tróficos, esses efeitos podem ter consequências graves também para o bem-estar humano através da perda de bens e serviços (PEJCHAR & MOONEY, 2009; ANTON et al., 2019). Uma espécie é considerada exótica, quando atravessa as barreiras da sua distribuição natural, geralmente com ajuda do ser humano, passando a ocorrer em um novo local onde não ocorria antes (HETTINGER, 2001). Essas espécies exóticas podem se tornar invasoras, quando elas se estabelecem, se reproduzem e ampliam suas populações nesse novo local, interferindo na capacidade de sobrevivência das espécies, ou outros aspectos de populações e comunidades nativas, que em algumas situações pode alterar o funcionamento de ecossistemas (LOPES, 2009).

Espécies exóticas invasoras podem ser introduzidas de forma acidental ou intencional em ecossistemas que antes não eram encontradas, ganhando vantagens adaptativas que possibilitam uma maior dispersão. Uma das invasões marinhas mais bem documentadas até hoje são as espécies *Pterois volitans* e *P. miles*, popularmente referidos como "peixe-leão", nativos do Indo-Pacífico. Eles são considerados atualmente um predador abundante e onipresente em toda parte subtropical e tropical do Atlântico norte ocidental, onde causam impactos prejudiciais às espécies nativas e alterações nos ecossistemas (ALBINS & HIXON, 2013; CÔTÉ et al., 2013; CÔTÉ & SMITH, 2018; MORRIS & WHITFIELD, 2009; SCHOFIELD, 2009). Relatado pela primeira vez na costa sul da Flórida na década de 1980, acredita-se que sua introdução foi resultado de liberações realizadas por aquaristas (SCHOFIELD, 2009; WHITFIELD et al., 2002; SEMMENS et al., 2004). O peixe-leão estabeleceu rapidamente densas populações nas Bahamas, Caribe e Golfo do México (SCHOFIELD, 2009; SCHOFIELD, 2010). Atualmente o peixe-leão está estabelecido em diversos habitats, recifes de coral, arrecifes artificiais, manguezais, tapetes de ervas marinhas,

estuários e habitats de fundo duro em todo o Atlântico norte ocidental temperado e tropical, chegando a profundidades de mais de 300 metros (SCHOFIELD, 2010; CÔTÉ et al., 2013).

A expansão da gama de sucesso e proliferação do peixe-leão é atribuída a um conjunto amplo de características biológicas, incluindo sua grande tolerância ecofisiológica, alta fecundidade, maturidade na idade jovem, versatilidade de habitat, crescimento rápido, comportamento de defesas contra predadores, espinhos venenosos e hábitos alimentares generalistas (ANTON et al., 2016; CÔTÉ & SMITH, 2018). A predação de *Pterois* spp. é responsável por rápidas reduções nas populações de peixes nativos além de causar grandes reduções na abundância e riqueza de comunidades de peixes recifais nos locais em que se instalou (GREEN et al., 2012; ALBINS, 2015; DAHL et al., 2016). Nos ecossistemas atlânticos o peixe-leão ocorre agora em uma escala que impede a erradicação completa (PLUESS et al., 2012).

Outro exemplo de invasão bem documentada é o caso da alga verde *Caulerpa* (Lamouroux, 1809), um dos gêneros de macroalgas mais diversos e com grande potencial invasivo. Este gênero tem espécies endêmicas encontradas na Ásia, Caribe e Austrália (PRUD'HOMME VAN REINE et al., 1996). As características biológicas das espécies de *Caulerpa* como plasticidade fenotípica, eficiente reprodução assexuada, alta produção de metabólitos de superfície e absorção de nutrientes via rizoides contribuem direta e indiretamente para gama de habitats utilizados e contribuem para o sucesso das invasões (CROCKETT & KEOUGH, 2014). As espécies de *Caulerpa* são conhecidas por ocupar uma variedade de ambientes e nichos com diferenças marcantes em relação à temperatura, disponibilidade de luz, movimento da água, profundidade e pressão de pastoreio (OHBA et al., 1992; GACIA et al., 1996; DE SENERPONT DOMIS et al., 2003; FERNÁNDEZ-GARCÍA et al., 2010; CROCKETT & KEOUGH, 2014).

Caulerpa cylindracea (Sonder, 1845) foi encontrada no Mar Mediterrâneo ao longo da costa da Tunísia em 1985, e foi sendo introduzida até o sudoeste da Austrália (SGHAIER et al., 2015; BELTON et al., 2014). Ela foi registrada em uma variedade de substratos e assembléias bentônicas, entre 0 e 70 m de profundidade, em ambas as áreas poluídas e não poluídas, e proliferaram rapidamente mostrando alta adaptabilidade a estressores físicos-químicos (CAPIOMONT et al., 2005; 2016; STREFTARIS & ZENETOS, 2006; TSIAMIS et al., 2008; CEBRIAN & BALLESTEROS, 2009; PIAZZI & BALATA, 2009; ALTAMIRANO et al., 2014; BULLERI & MALQUORI, 2015). *C. cylindracea* pode exercer efeitos negativos sobre macrófitas marinhas (CECCHERELLI & CAMPO, 2002; RANIELLO et al., 2007;

VAZQUEZ-LUIS et al., 2008), e pode alterar o comportamento das espécies nativas, com supostas repercussões adversas no padrão andorinhas do crescimento dos peixes e dinâmica populacional (MAGLIOZZI et al., 2017). Esta alga pode exercer efeitos relevantes na composição de matéria orgânica, e nas populações microbianas associadas (RIZZO et al., 2017).

2.4 CORAL-SOL

O coral ahermatípico *Tubastraea* (Scleractinia, Dendrophylliidae), é um gênero nativo da região Indo-Pacífico introduzido no Oceano Atlântico na década de 1940, associado a navios e plataformas de petróleo (CASTRO E PIRES, 2001; FENNER, 2001; FENNER AND BANKS, 2004). *Tubastraea* spp. invadiram com sucesso o Golfo do México, Caribe e a costa brasileira (CREED et al., 2017). No Brasil, o coral-sol foi primeiramente relatado em plataformas de petróleo e, em seguida, em costões rochosos do Rio de Janeiro, São Paulo, Espírito Santo e Santa Catarina (CASTRO & PIRES, 2001; DE PAULA & CREED, 2004; FERREIRA, 2003; COSTA et al., 2014; CREED et al., 2017), onde se tornou o táxon mais abundante no substrato de algumas áreas, em detrimento das algas e outros invertebrados nativos (LAGES et al., 2011). O coral-sol já ampliou sua distribuição para o nordeste, nos estados da Bahia, onde foi encontrado em recifes de corais (SAMPAIO et al. 2012; MIRANDA et al. 2016b), e em substrato artificiais como plataformas e naufrágios em Sergipe, Alagoas, Pernambuco, Rio Grande do Norte e Ceará (CREED et al. 2017; SOARES et al., 2016; MIRANDA et al., in prep.).

Com características típicas de espécies oportunistas e invasoras como o peixe-leão e a alga *Caulerpa*, o coral-sol é considerado um invasor de sucesso por apresentar uma alta fecundidade (DE PAULA et al., 2014), crescimento rápido (WELLINGTON & TRENCH, 1985), defesas aleloquímicas (LAGES et al. 2010a, b) recrutamento eficiente (CREED E DE PAULA, 2007), agressividade competitiva (MIRANDA et al., 2016a) e estratégias de sobrevivência para escapar de condições ambientais adversas (VERMEIJ, 2005). O coral-sol se reproduz ao longo de todo ano, mas apresentam dois picos reprodutivos mais intensos no ano (DE PAULA et al., 2014) suas plânulas podem permanecer na coluna d'água por cerca de 3 a 14 dias (GLYNN et al., 2008, MIZRAHI et al., 2014a). Também apresenta algumas vantagens quando em comparação a espécies nativas, possuem uma alta taxa de recrutamento e dispersão, são espécies hermafroditas com uma idade reprodutiva precoce, curto tempo de incubação embrionária, uma alta taxa reprodutiva e de produção de oócitos (SZMANT, 1991; PIRES et

al., 1999; DE BARROS et al., 2003; NEVES E DA SILVEIRA, 2003; GLYNN et al., 2008; DE PAULA et al., 2014; MIZRAHI et al., 2014a).

No nordeste brasileiro, *Tubastraea* spp. ocupou recifes de corais como na Baía de Todos os Santos, na Bahia, geralmente em habitats mais fundos entre 13 e 40 metros, em superfícies verticais e escuras (MIRANDA et al., 2016a; MIRANDA et al. in prep.). Outras evidências sugerem que *Tubastraea* spp. tem baixa palatabilidade para peixes predadores, devido à produção de aleloquímicos (LAGES et al., 2010a; MOREIRA & CREED, 2012), o que pode causar um efeito no comportamento, reduzindo a abundância e alterando o desempenho de funções importantes como pressão de forrageio no substrato, em peixes recifais como *Scarus zelindae* (MIRANDA et al. 2018b). Esses corais invasivos têm aumentado as taxas de mortalidade em algumas espécies nativas de corais como *Mussismilia hispida* e *Siderastraea stellata* e alterou a estrutura da comunidade bentônica em alguns recifes (LAGES et al., 2011, SANTOS et al., 2013; MIRANDA et al., 2016a).

3 METODOLOGIA

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O presente trabalho foi realizado nos recifes de corais costeiros mais representativos e importantes do Brasil, em termos de diversidade de espécies de corais e para o turismo, economia e conservação marinha. As regiões de estudo estão localizadas nas costas leste e nordeste do Brasil, ao longo de o 1600 km, incluindo os estados da Bahia (Baía de Todos os Santos - BTS e Abrolhos), Alagoas (Japaratinga e Maragogi), Pernambuco (São José da Coroa Grande, Tamandaré, Serrambi e Porto de Galinhas) e Rio Grande do Norte (Rio do Fogo e Maracajaú). Os sítios amostrais incluíram recifes com (apenas a BTS) e sem a presença do coral-sol. Também foi levada em consideração para a seleção dos sítios amostrais, a presença ou proximidade de vetores de introdução, alguns já contaminados pelo coral-sol *Tubastraea* spp.. Como exemplo, os vetores ligados às atividades da indústria do óleo e gás, como plataformas, navios, sondas e portos, assim como naufrágios naturais e artificiais (intencionalmente naufragados), o que torna iminente o risco de chegada do coral-sol nesses recifes não invadidos e consequentemente mais vulneráveis aos impactos da invasão.

A Baía de Todos os Santos (BTS) é a segunda maior baía do Brasil e apresenta uma alta diversidade e abundância de espécies coralíneas, além de representar um dos únicos exemplos

de recifes de corais com a presença do coral-sol no Brasil até o momento. Os recifes estão concentrados tanto na parte externa aberta ao oceano, como no interior da baía (LEÃO et al., 2003; DUTRA & HAWORTH, 2008; CRUZ et al., 2009). O coral-sol está amplamente distribuído na BTS (MIRANDA et al., 2016b), mas apenas uma área de recife de coral ele foi encontrado em grande abundância: o Recife dos Cascos, na parte externa da baía (MIRANDA et al. 2016a). Embora exista a presença do coral-sol em outros recifes da BTS, a ocorrência foi restrita e abundância baixa, e a maioria dos recifes foram ainda livres da invasão. Apesar da BTS apresentar grande diversidade de ecossistemas e habitats, relativamente preservados, as atividades humanas são intensas, principalmente associadas a navegação para o comércio marítimo e a indústria do óleo e gás, este último sendo o principal vetor do coral-sol (CREED et al., 2017). A BTS está dentro dos limites da Área de Proteção Ambiental Baía de Todos os Santos, uma unidade de conservação sem plano de manejo e de baixa efetividade de proteção (BITTENCOURT et al., 1976; LESSA et al., 2000; 2001; ANDRADE & HATJE, 2009).

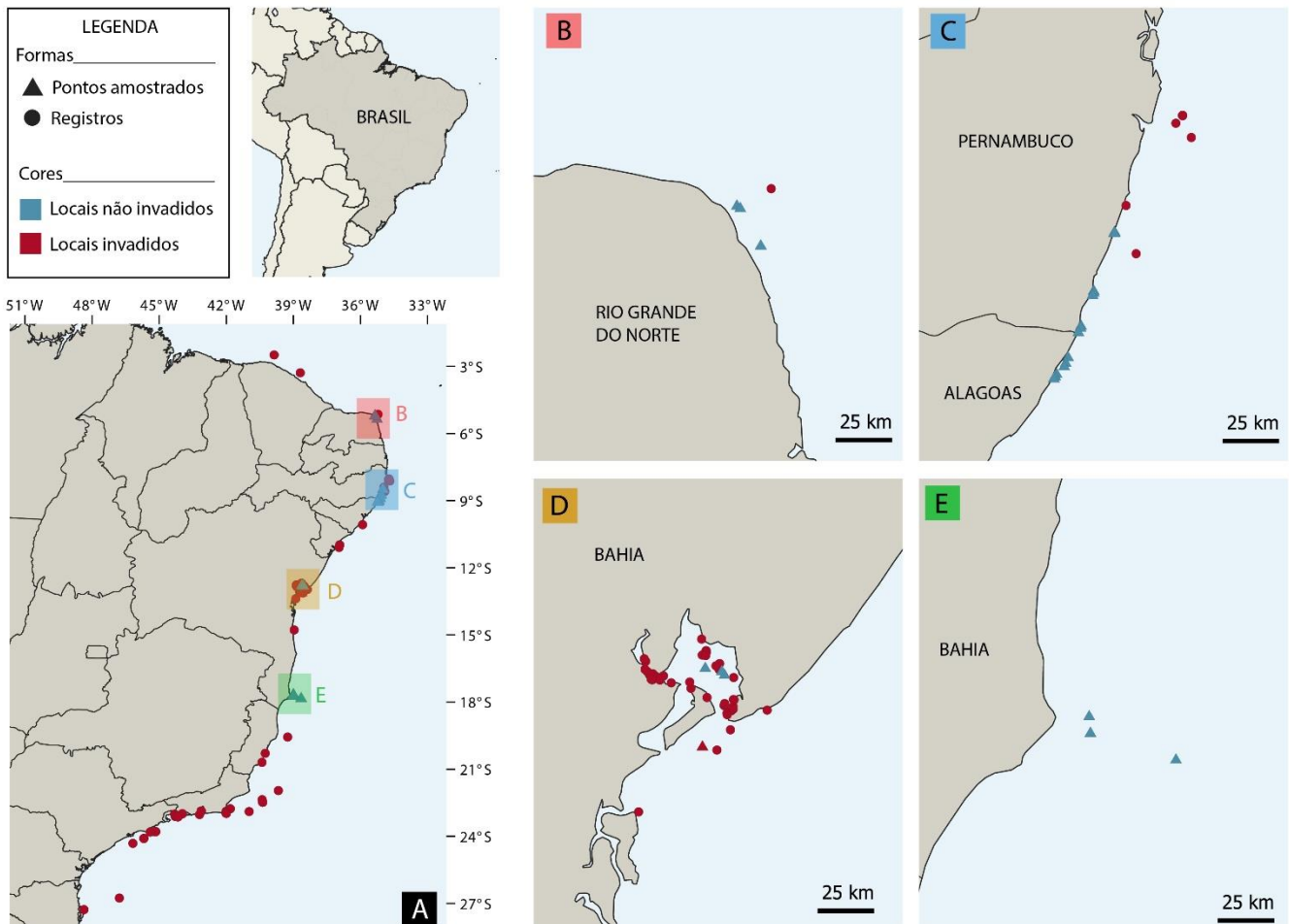
A região de Abrolhos, no sul da Bahia, representa a área mais extensa e rica em recifes de corais no Brasil. Essa área inclui o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNA Abrolhos) com o ecossistema recifal ocupando uma área com cerca de 6.000km² do norte do banco de abrolhos (LEÃO & KIKUCHI, 2001). Nessas áreas encontram-se a maior biodiversidade e maior taxa de endemismo do atlântico sul (LABOREL, 1969; CASTRO & PIRES, 2001; LEÃO et al., 2003; LEÃO & KIKUCHI, 2001; 2005). Embora o coral-sol não tenha sido registrado nos recifes de Abrolhos, até o momento, ele foi registrado a cerca de 180 km de distância ao sul do banco de abrolhos em plataformas de petróleo, na costa do Espírito Santo (COSTA et al., 2014).

Os recifes da costa norte de Alagoas e sul de Pernambuco possuem uma das maiores extensões de recifes em franja do Brasil, que se desenvolveram paralelos a costa, de forma alongada e descontínua (MANZO et al., 2018; DOMINGUEZ, 2008). Os recifes estão associados aos bancos de arenito (DOMINGUEZ et al., 1990), coberto por corais, algas calcárias e moluscos (MAIDA & FERREIRA, 1997). Nessa região está a maior unidade de conservação costeira do Brasil, localizada entre Maceió em Alagoas e Tamandaré em PE, a Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (APACC). O sul de Pernambuco onde está localizada a APA Serrambi, que inclui os recifes e naufrágios de Serrambi. O coral-sol não foi encontrado nos recifes de corais dessa região, porém já está presente no Naufrágio Marte, em Serrambi, localizado a 12 km dos recifes da praia de Serrambi, 14km de Porto de Galinhas, 26 km de Tamandaré, 56km de Maragogi e 66 km de Japaratinga e limite norte da Área de Proteção

Ambiental Costa dos Corais (Figura 1). Além disso, o coral-sol também foi registrado no Porto de Suape, a 14 km de Porto de Galinhas e em vários naufrágios ao longo de Recife.

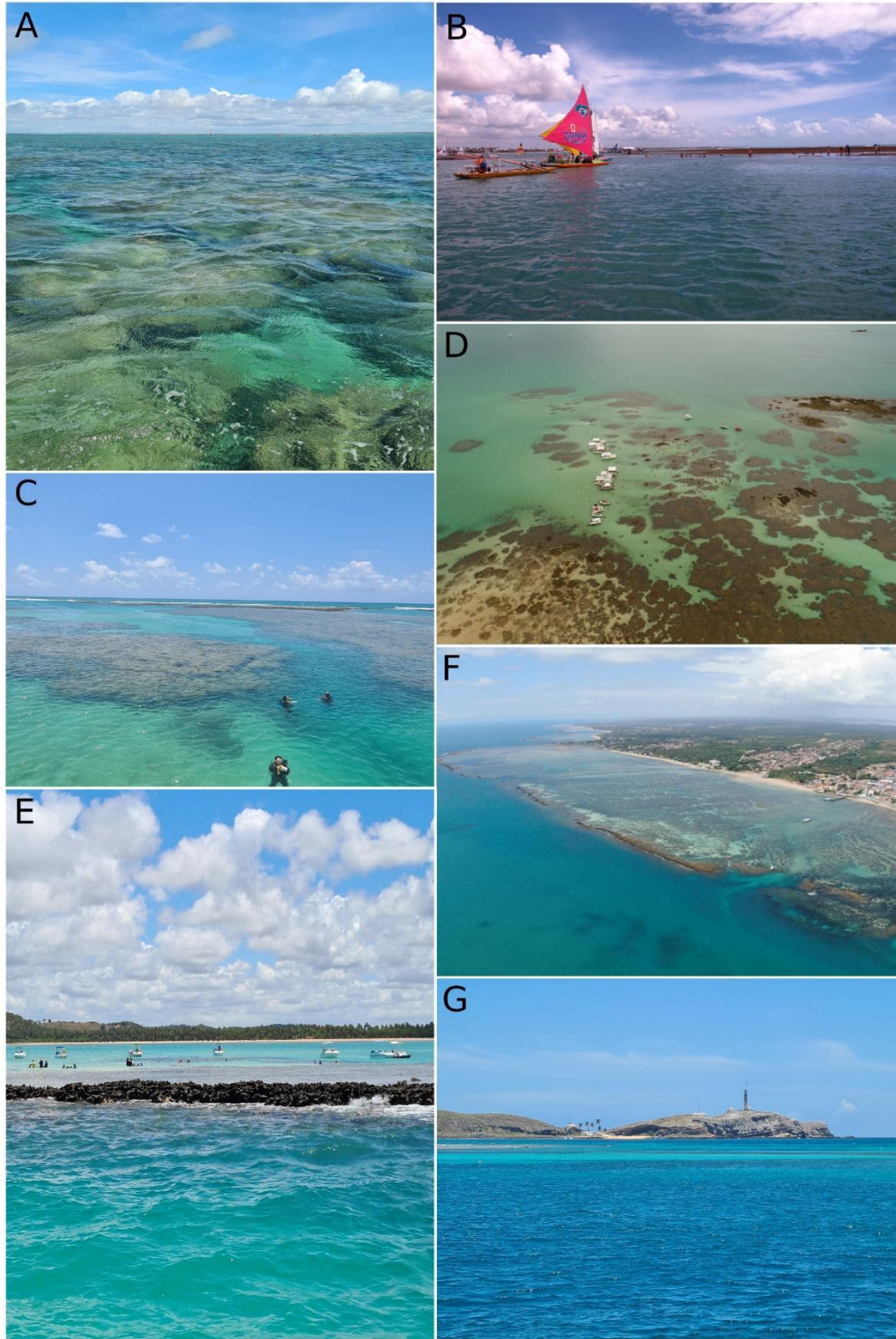
Maracajaú e Rio do Fogo, no Rio Grande do Norte, estão inseridos dentro da Área de Proteção Ambiental Estadual dos Recifes de Corais (APARC), uma unidade de conservação de uso sustentável (AMARAL ET AL.,2005). Essa região é formada por recifes costeiros, onde sua base é arenítica e nela há incrustação de corais e algas calcárias, sendo *Siderastrea stellata* seu principal coral construtor (MAIDA & FERREIRA;1997). O coral-sol ainda não foi registrado nos recifes de corais da região, porém foi recentemente registrado no Naufrágio Comandante Pessoa, localizado a 32 km de Maracajaú e 19,6 km de Rio do Fogo.

Figura 1 — Mapa da área de estudo indicando os sítios de coleta nos recifes não invadidos e invadidos pelo coral-sol e os sítios onde o invasor já foi registrado.



Fonte: A Autora (2022)

Figura 2 – Recifes de corais ao longo da costa brasileira onde foram realizadas as amostragens: a) Rio do Fogo no Rio Grande do Norte, b) Porto de Galinhas e c) São José da Coroa Grande em Pernambuco, d) Maragogi e e) Japaratinga em Alagoas, f) Baía de Todos os Santos e g) Abrolhos na Bahia.



Fotos: a-c,e,g) Ricardo J. Miranda, d) PELD-CCAL, f) Pró-Mar.

3.2 COLETA DE DADOS

Para caracterizar a diversidade de corais dos recifes brasileiros, expedições de campo com mergulhos SCUBA foram realizadas em 28 sítios recifais. Os dados foram coletados realizando foto-quadrados ($0,25 \times 0,25\text{m}$) com imagens de alta resolução (CANON modelo G12), onde a câmera tinha um frame de PVC acoplado e estava a uma distância fixa de 40 cm do substrato. Cada imagem teve pelo menos 0,5 m de distância uma da outra. Foram totalizadas N= 50 para todos os sítios exceto para os dados da Baía de Todos os Santos, onde contamos com N= 100 na Bahia de Todos os Santos - invadida e N= 100 na Bahia de Todos os Santos - não invadida.

Tabela 1– Estados e Localidade onde se encontram os sítios de coletas, unidade de conservação em que estão inseridos e o período de coleta das amostragens.

Estado	Localidade	Unidade de conservação	Período das amostragens
Rio Grande do Norte	Maracajaú	APA Recife de Corais	11/05/21 a 16/05/21
	Rio do Fogo		11/05/21 a 16/05/21
Pernambuco	Porto de Galinhas	—	05/11/2021
	Serrambi	APA Serrambi	06/11/2021
	Tamandaré	APA Costa dos Corais	28/02/2021
	São José da Coroa Grande	APA Costa dos Corais	11/03/21 à 13/03/21
Alagoas	Maragogi	APA Costa dos Corais	14/03/21 à 15/03/21
	Japaratinga	APA Costa dos Corais	16/03/21 a 17/03/21
Bahia	Baía de Todos os Santos	APA Baía de Todos os Santos	02/03/2016
	Abrolhos	PARNA Abrolhos	15/04/2016

Fonte: A Autora (2022)

3.2.2 TRAÇOS FUNCIONAIS DOS CORAIS

Para estabelecer os traços funcionais encontrados nos recifes de estudo, os dados funcionais das espécies foram levantados por meio de uma revisão bibliográfica na literatura (artigos, dissertações, teses e livros). Os traços funcionais pesquisados foram: morfologia da colônia, tamanho, modo de reprodução, padrão reprodutivo, preferência do habitat, suscetibilidade ao branqueamento, defesa química, defesa física e por fim, se eram corais zooxantelados. Esses traços foram escolhidos considerando a importância para o ciclo de vida e o sucesso no estabelecimento das populações de cada espécie no ambiente recifal. O período de acesso a literatura foi de janeiro a junho de 2022 e as principais palavras chaves utilizadas nas buscas em foram: traços funcionais/functional traits, reprodução/reproduction, branqueamento/bleaching, corais/corals. Esta revisão contou artigos pesquisados nos periódicos Google Acadêmico e Scielo.

Tabela 2 – Tabela de traços funcionais indicando os traços, suas abreviações, as categorias usadas e os processos ecológicos ou funcionais onde esses traços estão inseridos.

Traço funcional	Abreviação	Categorias usadas	Processo ecológico ou função recifal
Presença de zooxantela	Zoox	Zooxantelado (1) Azooxantelado (2)	Produtividade primária Dependência de luz
Tamanho máximo da colônia (cm)	Tam	Valor absoluto Maciço (1)	Construção da estrutura recifal, fornecimento de habitat
Morfologia da colônia	Form	Incrustante / Facelóide (2) Ramificado (3)	Fornecimento de habitat
Modo de reprodução	Repro	Incubador de gameta (1) Liberador de gameta (2)	Dispersão e conectividade
Padrão de reprodução	Sex	Gonocórico ou dióico (1) Hermafrodita ou monóico (2)	Dispersão e conectividade
Preferência de habitat	Hab	Iluminado (1) Sombreado ou escuro (2) Ausente (0)	Colonização, recrutamento e estabelecimento
Mecanismo de competição física	def.fis	Tentáculo varredor (1) Filamento mesentérico (2) Ausente (0)	Resistência biótica/capacidade de competição
Mecanismo de competição química	def.qui	Aleloquímicos presente (1) Ausente (0)	Resistência biótica
Susceptibilidade ao branqueamento	Branq	Baixa (1) Média (2) Alta (3)	Resistência biótica e capacidade de resiliência

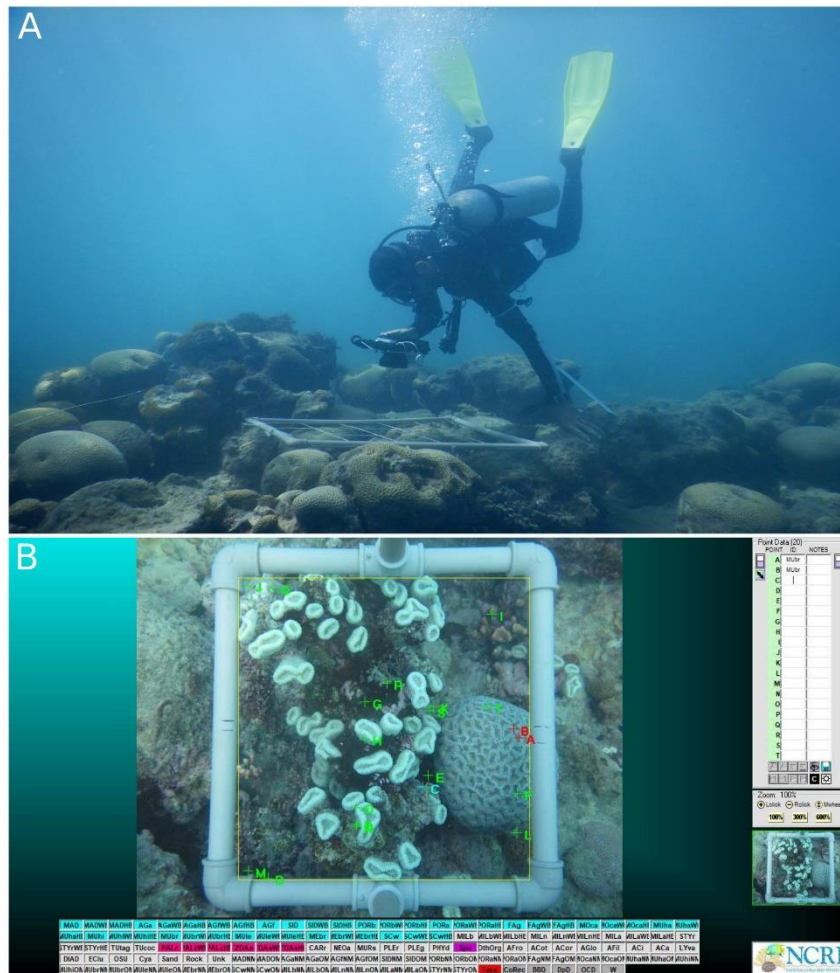
Fonte: A autora (2022)

3.3 ANÁLISE DE DADOS

As imagens foram analisadas por meio do software Coral Count Point with Excel Extensions (CPCe) (Kohler and Gill, 2006). Essas foram sobrepostas por uma matriz de 20 pontos distribuídos de forma aleatória para identificação visual das espécies encontradas abaixo de cada ponto e definição da cobertura relativa de cada espécie de coral em percentual (%). As condições de vitalidade de cada colônia também foram caracterizadas, estimando o percentual de branqueamento (classificado como branqueamento forte, quando o padrão branco era intenso com ausência total de coloração no tecido e branqueamento fraco, quando o padrão era de colônias de cor pálida, pouco intensa ainda com alguma coloração no tecido pela presença de zooxantelas).

Para avaliar as respostas das características funcionais das assembleias de corais nos diferentes sítios analisados, incluindo aquelas associadas à invasão do coral-sol, foram calculados os valores de CWM (Community-Weighted Mean, i.e. valores médios dos traços funcionais pesados pelas abundâncias das espécies). Os CWMs foram obtidos pesando os traços das espécies presentes em cada amostra, utilizando o pacote FD (Laliberté & Legendre 2010; Laliberté et al. 2014) no software R 3.5.0 (R Core Team, 2018). A relação entre os traços funcionais das espécies foi analisada usando uma análise de componentes principais (PCA), o que permitiu a comparação das alterações funcionais entre os sítios amostrados. Os valores dos componentes principais foram calculados através do pacote vegan (Oksanen et al., 2018), no software R 3.5.0 (R Core Team, 2018).

Figura 3 – A) Mergulho para realização das imagens dos recifes. B) Análise das imagens e identificação através do software Coral Count Point with Excel.



Fonte: Ricardo Miranda

4 RESULTADOS

4.1 Diversidade dos Corais

Entre os 28 sítios amostrados, o coral-sol foi encontrado apenas nos recifes da BTS, no Recife dos Cascos, atingindo uma cobertura média de 8.99 ± 1.3 (Figura 2). No geral, foram identificadas 18 espécies coralíneas, onde as espécies de corais nativos de maior ocorrência foram *Siderastrea* spp., *Montastraea cavernosa*, *Mussismilia hispida* e *Millepora alcicornis*. O sítio com maior riqueza de espécies de corais foi Abrolhos-BA com 16 espécies e a maior cobertura coralínea (42.83 ± 2.23) foi encontrada em Maragogi-AL, representada principalmente

pela espécie *Millepora alcicornis*. Os valores da cobertura coralínea total das áreas invadidas, demonstraram ser semelhantes as não invadidas na Baía de Todos os Santos.

Figura 4 – Espécies de corais encontradas nas análises de cobertura dos recifes A- *Millepora alcicornis* B- *Millepora braziliensis* C- *Millepora nitida* D- *Stylaster roseus* E- *Mussismilia hispida* F- *Mussismilia harttii* G- *Mussismilia leptophylla* H- *Mussismilia braziliensis* I- *Favia gravida* J- *Montastrea cavernosa* K- *Madracis decactis* L- *Scolymia wellsi* M- *Siderastrea* spp. N- *Porites astreoides* O - *Meandrina braziliensis* P- *Porites branneri* Q- *Agaricia fragilis* R- *Tubastreae* spp.



Fonte: Ricardo Miranda

Figura 5- Cobertura das espécies de coral ocorrentes nas áreas de estudo. Números grandes representam valores médios, números pequenos, o desvio padrão. Na última linha encontram-se os valores médios de cobertura de corais de todas as espécies somadas. Cores mais claras mostram os menores valores e as cores mais escuras mostram os valores mais altos. Em azul estão áreas não invadidas por coral-sol, em vermelho, áreas invadidas. Siglas para os estados: RN = Rio Grande do Norte, PE = Pernambuco, AL = Alagoas, BA = Bahia. Abreviações para algumas localidades: PG = Porto de Galinhas. SJCG = São José da Coroa Grande. BTS = Baía de Todos os Santos.

	RN – Parrachos	PE – PG	PE – Serrambi	PE – Tamandaré	PE – SJCG	AL – Maragogi	AL – Japaratinga	BA – BTS não invadido	BA – BTS invadido	BA – Abrolhos
<i>Agaricia agaricites</i>								0.03±0.02		0.27±0.13
<i>Favia gravida</i>							0.03±0.03			0.03±0.03
<i>Madracis decactis</i>				0.07±0.07	0.26±0.19				5.08±0.71	0.13±0.08
<i>Meandrina braziliensis</i>										0.03±0.03
<i>Millepora alcicornis</i>		0.93±0.5	1.3±0.72	1.56±0.8	0.89±0.41	30.9±2.44	13.9±2.24	0.69±0.36		2.37±0.86
<i>Millepora braziliensis</i>										0.03±0.03
<i>Millepora nitida</i>							0.27±0.21			0.4±0.28
<i>Montastrea cavernosa</i>		0.71±0.39	1.49±0.63	3.01±0.94	2.27±0.64	4.13±1.43	2.57±1	12.92±1.31	14.07±1.25	1.57±0.48
<i>Mussismilia braziliensis</i>										8±1.52
<i>Mussismilia harttii</i>				1.58±0.49	0.33±0.2	7.7±1.46	9.91±1.4			4.13±1.04
<i>Mussismilia hispida</i>		0.23±0.18	0.21±0.17	0.41±0.2	1.24±0.33		0.93±0.62	0.22±0.12	2.77±0.35	0.07±0.05
<i>Mussismilia leptophylla</i>										0.27±0.1
<i>Porites astreoides</i>	0.07±0.05		0.37±0.27	0.85±0.5		0.03±0.03		0.02±0.02		0.44±0.2
<i>Porites branneri</i>			0.1±0.1							0.07±0.07
<i>Siderastrea stellata</i>	20.57±2.13	2.76±0.49	3.41±0.64	3.24±0.69	1.19±0.27		0.77±0.34	1.73±0.49	1.39±0.24	3.57±0.7
<i>Scolymia wellsi</i>								0.03±0.02		0.03±0.03
<i>Stylaster roseus</i>					0.07±0.07	0.03±0.03	0.13±0.13			
<i>Tubastraea spp.</i>									8.99±1.3	
Coral total	20.63±2.14	4.63±0.77	6.88±1.09	10.71±1.43	6.33±0.85	42.83±2.23	28.64±2.29	14.96±1.37	32.29±1.5	21.4±1.93

A autora (2022)

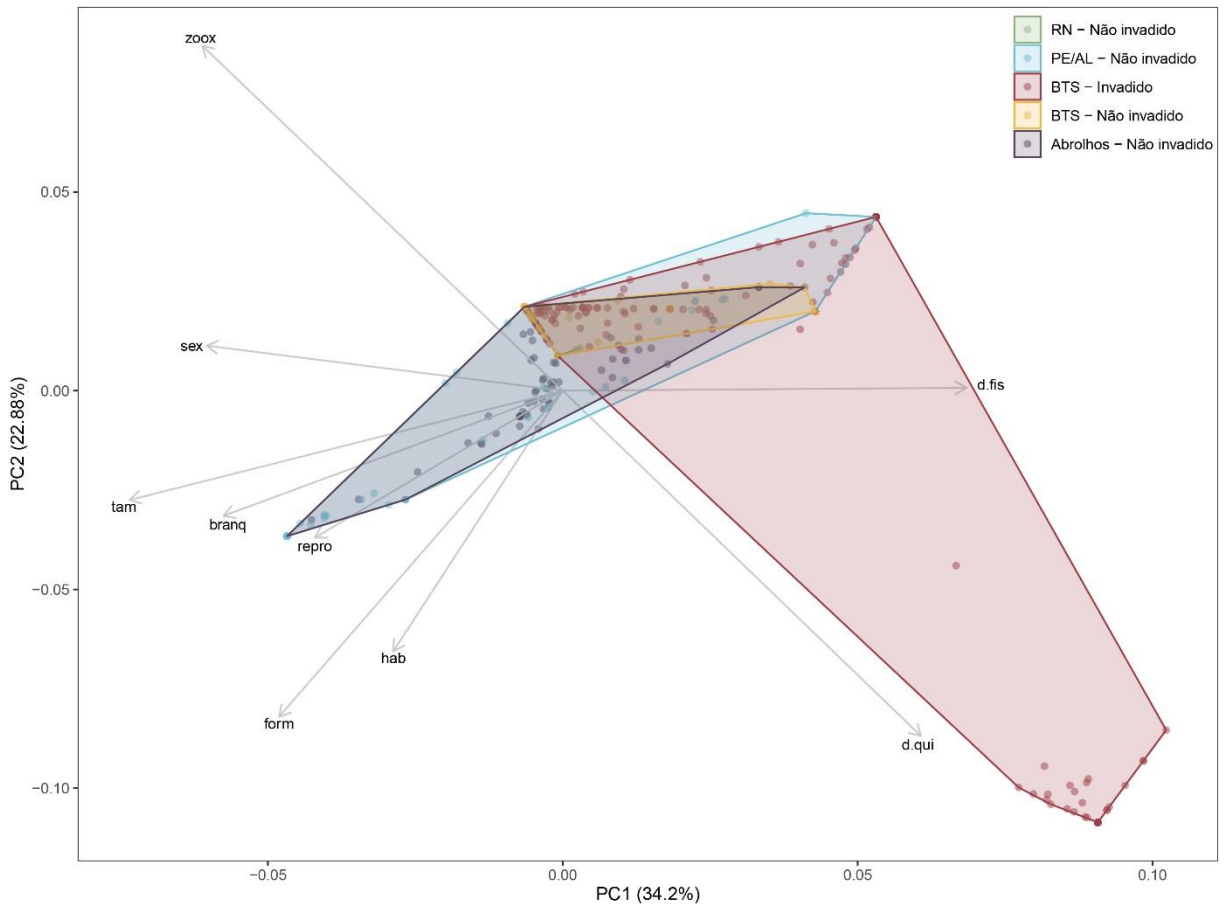
As áreas de Pernambuco demonstraram o menor percentual de cobertura de corais dos recifes, sendo a menor cobertura coralínea registrada entre todos os sítios a de Porto de Galinhas, com cobertura média de 4.63 ± 0.77 . Em Parrachos (RN) foi registrado um dos maiores percentuais de cobertura coralínea entre as áreas amostradas 20.63 ± 2.14 , de maneira divergente aos demais locais, essa cobertura foi composta quase que exclusivamente por *Siderastrea* spp., representando cerca de 99,7% da cobertura da área. *Mussismilia harttii* espécie classificada como vulnerável à extinção de acordo com a lista brasileira de espécies aquáticas ameaçadas (Portaria MMA 48/2022), não foi frequentemente registrada nos sítios de estudo, mas

apresentou uma alta representatividade no estado de Alagoas, com 30.9 ± 2.44 de cobertura em Maragogi e 13.9 ± 2.24 em Japaratinga.

4.2 Traços funcionais dos corais

Os eixos 1 e 2 da PCA explicaram 58,91% da variação do CWM entre os pontos, e os vetores indicaram que os traços funcionais de competição físicas e química, morfologia da colônia, preferência de habitat e presença de zooxantelas foram determinantes para explicar as diferenças nos padrões funcionais entre espécies invasoras e nativas e entre os recifes invadidos e não invadidos no Brasil (Figura 6 e 7). O coral-sol são distintos funcionalmente por apresentarem mecanismos de defesa, tanto químico como físico, influenciando a funcionalidade da comunidade de corais nos sítios invadidos. Todos os demais sítios se encontram sobrepostos quanto aos atributos funcionais que influenciam os valores de CWM, incluindo os sítios da BTS não invadidos. Essas áreas reúnem comunidades com corais com traços funcionais semelhantes, mas que diferem bastante dos traços funcionais de *Tubastraea*. Nos sítios de Pernambuco, Alagoas e Abrolhos há uma maior variação de traços funcionais, por conta da diversidade coralínea encontrada nessas áreas (Figura 6), enquanto no Rio Grande do Norte, local com apenas duas espécies encontradas, uma delas que possui 99,7% da cobertura, de corais da região, a variação de CWM para os traços é muito baixa (Figura 5 e 6).

Figura 6 - Análise dos componentes principais (PCA). As abreviações dos traços funcionais são: Phy.def — defesa física; Che.def — defesa química; Form — morfologia da colônia; Blea. — Suscetibilidade ao branqueamento; Repro. — Modo de reprodução; Size — Tamanho; Hab. — Preferência de habitat; Sex. — Padrão de reprodução e Zoox — zooxantelados. Para mais detalhes sobre os traços funcionais consultar a tabela 2, 3 e o apêndice A.

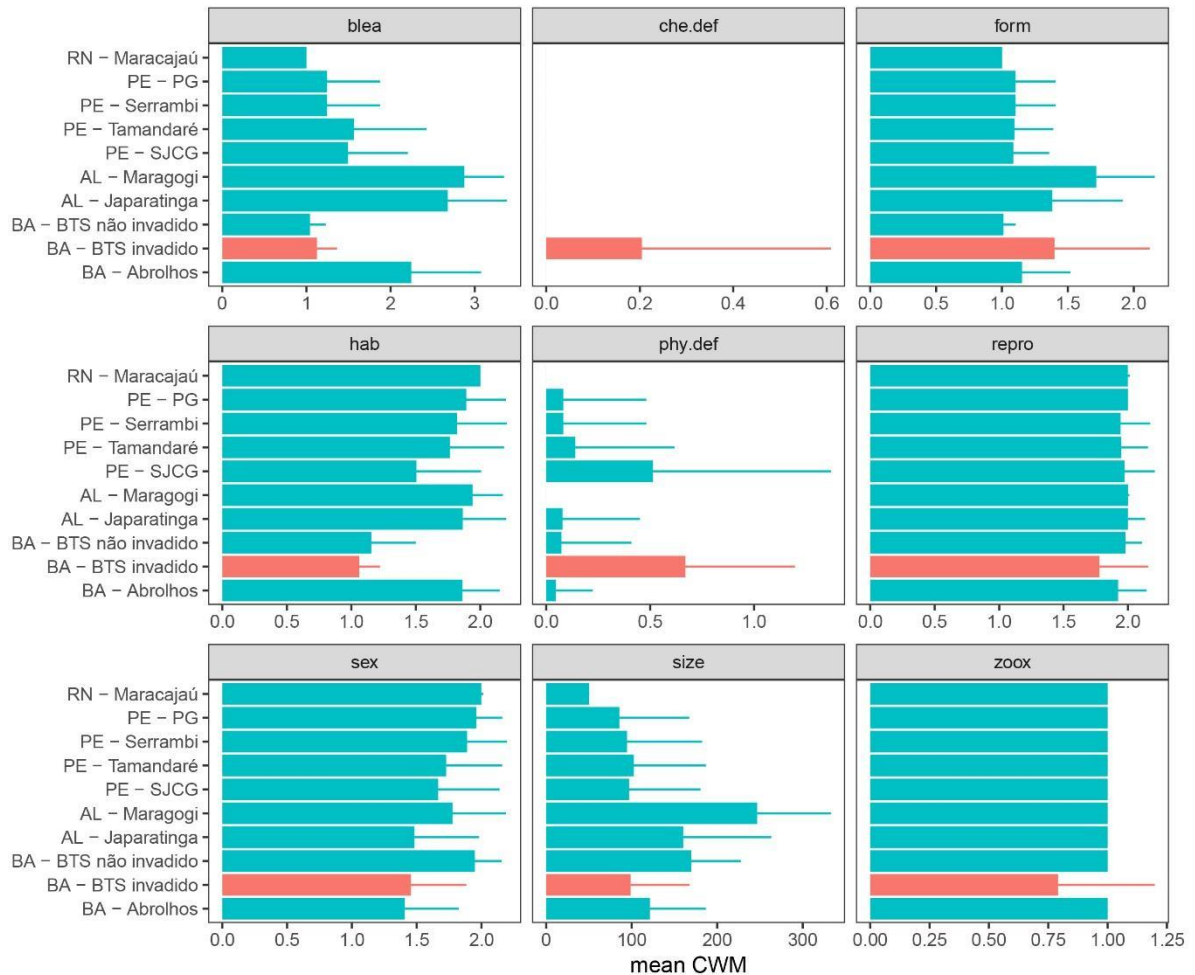


Fonte: A autora (2022)

Japaratinga, Maragogi e Abrolhos foram os locais com maior média de espécies susceptíveis ao branqueamento, ficando entre média (2) e alta suscetibilidade (Tabela 2 e Figura 7). Enquanto Maracajaú, BTS invadido e não invadido ficaram na média indicando baixa suscetibilidade ao branqueamento (Figura 7). O traço funcional de defesa química (Figura 6 e 7) foi apontado apenas nos recifes invadidos por *Tubastraea* spp. na BTS, uma vez que as espécies nativas identificadas não possuem esta característica funcional.

Quanto a morfologia das colônias (Figura 7), os sítios do BA – não invadido, PE e RN apresentaram maior semelhança, pela predominância de espécies de morfologia massiva, enquanto os pontos de Alagoas e os invadidos da BTS apresentam colônias com morfologia mais variável. A grande parte das espécies encontradas nos sítios tem preferência por habitats sombreados (Figura 7), exceto sítios invadidos da BTS, onde as espécies encontradas têm preferência por ambientes iluminados. As espécies encontradas em Parrachos-RN e em Maragogi-AL, não apresentam defesas físicas (Figura 7), essas defesas possuem uma taxa maior na região iinvadida da BTS e menor em Abrolhos-BA. Em sua maioria, as espécies encontradas possuem um padrão de reprodução hermafrodita ou monóico. Quanto ao atributo de associação com zooxantelas, apenas na BTS invadida é observado valores abaixo de 1, quando comparado aos outros, uma vez que o único coral azooxantelado presente nas comunidades coralíneas brasileiras é o invasor *Tubastraea* spp.

Figura 7 – CWM -Community-Weighted Mean, valores médios dos traços funcionais pesados pelas abundâncias das espécies. As abreviações dos traços funcionais são: Blea. — Suscetibilidade ao branqueamento; Che.def — defesa química; Form — morfologia da colônia; Hab. — Preferência de habitat; Phy.def — defesa física; Repro. — Modo de reprodução; Sex. — Padrão de reprodução; Size — Tamanho e Zoox — zooxantelados. As barras de erro, indicam o desvio padrão. Locais invadidos estão identificados em vermelho, e sítios não invadidos em azul.



Fonte: A autora (2022)

5 DISCUSSÃO

Nossos resultados demonstram que a dominância de *Tubastraea* spp. em recifes invadidos pode alterar as características funcionais de comunidades coralíneas de recifes brasileiros. Na Baía de Todos os Santos estão os únicos recifes de corais no Brasil com a presença do coral-sol registrada até o momento. Em 2016, após 5 anos do primeiro registro (Sampaio et al., 2012) o coral-sol já tinha se tornado a segunda espécie mais abundante em um desses recifes. Os traços funcionais dessas espécies invasoras, como mecanismos de competição (química e física), habitat (iluminado ou sombreado), morfologia da colônia, tamanho da colônia, suscetibilidade ao branqueamento e nutrição (azooxantelados) contribuíram para explicar a maior parte da variação funcional dos corais em recifes invadidos. Entretanto, as diferenças identificadas na diversidade taxonômica e funcional associadas a espécies nativas entre diferentes recifes ao longo da costa brasileira poderia indicar que a invasão do coral-sol poderia causar alterações nos traços funcionais de maneira distinta em entre os recifes do Brasil.

O coral-sol mostrou alta abundância e sucesso no estabelecimento em alguns recifes na Baía de Todos os Santos. Autores associaram o sucesso do coral-sol com seus traços funcionais, como, por exemplo, seus eficientes mecanismos competitivos (Dos Santos et al., 2013; Miranda et al., 2016; Luz e Kitahara, 2017; Creed et al., 2017). Na Baía de Todos os Santos, houve uma menor diversidade de espécies em recifes invadidos (i. e., o recife dos cascos) (4 espécies) quando comparada aos recifes não invadidos da própria BTS (7 espécies). Nos sítios com um percentual alto de cobertura de coral-sol, as espécies nativas com maior percentual de cobertura são as que apresentam algum mecanismo de defesa física, com destaque para *Montastraea cavernosa*, maior cobertura local, seguida de *Madracis decactis* e *Mussismilia hispida*. As respostas de espécies nativas aos ataques do coral-sol, mostraram que *Montastraea cavernosa* consegue danificar colônias de *Tubastraea* spp. com a utilização dos seus tentáculos varredores (MIRANDA et al., 2016a) o que poderia explicar os maiores valores de cobertura dessa espécie nos recifes invadidos da BTS. Os mecanismos de defesa, traço funcional também encontrado nas outras espécies dos recifes invadidos da BTS (exceto *Siderastrea* spp. espécie com menor percentual de cobertura coralínea), leva a acreditar numa possível resposta competitiva positiva para essas espécies nativas, ao invasor *Tubastraea* spp., o que pode explicar a presença dessas espécies numa área com a existência do coral-sol. Nos recifes não invadidos da BTS a

introdução do coral-sol poderia ocasionar a mudança funcional dos recifes, contribuindo para a redução de espécies como *Agaricia fragilis*, *Porites astreoides* e *Scolymia wellsi*, que já possuem baixa cobertura na área.

A diversidade de papéis funcionais é essencial para a manutenção das funções dentro de um ecossistema (CARDINALE et al., 2012; REEIS et al., 2009), e a diversidade dessas funções é proporcional à diversidade de espécies locais. As análises mostraram que os recifes dos sítios de Abrolhos, na Bahia, tiveram maior diversidade de espécies de corais, consequentemente, sendo a região de maior diversidade de características funcionais. O maior percentual de cobertura coralínea encontrada nos sítios de Abrolhos foi de *Mussismilia braziliensis*, espécie encontrada apenas nessa localidade. Por se tratar de um ambiente mais diverso, Abrolhos poderia apresentar respostas competitivas mais diversas diante da presença do coral-sol, por conta da riqueza de espécies com características funcionais diversas. Espécies como *Agaricia fragilis*, *Madracis decactis*, *Montastraea cavernosa* e *Mussismilia hispida*, apresentam mecanismos de competição física, como tentáculos varredores e filamentos mesentéricos. Diante disso, áreas com uma maior diversidade coralínea, podem possuir maior diversidade funcional e, com maior potencial de apresentar maior resistência biológica diante de uma espécie invasora. Entretanto, Abrolhos também é, em contraponto, um recife que pode apresentar maior potencial de perda de diversidade de corais com uma invasão. Por mais que se trate de uma área mais diversa, Abrolhos também é berço de espécies mais raras ou com menor potencial competitivo e com características mais suscetíveis a eventos de invasão.

Uma gama diversificada de papéis funcionais é fundamental para a manutenção das funções e os serviços ecossistêmicos (CARDINALE et al., 2012; REEIS et al., 2009). Porto de Galinhas, em Pernambuco é um local com grande atividade turística nos recifes, e teve o menor percentual de cobertura coralínea, entre os sítios estudados. Esta região considerada um berço turístico do Nordeste, possui atividades que trazem diversos impactos antrópicos para a biodiversidade dos recifes (LAMB et al., 2014; MENDONÇA, 2004), o que pode explicar a baixa cobertura coralínea total da região. Influências antrópicas como pisoteio nos recifes, ancoragem de embarcações, mergulhos nos recifes afetam diretamente a conservação das espécies coralíneas e sua funcionalidade (LAMB et al., 2014; GIGLIO et al., 2017; SARMENTO et al. 2012). Essas influências bióticas e as abióticas já existentes podem facilitar a introdução de espécies invasoras nos recifes, ameaçando ainda mais a fauna coralínea local (HOFMANN et al., 2010; NAKAMURA et al., 2011). Além da facilidade encontrada pelas espécies invasoras para adentrar locais com maior intensidade de distúrbios antrópicos, Porto

de Galinhas está localizada a 12,81 km de distância do Porto de Suape, local onde já foi identificado a presença de coral sol. A presença do coral-sol nesse local pode estar associada ao tráfego de navios e da indústria de óleo e gás, principal vetor de introdução (CASTRO & PIRES, 2001; CREED et al., 2017). Uma possível invasão do coral-sol, *Tubastraea* spp, poderia ser facilitado pela baixa diversidade coralínea de Porto de Galinhas, e pode representar além de um grande problema ecológico e, funcional, um problema social, com riscos diretos ao turismo e a pesca da região

Recifes de corais como os de Japaratinga e Maragogi em Alagoas, tiveram alto percentual de cobertura de espécies como *Mussismilia harttii*, em perigo de extinção, *Millepora alcicornis* que foram dominantes entre os corais dos recifes estudados. Juntamente à Abrolhos, os recifes de Alagoas, foram um dos únicos pontos com a presença de *Mussismilia harttii*. Vetores de introdução do coral-sol já foram identificados com a presença desse invasor à 56 km e 66 km das praias de Maragogi e Japaratinga, respectivamente, no naufrágio Marte, em Serrambi, Pernambuco (RJ MIRANDA, comunicação pessoal). Neste caso, em um evento de alto pico de liberação larval ou domínio da espécie *Tubastraea coccinea* nas áreas do naufrágio Marte, aumentaria o risco de impactos sobre a espécie ameaçada *Mussismilia harttii* assim como *Agaricia fragilis*, *Favia gravida*, *Porites astreoides* e *Stylaster roseus* que tiveram percentual mínimo de cobertura nos recifes dessas regiões.

As invasões de *Tubastraea* spp. desencadearam mudanças na estrutura das comunidades nativas nos locais onde ocorreram (SANTOS et al. 2013; MIRANDA et al. 2016a). Recifes como os sítios de Parrachos no Rio Grande do Norte, que apresentam uma dominância de *Siderastrea* spp., tem seus principais papéis funcionais suportados em grande parte por uma única espécie. Isso pode representar uma baixa redundância funcional das espécies de corais nesses recifes. Essa baixa capacidade de redundância funcional se torna crítica, pois pode reduzir o potencial de uma comunidade em resistir ou se recuperar de uma variedade de estressores (WALKER & LANGRIDGE, 1999; BELLWOOD et. al, 2004). Estudos pretéritos com *Siderastrea* spp. demonstraram que quando em competição direta com o coral sol, esta espécie sofreu um grande aumento da necrose tecidual (MIRANDA et al., 2016a). Adicionalmente, a ausência de zooxantelas em *Tubastraea* faz com que as espécies não sofram com os efeitos do branqueamento, como ocorre em espécies nativas zooxanteladas, como *Siderastrea* spp. (POGGIO, LEÃO & MAFALDA, 2009). Desta forma, recifes como os Parrachos do Rio Grande do Norte possuem um potencial de diversidade de resposta reduzido à introdução das espécies invasoras. Por se tratar de uma espécie construtora de recifes,

contribuinte em diversas funções ecológicas nos recifes de coral (LEÃO, 2003). A presença do coral-sol nesse recife com dominância de *Siderastrea* spp., traria uma grande perda para a diversidade de peixes local, estudos mostraram que o aumento da cobertura de *Tubastraea* spp. está associado a drásticas reduções na taxa de alimentação de espécies de peixes, além de causar a modificação da estrutura de comunidades, impactando os principais grupos de invertebrados como copépodes, ostracodes e tanaidáceos, presas importantes para larvas e juvenis (MIRANDA et al. 2018a), alterando não somente a cobertura de coral na área, mas toda dinâmica das espécies viventes nesses recifes.

Nos recifes invadidos da Baía de Todos os Santos, é preciso que haja a continuidade e aumento da efetividade do plano de manejo local para a retirada do invasor. Nos demais sítios, em especial os destacados neste estudo, se faz necessário o monitoramento regular e a efetivação do plano de manejo e controle criado pelo Ministério do Meio Ambiente, em 2018 (ICMBio, 2019), caso hajam indícios de colonização dos ambientes recifais. Para controlar o coral-sol, são necessária considerar seus vetores móveis (embarcações, plataformas de petróleo e gás) e fixos (naufrágios invadidos e não invadidos e outros recifes artificiais de variadas origens) que são um risco iminente da chegada do coral-sol aos recifes naturais ao longo da costa.

CONCLUSÃO

Entre as áreas de estudo, Porto de Galinhas (PE), Parrachos (RN), Japaratinga e Maragogi (AL) mostraram ser potencialmente mais vulneráveis para impactos locais em casos de invasão do coral-sol. Diante disso, essas áreas devem ser priorizadas para ações de monitoramento e controle após uma ocasional invasão de *Tubastraea spp.*, de forma que evite ou minimize os impactos causados por esta espécie invasora. As espécies de corais destas localidades foram consideradas mais vulneráveis, uma vez que não têm documentada nenhum mecanismo de defesa quando em relação de competição com o coral invasor. *Siderastrea spp.*, por exemplo, teve aumento de necrose de suas colônias reportada na literatura, quando em contato com o coral-sol e dominou várias localidades amostradas, em especial no Rio Grande do Norte. Uma grande perda para biodiversidade de corais ocorreria no caso de uma invasão de coral-sol nas localidades de Alagoas e Abrolhos, visto que estas constituem os maiores abrigos para corais do Brasil.

A identificação de áreas funcionalmente suscetíveis à chegada de larvas do coral-sol invasor, pode auxiliar na redução de impactos funcionais, além de atuar como ferramenta para minimizar os custos de controle em ações mitigadoras. As plataformas de petróleo, gás e os naufrágios que podem servir como trampolins para esses corais entre sua origem remota e a costa brasileira, devem ser constantemente monitorados a fim de evitar a incrustação das espécies nessas áreas, que quando monitoradas, podem realizar uma resposta mais rápida e efetiva na remoção do coral-sol.

Evitar a chegada dessas espécies invasoras em recifes funcionalmente suscetíveis, ajuda na manutenção e sobrevivência do recife e de espécies de corais nativos. Dessa forma, é essencial aumentar o esforço amostral de monitoramento dessas áreas, tanto para assegurar áreas ainda não invadidas pelo coral-sol, quanto para realizar ações de manejo e controle caso sejam registradas ocorrências desses organismos.

REFERÊNCIAS

- ADEY, W. H. (2000). **Coral reef ecosystems and human health: Biodiversity counts!**. Ecosystem health, 6(4), 227-236.
- AGUILAR LUNA, S. Y. (2019). **Impacto de la macroalga invasora *Caulerpa filiformis* (SUHR) Hering, 1841 (Caulerpáceae) sobre las comunidades macrobentónicas en el Perú.**
- ALBINS, M. A. (2015). **Invasive Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce abundance and species richness of native Bahamian coral-reef fishes.** Marine Ecology Progress Series, 522, 231-243.
- ALBINS, M. A., & HIXON, M. A. (2013). **Worst case scenario: potential long-term effects of invasive predatory lionfish (*Pterois volitans*) on Atlantic and Caribbean coral-reef communities.** Environmental Biology of Fishes, 96(10), 1151-1157.
- ALLEMAND, D., & OSBORN, D. (2019). **Ocean acidification impacts on coral reefs: From sciences to solutions.** Regional Studies in Marine Science, 28, 100558.
- ALTAMIRANO, M., ANDREAKIS, N., SOUZA-EGIPSY, V., ZANOLLA, M., & DE LA ROSA, J. (2014, DECEMBER). **First record of *Caulerpa cylindracea* (caulerpaceae, chlorophyta) in andalusia (southern Spain).** In Anales del Jardín Botánico de Madrid (Vol. 71, No. 2, pp. e007-e007).
- ANDRADE, J. A. P. D. (2020). **Pesca artesanal, turismo e impactos socioambientais: A percepção ambiental dos pescadores na APA Costa dos Corais (Alagoas/Brasil).**
- ANDRADE, J. B. D. & Hatje, V. (2009). **Baía de Todos os Santos: aspectos oceanográficos.** Edufba.
- ANTON, A., GERALDI, N. R., LOVELOCK, C. E., APOSTOLAKI, E. T., BENNETT, S., CEBRIAN, J., ... & DUARTE, C. M. (2019). **Global ecological impacts of marine exotic species.** Nature ecology & evolution, 3(5), 787-800.
- BARRETO, E. P., MANSO, V. Do A. V., GREGÓRIO, M. Das N., DA SILVA, C. F. A., FERREIRA, B. OLIVEIRA, P. F. P. De **Revista Brasileira de Geografia Física** V. 08 N. 05 (2015) 1303-1320.

Bellwood DR, HUGHES TP, Folke C, Nyström M (2004) **Confronting the coral reef crisis**. *Nature* 429:827–833.

BIRKELAND, C. 1977. **The importance of rate of biomass accumulation in early successional stages of benthic communities to the survival of coral recruits**. Proc. 3rd. Int. Coral Reef Symp.

BRANDT, K. (1883). **Über die morphologische und physiologische Bedeutung des Chlorophylls bei Thieren**. *Mitt. Zool. Stn. Neapel*, 4, 191-302.

BRASIL. Decreto s/nº de 23 de outubro de 1997. **Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental da Costa dos Corais, nos Estados de Alagoas e Pernambuco, e dá outras providências**. *Diário Oficial da União*. Brasília, DF, 23 out. 1997. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/apacostadoscorais/>. Acesso em: 25 de outubro de 2021.

BULLERI, F., & MALQUORI, F. (2015). **High tolerance to simulated herbivory in the clonal seaweed, *Caulerpa cylindracea***. *Marine environmental research*, 107, 61-65.

CAPOMONT, A., BREUGNOT, E., DEN HAAN, M., & MEINESZ, A. (2005). **Phenology of a deep-water population of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* in the northwestern Mediterranean Sea**.

CARDINALE BJ, et al. (2012) **Biodiversity loss and its impact on humanity**. *Nature* 486: 59–67, and erratum (2012) 489:326.

CARLTON, J. T. (1996). **Biological invasions and cryptogenic species**. *Ecology*, 77(6), 1653-1655.

CASTRO, C. B., & PIRES, D. O. (1999). **A bleaching event on a Brazilian coral reef**. *Revista brasileira de Oceanografia*, 47, 87-90.

CASTRO, C. B., & PIRES, D. O. (2001). **Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing**. *Bulletin of Marine Science*, 69(2), 357-371.

CEBRIAN, E., & BALLESTEROS, E. (2009). **Temporal and spatial variability in shallow and deep-water populations of the invasive *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* in the Western Mediterranean**. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83(4), 469-474.

CLAUDIO L.S. SAMPAIO H, LUIZ A. ROCHA b,c (2014) **Expansion of an invasive coral species over Abrolhos Bank, Southwestern Atlantic**. Marine Pollution Bulletin 85 (2014) 252–253

CONNELL, J. H. (1978). **Diversity in tropical rain forests and coral reefs: high diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state**. Science, 1978 (4335), 1302-1310.

CORREIA, M. D. & SOVIERZOSKI, H. H. (2005). **Ecossistemas marinhos: recifes, praias e manguezais**. Maceió: Edufal.

COSTA Jr, O. S. (2007). **Anthropogenic nutrient pollution of coral reefs in Southern Bahia, Brazil**. Brazilian Journal of Oceanography, 55, 265-279.

COSTA, T. J., PINHEIRO, H. T., TEIXEIRA, J. B., MAZZEI, E. F., BUENO, L., HORA, M. S., ... & ROCHA, L. A. (2014). **Expansion of an invasive coral species over Abrolhos Bank, Southwestern Atlantic**. Marine Pollution Bulletin, 85(1), 252-253.

CÔTÉ, I. M., & SMITH, N. S. (2018). **The lionfish *Pterois* sp. invasion: Has the worst-case scenario come to pass?**. Journal of Fish Biology, 92(3), 660-689.

CÔTÉ, I. M., GREEN, S. J., & HIXON, M. A. (2013). **Predatory fish invaders: insights from Indo-Pacific lionfish in the western Atlantic and Caribbean**. Biological Conservation, 164, 50-61.

COUTINHO, R. et al. **Avaliação crítica das bioinvasões por bioincrustação**. A Ressurgência, v. 7, p. 11-18, 2013.

CREED, J. C. (2006). **Two invasive alien azooxanthellate corals, *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*, dominate the native zooxanthellate *Mussismilia hispida* in Brazil**. Coral Reefs, 25(3), 350-350.

CREED, J. C., FENNER, D., SAMMARCO, P., CAIRNS, S., CAPEL, K., JUNQUEIRA, A. O. & Oigman-Pszczol, S. (2017). **The invasion of the azooxanthellate coral *Tubastraea* (Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors**. Biological Invasions, 19(1), 283-305

CROCKETT P.F. & KEOUGH M.J. 2014. **Ecological niches of three abundant *Caulerpa* species in Port Phillip Bay, southeast Australia**. Aquatic Botany 119: 120–131.

CRUZ, I. C. S., KIKUCHI, R. K. P. D., & LEÃO, Z. M. D. A. N. (2009). **Caracterização dos Recifes de Corais da Área de Preservação**. *Revista de Gestão Costeira Integrada*-Journal of Integrated Coastal Zone Management, 9(3), 3-23.

DAHL, K. A., PATTERSON III, W. F., & SNYDER, R. A. (2016). **Experimental assessment of lionfish removals to mitigate reef fish community shifts on northern Gulf of Mexico artificial reefs**. Marine Ecology Progress Series, 558, 207-221.

DARWIN, C. (1851). **Geological observations on coral reefs, volcanic islands, and on South America: Being the geology of the voyage of the Beagle, under the command of Captain Fitzroy, RN, during the years 1832 to 1836**. Smith, Elder & Company.

DE CARALT, S., & CEBRIAN, E. (2013). **Impact of an invasive alga (*Womersleyella setacea*) on sponge assemblages: compromising the viability of future populations**. Biological Invasions, 15(7), 1591-1600.

DE PAULA, A. F., DE OLIVEIRA PIRES, D., & CREED, J. C. (2014). **Reproductive strategies of two invasive sun corals (*Tubastraea* spp.) in the southwestern Atlantic**. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 94(3), 481-492.

DE PAULA, A. F.; CREED, J. C. 2005. **Spatial distribution and abundance of nonindigenous coral genus *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) around Ilha Grande, Brazil**. Brazilian Journal Biology 65:661 – 673.

DE PAULA, A. F.; CREED, J. C. 2005. **Spatial distribution and abundance of nonindigenous coral genus *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) around Ilha Grande, Brazil**. Brazilian Journal Biology 65:661 – 673.

DE SENERPONT DOMIS LN, FAMA P, BARTLETT AJ, PRUD'HOMME VAN REINE WF, ESPINOSA CA, TRONO GC JR (2003) **Defining taxon boundaries in members of the morphologically and genetically plastic genus *Caulerpa* (Caulerpales, Chlorophyta)**. J Phycol 39:1019–1037

DÍAZ S, *et al.* (2007) **Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments.** *Proc Natl Acad Sci USA* 104:20684–20689.

DÍAZ-PÉREZ, L., RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, F. A., ORTIZ, M., CUPUL-MAGAÑA, A. L., CARRIQUIRY, J. D., RÍOS-JARA, E., ... & GARCÍA-RIVAS, M. D. C. (2016). **Coral reef health indices versus the biological, ecological and functional diversity of fish and coral assemblages in the Caribbean Sea.** *PloS one*, 11(8), e0161812.

DOMINGUEZ, J.M.L.; BITTENCOURT, C.S.P.; LEÃO, Z.M.A.N.; AZEVEDO, A.E.G., 1990. **Geologia do Quaternário Costeiro do Estado do Pernambuco.** *Revista Brasileira de Geociências*, Vol. 20(1-4):208-215.

DUTRA, L.X.C., Haworth, R.J., 2008. **Human Disturbance, Natural Resilience and Management Futures: The Coral Reefs of Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil.** *Journal of Sustainable Development* 1, 13-30.

ESPÍNOLA, L. A., & FERREIRA JÚLIO JUNIOR, H. (2007). **Espécies invasoras: conceitos, modelos e atributos.** *Interciencia*, 32(9), 580-585.

FALCÃO, C., & TERESA MENEZES DE SZÉCHY, M. (2005). **Changes in shallow phytobenthic assemblages in southeastern Brazil, following the replacement of *Sargassum vulgare* (Phaeophyta) by *Caulerpa scalpelliformis* (Chlorophyta).**

FENNER, D. (2012). **Challenges for managing fisheries on diverse coral reefs.** *Diversity*, 4(1), 105-160.

FERNÁNDEZ-GARCÍA C., WYSOR B., RIOSMENA-RODRÍGUEZ R., PEÑASALAMANCA E. & VERBRUGGEN H. 2016. **DNA-assisted *Caulerpa* (Caulerpacae, Chlorophyta) reduces species richness estimates for the eastern tropical Pacific.** *Phytotaxa* 252: 185–2

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

FERREIRA, B. P.; MAIDA, M. **Histórico dos impactos humanos em recifes brasileiros. In Monitoramento dos recifes de corais do Brasil. Situação atual e perspectivas.** Ministério do Meio Ambiente. Brasília-DF, 2006.

FRANCINI-FILHO, R. B., CONI, E. O., MEIRELLES, P. M., AMADO-FILHO, G. M., THOMPSON, F. L., PEREIRA-FILHO, G. H., ... & MOURA, R. L. (2013). **Dynamics of coral reef benthic assemblages of the Abrolhos Bank, eastern Brazil: inferences on natural and anthropogenic drivers.** PloS one, 8(1), e54260.

GARCIA EA, RODRÍGUEZ-PRIETO C, DELGADO O, BALLESTEROS E (1996) **Seasonal light and temperature responses of Caulerpa taxifolia from the northwestern Mediterranean.** Aquat Bot 53:215–225

GIGLIO, V. J.; TERNES, M. L. F.; MENDES, T. C.; CORDEIRO, C. A. M. M.; FERREIRA, C. E. L. 2017. **Anchoring damages to benthic organisms in a subtropical scuba dive hotspot.** Journal of Coastal Conservation, 21(2):311-316.

GOMES, C. C. (2019). **Os múltiplos usos do território da área de proteção ambiental da Costa dos Corais (Alagoas-Pernambuco): reestruturação produtiva e turismo.**

GRAHAM, N. A., CINNER, J. E., NORSTRÖM, A. V., & NYSTRÖM, M. (2014). **Coral reefs as novel ecosystems: embracing new futures.** Current Opinion in Environmental Sustainability, 7, 9-14.

GREEN, S. J., AKINS, J. L., MALJKOVIĆ, A., & CÔTÉ, I. M. (2012). **Invasive lionfish drive Atlantic coral reef fish declines.** PloS one, 7(3), e32596.

GREEN, SJ, UNDERWOOD, EB, & AKINS, JL (2017). **Mobilizando voluntários para sustentar a supressão local de uma invasão marinha global.** Conservation Letters, 10 (6), 726-735.

HARTT, C. F., AGASSIZ, L., & CAROZZI, A. V. (1975). **Geology and physical geography of Brazil.** Robert E. Krieger Publishing Company.

HETTINGER, N. (2001). **Espécies exóticas, naturalização e nativismo biológico.** Valores ambientais, 10 (2), 193-224.

HICKMAN J. C. et al. **Princípios Integrados de Zoologia**. 16 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. p. 937. 2019.

HOFMANN, G. E.; BARRY, J. P.; EDMUNDS, P. J.; GATES, R. D.; HUTCHINS, D. A.; KLINGER, T.; SEWELL, M. A. **The effect of ocean acidification on calcifying organisms in marine ecosystems: an organism-to-ecosystem perspective**. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, Palo Alto, v. 41, p. 127-147, 2010.

HOLLEBONE, AL, & HAY, ME (2007). **A pressão de propágulos de um caranguejo invasor supera a resistência biótica nativa**. Marine Ecology Progress Series, 342, 191-196.

HUGHES, T. P. et al. **Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene**. Science, v. 359, p. 80–83, 2018. HUGHES, T. P. et al. Global warming impairs stock-recruitment dynamics of corals. Nature, v.568, p. 387-390, 2019

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBio

(2019). **Expedição retira 123 kg de coral-sol em Alcatrazes**. página inicial > últimas notícias > geral > expedição retira 123 kg de coral-sol em alcatrazes.

JACKSON JBC (1991) **Adaptation and diversity of reef corals**. Bioscience 41:475–482.

JONES, R. J. (1997). **Changes in zooxanthellar densities and chlorophyll concentrations in corals during and after a bleaching event**. Marine Ecology Progress Series, 158, 51-59.

KELMO, F. **Caracterização do branqueamento de corais no recife costeiro da praia de guarajuba, litoral norte do estado da Bahia**. 1998. 104 f. Dissertação de Mestrado (Mestre em Ciência Geologia) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 1998.

KIKUCHI, R.K.P., OLIVEIRA, M.D.M., LEÃO, Z.M.A.N., SILVA, R.M. & MARTINS, P.M.R. 2008. **Os Recifes de Tinharé-Boipeba-Camamu, Bahia**. Rio Oil & Gas Expo and Conference.

KLEYPAS, J.A., MCMANU, J.W., MENE, L.A.B., 1999. **Environmental limits to coral reef development: Where do we draw the line?** Am. Zool. 39, 146–159.

KNOPPERS, B.A.; EKAU, W.; FIGUEIREDO JÚNIOR, A.G. & SOARES GOMES, A. **Zona costeira e plataforma continental do Brasil**, p.353-361, in Pereira, R.C; Soares Gomes, A.

(orgs.), Biologia marinha. Editora Interciência, Rio de Janeiro, 2002.

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

LABOREL, S., GARNIER, E., 2002. **Predicting changes in etabolis composition and ecosystem functioning from plant trait: revisiting the Holy Grail**. Functional Ecology 16, 545e556.

LABOREL, S., GARNIER, E., 2002. **Predicting changes in etabolis composition and ecosystem functioning from plant trait: revisiting the Holy Grail**. Functional Ecology 16, 545e556.

LABOREL-DEGUEN, F., CASTRO, C. B., NUNES, F., & PIRES, D. O. (2019). **Recifes Brasileiros: o Legado de Laborel**.

LAJEUNESSE, T. C., LAMBERT, G., ANDERSEN, R. A., COFFROTH, M. A., & GALBRAITH, D. W. (2005). **Symbiodinium (pyrrhophyta) genome sizes (DNA content) are smallest among dinoflagellates** 1. Journal of Phycology, 41(4), 880-886.

LALIBERTÉ, E., AND P. LEGENDRE (2010) **A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits**. Ecology 91:299-305.

LALIBERTÉ, E., LEGENDRE, P., AND B. SHIPLEY. (2014). **FD: measuring functional diversity from multiple traits, and 49etab tools for functional ecology**. R package version 1.0-12.

LAMB, J. B., TRUE, J. D., PIROMVARAGORN, S., WILLIS, B. L. 2014. **Scuba diving damage and intensity of tourist activities increases coral disease prevalence**. Biological Conservation, 178:88-96.

LEAL, I. C. S., DE ARAÚJO, M. E., DA CUNHA, S. R., & PEREIRA, P. H. C. (2015). **The influence of fire-coral colony size and agonistic behaviour of territorial**

damselfish on associated coral reef fish communities. Marine Environmental Research, 108, 45-54.

LEÃO, Z. M. A. N. et al. **Status of Eastern Brazilian coral reefs in time of climate changes.** Pan-American Journal of Aquatic Sciences, v. 5, n. 2, p. 52-63, 2010.

LEÃO, Z. M., KIKUCHI, R. K., & OLIVEIRA, M. D. (2019). **The coral reef province of Brazil.** In *World seas: An environmental evaluation* (pp. 813-833). Academic Press.

LEÃO, Z. M., KIKUCHI, R. K., & TESTA, V. (2003). **Corals and coral reefs of Brazil.** In *Latin American coral reefs* (pp. 9-52). Elsevier Science.

LEÃO, Z. M., KIKUCHI, R. K., FERREIRA, B. P., NEVES, E. G., SOVIERZOSKI, H. H., OLIVEIRA, M. D., ... & JOHNSON, R. (2016). **Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis.** Brazilian Journal of Oceanography, 64, 97-116.

LEÃO, ZMAN, & KIKUCHI, RKP (2001). **Os recifes de Abrolhos do Brasil.** Em *ecossistemas marinhos costeiros da América Latina* (pp. 83-96). Springer, Berlin, Heidelberg.

LOPES, R. M. **Informe sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas no Brasil.** Biodiversidade 33, Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Brasil, 2009, 439p.

LUZ, B. L. P., CAPEL, K. C. C., ZILBERBERG, C., FLORES, A. A. V., MIGOTTO, A. E., & KITAHARA, M. V. (2018). **A polyp from nothing: The extreme regeneration capacity of the Atlantic invasive sun corals *Tubastraea coccinea* and *T. tagusensis* (Anthozoa, Scleractinia).** Journal of experimental marine biology and ecology, 503, 60-65.

LOREAU, M., NAEEM, S., INCHAUSTI, P., BENGTTSSON, J., GRIME, D.U., HUSTON, M.A., RAFFAELLI, D., SMID, B., TILMAN, D., WARDLE, D.A., 2001. **Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges.** Science 294, 804e808.

LUIZ, O. J., DOS SANTOS, W. C., MARCENIUK, A. P., ROCHA, L. A., FLOETER, S. R., BUCK, C. E., ... & FERREIRA, C. E. (2021). **Multiple lionfish (*Pterois* spp.) new**

occurrences along the Brazilian coast confirm the invasion pathway into the Southwestern Atlantic. *Biological Invasions*, 23(10), 3013-3019.

LUZ, B. L., DI DOMENICO, M., MIGOTTO, A. E., & KITAHARA, M. V. (2020). **Lifeshistory traits of *Tubastraea coccinea*: Reproduction, development, and larval competence.** *Ecology and Evolution*, 10(13), 62236238.

LUZ, B.L.P.; CAPEL, K.C.C.; ZILBERBERG, C.; FLORES, A.A.V.; MIGOTTO, A.E.; KITAHARA, M.V. **A polyp from nothing: the extreme regeneration capacity of the Atlantic invasive sun corals *Tubastraea coccinea* and *T. tagusensis* (Anthozoa, Scleractinia).** *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 503, p.60–65, 2018.

MAGLIOZZI, L., ALMADA, F., ROBALO, J., MOLLO, E., POLESE, G., GONCALVES, E. J., ... & D'ANIELLO, B. (2017). **Cryptic effects of biological invasions: Reduction of the aggressive behaviour of a native fish under the influence of an “invasive” biomolecule.** *PLoS One*, 12(9), e0185620.

MANSO, V.A.V. Pernambuco. In: COUTINHO, P.N.; PEDROSA, F.J.; MACEDO, R.J.; DA SILVA, A.C.; GOIS, L.A.; BARCELLOS, R.L.; ARRUDA, S.D.A.; SOARES JUNIOR, 68

C.F.A.; MADRUGA FILHO, J.D. **Panorama da Erosão Costeira no Brasil.** Ministério do Meio Ambiente. 1ª ed. Brasília, DF. 2018, 345-380 p

MATIAS, L., & SILVA, M. D. (2017). **Monitoramento e análise da vegetação de manguezal no litoral sul de Alagoas.** *Journal of Environmental Analysis and Progress*, 312-319.

MAZZEI, E. F., BERTONCINI, A. A., PINHEIRO, H. T., MACHADO, L. F., VILAR, C. C.,

GUABIROBA, H. C., ... & JOYEUX, J. C. (2017). **Newly discovered reefs in the southern Abrolhos Bank, Brazil: Anthropogenic impacts and urgent conservation needs.** *Marine pollution bulletin*, 114(1), 123-133.

MCWILLIAM, M., HOOGENBOOM, M. O., BAIRD, A. H., KUO, C. Y., MADIN, J. S., & HUGHES, T. P. (2018). **Biogeographical disparity in the functional diversity and redundancy of corals.** *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(12), 3084-3089.

MCWILLIAM, M., PRATCHETT, MS, HOOGENBOOM, MO, & HUGHES, TP

(2020). **Déficits na diversidade de características funcionais após a recuperação em recifes de coral.** *Proceedings of the Royal Society B*, 287 (1918), 20192628.

MENDONÇA, L.C. 2004. **A invenção de Porto de Galinhas: História, empreendedorismo e turismo, Recife**, Persona, 248 p.

MICHELI, F., AND B.S. HALPEM. 2005. **Low functional redundancy in coastal marine assemblages.** *Ecology Letters* 8: 391-400.

MIES, M. et al. **South Atlantic coral reefs are major global warming refugia and less susceptible to bleaching.** *Frontiers in Marine Science*, v. 7, p. 1-13, 2020.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. (2018) **Estratégia nacional para espécies exóticas invasoras.**

MIRANDA, R. J., CRUZ, I., & BARROS, F. (2016). **Effects of the alien coral *Tubastraea tagusensis* on native coral assemblages in a southwestern Atlantic coral reef.** *Marine biology*, 163(3), 1-12.

MIRANDA, R. J., NUNES, J. A., CREED, J. C., BARROS, F., MACIEIRA, R. M., SANTOS, R. G., ... & PEREIRA, P. H. (2020). **Brazil policy invites marine invasive species.** *Science*, 368(6490), 481-481.

MIRANDA, R. J., TAGLIAFICO, A., KELAHER, B. P., MARIANO-NETO, E., & BARROS, F. (2018). **Impact of invasive corals *Tubastrea* spp. on native coral recruitment.** *Marine*

Ecology Progress Series, 605, 125-133.

MIZRAHI, D., NAVARRETE, S. A., & FLORES, A. A. (2014). **Groups travel further: pelagic metamorphosis and polyp clustering allow higher dispersal potential in sun coral propagules.** *Coral Reefs*, 33(2), 443-448.

MONTEFALCONE, M., MORRI, C., PARRAVICINI, V., & BIANCHI, CN (2015). **Um conto de dois invasores: cinética de propagação divergente das algas verdes estranhas *Caulerpa taxifolia* e *Caulerpa cylindracea*.** *Invasões biológicas*, 17 (9), 2717-2728.

MORRIS JR, J. A., & WHITFIELD, P. E. (2009). **Biology, ecology, control and management of the invasive Indo-Pacific lionfish: an updated integrated assessment.**

MOUILLOT D, SPATHARIS S, REIZOPOULOU S, LAUGIER T, SABETTA L, BASSET A, CHI TD (2006) **Alternatives to taxonomic-based approaches to assess changes in transitional water communities.** *Aquat Conserv* 16(5): 469-482.

NAKAMURA, M.; OHKI, S.; SUZUKI, A.; SAKAI, K. **Coral larvae under ocean acidification: survival, metabolism, and metamorphosis.** *PLoS ONE*, San Francisco, v. 6, n. 1, p. e.14521, 2011.

NASH, K. L., GRAHAM, N. A., JANUCHOWSKI-HARTLEY, F. A., & BELLWOOD, D. R. (2012). **Influence of habitat condition and competition on foraging behaviour of parrotfishes.** *Marine Ecology Progress Series*, 457, 113-124.

NEVES, E., & PIRES, D. (2002). **Sexual reproduction of Brazilian coral *Mussismilia hispida* (Verrill, 1902).** *Coral Reefs*, 21(2), 161-168.

NUNES, F., FUKAMI, H., VOLLMER S. V., NORRIS, R. D., KNOWLTON, N. (2008) **Reevaluation of the systematics of the endemic corals of Brazil by molecular data.** *Coral Reefs*.

NYSTRÖM, M., FOLKE, C., MOBERG, F., 2000. **Coral reef disturbance and resilience in a humandominated environment.** *Tree* 15, 413–417.

OHBA H, NASHIMA H, ENOMOTO S (1992) **Culture studies on *Caulerpa* (caulerpales, chlorophyceae) III. Reproduction, development and morphological variation of laboratory-cultured *C. racemosa* var. *peltata*.** *J Plant Res* 105:589

OKSANEN, J., BLANCHET, F.G., FRIENDLY, M., KINDT, R., LEGENDRE, P.,

MCGLINN, D., MINCHIN, P.R., O'HARA, R.B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H., SZOECS, E., WAGNER, H., 2018. **Vegan: Community ecology package.** R package version 2.5-2.

OLIVER TH, *et al.*, (2015) **Biodiversity and resilience of ecosystem functions**. Trends Ecol Evol 30:673–684.

PEJCHAR, L., & MOONEY, H. A. (2009). **Invasive species, ecosystem services and human well-being**. Trends in ecology & evolution, 24(9), 497-504.

PERRY CT, *et al.*, (2013) **Caribbean-wide decline in carbonate production threatens coral reef growth**. Nat Commun 4:1402.

PETCHEY, O.L., AND K.J. GASTON. 2006. **Functional diversity: back to basics and looking forward**. Ecology Letters 9: 741-758.

PETCHEY, OL, & GASTON, KJ (2006). **Diversidade funcional: de volta ao básico e olhando para o futuro**. Ecology letters, 9 (6), 741-758.

PIAZZI L, BALATA D, BULLERI F, GENNARO P, CECCHERELLI G (2016) **The invasion of Caulerpa cylindracea in the Mediterranean: the known, the unknown and the knowable**. Mar Biol 163:161

PIAZZI L, BALATA D, CECCHERELLI G, CINELLI F (2005) **Interactive effect of sedimentation and Caulerpa racemosa var. cylindracea invasion on macroalgal assemblages in the Mediterranean Sea**. Estuar Coast Shelf Sci 64:467–474

PIAZZI, L., & BALATA, D. (2009). **Invasion of alien macroalgae in different Mediterranean habitats**. Biological Invasions, 11(2), 193-204.

PIRES, D. O., CASTRO, C. B., & RATTO, C. C. (1999). **Reef coral reproduction in the Abrolhos Reef Complex, Brazil: the endemic genus Mussismilia**. Marine Biology, 135(3), 463-471.

POGGIO, C., LEÃO, Z., & MAFALDA-JUNIOR, P. (2009). **Registro de branqueamento sazonal em Siderastrea spp. em poças intermareais do recife de Guarajuba, Bahia, Brasil**. Interciência, 34(7), 502-506.

PRUD'HOMME VAN REINE WF, VERHEIJ E, COPPEJANS E (1996) **Species and ecads of Caulerpa (Ulvophyceae, Chlorophyta) in Malesia (SouthEast Asia): taxonomy, biogeography and biodiversity**. Neth J Aquat Ecol 30:83–98

R CORE TEAM, 2018. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, URL <http://www.R-project.org>.

REISS J, BRIDLE JR, MONTOYA JM, WOODWARD G (2009) **Emerging horizons in biodiversity and ecosystem functioning research**. Trends Ecol Evol 24:505–514.

ROBERTS CM, MCCLEA CJ, VERON JEN *et al.*, (2002) **Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs**.

SAÁ, A. C. A., CRIVELLARO, M. S., WINTER, B. B., PEREIRA, G. R., BERCOVICH, M. V., HORTA, P. A., ... & SCHUBERT, N. (2020). **Unraveling interactions: do temperature and competition with native species affect the performance of the non-indigenous sun coral *Tubastraea coccínea*?**. Coral Reefs, 39(1), 99-117.

SAMPAIO, C. L., MIRANDA, R. J., MAIA-NOGUEIRA, R., & JOSÉ DE ANCHIETA, C. C. (2012). **New occurrences of the nonindigenous orange cup corals *Tubastraea coccinea* and *T. tagusensis* (Scleractinia: Dendrophylliidae) in Southwestern Atlantic**. Check List, 8(3), 528-530.

SANTOS, A. N. (2010). **A dinâmica costeira e seus efeitos sobre a ocupação urbana na orla marítima do estado de Alagoas**.

SARMENTO, V. C.; BARRETO, A. F. S.; SANTOS, P. J. P. 2012. **The response of meio fauna to human trampling on coral reefs**. Scientia Marina, 75(3):559-570.

SCHOFIELD, P. J. (2009). **Geographic extent and chronology of the invasion of non-native lionfish (*Pterois volitans* [Linnaeus 1758] and *P. miles* [Bennett 1828]) in the Western North Atlantic and Caribbean Sea**. Aquatic Invasions, 4(3), 473-479.

SCHOFIELD, P. J. (2010). **Update on geographic spread of invasive lionfishes (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758] and *P. miles* [Bennett, 1828]) in the Western North Atlantic Ocean, Caribbean Sea and Gulf of Mexico**. Aquatic Invasions, 5 (Supplement 1), S117-S122.

Science 295:1280–1284. h Shantz, A. A., Ladd, M. C., & Burkepile, D. E. (2020). **Overfishing and the ecological impacts of extirpating large parrotfish from Caribbean coral reefs.** *Ecological Monographs*, 90(2), e01403.

SEMMENS, B. X., BUHLE, E. R., SALOMON, A. K., & PATTENGILL-SEMMENS, C. V. (2004). **A hotspot of non-native marine fishes: evidence for the aquarium trade as an invasion pathway.** *Marine Ecology Progress Series*, 266, 239-244.

SGHAIER, YR, ZAKHAMA-SRAIEB, R., MOUELHI, S., VAZQUEZ, M., VALLE, C., RAMOS-ESPLÁ, AA, ... & CHARFI-CHEIKHROUHA, F. (2016). **Revisão de macrófitas marinhas alienígenas na Tunísia.** *Ciência marinha mediterrânea*, 17 (1), 109-123.

SILVA, R., VINAGRE, C., KITAHARA, M. V., ACORSI, I. V., MIZRAHI, D., & FLORES, A. A. (2019). **Sun coral invasion of shallow rocky reefs: effects on mobile invertebrate assemblages in Southeastern Brazil.** *Biological Invasions*, 21(4), 1339-1350.

SIMBERLOFF, D., MARTIN, J. L., GENOVESI, P., MARIS, V., WARDLE, D. A., ARONSON, J., ... & VILÀ, M. (2013). **Impacts of biological invasions: what's what and the way forward.** *Trends in ecology & evolution*, 28(1), 58-66.

SOARES MO, FEITOSA CV, GARCIA TM, COTTENS KF, VINICIUS B, PAIVA SV, DUARTE ODS, GURJÃO LM, SILVA GDV, MAIA RC, PREVIATTO DM, CARNEIRO PBM, CUNHA E, AMÂNCIO AC, SAMPAIO CLS, FERREIRA CEL, PEREIRA PHC, ROCHA LA, TAVARES TCL AND GIARRIZZO T (2022) **Lionfish on the loose: Pterois invade shallow habitats in the tropical southwestern Atlantic.** *Front. Mar. Sci.* 9:956848.

SOARES, MARCELO; DAVIS, MARCUS; DE MACÊDO CARNEIRO, PEDRO BASTOS. **Northward range expansion of the invasive coral (*Tubastraea tagusensis*) in the southwestern Atlantic.** *Marine Biodiversity*, v. 48, n. 3, p. 1651-1654, 2018.

STAMBLER, N. (2010). **Coral symbiosis under stress.** In *Symbioses and Stress* (pp. 197-224). Springer, Dordrecht.

STREFTARIS, N., & ZENETOS, A. (2006). **Alien marine species in the Mediterranean-the 100 'Worst Invasives' and their impact.** *Mediterranean Marine Science*, 7(1), 87-118.

TANNER JE (1997) **A competição interespecífica reduz a aptidão em corais Scleractinian.** *J Exp Mar Biol Eco* 19–34

TSIAMIS, G., KATSAVELI, K., NTOUGIAS, S., KYRPIDES, N., ANDERSEN, G., PICENO, Y., & BOURTZIS, K. (2008). **Prokaryotic community profiles at different operational stages of a Greek solar saltern.** *Research in Microbiology*, 159(9-10), 609-627.

VALÉRY, L., FRITZ, H., LEFEUVRE, J. C., & SIMBERLOFF, D. (2008). **In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself.** *Biological invasions*, 10(8), 1345-1351.

VILLÉGER, S., MIRANDA, JR, HERNÁNDEZ, DF, & MOUILLOT, D. (2010). **Mudanças contrastantes na diversidade taxonômica vs. funcional das comunidades de peixes tropicais após a degradação do habitat.** *Aplicações ecológicas*, 20 (6), 1512-1522.

VIOLLE, C., M. L. NAVAS, D. VILE, E. KAZAKOU, C. FORTUNEL, I. HUMMEL, AND E. GARNIER. 2007. **Let the concept of trait be functional!** *Oikos* 116:882–892.

VITOUSEK, P. M. 1986. **Biological invasions and ecosystem properties: can species make a difference?** Pages 163–176 in H. A. Mooney and J. A. Drake, editors. *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*. Ecological Studies 58. Springer-Verlag, New York, New York, USA.

WALKER B, KINZIG A, LANGRIDGE J (1999) **Original articles: Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: The nature and significance of dominant and minor species.** *Ecosystems* 2:95–113

WEIS, V. M. (2008). **Cellular mechanisms of Cnidarian bleaching: stress causes the collapse of symbiosis.** *Journal of Experimental Biology*, 211(19), 3059-3066.

WHITFIELD, T. T. (2002). **Zebrafish as a model for hearing and deafness.** *Journal of neurobiology*, 53(2), 157-171.

WONG, C. M., CONTI-JERPE, I., RAYMUNDO, L. J., DINGLE, C., ARAUJO, G., PONZO, A., & BAKER, D. M. (2019). **Whale shark tourism: impacts on coral reefs in the Philippines.** *Environmental management*, 63(2), 282-291.

WOODHEAD, A. J., HICKS, C. C., NORSTRÖM, A. V., WILLIAMS, G. J., & GRAHAM, N. A. (2019). **Coral reef ecosystem services in the Anthropocene.** *Functional Ecology*, 33(6), 1023-1034.

YELLOWLEES, D., REES, TAV E LEGGAT, W. (2008). **Interações metabólicas entre algas simbiontes e hospedeiros invertebrados.** *Plant, cell & environment*, 31 (5), 679-694.

ZILBERBERG, C., ABRANTES, D. P., & MARQUES, J. A. (Eds.). (2016). **Conhecendo os recifes brasileiros: rede de pesquisas Coral Vivo.** Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

ZILLER, S. R.; ZALBA, S. M. GISP, **Programa Global de Espécies Invasoras, América do Sul invadida, A crescente ameaça das espécies exóticas invasoras**, 2005, 80 pp.

APÊNDICE A – Traços funcionais das espécies encontradas na coleta de dados. 1 - Fricke & Meischner, 1985; 2- Leão, 1999; 3- Zilberberg et al.,2016; 4- Calderon et al.,2000; 5- Conceição et al., 2006; 6- Castro & Pires, 2006; 7- Muramatsu & Silveira,2008; 8- Miranda et. al, 2016; 9- Pinzón, J. H., & Weil, E., 2011; 10- Souza, 2013; Lewis, 1989; 11- Castro et al.,2006; 12- Lewis, 2006; 13- Bourmaud et al., 2013; 14- De Souza, 2017; 15- Pires et al. 1999; 16- Neves and Pires 2002; 17- Dos Santos et. al, 2013; 18- Miranda et. al, 2016; 19- Kikuchi et al 2013; Zilberberg et al.,2016; 20- íres et al., 1999; 21-Silva et al. 2019; 22- Leão et al., 2010; 23-Leão e Kikuchi, 2001; 24- Nunes et al., 2008; 25- Pires & Caparelli,2002; 26- Prada et al., 2014; 27-Amaral et al., 2007; 28- Ferreira, 2003; 29- Lins et al., 2003; 30- Evangelista et al 20186; 31- Lins et al., 2007; 32- Neves & Silveira, 2003; 33- Taluna et al., 2019; 34- Szmant, 1986;35- Guzman, 1993; 36 Castilho et al., 2014; 37- Lough & Cantin, 2014; 38- Miranda et al., 2017; 39- Nunes & Knowlton, 2011; 40- Pires et al., 2002; 41 - Amaral et al., 2008; 42- Sánchez, JA, & Navas, (1994); 43- Brooke, S., & Stone, R. (2007); 44- Glynn et al 2008; 45-Mizrahi et al 2014; 46-De Paula et al., 2014 e 47-Luz et al., 2020.

TRAÇOS FUNCIONAIS

Espécie										Referências
	Zooxantelas	Tamanho	Morfologia	Modo de reprodução	Padrão de Reprodução	Preferência de Habitat	Mecanismos de Competição Física	Mecanismos de Competição Química	Susceptibilidade ao Branqueamento	
Agaricia humilis	1	30	2	1	1	1	1	0	2	1;2
Favia gravida	1	10	1	1	1	1	0	0	2	3; 4; 5
Madracis decactis	1	40	1	1	1	2	1	0	1	6; 7; 8
Meandrina brasiliensis	1	25	1	2	1	1	0	0	2	9
Millepora alcicornis	1	300	3	2	2	1	0	0	3	10; 11; 12; 13; 14;
Millepora braziliensis	1	100	3	2	2	1	0	0	3	10; 11; 12; 13;
Millepora nitida	1	50	3	2	2	1	0	0	3	10; 11; 12; 13;
Montastraea cavernosa	1	200	1	2	2	2	1	0	2	3;8; 15; 16; 17;
Mussismilia braziliensis	1	150	1	2	1	1	0	0	2	3; 15; 16; 19
Mussismilia harttii	1	90	1	2	1	1	0	0	2	3; 20
Mussismilia hispida	1	40	1	2	1	1	2	0	2	3; 15;16 ;17; 21;
Mussismilia leptophylla	1	100	1	2	1	1	0	0	2	22; 23; 24
Porites astreoides	1	30	1	1	1	1	0	0	1	3; 25
Porites branneri	1	10	1	2	1	1	0	0	2	26;27;28
Siderastrea spp.	1	50	1	2	2	1	0	0	1	3; 24; 29;30;31;32; 33; 34;35; 36;37;38;39
Scolymia wellsi	1	7	1	1	1	2	0	0	1	3; 40
Stylaster roseus	1	5	2	1	1	2	0	0	3	41; 42;43
Tubastraea spp.	0	15	2	2	1	2	1	1	0	8;17;44;45;45;47

Fonte: A Autora (2022)