

MARINHA DO BRASIL
INSTITUTO DE ESTUDOS DO MAR ALMIRANTE PAULO MOREIRA
UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA MARINHA

**Estruturação das Comunidades Bentônicas,
Fauna Associada e Potencial Anti-incrustante dos Corais
Invasores *Tubastraea* spp. (Cnidaria: Dendrophylliidae)
em Arraial do Cabo, Brasil**

PRISCILA RIBEIRO DE ARAÚJO

ARRAIAL DO CABO, RJ
ABRIL DE 2023



MARINHA DO BRASIL
INSTITUTO DE ESTUDOS DO MAR ALMIRANTE PAULO MOREIRA
UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA MARINHA

**Estruturação das Comunidades Bentônicas,
Fauna Associada e Potencial Anti-incrustante dos Corais
Invasores *Tubastraea* spp. (Cnidaria: Dendrophylliidae)
em Arraial do Cabo, Brasil**

PRISCILA RIBEIRO DE ARAÚJO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia Marinha do Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira e da Universidade Federal Fluminense, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Biotecnologia Marinha.

Orientador: Dr. Ricardo Coutinho

ARRAIAL DO CABO, RJ

ABRIL DE 2023

A663e Araújo, Priscila Ribeiro de

Estruturação das comunidades bentônicas, fauna associada e potencial anti-incrustante dos corais invasores *Tubastraca* spp. (Cnidaria: Dendrophylliidae) em Arraial do Cabo, Brasil. / Priscila Ribeiro de Araújo. – Arraial do Cabo, 2023.

115 f.: il.; 30 cm.

Orientador: Ricardo Coutinho.

Tese (Doutorado) – Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira e Universidade Federal Fluminense - IEAPM/UFF, Programa Associado de Pós-Graduação em Biotecnologia Marinha, Arraial do Cabo, 2023.

1. Ecologia experimental. 2. Coral-sol. 3. Alclopatia. 4. Biotecnologia marinha.
I. Coutinho, Ricardo. II. Título.

CDD:660.6

PRISCILA RIBEIRO DE ARAUJO

**Estruturação das Comunidades Bentônicas,
Fauna Associada e Potencial Anti-incrustante dos Corais
Invasores *Tubastraea* spp. (Cnidaria: Dendrophylliidae)
em Arraial do Cabo, Brasil**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia Marinha do Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira e da Universidade Federal Fluminense, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Biotecnologia Marinha.

BANCA EXAMINADORA

Dr. Ricardo Coutinho (Orientador)

Dr. Renato Crespo Pereira

Dr^a. Ilana Rosental Zalmon

Dr. Marcos Moura Nogueira

Dr. Damián Mizrahi

Dr^a. Nathalia Nocchi (Suplente)

Dr. Frederico Tapajós de Souza Tâmega (Suplente)

ARRAIAL DO CABO/RJ
ABRIL DE 2023

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Dr. Ricardo Coutinho, pela oportunidade, confiança e incentivo. A sua dedicação pela ciência brasileira é uma grande inspiração!

A todos da equipe do IEAPM e do PPGBM que fazem o seu melhor para viabilizar a realização das pesquisas.

Aos meus colegas de trabalho, pelo compartilhar de seus conhecimentos para a realização dos trabalhos de campo, de laboratório e das discussões científicas, além das palavras de apoio!

A Dra. Luciana Altvater e ao Técnico Hector Fabian Messano pela amizade e pela dedicação em compartilhar seus conhecimentos para a realização deste trabalho, desde a fase anterior, no mestrado.

Aos meus queridos amigos e pesquisadores, Dra. Ellen Oliveira e Dr. José Eduardo Arruda pelas contribuições científicas, pelo amor e apoio em todas as horas.

A psicóloga Claudette Melo por sua imprescindível ajuda para retomar minha sanidade e por sua dedicação em ajudar que tantas mulheres a se reinventarem e seguirem seus caminhos com mais sabedoria e amor. Ao Coletivo Mulheres Sem Fronteiras por terem me recebido com tanto carinho.

A minha família, que sempre se dedica ao máximo pela minha felicidade e me dá o suporte necessário para que alcance meus sonhos. Agradeço por todo amor e paciência e sou muito grata por nossa união!

SUMÁRIO

I INTRODUÇÃO GERAL	14
II OBJETIVO GERAL	23

CAPÍTULO 1

RESUMO	24
1.1 INTRODUÇÃO.....	24
1.2 OBJETIVOS E HIPÓTESES	25
1.3 MATERIAL E MÉTODOS.....	26
1.3.1 Área de estudo	26
1.3.2 Coleta de dados	27
1.3.3 Análise de dados	30
1.4 RESULTADOS	31
1.4.1 Abundância de pólipos de <i>Tubastraea</i> spp.	31
1.4.2 Cobertura de <i>Tubastraea</i> spp. sobre o substrato natural	32
1.4.3 Composição e abundância dos macrobentônicos	33
1.4.4 Caracterização da comunidade macrobentônica	38
1.5 DISCUSSÃO.....	42
1.6 CONCLUSÕES	45
REFERÊNCIAS	47

CAPÍTULO 2

RESUMO	52
2.1 INTRODUÇÃO.....	52
2.2 OBJETIVOS E HIPÓTESES	53
2.3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	54
2.3.1 Área de estudo	54
2.3.2 Delineamento amostral	55
2.3.3 Análise dos dados	58
2.4 RESULTADOS	59
2.4.1 Variação espacial da fauna macrobentônica associada	59
2.4.2 Variação interespecífica da fauna macrobentônica associada	65
2.4.3 Influência do tamanho das colônias na fauna macrobentônica associada	70
2.5 DISCUSSÃO.....	72
2.6 CONCLUSÃO.....	76
REFERÊNCIAS	78

CAPÍTULO 3

RESUMO	82
3.1 INTRODUÇÃO.....	82
3.2 OBJETIVOS E HIPÓTESES	83
3.3 MATERIAL E MÉTODOS.....	84
3.3.1 Coleta de dados biológicos	84
3.3.2 Preparação dos extratos brutos	85
3.3.3 Bioensaios antibacterianos	86
3.3.4 Ensaios anti-incrustantes com <i>Perna perna</i>	86
3.3.5 Análises estatísticas	87
3.4 RESULTADOS	88
3.4.1 Bioensaios antibacterianos	88
3.4.2 Ensaios anti-incrustantes com <i>Perna perna</i>	93
3.5 DISCUSSÃO.....	95
3.6 CONCLUSÃO.....	98
REFERÊNCIAS	100
III CONCLUSÃO GERAL	106
REFERÊNCIAS GERAIS	108
APÊNDICES	115

LISTA DE FIGURAS

Figura I – Bioincrustação em casco de navio.	14
Figura II – Porcentagem de espécies introduzidas e criptogências no Oceano Atlântico Sudoeste de acordo com os vetores mais prováveis.	15
Figura III – Aplicação de tinta anti-incrustante em casco de navio.	17
Figura IV – Colônias das duas espécies de <i>Tubastraea</i> registradas para Arraial do Cabo: (a) <i>T. coccinea</i> ; (b) <i>Tubastraea</i> sp.....	18
Figura V – Delimitação do território do município de Arraial do Cabo e da Reserva Extrativista Marinha do Arraial do Cabo.	20
Figura VI – Costão rochoso do Saco dos Cardeiros, localizado na Baía do Arraial do Cabo (RJ), Brasil.	21
Figura VII – Registro de ocorrência do coral-sol na Baía do Arraial do Cabo distribuídas formando (a) pequenos grupos ou (b) densas manchas.	22
Figura VIII – Mapa da distribuição e abundância de <i>Tubastraea</i> spp. em Arraial do Cabo, Brasil.....	22
Figura 1.1 – Mapa da Baía do Arraial do Cabo (RJ/Brasil) e localização dos costões rochosos da Ilha dos Porcos, Saco dos Cardeiros e Enseada do Anequim onde foram realizados os experimentos.....	26
Figura 1.2 – Representação dos quadrados amostrais e das áreas com Baixa e Alta Infestação de <i>Tubastraea</i> spp. que foram delimitados em cada costão estudado	27
Figura 1.3 – Raspagem dos quadrados amostrais no substrato natural.	28
Figura 1.4 – Identificação dos quadrados amostrais pelas etiquetas numeradas fixadas nos vértices superiores.	28
Figura 1.5 – Quadrados amostrais no substrato natural com inclinação vertical.	29
Figura 1.6 – Grade com 100 pontos uniformemente distribuídos sobre a imagem da unidade amostral para estimar a porcentagem de cobertura dos macroincrustantes.	30
Figura 1.7 – Média e desvio padrão do número de pólipos de <i>Tubastraea</i> spp. ao longo dos tempos nas áreas com Baixa e Alta Infestação do coral <i>Tubastraea</i> spp. nos costões monitorados em Arraial do Cabo (RJ/Brasil).	32
Figura 1.8 – Média e desvio padrão da cobertura de <i>Tubastraea</i> spp. nos tempos amostrais e áreas com Baixa e Alta Infestação do coral <i>Tubastraea</i> spp. para os costões monitorados em Arraial do Cabo (RJ/Brasil).	33

Figura 1.9 – Média e desvio padrão da cobertura (em porcentagem) dos táxons mais abundantes em áreas com Baixa Infestação (BI) e Alta Infestação (AI) de <i>Tubastraea</i> spp. nos costões estudados.	37
Figura 1.10 – Resultado do n-MDS com a cobertura das comunidades de macrobentônicos sobre costões da Baía do Arraial do Cabo, Brasil, avaliados (à esquerda) pelas áreas com Baixa (BI) e Alta Infestação (AI) de <i>Tubastraea</i> spp.; e (à direita) pelos tempos amostrais.	38
Figura 1.11 – Média e desvio padrão da Riqueza de espécies, Diversidade de Shannon-Wiener e Equitabilidade de Shannon ao longo dos tempos para as áreas com Baixa e Alta Infestação de <i>Tubastraea</i> spp. nos costões estudados. (*) Diferença significativa ($p < 0,05$) entre as áreas para um mesmo tempo. As letras são diferenças significativas entre os tempos para as áreas de (em cinza) Baixa e (em preto) Alta Densidade.	40
Figura 2.1 – Mapa da Baía do Arraial do Cabo e sua localização na costa brasileira e no estado do Rio de Janeiro. Pontos vermelhos: costões da Ilha dos Porcos, Saco dos Cardeiros e Enseada do Anequim, onde foram coletas as colônias de <i>Tubastraea</i> para a caracterização da macrofauna associada.	55
Figura 2.2 – (a) Triagem e localização (círculos em amarelo) dos macrobentônicos associados (b) ao cenossarco (tecido mole) e (c) a base calcária das colônias de <i>Tubastraea coccinea</i> coletadas em Arraial do Cabo (RJ), Brasil.	56
Figura 2.3 – Correlação de Spearman positiva entre o número de pólipos e a área planar (cm^2) de colônias de <i>Tubastraea coccinea</i> ($n = 100$) coletadas no costão da Ilha dos Porcos, Arraial do Cabo (RJ), Brasil.	57
Figura 2.4 – Valores dos descritores (A) Abundância, (B) Riqueza de Espécies e (C) Diversidade de Shannon-Wiener para os macrobentônicos associados às colônias de <i>T. coccinea</i> dos costões das Ilha dos Porcos (Porcos), Saco dos Cardeiros (Cardeiros) e Enseada do Anequim (Anequim) localizados em Arraial do Cabo, Brasil. (*) Diferença significativa ($p < 0,05$). Linhas horizontais: mediana. (X): média. Ponto cinza: valor discrepante.	60
Figura 2.5 – Porcentagem de colônias de <i>Tubastraea coccinea</i> desocupadas (sem macrobentônicos associados) para os costões da Ilha dos Porcos (Porcos), Saco dos Cardeiros (Cardeiros) e Enseada do Anequim (Anequim) localizados em Arraial do Cabo, Brasil.	61
Figura 2.6 – Abundância relativa dos filamentos de macrobentônicos associados às colônias de <i>Tubastraea coccinea</i> dos costões da Ilha dos Porcos (Porcos), Saco dos Cardeiros (Cardeiros) e Enseada do Anequim (Anequim) localizados em Arraial do Cabo, Brasil.	62
Figura 2.7 – Porcentagem de macrobentônicos associados a base calcária (Calcária) e ao tecido mole (Tecido) das colônias de <i>Tubastraea coccinea</i> nos costões da Ilha dos Porcos (Porcos),	

Saco dos Cardeiros (Cardeiros) e Enseada do Anequim (Anequim) localizados em Arraial do Cabo, Brasil.	63
Figura 2.8 – Quantidade total de indivíduos dos táxons de macrobentônicos associados às colônias de <i>Tubastraea coccinea</i> coletadas na Ilha dos Porcos (Porcos), Saco dos Cardeiros (Cardeiros) e Enseada do Anequim (Anequim) localizados em Arraial do Cabo, Brasil.	64
Figura 2.9 – Valores dos descritores (A) Abundância, (B) Riqueza de Espécies e (C) Diversidade de Shannon-Wiener para os macrobentônicos associados as colônias de <i>Tubastraea coccinea</i> e <i>Tubastraea</i> sp. coletadas na Ilha dos Porcos, localizados em Arraial do Cabo, Brasil. (*) Diferença significativa ($p < 0,05$). Linhas horizontais: mediana. Pontos cinzas: valores discrepantes.	66
Figura 2.10 – Porcentagem de colônias de desocupadas (sem macrobentônicos associados) para <i>Tubastraea coccinea</i> e <i>Tubastraea</i> sp. coletadas na Ilha dos Porcos, em Arraial do Cabo, Brasil.	67
Figura 2.11 – Abundância relativa dos filos de macrobentônicos associados a colônias de <i>Tubastraea coccinea</i> e <i>Tubastraea</i> sp. coletadas no costão da Ilha dos Porcos localizada na cidade de Arraial do Cabo, Brasil.	68
Figura 2.12 – Foto de indivíduo da ordem <i>Sessilia</i> localizado entre a estrutura calcária e o tecido de uma colônia de <i>Tubastraea</i> sp. coletada na Ilha dos Porcos, Arraial do Cabo, Brasil.	69
Figura 2.13 – Porcentagem de macrobentônicos associados a estrutura calcária das colônias (Calcária) e ao tecido mole (Tecido) dos corais <i>Tubastraea coccinea</i> e <i>Tubastraea</i> sp. coletados no costão da Ilha dos Porcos, Arraial do Cabo, Brasil.	69
Figura 2.14 – Quantidade total de indivíduos dos táxons de macrobentônicos associados a colônias de <i>Tubastraea coccinea</i> e <i>Tubastraea</i> sp. coletadas nos costões da Ilha dos Porcos, em Arraial do Cabo, Brasil.	71
Figura 2.15 – Matriz de correlação de Spearman entre relaciona a quantidade de pólipos (Pólipo) das colônias de <i>Tubastraea coccinea</i> ($n = 40$) e <i>Tubastraea</i> sp. ($N = 40$) com a abundância total (Abundância), a riqueza de espécies (Riqueza), e a diversidade (Diversidade) dos organismos macrobentônicos associados.	72
Figura 3.1 – Mapa da Baía do Arraial do Cabo e sua localização no Brasil e no estado do Rio de Janeiro. Os marcadores em azul representam os costões nos quais colônias de <i>Tubastraea coccinea</i> foram coletadas para a preparação dos extratos brutos utilizados nos bioensaios anti-incrustantes.	85

Figura 3.2 – Diâmetro médio e desvio padrão das zonas de inibição do crescimento para cinco cepas de bactérias marinhas incrustantes. Nos bioensaios, foi testado o efeito dos extratos brutos de *Tubastraea coccinea* coletadas em distintos costões de Arraial do Cabo, Brasil, nos meses de abril (Abr.), agosto (Ago.) e dezembro (Dez.) de 2018. 89

Figura 3.3 – Média e desvio padrão de bissos de *Perna perna* fixados nas placas com o controle e com extratos de *Tubastraea coccinea* coletadas em distintos costões de Arraial do Cabo, Brasil nos meses de abril (Abr.), agosto (Ago.) e dezembro (Dez.) de 2018..... 95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 – Resultado da ANOVA de medidas repetidas para comparar o número de pólipos de <i>Tubastraea</i> spp. entre as áreas com Baixa e Alta Infestação de <i>Tubastraea</i> spp. e entre os tempos amostrais, o valor do número de pólipos de <i>Tubastraea</i> presente nos quadrados amostrais.	32
Tabela 1.2 – Resultado da ANOVA de medidas repetidas para comparar a cobertura de <i>Tubastraea</i> spp. entre as áreas com Baixa e Alta Infestação de <i>Tubastraea</i> spp. e entre os tempos amostrais.	33
Tabela 1.3 – Táxons presentes nos quadrados amostrais das áreas com Baixa (BI) e Alta (AI) Infestação de <i>Tubastraea</i> spp. para os costões da Ilha dos Porcos (Porcos), Saco dos Cardeiros (Cardeiros) e Enseada do Anequim (Anequim).....	34
Tabela 1.4 – Resultado da ANOVA de medidas repetidas para comparar entre as áreas com Baixa e Alta Infestação de <i>Tubastraea</i> spp. e entre os tempos amostrais, os valores dos índices de Riqueza, Diversidade e Equitabilidade dos macrobentônicos presentes nos quadrados amostrais de cada um dos costões estudados.	41
Tabela 2.1 – Medidas de tendência central e dispersão para os resultados do número de pólipos que compõem as colônias de <i>Tubastraea</i> spp. coletadas na Ilha dos Porcos (Porcos), Saco dos Cardeiros (Cardeiros) e Enseada do Anequim (Anequim) (n= 40).	58
Tabela 3.1 – Atividade antibacteriana dos extratos brutos das colônias de <i>Tubastraea coccinea</i> coletadas em costões rochosos da Baía do Arraial do Cabo para Abril, Agosto e Dezembro, testados contra cinco bactérias incrustantes marinhas.	91
Tabela 3.2 – Resultado da ANOVA bifatorial para os ensaios antibacterianos com as cinco cepas de bactérias marinhas.	93

RESUMO

As bioinvasões marinhas constituem uma ameaça aos ecossistemas costeiros, pois as espécies invasoras podem alterar a composição e dinâmica das comunidades invadidas. Porém, as interações entre espécies exóticas e nativas são complexas e há uma grande dificuldade para estimar os reais impactos das espécies invasoras sobre as comunidades nativas. A expansão das áreas de ocorrência e abundância dos corais invasores *Tubastraea* spp. para a costa brasileira tem causado grande preocupação devido colocar em risco a biodiversidade marinha. No presente estudo, abordamos a interação de *Tubastraea* spp. com as comunidades invadidas da Baía do Arraial do Cabo (BAC), Rio de Janeiro, e investigamos o seu potencial de anti-incrustante. Desse modo, foi (1) acompanhada em campo a colonização de *Tubastraea* spp. e a sua influência na comunidade bentônica ao longo de cinco anos em áreas com Baixa (BI) e Alta (AI) infestação desse coral invasor; (2) caracterizado os macrobentônicos associados às colônias de *Tubastraea coccinea* e de *Tubastraea* sp. e; (3) avaliada a variação espaço-temporal no potencial anti-incrustante dos extratos brutos de *T. coccinea* contra micro e macroincrustantes marinhos. A abundância de *Tubastraea* spp. nas comunidades invadidas foi muito baixa em comparação as espécies nativas e, assim como a composição e a abundância dos organismos bentônicos, no geral, não variaram significativamente ao longo dos cinco anos de experimento ou entre as áreas com BI e AI. Os índices de riqueza, diversidade e equitabilidade das espécies bentônicas, ou não apresentaram diferenças entre os tempos amostrais e entre áreas com BI e AI, ou foram mais elevadas na área com AI e com o transcorrer do tempo. Foram registrados cinco filos associados a *Tubastraea* spp.: Annelida, Mollusca, Arthropoda, Echinodermata e Platyhelminthes. *Tubastraea coccinea* apresentou maior abundância, riqueza e diversidade de espécies em comparação a *Tubastraea* sp.. A maioria dos organismos macrobentônicos associados foram de endobiontes. No geral, foi registrada uma maior abundância e riqueza de táxons nativos associados à *Tubastraea* spp.. Foi identificado um processo de facilitação entre *Tubastraea* spp. com o mexilhão exótico *Leiosolenus aristatus*. Os extratos brutos de *T. coccinea* apresentaram ação anti-incrustante contra os microincrustantes, inibindo o crescimento de bactérias formadoras do biofilme, porém não apresentaram efeito significativo contra o macroincrustante, o mexilhão *Perna perna*. Foi detectada variação espaço-temporal na atividade anti-incrustante dos extratos de *T. coccinea*. Não houve um padrão de inibição nos extratos de colônias de *T. coccinea* coletadas em quatro costões rochosos. Entretanto, nos extratos provenientes de coletas de *T. coccinea* em três períodos amostrais distintos, houve melhor atividade anti-incrustante para os de Abril e Agosto, em detrimento aos de Dezembro.

Palavras chaves: Ecologia experimental; Coral-sol; Alelopatia; Produtos naturais anti-incrustantes.

ABSTRACT

Marine bioinvasions are a threat to coastal ecosystems, as invasive species can alter the composition and dynamics of invaded communities. However, interactions between exotic and native species are complex and there is great difficulty in estimating the real impacts of invasive species on native communities. The expansion of areas of occurrence and abundance of invasive corals *Tubastraea* spp. for the Brazilian coast has caused great concern due to putting marine biodiversity at risk. In the present study, we addressed the interaction of *Tubastraea* spp. with the invaded communities of Baía do Arraial do Cabo (BAC), Rio de Janeiro, and investigated its antifouling potential. Thus, the colonization of *Tubastraea* spp. was (1) monitored in the field the its influence on the benthic community over five years in areas with Low (BI) and High (AI) infestation of this invasive coral; (2) characterized the macrobenthics associated with colonies of *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea* sp. and; (3) evaluated the space-time variation in the antifouling potential of crude extracts of *T. coccinea* against marine micro and macrofoulings. The abundance of *Tubastraea* spp. in invaded communities was very low compared to native species and, as well as the composition and abundance of benthic organisms, in general, did not vary significantly over the five years of the experiment or between areas with BI and AI. The indices of richness, diversity and evenness of benthic species or did not show differences between sampling times and between areas with BI and AI, or were higher in the area with AI and over time. Five phyla associated with *Tubastraea* spp. were recorded: Annelida, Mollusca, Arthropoda, Echinodermata and Platyhelminthes. *Tubastraea coccinea* showed higher species abundance, richness and diversity compared to *Tubastraea* sp.. Most associated macrobenthic organisms were endobionts. Overall, a greater abundance and richness of native taxa associated with *Tubastraea* spp. was recorded. A facilitation process was identified between *Tubastraea* spp. with the exotic mussel *Leiosolenus aristatus*. Crude extracts of *T. coccinea* showed anti-fouling action against micro-fouling, inhibiting the growth of biofilm-forming bacteria, but showed no significant effect against the macro-fouling, the mussel *Perna perna*. Space-time variation was detected in the antifouling activity of *T. coccinea* extracts. There was no inhibition pattern in the extracts of *T. coccinea* colonies collected on four rocky shores. However, in extracts from collections of *T. coccinea* in three different sampling periods, there was better antifouling activity for April and August, to the detriment of December.

Keywords: Experimental ecology; Sun coral; Allelopathy; Natural antifouling products.

I INTRODUÇÃO GERAL

Bioincrustação e bioinvasão marinha

A bioincrustação marinha é um processo natural que consiste na colonização e crescimento de micro e macro-organismos em superfícies submersas naturais ou feitas pelo homem (Maréchal & Hellio, 2009; Holm, 2012). Através desse processo ocorre a proliferação de uma ou mais camadas de variados organismos sobre o substrato, fazendo com que as comunidades incrustantes geralmente apresentem uma elevada diversidade de espécies (Da Gama *et al.*, 2009).

No setor marítimo, a bioincrustação em estruturas de interesse econômico tem causado diversos problemas. Nos cascos de navios (Figura I), por exemplo, ela gera sobrecarga de peso e aumento do atrito durante o arrasto, ocasionando diminuição na velocidade das embarcações e aumento no consumo de combustível (Schultz *et al.*, 2011). Além disso, a adesão dos organismos nos cascos dos navios, somado ao aumento no tráfego dos transportes marítimos, podem alterar os padrões de distribuição das espécies incrustantes ao deslocar essas espécies através de barreiras biogeográficas naturais (Souza *et al.*, 2010).

Figura I: Bioincrustação em casco de navio.



Fonte: www.animine.eu

Atualmente, o transporte de espécies a partir da bioincrustação em navios comerciais constitui um dos principais vetores para a dispersão de espécies exóticas, ou seja, aquelas espécies que se encontram fora da sua área de distribuição natural (Silva & Souza, 2004; Schwindt *et al.*, 2020; Figura II). Essas espécies exóticas podem se adaptar as condições bióticas e abióticas dos novos ambientes, aumentar sua abundância e expandir sua distribuição

ao longo de vários ciclos de vida se tornando espécies invasoras (Richardson *et al.*, 2000; Namboothri *et al.*, 2021).

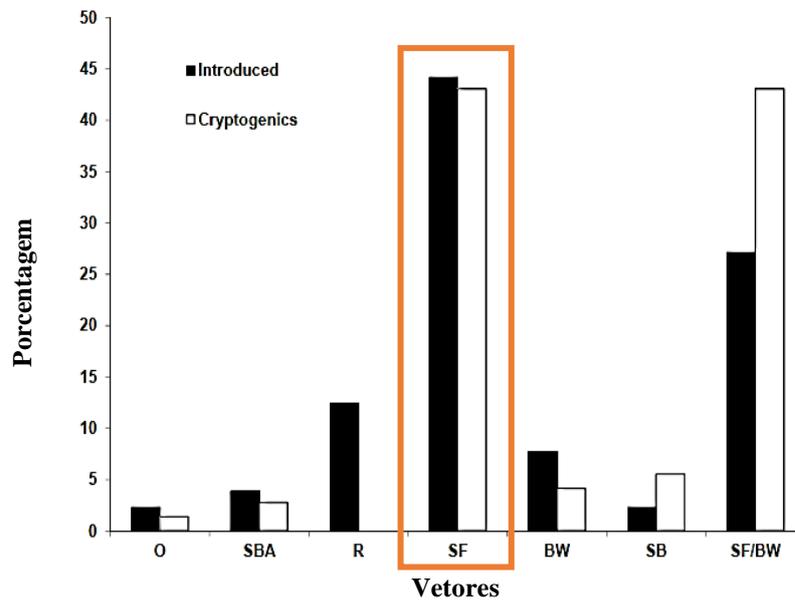


Figura II: Porcentagem de espécies introduzidas (preto) e criptogências (branco) no Oceano Atlântico Sudoeste de acordo com os vetores mais prováveis. Outros (O), lastro sólido (SBA), lançamentos (R), incrustações em navios (SF), água de lastro (BW) e perfuração/tocas em navios de madeira (SB). A categoria SF/BW inclui espécies que podem ter sido transportadas por SF ou BW.

Fonte: modificado de Schwindt *et al.*, 2020.

As espécies invasoras incrustantes, geralmente modificam a composição e dinâmica das comunidades residentes através das interações competitivas, predação ou da alteração física desses ambientes (Carlton, 1987; Crawley, 1987; Stachowicz & Byrnes, 2006). Os impactos resultantes das bioinvasões variam localmente e para as zonas costeiras, em específico, constituem graves ameaças à biodiversidade e ao funcionamento do ecossistema (Pyšek & Richardson, 2010; Mollot *et al.*, 2017).

Porém, existe um paradigma na ciência das bioinvasões, assim como na ecologia em geral, no qual as pesquisas se concentram mais nos impactos negativos das espécies exóticas/invasoras sobre as nativas, utilizando abordagens metodológicas que focam nas interações como competição e predação entre essas espécies (Bruno *et al.*, 2005; Rodriguez, 2006; Townsend *et al.*, 2010). Entretanto, apesar de ser pouco relatada, interações entre exóticos e nativos que impactam positivamente as espécies nativas são encontradas em diversos ambientes terrestres e aquáticos. Alguns estudos de revisão bibliográfica identificaram que para o ambiente marinho houve uma menor quantidade de trabalhos que investigam o impacto de espécies exóticas invasoras na facilitação direta ou indireta de espécies nativas (Bruno *et al.*, 2005; Rodriguez, 2006). Dos 61 trabalhos avaliados por Rodriguez (2006), 39% deles eram

sobre a facilitação de espécies nativas por invasoras em ambientes terrestres, 36% em ambientes dulcícolas e 25% em ambientes marinhos. Porém, ao analisar os grupos com maior representatividade de espécies nativas beneficiadas pelas invasoras, os invertebrados bentônicos marinhos foi o grupo com maior número de relatos em artigos científicos, quando comparados aos grupos dos invertebrados e vertebrados terrestres e dulcícolas, dos produtores primários e dos filtradores (Rodríguez, 2006).

Produtos naturais marinhos com potencial anti-incrustante

Para combater a bioincrustação em navios, eram utilizadas tintas anti-incrustantes a base de compostos organoestânicos (tributilestanho e trifenilestanho) (Maréchal & Hellio, 2009). Apesar da alta eficácia dos organoestânicos contra a bioincrustação, estes possuem elevada toxicidade para os organismos marinhos e são persistentes no meio ambiente (Oehlmann *et al.*, 1998; Rumengan & Ohji, 2012; Rossato *et al.*, 2014; Horie *et al.*, 2018). Devido a comprovação dos impactos negativos dos compostos organoestânicos, em 2008 a IMO (Organização Marítima Internacional) proibiu a sua inclusão em tintas para revestir navios (Convenção AFS/IMO setembro de 2008).

Atualmente, tem sido utilizados revestimentos anti-incrustantes à base de compostos metálicos (Figura III), principalmente os de cobre e zinco, entretanto esses biocidas também provocam efeitos negativos sobre ecossistemas marinhos (Wang *et al.*, 2011; Sheikh *et al.*, 2012; Miller *et al.*, 2020; Elia *et al.*, 2022). Visando desenvolver revestimentos anti-incrustantes cada vez menos poluentes e de baixa toxicidade, a área da biotecnologia tem focado na prospecção de substâncias anti-incrustantes a partir do desenvolvimento de produtos naturais extraídos de organismos marinhos (Fusetani, 2011; Qi & Ma, 2017; Wang *et al.*, 2017; Lhullier *et al.*, 2020).

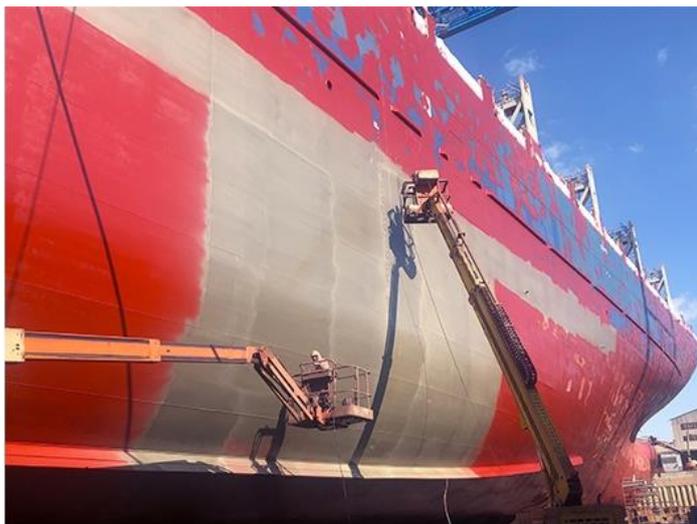


Figura III: Aplicação de tinta anti-incrustante em casco de navio. **Fonte:** www.coatingsworld.com

Os organismos sésseis marinhos produzem substâncias bioativas, os metabólitos secundários, que atuam na defesa química contra predadores, competidores e intempéries ambientais (Lindquist, 2002; McClintock *et al.*, 2010; Eskander *et al.*, 2018). Por isso nas últimas décadas têm sido desenvolvidos estudos sobre as propriedades anti-incrustantes desses compostos naturais (Fusetani, 2011; Qi & Ma, 2017; Wang *et al.*, 2017; Lhullier *et al.*, 2020).

O gênero de corais *Tubastraea*

Os corais do gênero *Tubastraea*, popularmente conhecidos como coral-sol, devido ao intenso amarelo-alaranjado de seus tentáculos, são corais escleractíneos azooxantelados pertencentes à família Dendrophylliidae. Os corais-sol são espécies invasoras para o Atlântico, e no Brasil o gênero foi registrado pela primeira vez no final da década de 1980, quando colônias de *Tubastraea* foram encontradas incrustadas em plataformas petrolíferas instaladas na Bacia de Campos, norte do estado do Rio de Janeiro (Castro & Pires, 2001). Em meados da década dos anos 90s foram observadas colônias de coral-sol em costões rochosos na Ilha Grande, no oeste do Rio de Janeiro (Paula & Creed, 2004) e no ano de 1999, o gênero foi observado colonizando substratos naturais em Arraial do Cabo, também no estado do Rio de Janeiro (Ferreira, 2003).

Para o Brasil são identificadas duas espécies de coral-sol, *Tubastraea coccinea* Lesson 1829, originária do Indo-Pacífico, e *Tubastraea* sp., que tem sido amplamente identificada

como *Tubastraea tagusensis* Wells 1982 (Cairns, 2000; Paula & Creed, 2004; Bastos *et al.*, 2022; Figura IV). Essas duas espécies têm aumentado a sua distribuição e abundância nas comunidades incrustantes e, atualmente, são encontradas descontinuamente ao longo da costa brasileira, desde o estado do Ceará até Santa Catarina, inclusive em áreas marinhas protegidas (Mantelatto *et al.*, 2010; Silva *et al.*, 2011; Capel, 2012; Costa *et al.*, 2014; Bianco *et al.*, 2016; Creed *et al.*, 2016; Miranda *et al.*, 2016; Soares *et al.*, 2016; IDEMA, 2021).

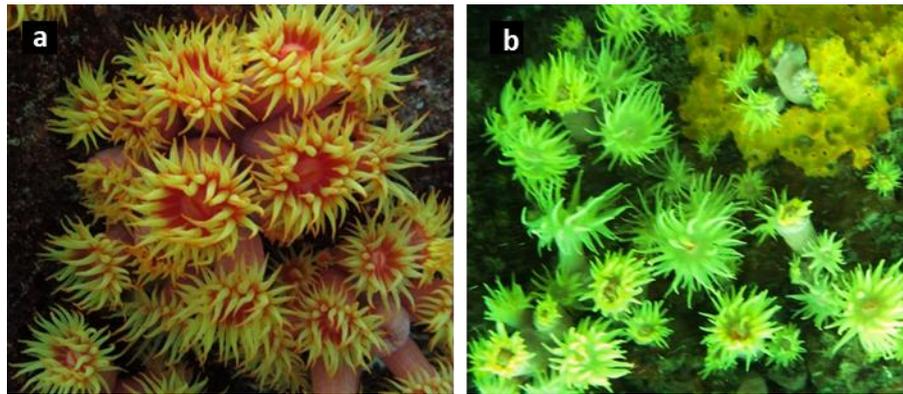


Figura IV: Colônias das duas espécies de *Tubastraea* registradas para Arraial do Cabo: (a) *T. coccinea*; (b) *Tubastraea* sp..

Fonte: Priscila Araújo.

Modelagens de distribuição de espécies revelaram que praticamente toda a costa brasileira, incluindo algumas ilhas oceânicas, apresentam condições favoráveis a colonização de *Tubastraea* spp. (Riul *et al.*, 2013; Carlos-Júnior *et al.*, 2015; Santos *et al.*, 2019). A ocorrência do coral-sol foi positivamente correlacionada com níveis de calcita na água e negativamente correlacionada com a eutrofia (Carlos-Júnior *et al.*, 2015). Outro conhecido fator limitante a expansão de *Tubastraea* spp. no Brasil é a baixa temperatura da água. Em Arraial do Cabo, região influenciada pela água fria da ressurgência (Guimaraens *et al.*, 2005), foi constatado que nos costões rochosos que apresentam temperatura abaixo dos 15 °C, as colônias de coral-sol eram menores que para os demais costões onde as temperaturas apresentam valores superiores (Mizrahi, 2008; Batista *et al.*, 2017). A baixa temperatura como um fator limitante a expansão de *Tubastraea* spp. também foi confirmada por estudos laboratoriais, nos quais houve a morte de todas as colônias e larvas dessa espécie submetidas a temperaturas inferiores a 12,5 °C por 48h (Batista *et al.*, 2017).

A rápida expansão territorial de *Tubastraea* spp. é diretamente relacionada ao elevado potencial de dispersão e rápido aumento populacional desses corais nas áreas que invadem (Cairns, 2000; Sammarco *et al.*, 2004). Para o coral-sol já foram registradas evidências de uma variedade de estratégias reprodutivas, tanto assexuadas como sexuadas, além de ser

hermafrodita, incubador de maturação precoce e ter reprodução contínua (Ayre & Resing, 1986; Fenner & Banks, 2004; Glynn *et al.*, 2008; Capel *et al.*, 2014; Paula *et al.*, 2014; Capel *et al.*, 2017). O coral-sol também apresenta um grande potencial para ocupação de substratos vazios devido suas elevadas taxas de recrutamento e assentamento (Paula & Creed, 2005; Mizrahi, 2008; Mizrahi *et al.*, 2014). Adicionalmente, suas larvas têm elevado tempo de competência na coluna d'água, conferindo a esses corais uma capacidade de dispersão para maiores distâncias (Mizrahi *et al.*, 2014; Barbosa *et al.*, 2019). Além do mais, *Tubastraea* apresenta um rápido crescimento (Vermeij, 2005; Lages *et al.*, 2011) e plasticidade fenotípica para condições ambientais e interações ecológicas (Capel *et al.*, 2014; Mizrahi *et al.*, 2014; Barbosa *et al.*, 2019; Tanasovici *et al.*, 2022). Ademais, outra importante característica para garantir o sucesso na expansão territorial do coral-sol é a sua produção de metabólitos secundários com ação alelopática (Lages *et al.*, 2010a; 2010b; 2012; Santos *et al.*, 2013; Carpes *et al.*, 2020; Sardá, 2020; Oliveira *et al.*, 2022).

Nos últimos anos têm sido desenvolvidos diversos estudos sobre *Tubastraea* spp. e estes corais, dentre o grupo dos cnidários, são o táxon de organismos exóticos marinhos para os quais se tem o maior número de publicações (Watkins *et al.*, 2021). Apesar de muitos estudos inferirem sobre os impactos negativos dos corais-sol nas comunidades nativas, poucos de fato possuem uma abordagem metodológica que comprove esses impactos (Coutinho *et al.*, em preparação).

Arraial do Cabo

O município de Arraial do Cabo (22°57'57"S, 42°01'40"W) está localizada no estado do Rio de Janeiro, região sudeste do Brasil. O território marítimo do município constitui a Reserva Extrativista Marinha do Arraial do Cabo (Resexmar-AC) (MMA/ICMBio, 2020; Figura V).

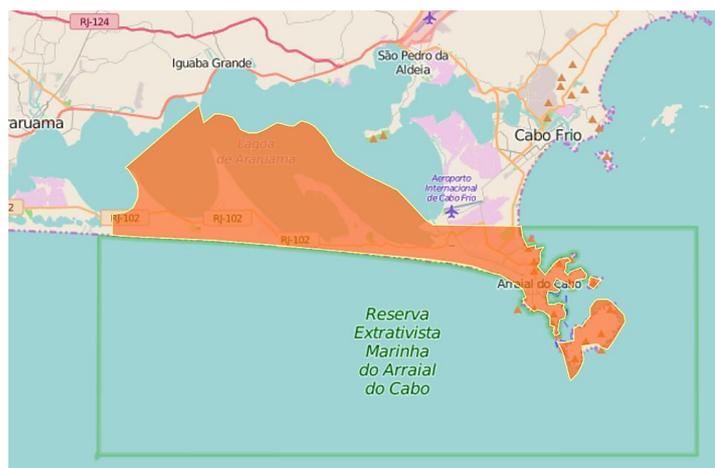


Figura V: Delimitação do território do município de Arraial do Cabo (laranja) e da Reserva Extrativista Marinha do Arraial do Cabo (retângulo verde). **Fonte:** Projeto de Educação Ambiental Observação.

Devido a geomorfologia da costa de Arraial do Cabo, e ao regime sazonal de ventos predominantes que atuam sobre essa localidade, a região sofre a influência direta do evento da ressurgência costeira da Água Central do Atlântico Sul, que atinge a região, geralmente, entre os meses de setembro a março (Valentin, 1994).

Na Baía do Arraial do Cabo (BAC), uma porção protegida, delimitada pelas Ilha do Cabo Frio, Ilha dos Porcos e o continente, a salinidade é em torno de 35,5 e a temperatura da água varia, geralmente, entre 20 a 23 °C (Valentin, 1984; Gaelzer & Zalmon, 2008). Mas durante a ressurgência costeira na região, há uma significativa redução na temperatura da água que pode atingir o valor mínimo de 12,5 °C dentro da Baía (Guimaraens & Coutinho 1996; Guimaraens *et al.*, 2005; Batista *et al.*, 2017).

A BAC é predominantemente formada por costões rochosos (Figura VI) e praias arenosas que possuem uma batimetria que varia de 2 a 15 metros de profundidade (Candella 2009; Paixão *et al.*, 2013). Os ventos de nordeste que predominam na região, juntamente com a morfologia da costa, propiciam condições hidrodinâmicas distintas aos costões da BAC (Coelho-Souza *et al.*, 2012).



Figura VI: Costão rochoso do Saco dos Cardeiros, localizado na Baía do Arraial do Cabo (RJ), Brasil.
Fonte: Priscila Araújo

Arraial do Cabo apresenta uma grande diversidade de espécies bentônicas e a BAC é caracterizada por abrigar comunidades tropicais (Ferreira, 2003). No substrato dos costões rochosos da BAC é comum observar algas, corais, esponjas, anêmonas, briozoários, ascídias, moluscos, hidrozoários e equinodermatas (Granthom-Costa *et al.*, 2016; Messano *et al.*, 2020).

Na BAC está instalado o Porto do Forno que foi inaugurado em 1972 e funcionou como base de apoio off-shore, atuando para a entrada de espécies exóticas incrustantes em Arraial do Cabo (Ferreira *et al.*, 2004). São encontradas para a região costeira do município, espécies exóticas marinhas pertencentes aos táxons das algas, moluscos, equinodermatas e cnidários, por exemplo (Altvater & Lima, 2020; Monteiro, *et al.*, 2020; Ventura & Tavares *et al.*, 2020; Yoneshigue-Valentin *et al.*, 2020). Colônias de *T. coccinea* e *Tubastraea* sp. são comuns nos costões da BAC e nas estruturas portuárias do Porto do Forno, com predominância de *T. coccinea* para a região (Mizrahi, 2008; Batista *et al.*, 2017).

Geralmente, as colônias de coral-sol são encontradas distribuídas agregadas formando pequenos grupos, ou ainda, em menor proporção, formando manchas de até 11,600 m² (Figura VII), não sendo observados costões dominados pelo táxon dentro da BAC (Araújo, 2016; Batista *et al.*, 2017). Apesar de ter passado mais de 20 anos desde a chegada do coral-sol em Arraial do Cabo, a sua distribuição está restrita a BAC para o município e a sua expansão na região pode ser considerada mais lenta, quando comparada a outras localidades na costa brasileira (Batista *et al.*, 2017; Santos, 2018, Figura VIII).

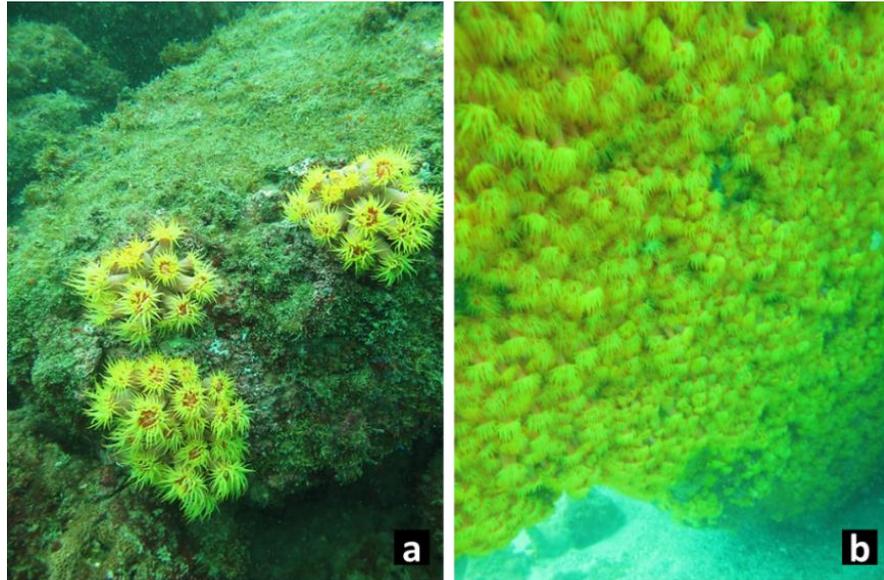


Figura VII: Registro de ocorrência do coral-sol na Baía do Arraial do Cabo distribuídas formando (a) pequenos grupos ou (b) densas manchas. **Fonte:** Priscila Araújo

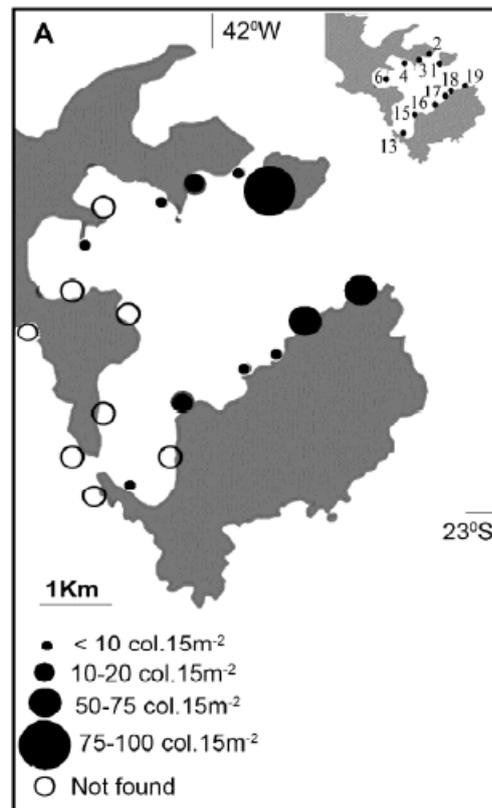


Figura VIII: Mapa da distribuição e abundância de *Tubastraea* spp. em Arraial do Cabo, Brasil. **Fonte:** Bastista et al 2017.

II OBJETIVO GERAL

Esta tese tem como objetivo geral abranger estudos com foco nas relações ecológicas entre os corais *Tubastraea* spp. com a comunidade macrobentônica de costões rochosos invadidos por essas espécies em Arraial do Cabo; assim como realizar um estudo exploratório do potencial de aproveitamento biotecnológico desses invasores para o futuro desenvolvimento de produtos naturais com ação anti-incrustante.

A apresentação da tese foi organizada em três Capítulos. No Capítulo 1 foi avaliada, por cinco anos, a colonização e a influência de *Tubastraea* spp. sobre a comunidade macrobentônica dos substratos naturais de áreas com distintas densidades dos corais-sol. No Capítulo 2 foram caracterizados os organismos macrobentônicos epibiontes e endobiontes associados às colônias de *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea* sp.. No Capítulo 3, foi verificada pela primeira vez a existência de variação espaço-temporal no potencial inibidor da proliferação de organismos marinhos por extratos brutos de *T. coccinea*.

CAPÍTULO 1

Colonização dos corais invasores *Tubastraea* spp. e a estruturação da comunidade bentônica de substrato consolidado em Arraial do Cabo, Brasil

RESUMO

Os corais invasores *Tubastraea* spp. estão expandindo sua distribuição pela costa brasileira e ameaçam a biodiversidade das comunidades nativas, pois dominam rapidamente as áreas colonizadas. Este estudo, conduzido por cinco anos, acompanhou a colonização de *Tubastraea* spp. e verificou sua influência na composição e estrutura da comunidade bentônica na Baía do Arraial do Cabo (BAC). Em três costões rochosos da BAC foram delimitadas áreas com Baixa (BI) e Alta Infestação (AI) de *Tubastraea* spp.. Em fevereiro de 2015, quadrados amostrais (20 x 20 cm; n = 5) foram raspados em cada um dos costões, em áreas com orientação vertical. Esses quadrados foram fotografados em intervalos de 20 meses, perfazendo três tempos amostrais. Através das imagens foi contabilizada a quantidade de pólipos de *Tubastraea* spp. e estimada a porcentagem de cobertura dos organismos bentônicos. A riqueza, diversidade e equitabilidade de espécies bentônicas foram calculadas e, assim como a quantidade de pólipos de *Tubastraea* spp. e a porcentagem de cobertura dos organismos bentônicos, foram comparadas entre as áreas (BI e AI) e entre os tempos amostrais com a ANOVA de medidas repetidas. Os três táxons que tiveram os maiores valores de porcentagem de cobertura sobre o substrato de cada área (BI e AI) e cada costão rochoso foram considerados táxons abundantes. Para verificar similaridades na comunidade bentônica entre as áreas (BI e AI) e entre os tempos amostrais foram aplicadas as análises multivariadas n-MDS e ANOSIM. Nossos resultados mostraram que o número de pólipos e a porcentagem de cobertura de *Tubastraea* spp., assim como a composição da comunidade bentônica, foram similares quando comparados entre as áreas (BI e AI) e entre os tempos. No geral, não houve diferenças significativas quando comparada a riqueza, diversidade e equitabilidade entre as áreas de BI e AI e entre os três tempos. Entretanto, para alguns tempos amostrais foi encontrada uma maior riqueza e diversidade nas áreas de AI. E para ambas as áreas (BI e AI), quando a riqueza, diversidade e equitabilidade diferiram entre os tempos amostrais, essas foram mais elevadas conforme o aumento no tempo de acompanhamento da comunidade bentônica. A infestação de *Tubastraea* spp. na BAC não esteve relacionada a alterações na estrutura da comunidade bentônica residente nos substratos verticais dos costões rochosos avaliados neste estudo. Nossos resultados sugerem que a composição dos táxons abundantes nas áreas invadidas por *Tubastraea* spp. podem estar conferindo uma resistência biótica a invasão desse coral na BAC.

Palavras-chaves: Bioinvasão marinha, Coral-sol, Ecologia bentônica, Espécie exótica

1. 1 INTRODUÇÃO

A colonização dos substratos consolidados e o desenvolvimento das comunidades incrustantes marinhas são influenciados por diversos fatores, como o suprimento larval, a taxa de crescimento, a predação, e a produção de defesas químicas (Railkin *et al.*, 2003; Whitlatch & Osman, 2009; Fletcher *et al.*, 2018). Assim, espécies que apresentam melhor aptidão em meio as complexas interações ecológicas dentro das comunidades, sejam elas espécies nativas ou

invasoras, têm vantagem na ocupação de espaços limitados nos costões rochosos (Claar *et al.*, 2011; Christianson & Eggleston. 2021).

As espécies invasoras incrustantes podem possuir características que as tornem mais hábeis do que as espécies nativas na colonização dos substratos, levando a dominância dessas invasoras e a consequente homogeneização da biota. Essa modificação na composição e abundância das comunidades invadidas, pode se refletir na diminuição dos índices de diversidade ecológica dessas comunidades com o transcorrer do tempo de invasão (Stachowicz & Byrnes, 2006; Christianson & Eggleston. 2021).

Os corais invasores *Tubastraea* constituem, portanto, uma ameaça à diversidade ecológica das comunidades nativas nas quais vêm se expandindo pela costa brasileira, pois possuem características que favorecem a sua colonização e dominância sobre os substratos. Esses corais apresentam, por exemplo, uma maturação precoce (Fenner & Banks, 2004, Glynn *et al.*, 2008), um curto período de desenvolvimento larval e, larvas com elevado tempo de competência na coluna d'água (Fenner, 2001; Paula *et al.*, 2014), rápido crescimento (Vermeij 2005), e defesa química contra predadores e competidores (Lages *et al.*, 2010, 2012; Santos *et al.*, 2013; Santos *et al.*, 2019).

1. 2 OBJETIVOS E HIPÓTESES

Neste estudo, o objetivo geral foi acompanhar ao longo de cinco anos a colonização do coral-sol no substrato natural e verificar a sua influência sobre a comunidade macrobentônica.

Os objetivos específicos deste estudo foram comparar temporalmente, para áreas com distintos gradientes de infestação de *Tubastraea* spp. a:

- 1) Abundância de *Tubastraea* spp.;
- 2) Composição e estrutura da comunidade macrobentônica.

As hipóteses testadas foram de que a:

- 1) Abundância de *Tubastraea* spp. aumenta com o passar do tempo e é mais elevada na área com maior infestação desse coral;
- 2) Composição e estrutura da comunidade bentônica diferem ao longo do tempo;
- 3) Composição e estrutura da comunidade bentônica não diferem entre as áreas com menor e maior infestação de *Tubastraea* spp..

1.3 MATERIAL E MÉTODOS

1.3.1 Área de estudo

Foram realizados experimentos de campo em três costões situados na BAC, nos quais a abundância de *Tubastraea* spp. é considerada alta para a região: Ilha dos Porcos, Saco dos Cardeiros e Enseada do Anequim (Araújo, 2016; Batista et al., 2017) (Fig. 1.1).

A colonização de *Tubastraea* spp. nesses costões apresenta o seguinte padrão de distribuição: existe uma área onde o coral-sol se distribui, predominantemente, formando manchas densamente ocupadas; outra área onde predominam colônias distribuídas agregadas, porém sem formar manchas; e uma outra área onde existem poucas colônias de coral-sol e essas são encontradas distribuídas formando grupos pequenos ou estão isoladas (Araújo, 2016). Colônias de *T. coccinea* são comuns nos três costões, porém *Tubastraea* sp. é encontrada com maior frequência na Ilha dos Porcos (observação pessoal).

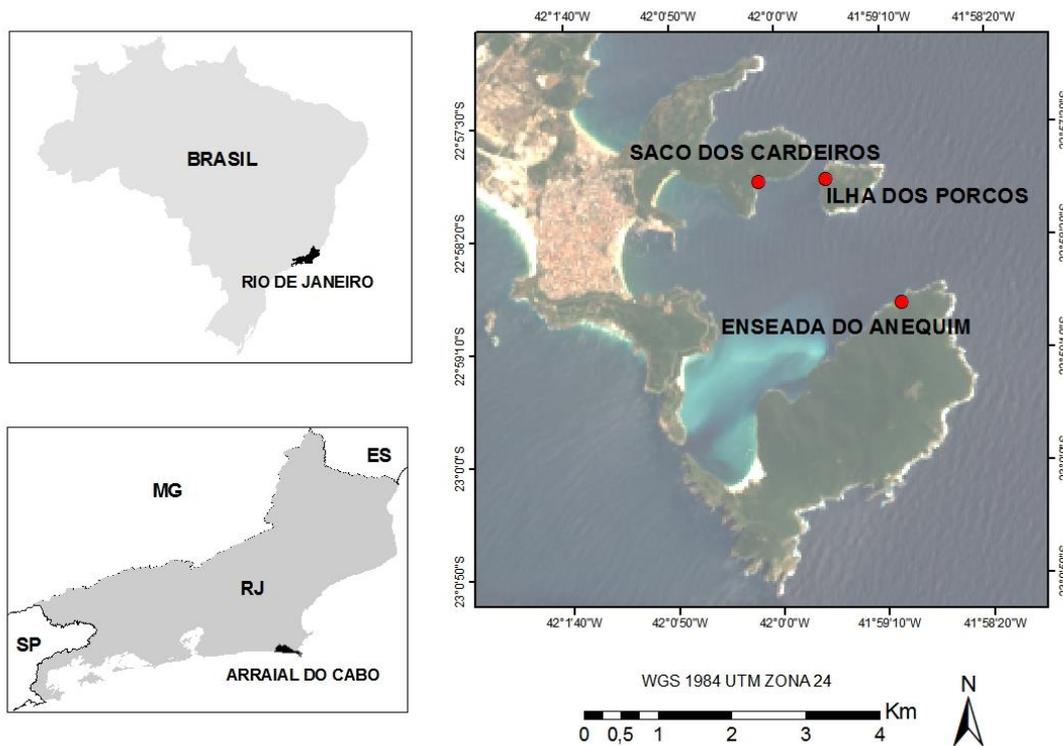


Figura 1.1: Mapa da Baía do Arraial do Cabo (RJ/Brasil) e localização dos costões rochosos da Ilha dos Porcos, Saco dos Cardeiros e Enseada do Anequim onde foram realizados os experimentos.

1. 3. 2 Coleta de dados

Em cada um dos três costões estudados (Ilha dos Porcos, Saco dos Cardeiros e Enseada do Anequim) foram delimitadas duas áreas, uma com Baixa Infestação (BI) ($< 0,1$ colônia/m) e outra com Alta Infestação (AI) (~ 1 colônia/m) de *Tubastraea* spp.. Dentro de um mesmo costão, cada área considerada (BI e AI) possuía 3 m de altura por 5 m de largura e estavam a uma distância de aproximadamente 10 m uma da outra. Essas áreas estavam localizadas, aproximadamente, a uma profundidade média de 6 m da superfície da água, de acordo com a faixa de maior ocorrência de *Tubastraea* spp. colonizando o substrato em posição vertical para cada costão.

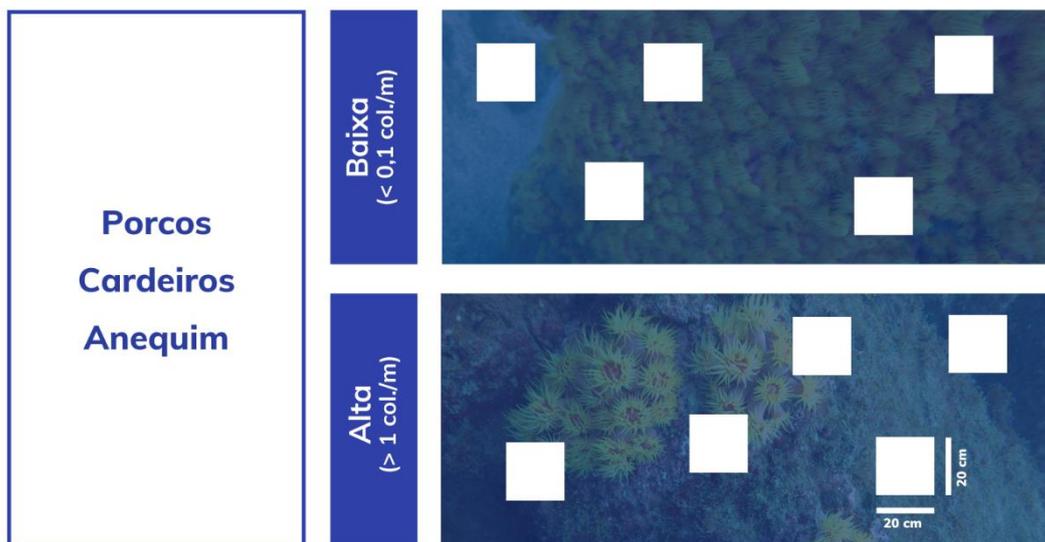


Figura 1.2: Representação dos quadrados amostrais e das áreas com Baixa e Alta Infestação de *Tubastraea* spp. que foram delimitadas em cada costão estudado (modificado de Araújo, 2016).

Em fevereiro de 2015, dentro de cada uma das áreas de BI e AI de coral-sol, mergulhadores autônomos raspavam aleatoriamente no substrato natural 5 quadrados fixos de 20 x 20 cm (Fig. 1.2) utilizando espátula, marreta e, em seguida, escova de aço para a remoção completa dos macroorganismos incrustantes (Fig. 1.3). Cada quadrado amostral foi identificado com duas etiquetas numeradas fixadas com epóxi marinho não tóxico sobre o substrato natural nos vértices superiores do quadrado (Fig. 1.4). Os quadrados foram raspados apenas em áreas do substrato que possuía inclinação vertical, com o intuito de padronizar a replicação (Fig. 1.5).



Figura 1.3: Raspagem dos quadrados amostrais no substrato natural.

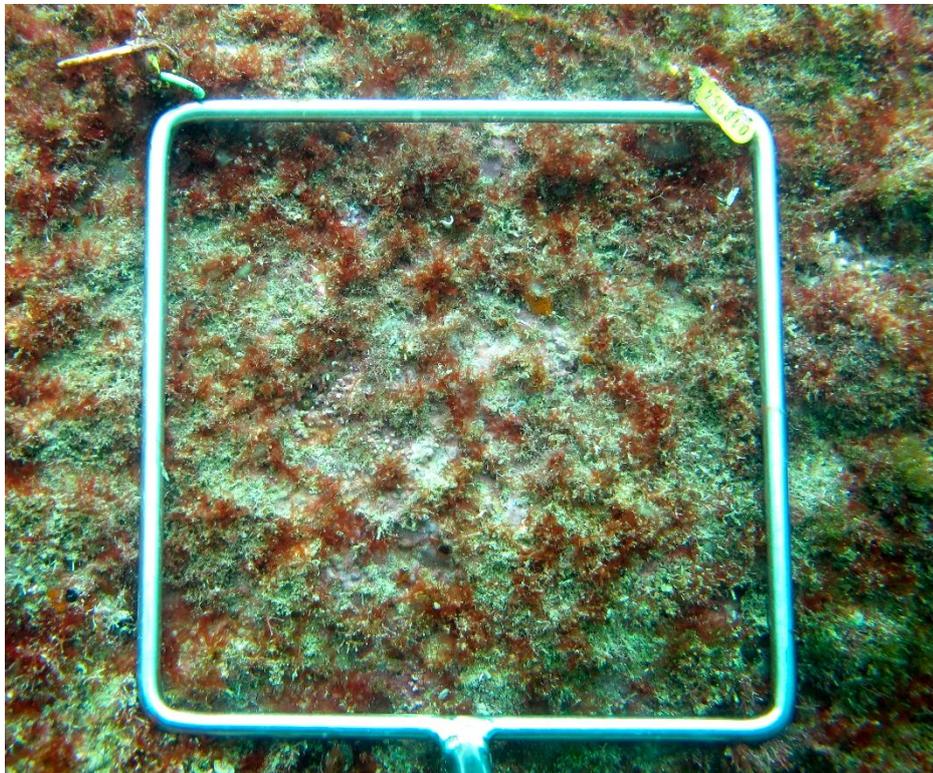


Figura 1.4: Identificação dos quadrados amostrais pelas etiquetas numeradas fixadas nos vértices superiores.



Figura 1.5: Quadrados amostrais no substrato natural com inclinação vertical.

Os quadrados amostrais foram fotografados em intervalos de 20 meses, em out/2016, jun/2018 e fev/2020, a partir do início do experimento (fev/2015), totalizando 5 anos de acompanhamento dos macrobentônicos residentes em áreas com BI e AI de *Tubastraea* spp.. Para as fotos foi utilizada câmera digital Canon G12 com caixa estanque, na qual foi acoplado um frame de aço inox de 20 x 20 cm e distância focal de 30 cm.

A quantidade de pólipos de *Tubastraea* spp. observados dentro dos quadrados amostrais foi contabilizada nas fotos para cada tempo amostral e cada uma das áreas (BI e AI) dos costões. Foram incluídos nas contagens, tanto os pólipos de *Tubastraea* spp. recrutas, como juvenis/adultos. Também foram incluídos nas contagens os pólipos solitários de *Tubastraea* spp., assim como os pertencentes às colônias do coral-sol.

Os registros fotográficos obtidos em campo foram analisados utilizando o programa Coral Point Count with Excel extensions 4.1 (CPCe 4.1) (Kohler & Gill, 2006). A partir de uma grade com 100 pontos uniformemente distribuídos, sobreposta digitalmente à imagem, foi estimada a porcentagem de cobertura dos organismos macrobentônicos no substrato ocupado pelos quadrados amostrais (Figura 1.6). Amostras dos organismos foram coletadas em áreas adjacentes às unidades amostrais para auxiliar na identificação até o menor nível taxonômico possível.

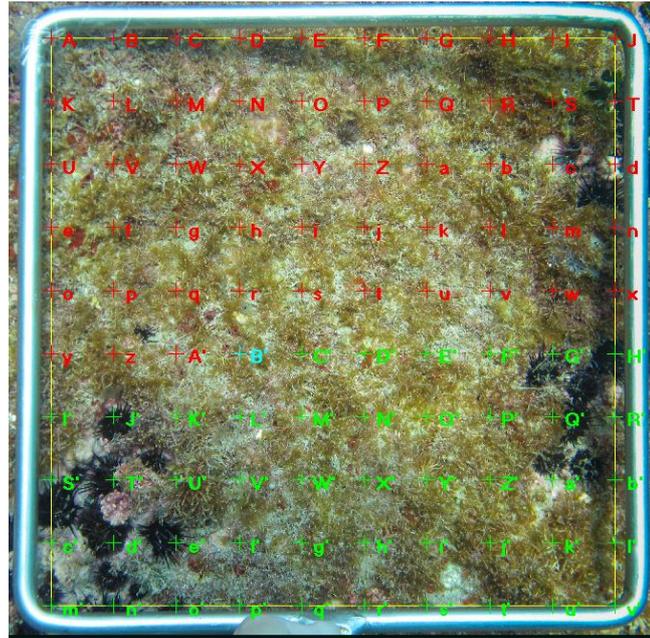


Figura 1.6: Grade com 100 pontos uniformemente distribuídos sobre a imagem da unidade amostral para estimar a porcentagem de cobertura dos macroincrustantes.

1. 3. 3 Análise dos dados

Os pressupostos da normalidade e da homocedasticidade dos dados requeridos para realização da Análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas foram verificados pelos testes de Shapiro-Wilk e de Levene, respectivamente.

Os valores da quantidade de pólipos e da porcentagem de cobertura de *Tubastraea* spp. colonizando o substrato, foram comparados entre os tempos amostrais de cada área com BI e AI de *Tubastraea* spp. para cada um dos costões, através da ANOVA de medidas repetidas.

Os três táxons com os maiores valores de porcentagem de cobertura sobre o substrato dos quadrados amostrais de cada área (BI e AI) e para cada costão, foram considerados táxons abundantes.

Para investigar se havia semelhança na cobertura dos táxons de macrobentônicos que colonizaram os substratos das áreas de BI e AI ou dos distintos tempos amostrais, foram utilizadas análises multivariadas de ordenação. Inicialmente a matriz com os valores de porcentagem de cobertura dos táxons macrobentônicos, foi utilizada para gerar uma matriz de similaridade baseada no coeficiente de similaridade de Bray-Curtis. Em seguida, os dados da matriz de similaridade foram submetidos ao Escalonamento multidimensional não métrico (n-

MDS). Os padrões de agrupamento gerados pelo n-MDS foram verificados pela Análise de similaridades (ANOSIM) de duas vias com 999 permutações.

Foram calculados os descritores de diversidade ecológica para cada costão estudado, Riqueza Específica (S), Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') e Índice de Equitabilidade de Shannon (E), para cada tempo amostral e tipo de área (BI e AI). A comparação desses descritores foi realizada através da ANOVA de medidas repetidas. Para atender aos pressupostos dessa análise (normalidade e homogeneidade dos dados), os descritores ecológicos foram transformados em logaritmo de $x+1$ na base 10.

Quando houve diferenças significativas ($p < 0,05$), foi realizado o teste *a posteriori* de Bonferroni. As análises multivariadas foram realizadas no programa PRIMER (6 Beta-R3), e as demais análises estatísticas foram realizadas na interface do RStudio (versão 4.1.0).

1. 4 RESULTADOS

1. 4. 1 Abundância de pólipos de *Tubastraea* spp.

A quantidade de pólipos de *Tubastraea* spp. encontrada colonizando o substrato natural das áreas de BI variou de 0,00 a 11,4 pólipos, enquanto para as áreas de AI variou de 0 a 10,4 pólipos, ao avaliar a quantidade de pólipos presentes em todos os tempos e costões conjuntamente.

Foi registrada a presença de pólipos de *Tubastraea* spp. colonizando os quadrados amostrais das áreas de BI para as amostras do costão da Ilha dos Porcos em todos os tempos experimentais (out/16, jun/18 e fev/20). Entretanto, pólipos de *Tubastraea* spp. foram ausentes nas unidades amostrais dos demais costões para essa área. Nas áreas de AI, houve pólipos do coral-sol colonizando as unidades amostrais em todos os três tempo e para todos os costões avaliados (Fig. 1.7).

Os resultados da ANOVA de medidas repetidas não mostraram diferenças significativas nos valores do número de pólipos do coral-sol entre as áreas de BI e AI de *Tubastraea* spp. e entre os distintos tempos amostrais (Tabela 1.1).

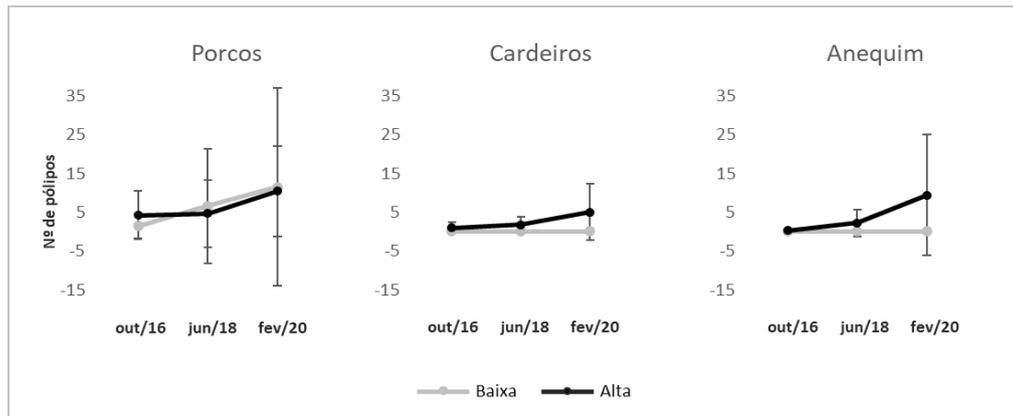


Figura 1.7: Média e desvio padrão do número de pólipos de *Tubastraea* spp. ao longo dos tempos nas áreas com Baixa e Alta Infestação do coral *Tubastraea* spp. nos costões monitorados em Arraial do Cabo (RJ/Brasil).

Tabela 1.1: Resultado da ANOVA de medidas repetidas para comparar o número de pólipos de *Tubastraea* spp. entre as áreas com Baixa e Alta Infestação de *Tubastraea* spp. e entre os tempos amostrais.

		Gl	F	p
Porcos	Área	1	8,49	0,992
	Tempo	2	1,96	0,172
	Área * Tempo	2	1,86	0,831
Cardeiros	Área	1	3,52	0,170
	Tempo	2	1,47	0,086
	Área * Tempo	2	1,47	0,086
Anequim	Área	1	1,90	0,205
	Tempo	2	1,74	0,206
	Área * Tempo	2	1,74	0,206

1. 4. 2 Cobertura de *Tubastraea* spp. sobre o substrato natural

Os valores de porcentagem de cobertura de *Tubastraea* spp. sobre o substrato natural das áreas de BI variaram de 0,00 a 0,018%, e das áreas de AI variou de 0,00 a 0,022%, ao analisar os valores de porcentagem de cobertura do coral-sol para todos os tempos e costões conjuntamente.

Tubastraea spp. foi encontrada colonizando o substrato natural dos quadrados amostrais das áreas de AI em todos os tempos e para todos os costões. Apenas na Enseada do Anequim houve uma exceção na área de AI, para a qual o coral-sol foi encontrado recobrindo o substrato somente em fev/2020. Nas áreas de BI, *Tubastraea* pp. foi quantificada recobrindo o substrato somente da Ilha dos Porcos durante jun/2018 e fev/2020 (Fig. 1.8).

De acordo com a ANOVA de medidas repetidas, não foram encontradas diferenças significativas nos valores de porcentagem de cobertura de *Tubastraea* spp. sobre o substrato dos quadrados experimentais quando comparados entre as áreas (BI e AI) e ao longo dos tempos amostrais (Tabela 1.2).

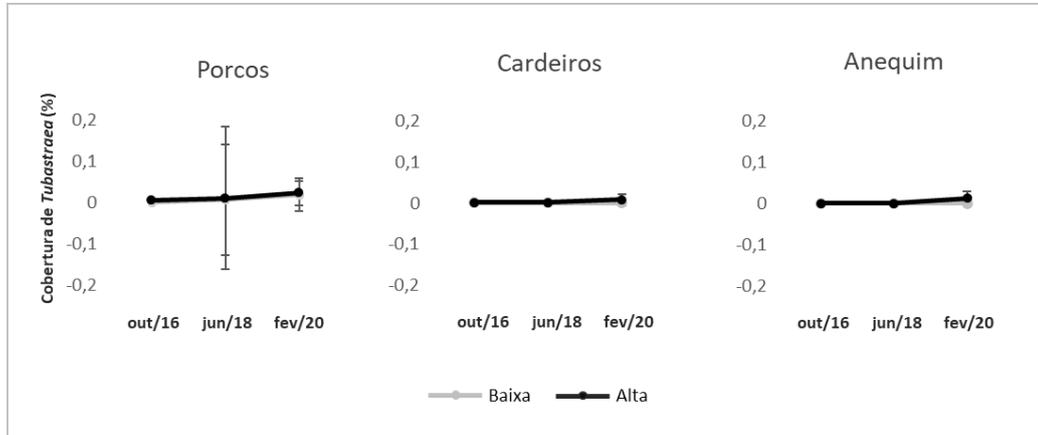


Figura 1.8: Média e desvio padrão da cobertura de *Tubastraea* spp. nos tempos amostrais e áreas com Baixa e Alta Infestação do coral *Tubastraea* spp. para os costões monitorados em Arrial do Cabo (RJ/Brasil).

Tabela 1.2: Resultado da ANOVA de medidas repetidas para comparar a cobertura de *Tubastraea* spp. entre as áreas com Baixa e Alta Infestação de *Tubastraea* spp. e entre os tempos amostrais.

		Gl	F	p
Porcos	Área	1	1,34	0,723
	Tempo	2	2,88	0,084
	Área * Tempo	2	2,20	1,000
Cardeiros	Área	1	1,53	0,250
	Tempo	2	2,25	0,137
	Área * Tempo	2	2,25	0,137
Anequim	Área	1	2,66	0,141
	Tempo	2	2,66	0,100
	Área * Tempo	2	2,66	0,100

1. 4. 3 Composição e abundância dos macrobentônicos

Foram registrados 55 táxons de macrobentônicos no substrato das áreas amostrais, para o conjunto completo de réplicas das áreas (BI e AI) e tempos avaliados. Destes táxons, 43 ocorreram nas áreas de BI e 47 nas de AI de *Tubastraea* spp.. O filo Porifera apresentou maior quantidade, com 18 táxons, seguido do grupo das Algas (Rhodophyta, Ochrophyta, Chlorophyta e algas “turf”), com 17 táxons, e do filo Cnidaria, com 6 táxons (Tabela 1.3).

Tabela 1.3. Táxons presentes nos quadrados amostrais das áreas com Baixa (BI) e Alta (AI) Infestação de *Tubastraea* spp. para os costões da Ilha dos Porcos (Porcos), Saco dos Cardeiros (Cardeiros) e Enseada do Anequim (Anequim). AM: Ameaçada; END: Endêmica; INV: Invasora; EST: Exótica Estabelecida.

Táxons	Porcos		Cardeiros		Anequim	
	Baixa	Alta	Baixa	Alta	Baixa	Alta
Rhodophyta						
Alga calcária articulada	X	X	X	X	X	X
Alga calcária incrustante	X	X	X	X	X	X
<i>Gelidium</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Hypoglossum</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<i>Palmaria</i>	-	X	X	X	X	X
<i>Hypnea</i>	X	-	-	X	-	X
<i>Champia</i>	-	X	X	-	-	X
Rhodophyta sp. 1	X	-	-	X	-	-
Rhodophyta sp. 2	X	-	-	-	X	X
Rhodophyta sp. 3	-	-	-	X	-	-
Ochrophyta						
<i>Dictyota</i>	X	X	X	X	-	X
<i>Sargassum</i>	X	-	X	-	X	X
<i>Canistrocarpus</i> sp.	-	X	-	-	-	-
<i>Padina</i> sp.	-	X	-	-	-	-
Chlorophyta						
<i>Codium</i>	-	-	-	X	X	X
<i>Valonia</i> sp.	-	-	-	X	-	X
Algae						
"Turf"	X	X	X	X	X	X
Porifera						
<i>Dysidea etheria</i> de Laubenfels, 1936	-	X	X	X	-	X
<i>Dysidea janiae</i> (Duchassaing & Michelotti, 1864)	X	X	X	X	X	X
<i>Darwinella</i> sp.	X	X	X	X	X	X
Porifera sp. 1	-	X	-	X	-	X
Porifera sp. 2	X	X	X	X	X	X
Porifera sp. 3	-	-	X	-	-	X
Porifera sp. 4	X	X	-	-	-	X
Porifera sp. 5	X	-	-	X	X	X
Porifera sp. 6	-	-	-	X	X	X
Porifera sp. 7	-	-	X	X	X	X
Porifera sp. 8	-	-	X	-	-	X
Porifera sp. 9	-	X	-	X	-	-
Porifera sp. 10	X	-	X	X	-	X
Porifera sp. 11	X	-	-	-	-	-

Porifera sp. 12	-	-	-	X	-	-
Porifera sp. 13	X	X	X	X	-	-
Porifera sp. 14	-	X	-	-	-	X
Porifera sp. 15	X	X	-	X	X	X
Cnidaria						
<i>Millepora alcicornis</i> Linnaeus, 1758 ^{AM}	-	-	-	X	-	-
<i>Palythoa</i> sp.	-	-	X	X	-	X
<i>Mussismilia hispida</i> (Verrill, 1901) ^{END}	X	-	-	-	-	-
<i>Porites branneri</i> Rathbun, 1888 ^{END}	-	-	-	-	-	X
<i>Siderastrea stellata</i> Verrill, 1868 ^{END}	-	-	X	-	X	-
<i>Tubastraea</i> ^{INV}	X	X	-	X	-	X
Bryozoa						
<i>Schizoporella errata</i> (Waters, 1878) ^{EST}	X	-	X	X	-	-
<i>Virididentula dentata</i> (Lamouroux, 1816) ^{EST}	-	-	X	-	-	-
Bryozoa sp. 1	-	X	X	X	-	-
Echinodermata						
<i>Echinometra lucunter</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	X	X	X
<i>Lytechinus variegatus</i> (Lamarck, 1816)	-	-	X	-	-	-
<i>Linckia guildingi</i> Gray, 1840	-	-	-	-	X	-
Ascidacea						
<i>Botrylloides niger</i> Herdman, 1886	-	-	-	X	-	-
<i>Didemnum</i> sp.	X	X	-	X	-	X
<i>Diplosoma</i> sp.	X	-	-	X	X	X
Mollusca						
<i>Morula</i> sp.	-	-	-	-	X	-
Bivalve sp. 1	-	-	-	X	-	-
Crustacea						
Thoracica	X	X	X	X	-	X
Outros						
Espécie NI 1	-	-	-	X	-	-
Espécie NI 2	-	-	X	-	-	-

Entre os representantes dos cnidários registrados, foi encontrada uma espécie ameaçada de extinção, o coral-de-fogo *Millepora alcicornis* Linnaeus, 1758; três espécies endêmicas, os corais escleractíneos *Mussismilia hispida* (Verrill, 1901), *Porites branneri* Rathbun, 1888, e *Siderastrea stellata* Verrill, 1868; e um gênero de coral invasor, *Tubastraea* spp.. Todos esses táxons apresentaram baixos valores de porcentagem de cobertura, variando de 0 a 1,2%, sobre os substratos das áreas com BI e AI para cada costão. Foram ainda encontradas duas espécies exóticas estabelecidas pertencentes ao filo Bryozoa, *Schizoporella errata* (Waters, 1878) e *Virididentula dentata* (Lamouroux, 1816), também apresentando valores baixos de porcentagem de cobertura sobre os substratos de ambas as áreas (BI e AI) para cada costão, com variação de 0 a 4,6%.

Dentre o total de táxons encontrados, 5 desses representaram táxons abundantes, considerando todas as áreas (BI e AI), tempos e costões estudados: Alga calcária articulada (ACA), Alga calcária incrustante (ACI), a alga vermelha do gênero *Gelidium*, algas “Turf”, e o zoantídeo *Palythoa* sp. (Figura 1.9). Desses táxons, ACA e ACI ocorreram como táxons abundantes em ambas as áreas de BI e AI de *Tubastraea* spp. para todos os costões.

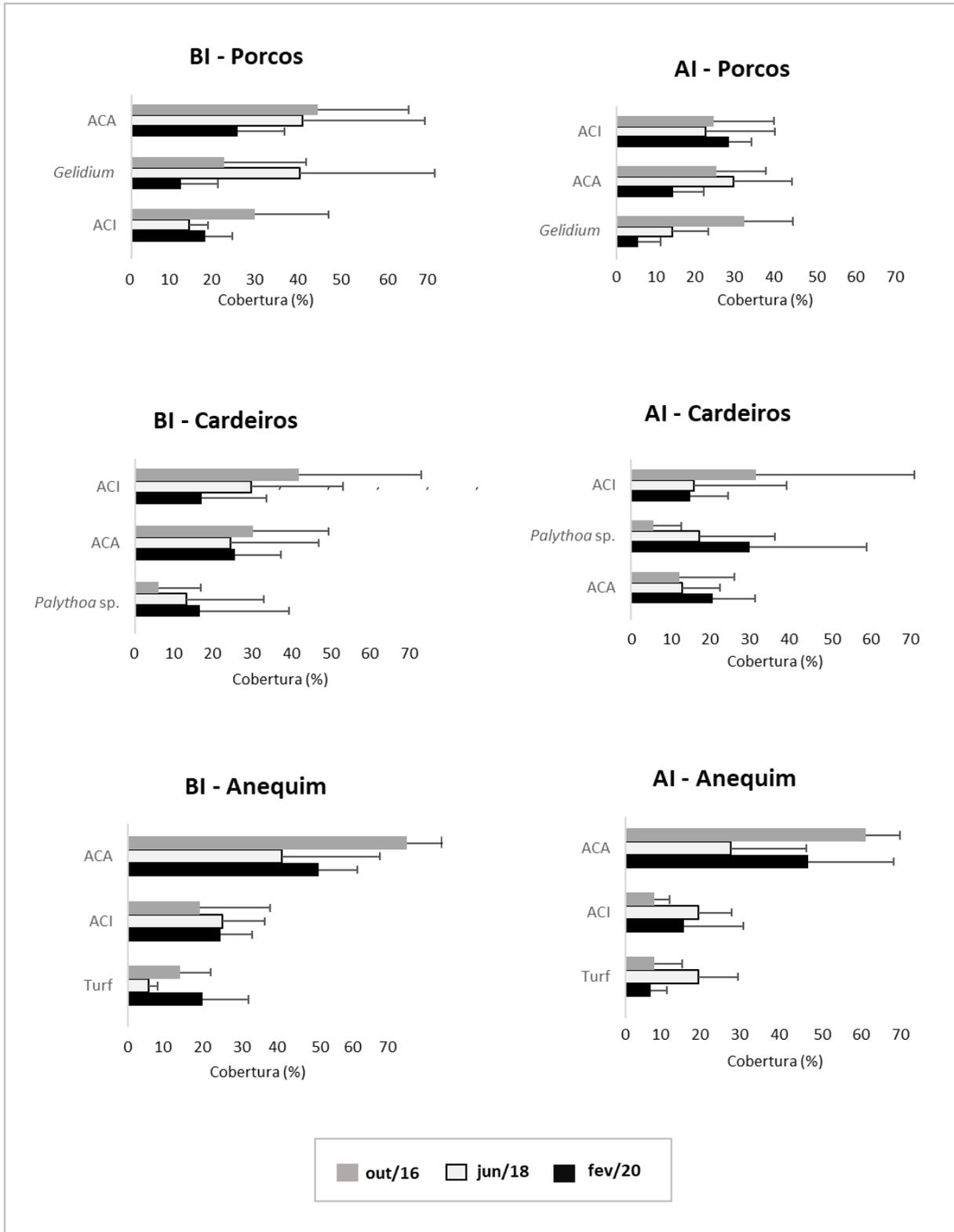


Figura 1.9: Média e desvio padrão da cobertura (em porcentagem) dos táxons mais abundantes em áreas com Baixa Infestação (BI) e Alta Infestação (AI) de *Tubastraea* spp. nos costões estudados.

A configuração da n-MDS bidimensional (Stress = 0,22) não mostrou formação de grupos para a porcentagem de cobertura dos táxons bentônicos tanto em relação as áreas de BI e AI de *Tubastraea* spp. como aos tempos amostrais (Figura 1.10). Os resultados da ANOSIM confirmam que não houveram diferenças significativas associadas a agrupamentos de abundância de táxons para as áreas BI e AI ($R = -0,66$; $p = 1,00$) ou para os tempos avaliados ($R = 0,03$; $p = 0,07$).

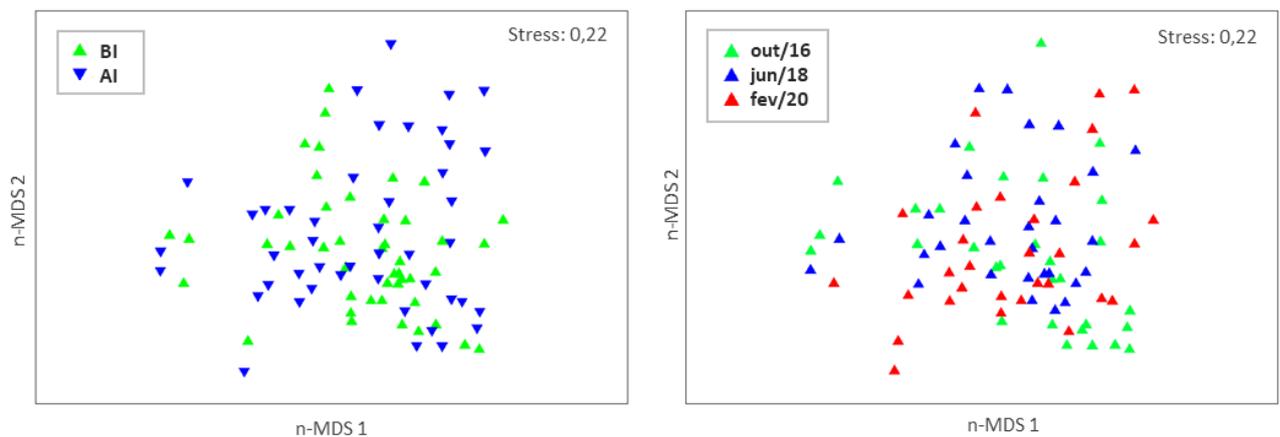


Figura 1.10: Resultado do n-MDS com a cobertura das comunidades de macrobentônicos sobre costões da Baía do Arraial do Cabo, Brasil, avaliados (à esquerda) pelas áreas com Baixa (BI) e Alta Infestação (AI) de *Tubastraea* spp.; e (à direita) pelos tempos amostrais.

1. 4. 4 Caracterização da comunidade macrobentônica

As estimativas dos índices de riqueza (número de espécies) de organismos macrobentônicos variaram de 5,4 a 9,2 para as áreas de BI e de 8,0 a 11,8 para as áreas de AI, considerando os resultados do período completo de acompanhamento da comunidade. Por sua vez, o índice de diversidade de espécies calculado oscilou entre 1,00 a 1,79 para as áreas de BI e de 1,31 a 1,90 para as de AI. Ademais, índice de equitabilidade obtido para as comunidades estudadas nas áreas de BI e AI foi de 0,60 a 0,80 e de 0,64 a 0,79 respectivamente.

Nas comparações entre as áreas de BI e AI de todos os locais de amostragem, foram encontradas diferenças significativas para o índice de riqueza de espécies macrobentônicas (Fig. 1.11; Tabela 1.4). Para a localidade Ilha dos Porcos, a riqueza das espécies macrobentônicas foi mais elevada nas áreas de AI para os tempos out/16 e jun/18, enquanto para o Saco dos Cardeiros, a riqueza de espécies foi maior na área de AI do que na de BI para

out/16. Na Enseada do Anequim, os valores de riqueza foram mais elevados na AI para os tempos de out/16 e fev/20.

Quanto a diversidade de espécies macrobentônicas, somente no costão da Ilha dos Porcos houve diferença nos valores entre as áreas, com uma maior diversidade de espécies na área de AI para jun/18. Em relação aos valores de equitabilidade, não foram encontradas diferenças entre as áreas de BI e AI dos costões.

Nas comparações temporais dos dados correspondentes a Ilha dos Porcos, observamos que a riqueza e a diversidade de espécies foram mais elevadas na área de BI em fev/20 do que nos demais períodos avaliados. No Saco dos Cardeiros, não houve diferença nos valores dos descritores ecológicos ao comparar os tempos amostrais. No costão da Enseada do Anequim, a riqueza de espécies foi mais elevada em fev/20 do que em out/16 na área de AI, enquanto para jun/18, não foram encontradas diferenças nos valores de riqueza desse tempo em comparação aos demais tempos. Ainda para o costão da Enseada do Anequim, na área de BI, a diversidade e equitabilidade em out/16 foi menor do que em jun/18 e fev/20, para os quais os valores de ambos os índices não diferiram entre esses dois tempos.

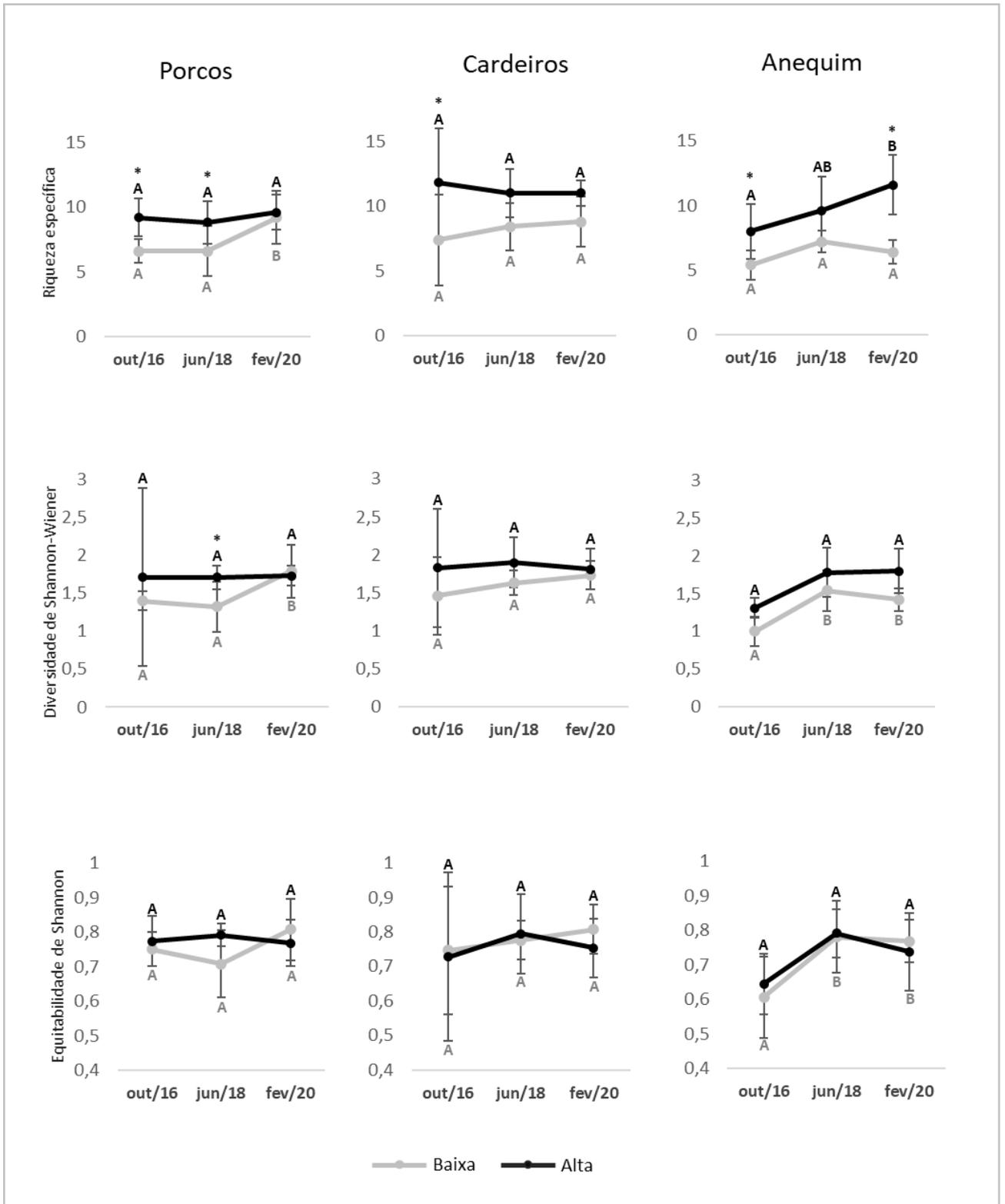


Figura 1.11: Média e desvio padrão da Riqueza de espécies, Diversidade de Shannon-Wiener e Equitabilidade de Shannon ao longo dos tempos para as áreas com Baixa (BI) e Alta Infestação (AI) de *Tubastraea* spp. nos costões estudados. (*) Diferença significativa ($p < 0,05$) entre as áreas para um mesmo tempo. As letras são diferenças significativas entre os tempos para as áreas de BI (em cinza) e AI (em preto).

Tabela 1.4: Resultado da ANOVA de medidas repetidas para comparar entre as áreas com Baixa e Alta Infestação de *Tubastraea* spp. e entre os tempos amostrais, os valores dos índices de Riqueza, Diversidade e Equitabilidade dos macrobentônicos presentes nos quadrados amostrais de cada um dos costões estudados.

			Gl	F	p
Porcos	Riqueza	Área	1	4,8	0,059
		Tempo	2	8,8	0,002
		Área * Tempo	2	3,65	0,049
	Diversidade	Área	1	3,68	0,091
		Tempo	2	4,46	0,028
		Área * Tempo	2	3,86	0,042
	Equitabilidade	Área	1	0,5	0,495
		Tempo	2	0,91	0,421
		Área * Tempo	2	2,4	0,122
Cardeiros	Riqueza	Área	1	7,11	0,028
		Tempo	2	0,04	0,095
		Área * Tempo	2	0,63	0,543
	Diversidade	Área	1	1,48	0,257
		Tempo	2	0,55	0,586
		Área * Tempo	2	0,16	0,849
	Equitabilidade	Área	1	0,14	0,717
		Tempo	2	0,46	0,634
		Área * Tempo	2	0,12	0,881
Anequim	Riqueza	Área	1	15,96	0,003
		Tempo	2	7,94	0,004
		Área * Tempo	2	2,41	0,121
	Diversidade	Área	1	8,67	0,018
		Tempo	2	18,94	<0,001
		Área * Tempo	2	0,37	0,697
	Equitabilidade	Área	1	3,94	0,847
		Tempo	2	9,49	0,001
		Área * Tempo	2	4,56	0,641

1. 5 DISCUSSÃO

Comumente é atribuído às espécies invasoras uma maior aptidão em relação às nativas quanto a capacidade de dominar o substrato natural e gerar drásticas consequências negativas para as comunidades invadidas. Porém, essas generalizações nem sempre se aplicam, visto os efeitos das bioinvasões serem, em sua maioria, dependentes do contexto ecológico para o qual as espécies nativas e invasoras se encontram (Boltovskoy *et al.*, 2020).

Apesar das características de espécie pioneira, com ampla variedade de estratégias reprodutivas e forte potencial competidor, que promovem rápido recrutamento, estabilização e expansão das populações de coral-sol nos locais que invade (Vermeij 2005; Fenner, 2001; Lages *et al.*, 2012; Paula *et al.*, 2014; Luz *et al.*, 2020), a cobertura do substrato pelo coral exótico que reportamos para a BAC evidenciam baixos níveis de abundância relativa, em comparação às espécies nativas. A abundância de *Tubastraea* spp. não foi influenciada pela maior ou menor densidade de suas colônias encontradas nas distintas áreas invadidas dos costões rochosos. Ademais, não houve variação na abundância do coral-sol sobre os substratos no transcorrer dos cinco anos de acompanhamento.

A falta de relação entre a abundância de *Tubastraea* spp. e o decorrer do tempo, também foi observada no Golfo do México para a abundância de *T. coccinea* que, no geral, não variou com o tempo de submersão de plataformas de petróleo (Sammarco *et al.*, 2004). Do mesmo modo, na Baía da Ilha Grande (BIG), a abundância de *T. tagusensis* não apresentou relação com o tempo de submersão de substratos artificiais portuários, mas uma relação positiva foi encontrada entre a abundância de *T. coccinea* e o aumento no tempo de submersão desses substratos (Mangelli & Creed, 2012).

No decorrer desse experimento, foi quantificada a presença de *Tubastraea* spp. (número de pólipos e porcentagem de cobertura) no substrato delimitado pelos quadrados amostrais em áreas de BI e AI localizadas próximas a outras colônias desse coral com tamanho viável para estarem reprodutivamente ativas (com 2+ pólipos e diâmetro $\geq 1,6$ cm; Fenner & Banks, 2004; Glynn *et al.*, 2008). Essa observação é condizente com a distribuição gregária reportada para o gênero, na qual o recrutamento ocorre, preferencialmente, próximo à colônia parental (Fenner, 2001; Paula, 2002; Paula & Creed, 2005). Isso explica a colonização de *Tubastraea* spp. apenas na área de BI da Ilha dos Porcos, para a qual houve a presença do coral-sol somente no substrato de 1 quadrado amostral, e este estava situado próximo (pelo menos à 5 cm) a colônias de *Tubastraea* spp.. Colônias de *Tubastraea* spp. distribuídas densamente agregadas podem reduzir as chances de outras espécies colonizarem o substrato adjacente,

devido a movimentação dos tentáculos durante a atividade de alimentação. Por outro lado, a distribuição próxima ao parental reduz as chances de colonizar novas áreas dos costões rochosos, caracterizando um *trade-off* entre competição e colonização (Jackson, 1977).

Nas áreas de AI de *Tubastraea* spp. para os costões estudados na BAC, esse coral coloniza, preferencialmente, o substrato com inclinação negativa e o substrato vertical localizado em fendas (observação pessoal; Mizrahi, 2008). Nessas localidades, os efeitos da infestação do coral-sol sobre as espécies macrobentônicas podem ser distintos dos encontrados neste estudo para o acompanhamento do substrato vertical de localidades “abertas”. Foram realizadas tentativas para estudar locais com inclinação negativa e fendas, porém o trabalho de campo se demonstrou inviável, devido as adversidades para acessar e acompanhar essas localidades (elevado hidrodinamismo, passagens estreitas, presença de organismos territorialistas).

A composição e abundância das espécies durante os cinco anos de acompanhamento, não esteve relacionada a maior ou menor infestação de *Tubastraea* spp. nas áreas invadidas. Quanto aos índices de diversidade ecológica, foram encontrados efeitos mistos, para os quais, ou não foi encontrada relação, ou a riqueza e diversidade foram mais elevadas nas áreas com elevada densidade do coral-sol e com o passar do tempo. Além da temperatura da água que atua como um filtro ambiental para “conter” a expansão de *Tubastraea* spp. em Arraial do Cabo (Batista *et al.*, 2017), a identidade dos táxons incrustantes mais abundantes para os costões rochosos da BAC, também pode apresentar um papel relevante para manter a expansão desses invasores mais lenta na costa de Arraial do Cabo.

Em comunidades como a da BAC, que sustentam uma elevada riqueza de espécies e para as quais são predominantes variações sazonais nos padrões de abundância das espécies, em detrimento a padrões para escalas de tempo menores, o uso dos recursos tende a ser mais completo ao longo do tempo, contribuindo para a diminuição de nichos vazios que podem ser ocupados pelos invasores como *Tubastraea* spp. (Stachowicz *et al.*, 2002). Variações sazonais na composição e abundância dos táxons não puderam ser observadas neste estudo devido o intervalo para as amostragens utilizado. Entretanto, os táxons abundantes encontrados são compostos por organismos incrustantes com crescimento sazonal e tipicamente relatados para os costões rochosos da BAC (Costa, 2012; Gonçalves, 2014; Masi *et al.*, 2015; Silva *et al.* 2015; Diogo, 2020; Guilhem *et al.*, 2020; Oliveira, 2022).

As algas calcárias estiveram presentes como táxons mais abundantes no substrato natural de todas as áreas com distintos graus de infestação do coral-sol e para todos os tempos. Essas algas têm papel fundamental na estruturação das comunidades bentônicas ao reduzir a

bioerosão, ocasionada por herbivoria ou fatores físicos, e manter a complexidade dos substratos (Steneck, 1986; Pitlik & Paul, 1997). As ACI são conhecidas por favorecer o recrutamento e sobrevivência pós-assentamento dos corais (Morse *et al.* 1988; Arnold & Steneck 2011; Harrington *et al.*, 2004; Ritson-Williams *et al.*, 2010; 2014; Jorissen *et al.*, 2020; Whitman *et al.*, 2020), entretanto, tem se descoberto que algumas espécies inibem o assentamento das larvas dos corais (Harrington *et al.* 2004; Price 2010; Jorissen *et al.*, 2020). As ACI também podem afetar negativamente os corais ao crescer sobre esses cnidários (Keats *et al.*, 1997; Harrington *et al.*, 2004; Vermeij & Sandin, 2008). Complexas relações entre *Tubastraea* spp. e ACI foram visualizadas nos costões rochosos das BAC, dando indícios tanto de interações de facilitação, quanto de competição entre esses táxons. Foram observados muitos recrutas do coral-sol assentados sobre ACI ou adjacentes a elas, assim como a sobreposição dessas ACI sobre recrutas e colônias adultas de *T. coccinea* e *Tubastraea* sp. nos substratos das unidades experimentais e nas áreas com maior infestação desse invasor, como um todo (observação pessoal).

Interações competitivas entre *Palythoa* sp. e *Tubastraea* spp. têm sido relatadas na literatura. Esse zoantídio é uma espécie estruturadora que determina padrões de larga escala nas comunidades incrustantes de águas rasas brasileiras (Mendonça-Neto *et al.*, 2008; Luz & Kitahara, 2017; Mantelatto *et al.*, 2018). *Palythoa* sp. exibe grande resistência biótica a *Tubastraea* spp., principalmente a *T. tagusensis*, devido a competição, provavelmente mediada por estratégias físicas e/ou químicas para a ocupação do espaço no substrato por *Palythoa* sp. (Suchanek & Green, 1981; Paula *et al.*, 2017; Almeida Saá *et al.*, 2019; Guilhem *et al.*, 2020).

As algas “turfs” e as *Gelidium* são grupos de algas oportunistas, que colonizam e crescem rapidamente sobre os substratos (Orfanidis *et al.*, 2011; Masi *et al.*, 2015). Essas algas aumentam o acúmulo de sedimentos sobre os substratos, o que pode dificultar o assentamento de *Tubastraea* spp. e outros corais (Hodgson, 1990; Babcock & Davies, 1991; Mizrahi, 2008; Mizrahi *et al.* 2014). As relações entre as espécies dominantes para os costões rochosos da BAC podem estar mediando o assentamento e crescimento de *Tubastraea* spp., atuando como um importante fator na resistência biótica dessas comunidades incrustantes. É recomendada a investigação das relações entre os táxons dominantes apontados neste estudo com a invasão de *Tubastraea* spp. para Arraial do Cabo.

Os resultados deste trabalho são condizentes com os encontrados nos ambientes aquáticos, e também nos terrestres, em que na maioria dos casos não há efeitos significativos ou existem efeitos mistos (positivos ou negativos) das espécies exóticas e invasoras sobre as comunidades nativas (Bruno *et al.*, 2005; Boltovskoy *et al.*, 2020). Outros estudos que

avaliaram a colonização de *Tubastraea* spp. e sua possível influência sobre a diversidade ecológica de macrobentônicos residentes no substrato natural de costões rochosos, encontraram resultados similares, apesar das terem utilizado escalas de tempo distintas. Durante 10 meses de acompanhamento de áreas com baixa e elevada abundância do coral-sol na BAC, o recrutamento de *Tubastraea* spp. e a riqueza, diversidade e equitabilidade das espécies macrobentônicas não variou ao longo do tempo. Ademais, os índices de riqueza e diversidade de macrobentônicos, quando diferiram entre essas áreas, foram mais elevados nas áreas com maior abundância do coral-sol (Araújo, 2016). Em outro estudo, com duração de 2 anos, realizado na BIG, ao avaliar a sucessão da comunidade macrobentônica já estabelecida em áreas com um gradiente de abundância de *T. coccinea* e *T. tagusensis* (ausente à alta), foi encontrada uma relação positiva entre a presença de *Tubastraea* spp. e a riqueza, diversidade e equitabilidade da comunidade bentônica (Lages *et al.*, 2011). Para um gradiente de cobertura (ausente, 50%, 100%) de *Tubastraea* spp. na Ilha de Búzios litoral de São Paulo, não foram encontrados efeitos claros da abundância do coral-sol sobre assembleias de invertebrados móveis (Silva *et al.*, 2019).

Efeitos positivos das espécies invasoras sobre a comunidade nativa podem ocorrer devido a um incremento na heterogeneidade ambiental ocasionada pelos invasores (Fridley *et al.*, 2004). Os corais-sol são corais escleractíneos, grupo esse reconhecido por fornecer microambientes para uma grande variedade de espécies bentônicas (Stella *et al.*, 2010; Montano, 2020), o que pode ter ocasionado os maiores valores de riqueza e diversidade encontrados nas áreas com maior infestação de *Tubastraea* spp.. Por outro lado, é provável que *Tubastraea* spp. se estabeleça e apresente uma abundância mais elevada em áreas dos costões rochosos da BAC com maior diversidade ecológica, e essa diversidade tenha se refletido na colonização do substrato dos quadrados amostrais. A exemplo disso, nesses mesmos três costões, em áreas com maior abundância de *Tubastraea* spp. foi observada uma maior riqueza e diversidade de espécies bentônicas estabelecidas, em detrimento a áreas adjacentes com menor abundância desses invasores (Mizrahi, 2008).

1. 6 CONCLUSÕES

Mesmo conhecido por sua elevada capacidade para colonizar e dominar o substrato disponível das comunidades invadidas, durante este experimento, no qual a raspagem do substrato natural dos costões da BAC disponibilizou espaço para o recrutamento e estabelecimento das espécies incrustantes, inclusive para o invasor *Tubastraea* spp., esse coral

apresentou valores baixos de cobertura sobre o substrato, quando comparado as demais espécies presentes nas amostras. Mesmo após um período de cinco anos, não houve um aumento significativo da quantidade de pólipos e cobertura de *Tubastraea* spp. sobre o substrato disponibilizado, e nem esses dois parâmetros diferiram em relação a maior ou menor infestação do coral-sol nas áreas invadidas. Portanto, é rejeitada a primeira hipótese formulada neste estudo de que a abundância de *Tubastraea* spp. sobre o substrato natural disponível aumenta com o passar do tempo e é mais elevada na área com maior infestação desse coral-sol.

Durante o tempo de acompanhamento das comunidades invadidas por *Tubastraea* spp., não houve mudanças significativas na composição e abundância das espécies macrobentônicas entre áreas com baixa e elevada infestação do coral-sol ao longo do tempo. Porém, para os descritores ecológicos (riqueza, diversidade e equitabilidade) dessas espécies macrobentônicas, foram observadas duas situações distintas, em que para alguns casos os descritores ecológicos não variaram entre as áreas e os tempos, entretanto, para outros casos, foram encontrados valores de riqueza e diversidade maiores nas áreas com maior infestação de *Tubastraea* spp. ou com o passar do tempo. Dessa forma, também são rejeitadas a segunda e terceira hipóteses formuladas para este estudo de que, tanto a composição como a estrutura da comunidade macrobentônica diferem ao longo do tempo, entretanto não diferem entre as áreas com menor e maior infestação de *Tubastraea* spp..

A composição, a abundância e os padrões sazonais das espécies incrustantes mais abundantes para as comunidades invadidas da BAC, podem estar conferindo a essas comunidades uma resistência biótica, que ajuda a conter a expansão territorial de *Tubastraea* spp. e a manter a abundância desses invasores a níveis menos elevados do que os encontrados para outras regiões de ocorrência do corais-sol na costa brasileira.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA SAÁ, A. C. *et al.* Unraveling interactions: do temperature and competition with native species affect the performance of the non-indigenous sun coral *Tubastraea coccinea*? **Coral Reefs**. 2019. doi:10.1007/s00338-019-01870-0.
- ARAÚJO, P. R. **Desenvolvimento da Comunidade Bentônica Invadida pelos Corais do Gênero *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) em Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brasil.** Dissertação, Universidade Federal do Estado de Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 58 pp., 2016.
- ARNOLD, S. N. & STENECK, R. S. Settling into an Increasingly Hostile World: The Rapidly Closing “Recruitment Window” for Corals. **PLoS One**, 6, 2011.
- BABCOCK, R.C. & DAVIES, P. Effects of sedimentation on settlement of *Acropora millepora*. **Coral Reefs**. v. 9, p. 205-208, 1991.
- BATISTA, D. *et al.* Distribution of the invasive orange cup coral *Tubastraea coccinea* lesson, 1829 in an upwelling area in the South Atlantic Ocean fifteen years after its first record. **Aquatic Invasions**, 12, p. 23–32. 2017. doi: 10.3391/ai.2017.12.1.03.
- BOLTOVSKOY, D. *et al.* Traits and impacts of introduced species: a quantitative review of meta-analyses. **Hydrobiologia**, 848, p. 2225-2258, 2020. doi:10.1007/s10750-020-04378-9.
- BRUNO, J.F. *et al.* Insights into biotic interactions from studies of species invasions. In: Sax, D.F. *et al.* (Eds.) **Species Invasions: Insights into Ecology, Evolution, and Biogeography**. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, p. 13–40, 2005.
- CLAAR, D. C. *et al.* Positive and negative effects of a dominant competitor on the settlement, growth, and survival of competing species in an epibenthic community. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 399(2), p. 130–134, 2011. doi:10.1016/j.jembe.2011.02.014
- CHRISTIANSON, K. A. & EGGLESTON, D. B. Testing ecological theories in the Anthropocene: alteration of succession by an invasive marine species. **Coastal and Marine Ecology**, 12(4), 2021. doi: 10.1002/ecs2.3471
- COSTA, L. V. G. **Variação espacial da comunidade bentônica do sublitoral consolidado na Baía de Arraial do Cabo, RJ: ênfase no grupo Ascidiacea.** Dissertação (Mestrado em Biologia Marinha) – Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro, 2012.
- DIOGO, C. P. **Variação espaço-temporal da comunidade bentônica de costões rochosos do infralitoral de Arraial do Cabo (RJ), Brasil.** Dissertação de Mestrado. IEAPM/UFF. Arraial do Cabo, 2020.
- FENNER, D. Biogeography of three Caribbean corals (Scleractinia) and the invasion of *Tubastraea coccinea* into the Gulf of Mexico. **Bulletin of Marine Science**, 69(3), p. 1175-1189, 2001.

FENNER, D. & BANKS, K. Orange cup coral *Tubastraea coccinea* invades Florida and the Flower Garden Banks, northwestern Gulf of Mexico. **Coral Reefs**, 23(4), p. 505-507, 2004.

FLETCHER, L. M. *et al.* Effect of substrate deployment timing and reproductive strategy on patterns in invasiveness of the colonial ascidian *Didemnum vexillum*. **Marine Environmental Research**, v. 141, p. 109-118, 2018. doi:10.1016/j.marenvres.2018.08.006

FRIDLEY, J. D. *et al.* Null models of exotic invasion and scale-dependent patterns of native and exotic species richness. **Ecology**, 85(12), 3215-3222, 2004.

GLYNN, P. W. *et al.* Reproductive ecology of the azooxanthellate coral *Tubastraea coccinea* in the Equatorial Eastern Pacific: Part V. Dendrophylliidae. **Marine Biology**, 153(4): p. 529-544, 2008.

GONÇALVES, J. A. **Relação entre os fatores abióticos clorofila a e meroplâncton na sucessão da bioincrustação em Arraial do Cabo (RJ) e na Baía de Guanabara (RJ)**. 161 f. Tese (Doutorado em Biologia Marinha) – Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro, 2014.

GUILHEM, I. F. *et al.* Impact of invasive *Tubastraea* spp. (Cnidaria: Anthozoa) on the growth of the space dominating tropical rocky-shore zoantharian *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing and Michelotti, 1860). **Aquatic Invasions**, 15(1), p. 98–113, 2020. <https://doi.org/10.3391/ai.2020.15.1.07>.

HARRINGTON, L. *et al.* Recognition and selection of settlement substrata determine post-settlement survival in corals. **Ecology**, v. 85, p. 3428–3437, 2004.

HODGSON, G. Sediment and the settlement of larvae of the reef coral *Pocillopora damicornis*. **Coral Reefs**, v. 9 p.41-43, 1990.

JACKSON, J.B.C. Competition on marine hard substrata: the adaptive significance of solitary and colonial strategies. *American Naturalist*, 111(980): 743-767, 1977.

JORISSEN, H. *et al.* Contrasting effects of crustose coralline algae from exposed and subcryptic habitats on coral recruits. **Coral Reefs**, 2020. doi: 10.1007/s00338-020-02002-9

KEATS, D. W. *et al.* *Pneophyllum conicum* (Dawson) comb. nov. (*Rhodophyta*, *Corallinaceae*), a widespread indo-pacific non-geniculate coralline alga that overgrows and kills live coral. **Bot. Mar.**, 40, p. 263–279, 1997.

KOHLER, K.E. & Gill, S.M. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): a visual basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. **Computers & Geosciences**, 32: 1259-1269, 2006.

LAGES, B.G. *et al.* Chemical defenses against generalist fish predator and fouling organisms in two invasive ahermatypic corals in the genus *Tubastraea*. **Marine Ecology**, 31: p. 473-482, 2010.

LAGES, B. *et al.* Change in tropical rocky shore communities due to an alien coral invasion. **Marine Ecology Progress Series**, 438, p. 85–96, 2011. doi:10.3354/meps09290.

LAGES, B.G. *et al.* Proximity to competitors changes secondary metabolites of non-indigenous cup corals, *Tubastraea* spp., in the southwest Atlantic. **Marine Biology** 159: p. 1551-1559, 2012.

LUZ, B. L. P. & KITAHARA, M. V. Could the invasive scleractinians *Tubastraea coccinea* and *T. tagusensis* replace the dominant zoantharian *Palythoa caribaeorum* in the Brazilian subtidal? **Coral Reefs**. 36(875), 2017. doi: 10.1007/s00338-017-1578-5

LUZ, B. L. P. *et al.* Life-history traits of *Tubastraea coccinea*: Reproduction, development, and larval competence, **Ecology and Evolution**, 2020. doi: 10.1002/ece3.6346.

MANGELLI, T. S. & CREED, J. C. Análise comparativa da abundância do coral invasor *Tubastraea* spp: (Cnidaria, Anthozoa) em substratos naturais e artificiais na Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. **Iheringia Série Zoologia**, 102: 122-130, 2012.

MANTELATTO, M. C. *et al.* Invasion of aquarium origin soft corals on a tropical rocky reef in the southwest Atlantic, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 130, p. 84–94, 2018. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.03.014

MASI, B. P. *et al.* Successional trajectory of the fouling community on a tropical upwelling ecosystem in southeast Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 63(2): p. 161-168, 2015.

MENDONÇA-NETO, J. P. *et al.* Influence of *Palythoa caribaeorum* (Anthozoa, Cnidaria) zonation on site-attached reef fishes. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 80 (3), p. 495–513, 2008.

MIZRAHI, D. **Influência da temperatura e luminosidade na distribuição da espécie invasora *Tubastraea coccinea* na região de ressurgência de Arraial do Cabo - RJ.** Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

MONTANO, S. The Extraordinary Importance of Coral-Associated Fauna. **Diversity**, 12(9), 357, 2020. doi:10.3390/d12090357

MORSE, D. E. *et al.* Control of larval metamorphosis and recruitment in sympatric agariciid corals. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, 116:193–217, 1988.

OLIVEIRA, J. A. S., *et al.* Spatio-temporal variability of secondary metabolites in the invasive coral *Tubastraea coccinea*. **Aquatic Invasions**, 17, 2022.

ORFANIDIS, S. *et al.* Ecological Evaluation Index continuous formula (EEI-c) application: a step forward for functional groups, the formula and reference condition values. **Mediterranean Marine Science**, 12(1), p. 199-232, 2011.

PAULA, A.F. **Abundância e distribuição espacial do coral invasor *Tubastraea* na baía da Ilha Grande, RJ e o registro de *T. tagusensis* e *T. coccinea* para o Brasil.** 87 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Estadual do Rio de Janeiro, 2002.

PAULA, A. F., & CREED, J. C. Spatial distribution and abundance of nonindigenous coral genus *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) around Ilha Grande, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 65(4), p. 661–673, 2005. doi:10.1590/s1519-69842005000400014.

PAULA, A. F. *et al.* 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): p. 481-492, 2014.

PAULA, A. F. *et al.* Experimental evaluation of the effects of management of invasive corals on native communities. **Marine Ecology Progress Series**, 57, p. 141-154, 2017.

PITLIK, T. J. & PAUL, V. J. Effects of toughness, calcite level, and chemistry of crustose *coralline algae* (Rhodophyta, Corallinales) on grazing by the parrot fish *Chorurus sordidus*. In: **Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium**, Panama, p. 701–706, 1997.

PRICE, N. Habitat selection, facilitation, and biotic settlement cues affect distribution and performance of coral recruits in French Polynesia. **Oecologia**, v. 163 p. 747–758, 2010.

RAILKIN, A. *et al.* **Marine Biofouling: Colonization Processes and Defenses.** Boca Raton: CRC Press, 2003. doi:10.1201/9780203503232

RITSON-WILLIAMS, R. *et al.* Larval settlement preferences and post-settlement survival of the threatened Caribbean corals *Acropora palmata* and *A. cervicornis*. **Coral Reefs**, 29, p. 71–81, 2010.

RITSON-WILLIAMS, R. Larval settlement preferences of *Acropora palmata* and *Montastraea faveolata* in response to diverse red algae. **Coral Reefs** 33, p.59–66, 2014.

SAMMARCO, P. W. *et al.* Expansion of coral communities within the Northern Gulf of Mexico via offshore oil and gas platforms. **Marine Ecology Progress Series**, 280, p. 129-143, 2004.

SANTOS, L. A. H. *et al.* Antagonism between invasive pest corals *Tubastraea* spp. and the native reef-builder *Mussismilia hispida* in the southwest Atlantic. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 449, p. 69–76, 2013. doi: 10.1016/j.jembe.2013.08.017

SANTOS, H. S. *et al.* Environmental matching used to predict range expansion of two invasive corals (*Tubastraea* spp.). **Marine Pollution Bulletin**, 145, 587–594, 2019. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.06.064

SILVA, J. F. *et al.* Growth of the tropical zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Anthozoa) on reefs in Northeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 87, p. 985–996, 2015. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201520140475>.

SILVA, R. *et al.* Sun coral invasion of shallow rocky reefs: effects on mobile invertebrate assemblages in Southeastern Brazil. **Biological Invasions**, 2019. doi:10.1007/s10530-018-1903-0

STACHOWICZ, J. J. *et al.* Biodiversity, invasion resistance, and marine ecosystem function: reconciling pattern and process. **Ecology** 83(9), 2575-2590, 2002.

STACHOWICZ, J. J. & BYRNES, J. E. Species diversity, invasion success, and ecosystem functioning: disentangling the influence of resource competition, facilitation, and extrinsic factors. **Marine Ecology Progress Series**, v. 311, p. 251-262, 2006.

STELLA, J. S. *et al.* Variation in the structure of epifaunal invertebrate assemblages among coral hosts. **Coral Reefs**, 29(4), p. 957–973, 2010. doi:10.1007/s00338-010-0648-8.

STENECK, R. S. The ecology of coralline algal crusts: convergent patterns and adaptive strategies. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, 17, p. 273–303, 1986.
doi:10.1146/annurev.es.17.110186.001421

SUCHANEK, T. H. & GREEN, D. J. (1981) Interspecific competition between *Palythoa caribaeorum* and other sessile invertebrates on St. Croix reefs, U.S. Virgin Islands. **Proc 4th Int Coral Reef Symp**, Manila, Philippines, p. 679-685, 1981.

VERMEIJ, M.J.A. A novel growth strategy allows *Tubastraea coccinea* to escape small-scale adverse conditions and start over again. **Coral Reefs**, 24: p. 442-442, 2005.

VERMEIJ, M. J. A. & SANDIN, S. A. Density-dependent settlement and mortality structure the earliest life phases of a coral population. **Ecology**, 89, p. 1994–2004, 2008.

WHITLATCH, R. B. & R. W. OSMAN. Post-settlement predation on ascidian recruits: predator responses to changing prey density. **Aquatic Invasions**, 4, p. 121–131, 2009.

WHITMAN, T. N. *et al.* Settlement of Larvae from four families of corals in response to a crustose Coralline Alga and its biochemical morphogens. **Scientific Reports**, vol. 10, no. 1, 2020. doi: 10.1038/s41598-020-73103-2.

CAPÍTULO 2

Macrobentônicos Epibiontes e Endobiontes Associados às Colônias dos Corais Invasores

Tubastraea coccinea e *Tubastraea* sp.

RESUMO

Corais escleractíneos podem atuar como engenheiros do ecossistema e beneficiar uma grande variedade de invertebrados bentônicos (nativos ou exóticos) através de relações de associação. Neste estudo, a estrutura da comunidade bentônica associada a *Tubastraea* spp. foi caracterizada e comparada entre 1) colônias de *T. coccinea* para costões rochosos distintos; 2) as congêneres *T. coccinea* e *Tubastraea* sp. e; 3) colônias com diferentes tamanhos, representado pelo seu número de pólipos. Colônias de *T. coccinea* foram coletadas na Baía do Arraial do Cabo (BAC) nos costões da Ilha dos Porcos, Saco dos Cardeiros e Enseada do Anequim e *Tubastraea* sp. foi coletada somente na Ilha dos Porcos (n = 40/tratamento). Na comparação entre os locais, somente a abundância de macrobentônicos associados as colônias do Ilha dos Porcos, foi maior que a do Enseada do Anequim, porém em relação as espécies, *T. coccinea* tem a ela associada maior abundância, riqueza e diversidade de espécies em comparação à *Tubastraea* sp.. Valores mais elevados para os descritores ecológicos podem ser relacionados a densidade de *Tubastraea* nas áreas amostrais. Em adição, para as congêneres, essas distinções nos descritores estão relacionadas a morfologia das espécies, pois o formato placóide de *T. coccinea* permite abrigar uma maior quantidade de espécies endobiontes. Os filos Annelida, Mollusca e Arthropoda, comuns em associação com corais, foram os mais abundantes e encontrados para as colônias de todos os tratamentos. A quantidade de macrobentônicos associados ao esqueleto calcário de todas as colônias foi muito maior do que a de associados ao tecido de *Tubastraea* spp., constituindo um indício da atuação de anti-incrustantes produzidos por esses corais. Dentre os táxons mais abundantes em associação com *Tubastraea* spp., se destacaram poliquetas nativos e o mexilhão exótico *Leiosolenus aristatus*, indicando um processo facilitação à invasão do mexilhão na BAC, com potencial risco à maricultura desenvolvida na região.

Palavras-chaves: Ecologia de comunidades; Coral-sol; Bioinvasão marinha; Heterogeneidade ambiental; Interações ecológicas

2. 1 INTRODUÇÃO

Os corais escleractíneos são conhecidos por atuarem como engenheiros do ecossistema, devido a sua capacidade de formar novos ambientes (Wild *et al.*, 2011). A presença desses corais e o crescimento de suas colônias fornecem um incremento a heterogeneidade dos recifes coralíneos e rochosos, onde são comumente encontrados (Dai & Horng, 2009).

Os microambientes formados pelo desenvolvimento de corais escleractíneos são utilizados, principalmente, por outras espécies de invertebrados bentônicos (Stella *et al.*, 2010; Hoeksema *et al.*, 2020; Montano, 2020). Várias espécies de diferentes filos de invertebrados podem estar associadas a uma única colônia onde buscam por microambientes que forneçam,

por exemplo, área para residência ou recrutamento, abrigo contra predadores ou estresses ambientais, ou contribuam para a captação de recursos alimentares (Schuhmacher, 1987; Stella *et al.*, 2010; Guimarães, 2016).

A morfologia e o tamanho das colônias dos corais hospedeiros podem influenciar na composição da comunidade de invertebrados associados a esses corais (Vytopil & Willis, 2001; Stella *et al.*, 2011; Nogueira *et al.*, 2014; 2020; 2021). Colônias de corais com maior complexidade estrutural, por exemplo, podem abrigar uma maior abundância e riqueza de espécies epifaunais (Vytopil & Willis, 2001; Stella *et al.*, 2010).

Alguns estudos demonstram que tanto os corais escleractíneos nativos como os invasores podem atuar como facilitadores de organismos nativos ou exóticos (Bruno & Bertness, 2001; Bruno *et al.*, 2005; Mizrahi *et al.*, 2023). Corais invasores que incrementam a complexidade estrutural do substrato e, aumentam a disponibilidade de refúgio e alimento apresentam maiores chances de facilitar populações de invertebrados nativos (Bruno *et al.*, 2005; Rodriguez, 2006).

Os corais escleractíneos *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea* sp., espécies invasoras de corais-sol registradas para o Brasil, são uma ameaça as comunidades nativas devido a sua rápida expansão sobre o substrato consolidado (Mantelatto *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2011; Sampaio *et al.*, 2012; Creed *et al.*, 2016). Em contraponto, apesar de ainda incipientes, alguns estudos têm demonstrado uma diversa fauna de epibiontes e endobiontes nativos associados as colônias de *Tubastraea* spp., tanto nas regiões onde esses corais são invasores (Menezes, 2012; Guimarães, 2016; Hoeksema & ten Hove, 2016; Alves *et al.*, 2020), como nas suas regiões de distribuição natural (Türkay & Schuhmacher 1985; Schuhmacher, 1987; Humes, 1997; Cheng *et al.*, 2011; Uyeno & Johnsson, 2018).

As colônias de *T. coccinea* e *Tubastraea* sp. apresentam características morfológicas distintas, que podem se refletir em uma variabilidade na fauna associada a esses coespecíficos. Enquanto *T. coccinea* apresenta coralum placóide, pólipos com grandes diâmetros e menos espaçados entre si, *Tubastraea* sp. tem coralum facelóide e pólipos mais projetados e espaçados (Bastos *et al.*, 2022).

2. 2 OBJETIVOS E HIPÓTESES

Este estudo teve como objetivo geral caracterizar a comunidade de organismos macrobentônicos associados as colônias de *Tubastraea coccinea* Lesson 1829 e *Tubastraea* sp..

Os objetivos específicos deste estudo foram:

- 1) Verificar a ocorrência de variação espacial para os macrobentônicos associados a *Tubastraea* spp.;
- 2) Avaliar a existência de variação interespecífica para os macrobentônicos associados a *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea* sp.;
- 3) Checar a influência do tamanho das colônias de *Tubastraea* spp. sobre os seus macrobentônicos associados.

As hipóteses testadas foram de que:

- 1) Existe variação espacial para os macrobentônicos associados a *Tubastraea* spp.;
- 2) Há variação interespecífica para os macrobentônicos associados a *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea* sp.;
- 3) Ocorre uma relação positiva entre o tamanho das colônias de *Tubastraea* spp. com seus macrobentônicos associados.

2.3 MATERIAL E MÉTODOS

2.3.1 Área de estudo

A macrofauna associada a estrutura das colônias de *Tubastraea* spp. foi avaliada para três costões rochosos da BAC: Ilha dos Porcos, Saco dos Cardeiros e Enseada do Anequim (Figura 2.1). Os três costões rochosos apresentam hidrodinamismo e profundidade que variam entre eles. Comparativamente, a Ilha dos Porcos é o costão mais abrigado e apresenta profundidade intermediária (~ 10 m). O Saco dos Cardeiros apresenta hidrodinamismo moderado e é o costão mais raso (~ 6 m). A Enseada do Anequim é o mais exposto e tem maior profundidade (~ 12 m) (observação pessoal; dados não apresentados).

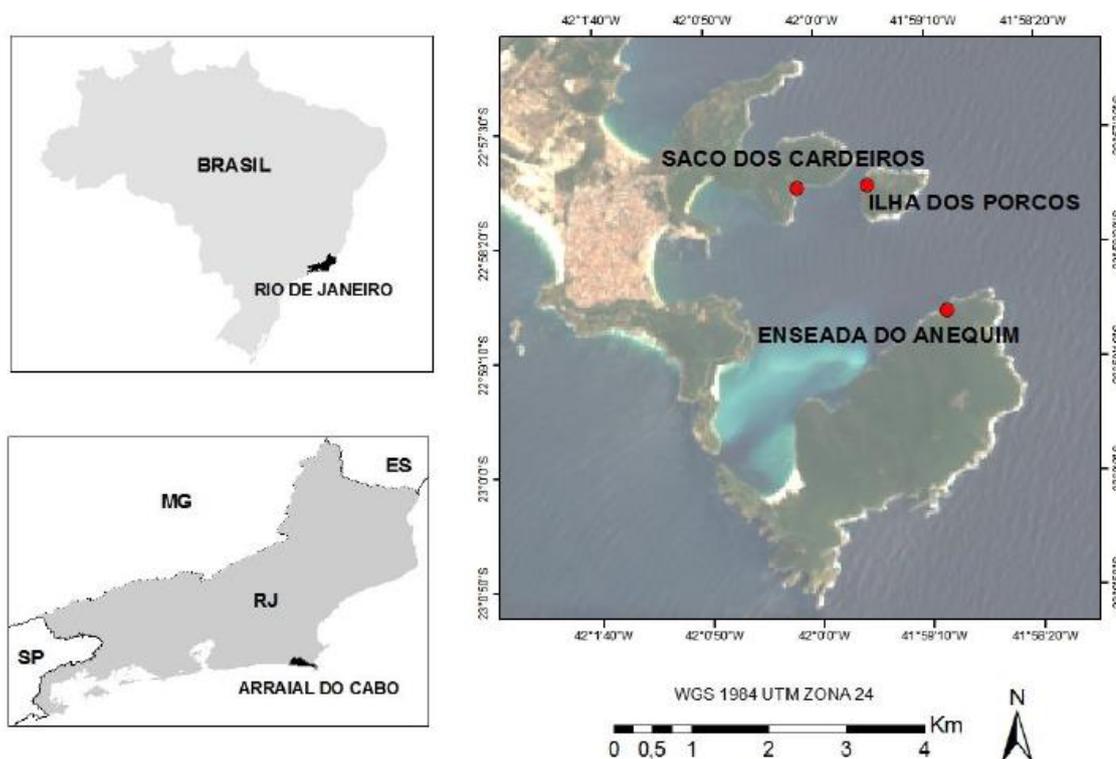


Figura 2.1: Mapa da Baía do Arraial do Cabo e sua localização na costa Brasileira e no estado do Rio de Janeiro. Pontos vermelhos: costões rochosos da Ilha dos Porcos, Saco dos Cardeiros e Enseada do Anequim, onde foram coletadas as colônias de *Tubastraea* spp. para a caracterização da macrofauna associada.

2.3.2 Delineamento amostral

Para checar a possibilidade de variação espacial na fauna macrobentônica associada as colônias do coral-sol foram coletadas manualmente, com auxílio de marreta e espátula, colônias de *T. coccinea* ($n = 40$) em cada um dos três costões (Ilha dos Porcos, Saco dos Cardeiros e Enseada do Anequim). A fim de verificar variações interespecíficas na fauna associada a *Tubastraea* spp., foram coletadas adicionalmente colônias de *Tubastraea* sp. ($n = 40$) no costão da Ilha dos Porcos, onde essa espécie de coral-sol é mais abundante na BAC. Para um mesmo costão, foram coletadas, aleatoriamente, colônias de *Tubastraea* spp. com tamanhos distintos. Ao remover as colônias do substrato natural, essas foram quase que de imediato acondicionadas individualmente em sacos plásticos herméticos contendo água do mar, para evitar a perda dos organismos associados. Todas as coletas das colônias de coral-sol foram realizadas em abril de 2018.

No Laboratório, cada saco plástico contendo uma colônia de *Tubastraea* spp. recebeu uma identificação e nele foi adicionada uma pequena quantidade de mentol para anestesiá-los os organismos. Posteriormente, para caracterizar os macrobentônicos epibiontes e endobiontes

associados as colônias, estes foram removidos, respectivamente, de sobre o cenossarco (tecido mole) e da base calcária das colônias (Figura 2.2) com o uso de pinças e tiveram a sua localização registrada. A água do mar contida nos sacos plásticos utilizados durante a coleta e transporte das amostras foi filtrada em peneira com malha de 1 mm para reter os macrobentônicos que se desprenderam dos corais. Os macrobentônicos epibiontes e endobiontes retidos na malha tiveram a sua localização nas colônias de coral-sol inferida a partir das amostras previamente triadas com pinças e que apresentavam os mesmos táxons. Todos os organismos associados foram identificados até o menor nível possível com a ajuda de especialistas, além de terem sido contabilizados.

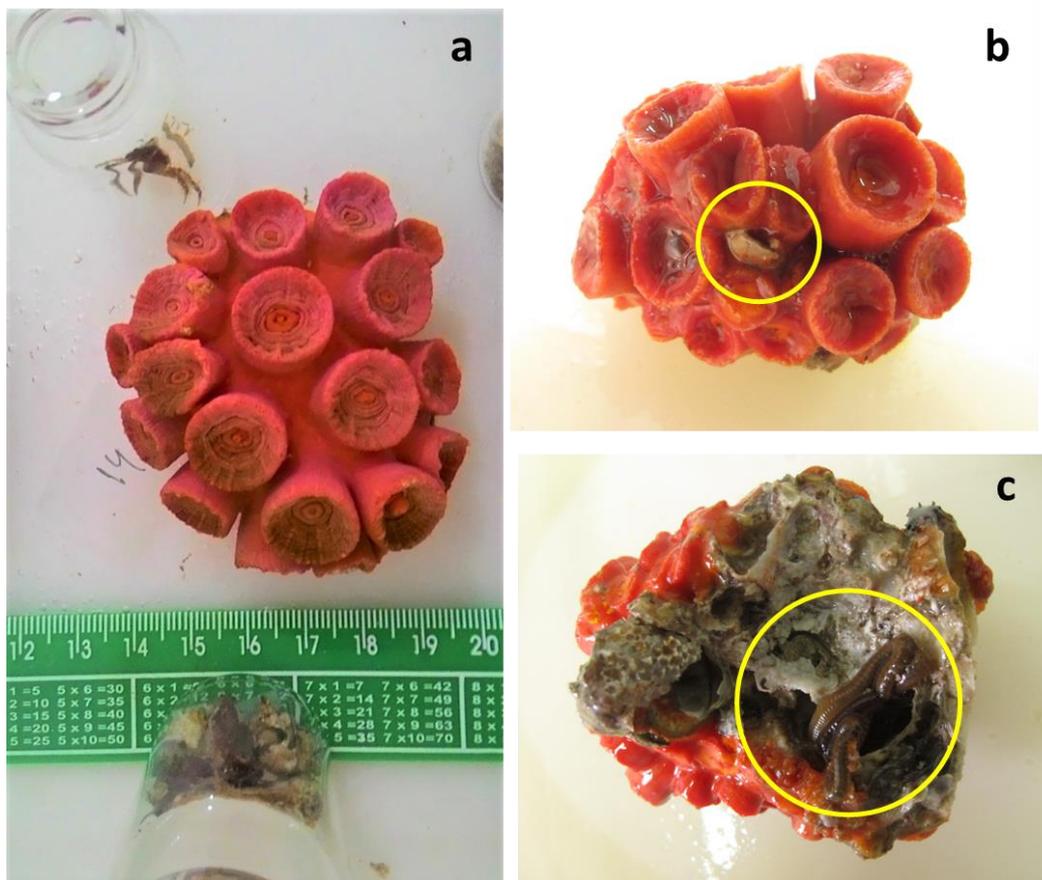


Figura 2.2: (a) Triagem e localização (círculos em amarelo) dos macrobentônicos associados (b) ao cenossarco (tecido mole) e (c) a base calcária das colônias de *Tubastraea coccinea* coletadas em Arraial do Cabo (RJ), Brasil.

Um estudo piloto foi conduzido a fim de estabelecer a métrica para o tamanho das colônias de *Tubastraea* spp.. Inicialmente, foram cogitadas duas medidas para o tamanho das

colônias: a quantidade de pólipos ou a área planar da colônia. Em uma amostragem piloto foram coletadas aleatoriamente 100 colônias de *T. coccinea* na Ilha dos Porcos em abril/2017. A quantidade de pólipos dessas colônias foi contabilizada visualmente no laboratório. Posteriormente, para aferir a área planar, as colônias de *T. coccinea* foram fotografadas junto a uma escala métrica e as imagens inseridas no programa ImageJ (versão 1.52a), onde as colônias foram contornadas e calculada a sua área planar (cm²). A relação entre a quantidade de pólipos e a área planar das colônias foi verificada a partir do coeficiente de correlação de Spearman que mostrou uma forte correlação positiva entre essas duas variáveis ($r = 0,81$; $p < 0,001$) (Figura 2.3). Ciente dessa forte correlação entre as duas métricas e para facilitar o desenvolvimento da metodologia, no trabalho vigente foi optado por utilizar somente a quantidade de pólipos como medida para o tamanho das colônias de *Tubastraea* spp..

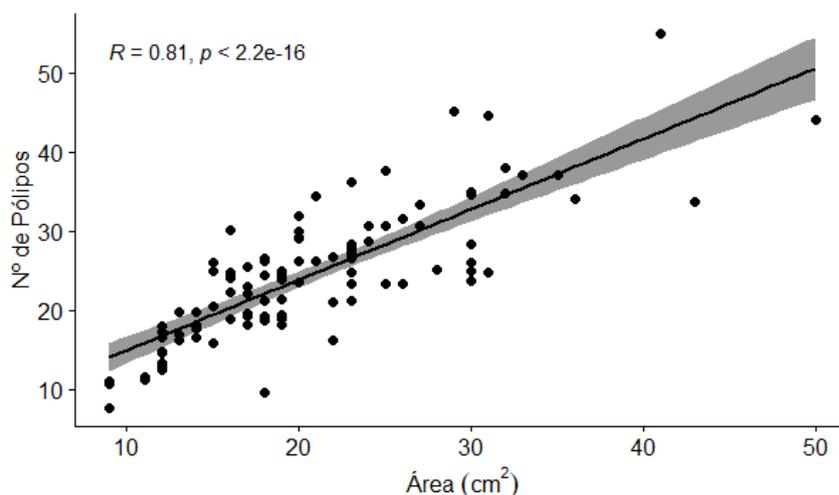


Figura 2.3: Correlação de Spearman positiva entre o número de pólipos e a área planar (cm²) de colônias de *Tubastraea coccinea* (n = 100) coletadas no costão da Ilha dos Porcos, Arraial do Cabo (RJ), Brasil. Área cinza: intervalo de confiança.

Devido as amostras de corais-sol terem sido coletadas aleatoriamente, o tamanho das colônias foi previamente caracterizado (Tabela 2.1) com o intuito de ponderar, posteriormente, possíveis influências da variação na quantidade de pólipos das amostras sobre a comparação espacial e interespecífica da macrofauna associada à *Tubastraea* spp.. Análises preliminares (teste de Kruskal-Wallis e teste de Dunn) foram realizadas para comparar a quantidade de pólipos das colônias entre os costões/espécies coletadas (Ilha dos Porcos-*T. coccinea*, Saco dos Cardeiros-*T. coccinea*, Enseada do Anequim-*T. coccinea* e Ilha dos Porcos-*Tubastraea* sp.). As

colônias coletadas na Enseada do Anequim apresentaram uma quantidade de pólipos estatisticamente menor do que para as colônias de todos os outros costões/espécies amostradas [$H(3) = 17,72$; $p < 0,001$].

Tabela 2.1: Medidas de tendência central e de dispersão para os resultados do número de pólipos que compõem as colônias de *Tubastraea* spp. coletadas na Ilha dos Porcos (Porcos), Saco dos Cardeiros (Cardeiros) e Enseada do Anequim (Anequim) (n= 40).

	<i>T. coccinea</i>			<i>Tubastraea</i> sp.
	Porcos	Cardeiros	Anequim	Porcos
Mediana	13	12	10	12,5
Média	14,15	14,37	10,4	13,5
Desvio padrão	4,83	6,09	3,24	4,86
Mínimo	7	7	6	4
Máximo	27	30	20	28

2. 3. 3 Análise dos dados

As premissas da normalidade e homocedasticidade dos dados, requerida para a comparação estatística de amostras por testes paramétricos, foram cheçadas respectivamente pelos testes de Kolmogorov–Smirnov e de Levene. Essas premissas não foram atendidas, mesmo após transformações dos dados, por isso foram utilizados testes estatísticos não paramétricos.

Os descritores ecológicos Abundância (N), a Riqueza de Espécies (S) e a Diversidade de Shannon-Wiener (H') para os macrobentônicos associados as colônias de cada espécie de coral-sol referente a cada local (Ilha dos Porcos-*T. coccinea*, Saco dos Cardeiros-*T. coccinea*, Enseada do Anequim-*T. coccinea* e Ilha dos Porcos-*Tubastraea* sp.) foram calculados. Esses descritores da comunidade foram comparados entre os locais (Ilha dos Porcos, Saco dos Cardeiros e Enseada do Anequim) através do teste de Kruskal-Wallis e entre as espécies de *Tubastraea* (*T. coccinea* e *Tubastraea* sp., ambas coletadas na Ilha dos Porcos) através do teste de Mann Whitney.

A abundância relativa dos filamentos de macrobentônicos encontrados em associação com as colônias para cada local e espécie do coral-sol foi calculada.

Para cada local e cada espécie do coral-sol, a abundância total de organismos associados a *Tubastraea* spp. que estavam localizados na base calcária e sobre o tecido mole das colônias foi comparada através do teste de Mann Whitney.

A abundância de organismos associados exóticos e não exóticos foi comparada para cada local e cada espécie de *Tubastraea* spp. utilizando o teste de Mann Whitney. A fim de verificar variação espacial na abundância de exóticos e de não exóticos associados a *T. coccinea*, ambas foram comparadas entre os locais através do teste de Kruskal-Wallis.

A relação entre o tamanho (número de pólipos) das colônias de *T. coccinea* e de *Tubastraea* sp. com a abundância, riqueza e diversidade dos seus organismos associados foi verificada através do coeficiente de correlação de Spearman (ρ).

Para todos os testes de significância estatística, quando houve diferenças significativas ($p < 0,05$) foi aplicado o teste *a posteriori* de Dunn. Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa RStudio (versão 4.1.0).

2.4 RESULTADOS

2.4.1 Variação espacial da fauna macrobentônica associada

Nas comparações dos descritores ecológicos dos macrobentônicos associados a *T. coccinea*, o teste de Kruskal-Wallis detectou diferença significativa apenas para os dados de abundância. A abundância de organismos associados às colônias da Ilha dos Porcos foi significativamente maior do que da Enseada do Anequim [$H(2) = 7,14$; $p = 0,02$] (Figura 2.4).

A abundância mediana de macrobentônicos associados às colônias da Ilha dos Porcos foi de 3 organismos/colônia. No Saco dos Cardeiros e na Enseada do Anequim, a abundância de macrobentônicos associados apresentou o mesmo valor, 1 organismo/colônia (Figura 2.4A). A riqueza mediana de espécies associadas foi de 2 espécies/colônia na Ilha dos Porcos, e de 1 espécie/colônia tanto para o Saco dos Cardeiros como para a Enseada do Anequim (Figura 2.4B). O valor de diversidade mediana para os macrobentônicos associados as colônias da Ilha dos Porcos foi de 0,6 por colônia, enquanto para o Saco dos Cardeiros e a Enseada do Anequim foi de 0,0 por colônia (Figura 2.4C).

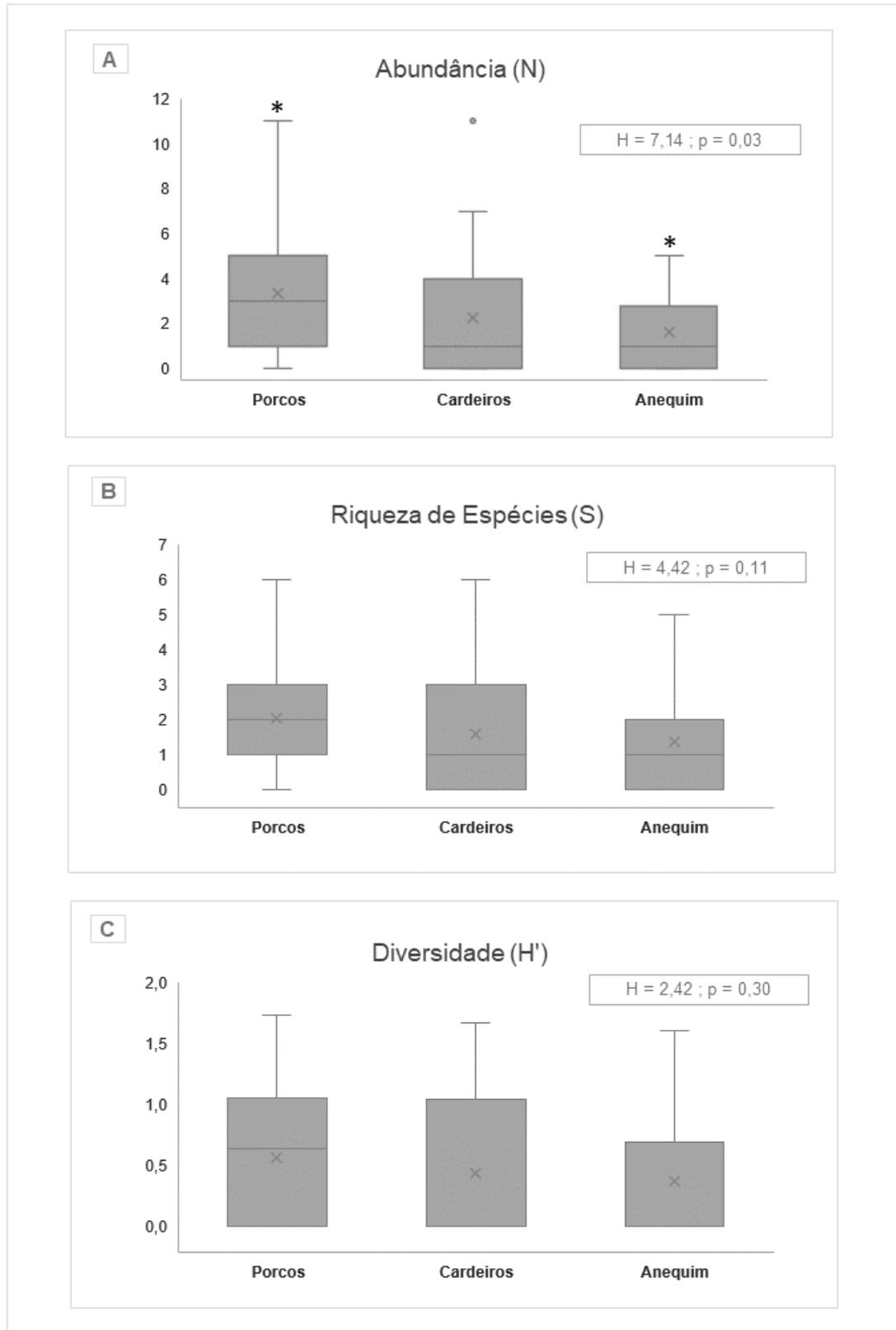


Figura 2.4: Valores dos descritores (A) Abundância, (B) Riqueza de Espécies e (C) Diversidade de Shannon-Wiener para os macrobentônicos associados as colônias de *T. coccinea* dos costões das Ilha dos Porcos (Porcos), Saco dos Cardeiros (Cardeiros) e Enseada do Anequim (Anequim) localizados em Arraial do Cabo, Brasil. (*) Diferença significativa ($p < 0,05$). Linhas horizontais: mediana. (X): média. Ponto cinza: valor discrepante.

Dentre as colônias do coral-sol avaliadas foram encontrados espécimes que não apresentaram macrobentônicos associados (colônias desocupadas). Das 40 colônias amostradas para cada local, a porcentagem de colônias desocupadas foi de 15% (6 colônias) na Ilha dos Porcos, 27,5% (11 colônias) no Saco dos Cardeiros e 32,5% (13 colônias) na Enseada do Anequim (Figura 2.5).

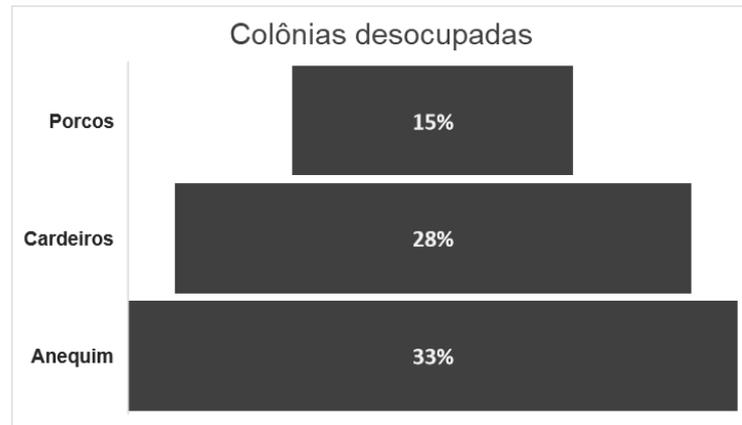


Figura 2.5: Porcentagem de colônias de *Tubastraea coccinea* desocupadas (sem macrobentônicos associados) para os costões da Ilha dos Porcos (Porcos), Saco dos Cardeiros (Cardeiros) e Enseada do Anequim (Anequim) localizados em Arraial do Cabo, Brasil. n = 40.

A quantidade total de macrobentônicos associados a *T. coccinea* por local foi de 134 indivíduos na Ilha dos Porcos, 90 indivíduos no Saco dos Cardeiros e 64 indivíduos na Enseada do Anequim. Os filos Annelida, Mollusca e Arthropoda apareceram em associação com as colônias de todos os locais (Figura 2.6). Na Ilha dos Porcos, adicionalmente foram registrados táxons pertencentes aos filos Platyhelminthes (planária) e Echinodermata (ofiuróides).

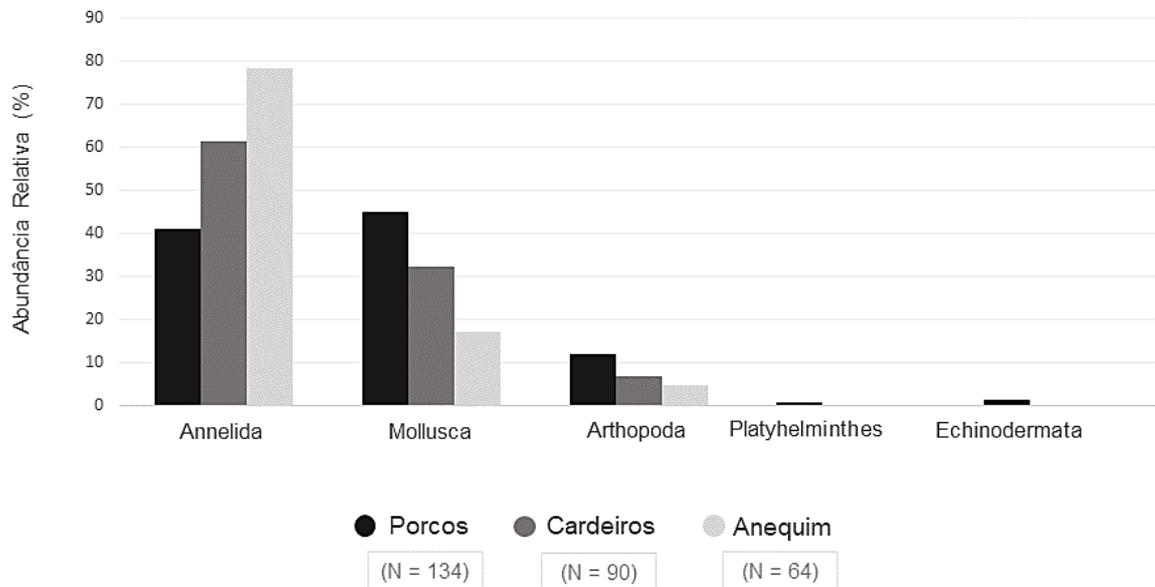


Figura 2.6: Abundância relativa dos filós de macrobentônicos associados as colônias de *Tubastraea coccinea* dos costões da Ilha dos Porcos (Porcos), Saco dos Cardeiros (Cardeiros) e Enseada do Anequim (Anequim) localizados em Arraial do Cabo, Brasil. (N): abundância total de indivíduos para cada costão.

Todos os representantes do Annelida e do Mollusca estavam localizados no esqueleto calcário dos corais, enquanto todos os táxons dos Arthropoda, Platyhelminthes e Echinodermata foram encontrados entre os pólipos de *T. coccinea*, sobre o seu tecido mole. Para todos os locais, a quantidade de organismos associados a base da estrutura calcária das colônias foi significativamente maior que a de associados ao tecido mole dos corais (Figura 2.7).

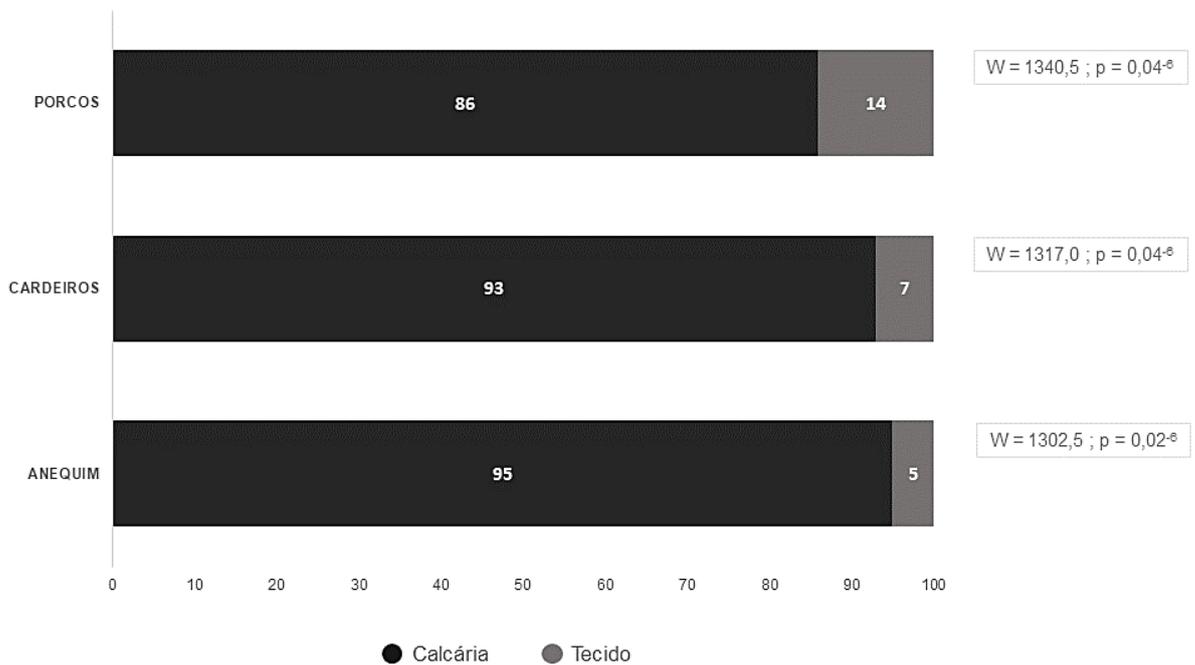


Figura 2.7: Porcentagem de macrobentônicos associados a base calcária (Calcária) e ao tecido mole (Tecido) das colônias de *Tubastraea coccinea* nos costões da Ilha dos Porcos (Porcos), Saco dos Cardeiros (Cardeiros) e Enseada do Anequim (Anequim) localizados em Arraial do Cabo, Brasil. (*) Diferença significativa ($p < 0,05$).

Foi registrado um total de 19 táxons de macrobentônicos associados a *T. coccinea*, desses táxons 15 ocorreram na Ilha dos Porcos, 11 no Saco dos Cardeiros e 10 na Enseada do Anequim (Figura 2.8). Na Ilha dos Porcos o bivalve exótico *Leiosolenus aristatus* (Dillwyn, 1817) foi a espécie mais abundante e representou 39% do total de táxons registrados para o costão. A segunda espécie mais abundante na Ilha dos Porcos foi o poliqueta *Syllis* sp., representando 17% do total de espécies para esse local. No Saco dos Cardeiros, as espécies mais abundantes também foram *Syllis* sp. e *Leiosolenus aristatus*, com representatividade de 26% e 20%, respectivamente. No local de amostragem Enseada do Anequim, os táxons mais abundantes foram os poliquetas do gênero *Chone* e da espécie *Eunice* sp., ambos com 19% e os Polychaetas NI, representando 16% das espécies (Apêndice 1).

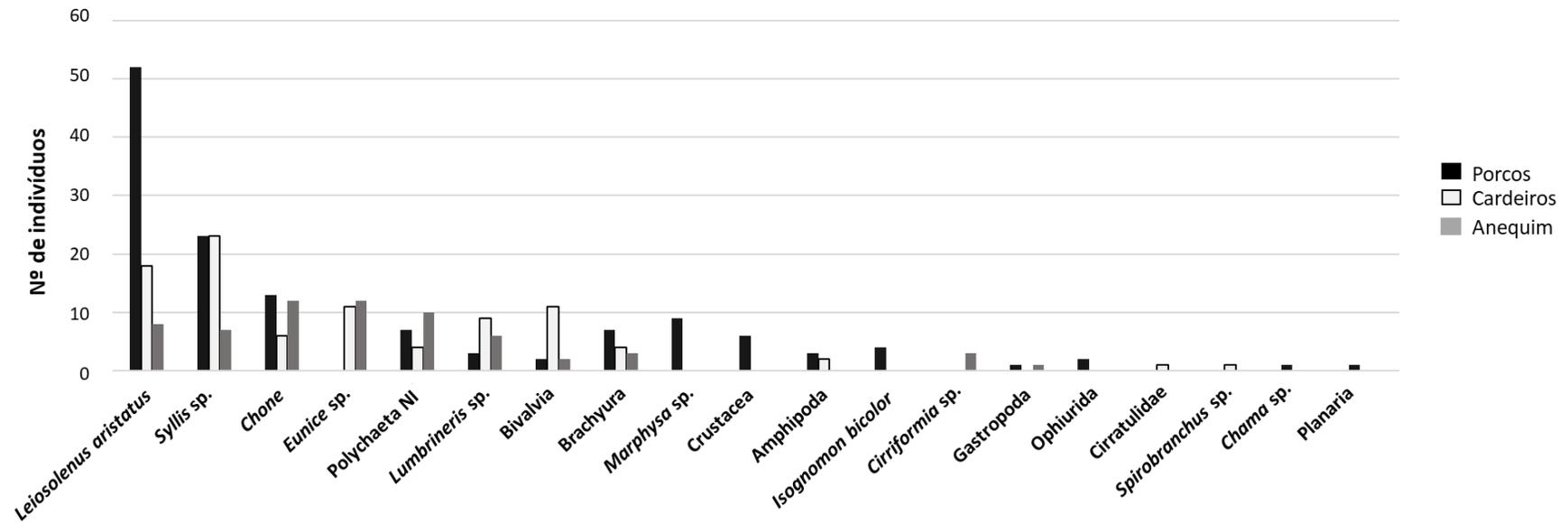


Figura 2.8: Quantidade total de indivíduos dos táxons de macrobentônicos associados às colônias de *Tubastraea coccinea* coletadas na Ilha dos Porcos (Porcos), Saco dos Cardeiros (Cardeiros) e Enseada do Anequim (Anequim) localizados em Arraial do Cabo, Brasil.

Ao comparar a abundância de organismos exóticos e não exóticos associados à *Tubastraea* spp. para cada local amostrado, o teste de Mann Whitney mostrou que não houve diferença significativa na quantidade desses organismos associados às colônias da Ilha dos Porcos [$W = 704,00$; $p = 0,33$], entretanto a abundância de organismos não exóticos foi superior a de exóticos no Saco dos Cardeiros [$W = 465,00$; $p = 0,04^{-2}$] e na Enseada do Anequim [$W = 412,00$; $p = 0,01^{-3}$]. O teste de Kruskal-Wallis mostrou que houve variação espacial na abundância de organismos exóticos associados a *T. coccinea* [$H(2) = 24,88$; $p = 0,04^{-4}$], porém não houve diferenças significativas na abundância dos organismos não exóticos entre os locais [$H(2) = 0,84$; $p = 0,65$]. De acordo com o teste *a posteriori*, os organismos associados a *T. coccinea* da Ilha dos Porcos foram mais abundantes do que os do Saco dos Cardeiros e da Enseada do Anequim, e não houve diferença significativa na abundância de exóticos para esses dois últimos locais.

2. 4. 2 Variação interespecífica da fauna macrobentônica associada

O teste de Mann Whitney apontou que todos os descritores da comunidade (N, S e H') para *T. coccinea* foram significativamente maiores do que para *Tubastraea* sp. (Figura 2.9). A abundância mediana de organismos associados às colônias de *T. coccinea* foi de 3 organismos/colônia, enquanto para *Tubastraea* sp. foi de 2 organismos/colônia (Figura 2.9A). Para *T. coccinea* o valor do índice de riqueza de espécies associadas foi de 2 espécies/colônia e para *Tubastraea* sp. foi de 1 espécie/colônia (Figura 2.9B). A diversidade mediana de macrobentônicos associados para *T. coccinea* foi de 0,6 por colônia, enquanto para *Tubastraea* sp. foi de 0,0 colônia (Figura 2.9C).

De um total de 40 colônias amostradas para cada espécie, 15% (6 colônias) de *T. coccinea* e 17,5% (7 colônias) de *Tubastraea* sp. estavam desocupadas, não apresentaram macrobentônicos associados (Figura 2.10).

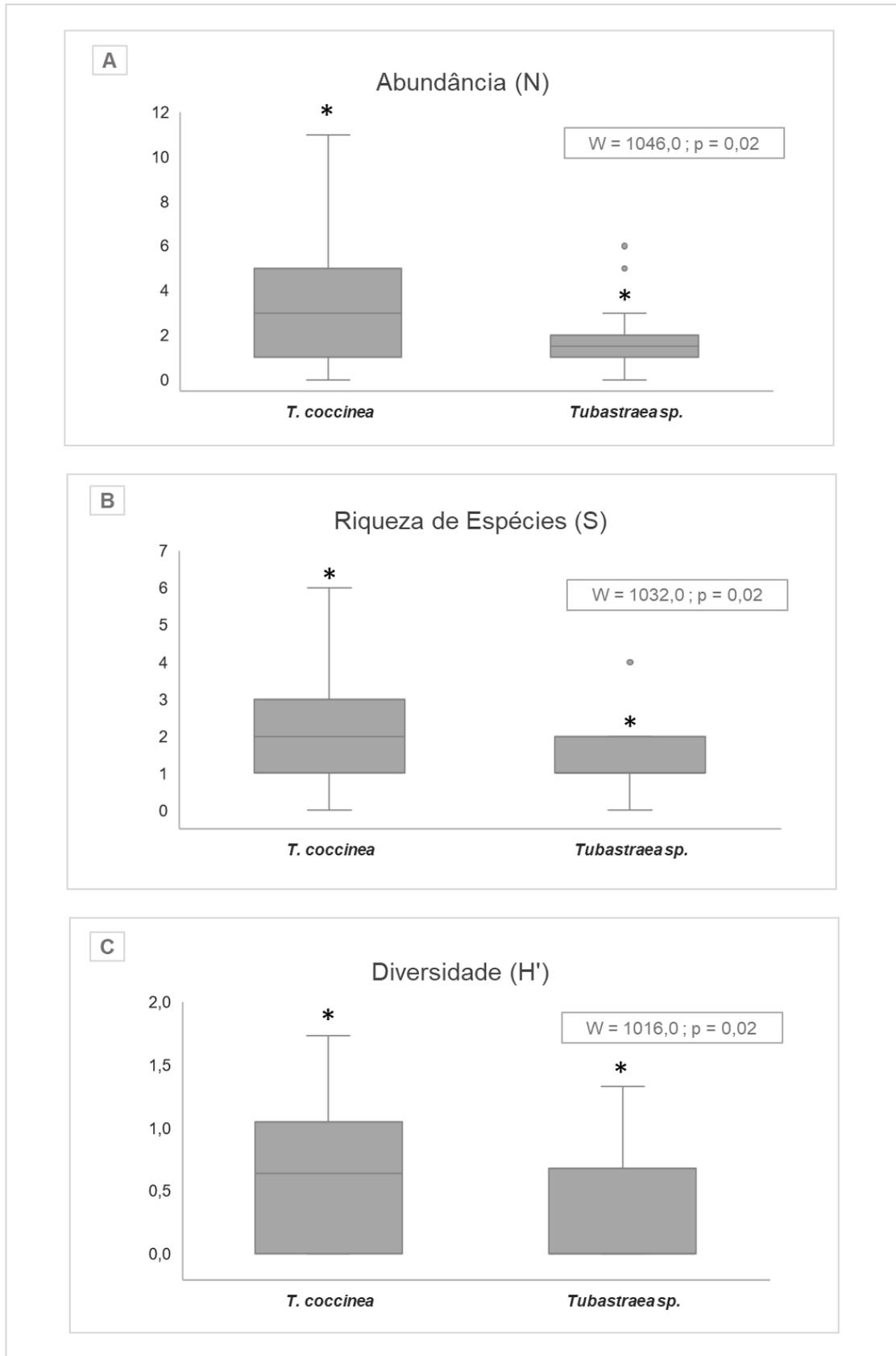


Figura 2.9: Valores dos descritores (A) Abundância, (B) Riqueza de Espécies e (C) Diversidade de Shannon-Wiener para os macrobentônicos associados as colônias de *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea sp.* coletadas na Ilha dos Porcos, em Arraial do Cabo, Brasil. (*) Diferença significativa ($p < 0,05$). Linhas horizontais: mediana. Pontos cinzas: valores discrepantes.

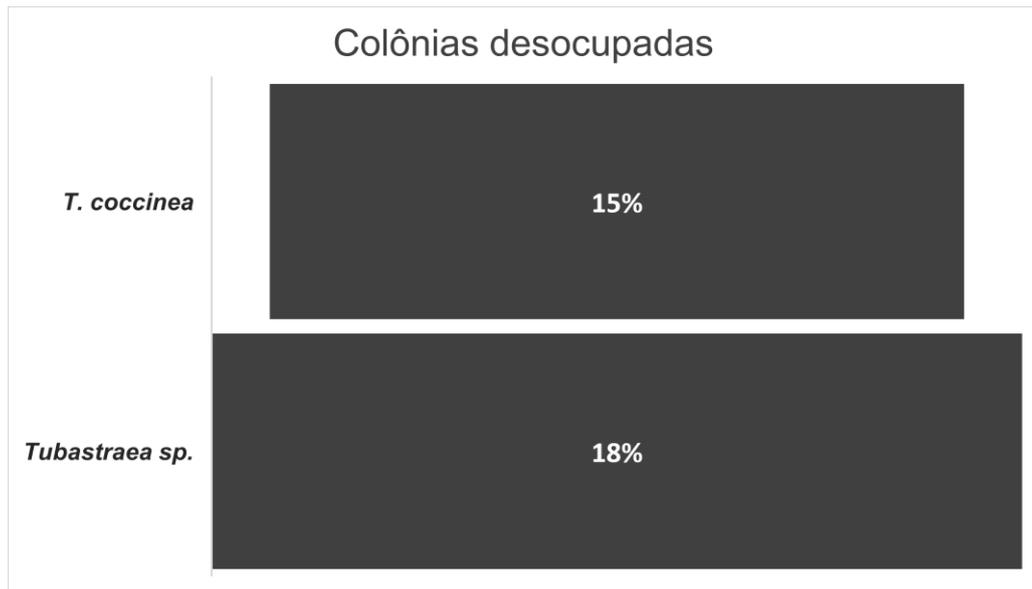


Figura 2.10. Porcentagem de colônias de desocupadas (sem macrobentônicos associados) para *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea sp.* coletadas na Ilha dos Porcos, em Arraial do Cabo, Brasil. n = 40.

Foi registrado um total de 134 indivíduos de macrobentônicos associados à *T. coccinea* e 68 indivíduos associados à *Tubastraea sp.* Para ambas as espécies de corais foram registrados exemplares pertencentes aos filos Annelida, Mollusca e Arthropoda. Ademais, nas colônias de *T. coccinea* foram observados representantes dos filos Echinodermata e Platyhelminthes (Figura 2.11).

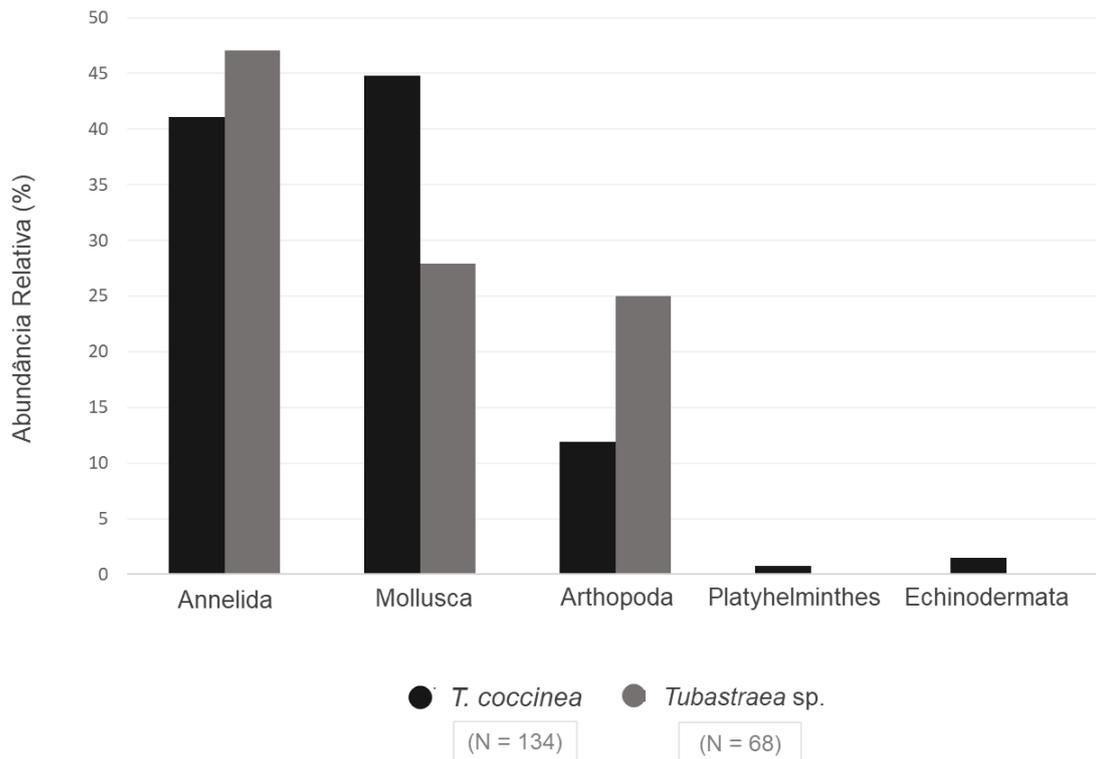


Figura 2.11: Abundância relativa dos filões de macrobentônicos associados a colônias de *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea* sp. coletadas na Ilha dos Porcos, em Arraial do Cabo, Brasil. (N): abundância total de indivíduos para cada espécie de *Tubastraea* spp.

Nas colônias de *T. coccinea*, todos os organismos macrobentônicos pertencentes aos filões Annelida e Mollusca foram encontrados na base da sua estrutura calcária, representando 86% do total de organismos associados. Os demais organismos associados à *T. coccinea*, pertencentes aos filões Arthropoda, Echinodermata e Platyhelminthes, estavam localizados sobre o tecido mole das colônias desses corais e representaram 14% do total de organismos associados. Em *Tubastraea* sp., todos os táxons representantes dos Annelida e Mollusca também estavam localizados na base da estrutura calcária das colônias, perfazendo 76% dos organismos associados. Todos os táxons pertencentes ao grupo Arthropoda, 24%, foram encontrados associados ao tecido mole de *Tubastraea* sp., com exceção de 1 indivíduo da ordem *Sessilia*, que estava inserido entre a estrutura calcária e o tecido mole desse coral-sol (Figura 2.12). A quantidade de macrobentônicos associados aos corais-sol localizados na estrutura calcária das colônias foi significativamente maior do que a de localizados sobre o tecido mole, para ambas as espécies de corais (Figura 2.13).



Figura 2.12: Foto de indivíduo da ordem *Sessilia* localizado entre a estrutura calcária e o tecido de uma colônia de *Tubastraea* sp. coletada na Ilha dos Porcos, Arraial do Cabo, Brasil.

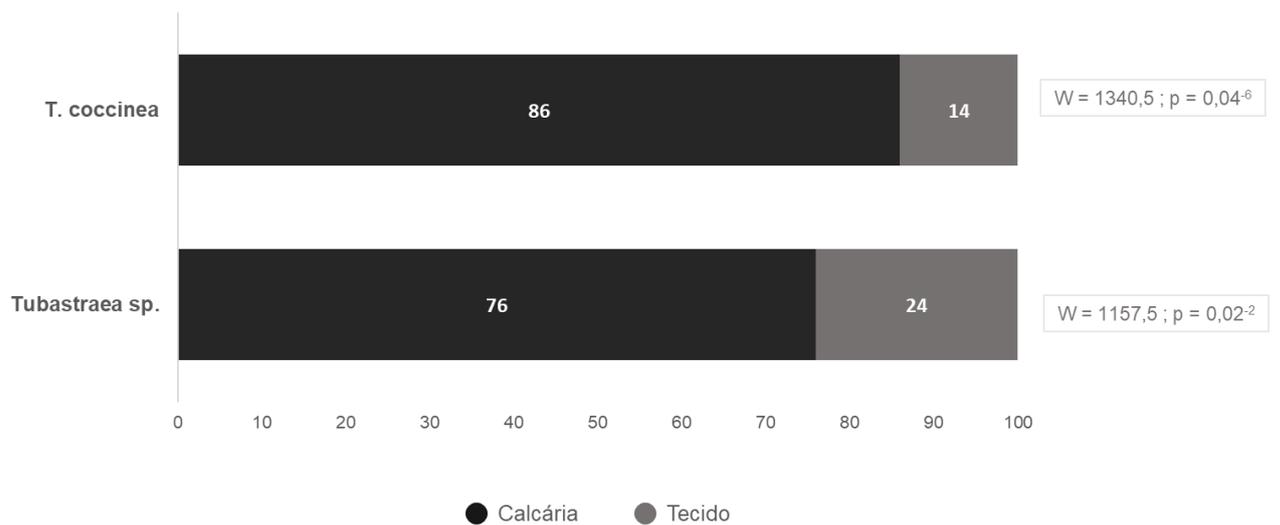


Figura 2.13: Porcentagem de macrobentônicos associados a estrutura calcária das colônias (Calcária) e ao tecido mole (Tecido) dos corais *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea* sp. coletados na Ilha dos Porcos, Arraial do Cabo, Brasil. Diferença significativa ($p < 0,05$).

Os macrobentônicos associados às colônias do coral-sol estavam distribuídos entre 15 táxons para *T. coccinea* e 11 táxons para *Tubastraea* sp. (Figura 2.14). Para *T. coccinea* as espécies *Leiosolenus aristatus* e *Syllis* sp. foram as mais abundantes, apresentando abundância relativa de 39% e 17%, respectivamente. Nas colônias de *Tubastraea* sp. os dois táxons mais abundantes foram *Leiosolenus aristatus* e os poliquetas do gênero *Chone*, ambos representando 26,5% do total de indivíduos. Os crustáceos da infraordem Brachyura também se destacaram entre os táxons mais abundantes associados a *Tubastraea* sp., com abundância relativa de 19,1%.

O teste de Mann Whitney mostrou que para os organismos associados à *T. coccinea* não houve diferença significativa na abundância de exóticos e não exóticos [$W = 704,00$; $p = 0,33$], enquanto *Tubastraea* sp. teve uma maior abundância de organismos não exóticos associados às suas colônias [$W = 472,00$; $p = 0,06^{-2}$]. A abundância de organismos exóticos apresentou variação interespecífica, com uma maior quantidade de exóticos associados às colônias de *T. coccinea* quando comparada as de *Tubastraea* sp. [$W = 1.118,00$; $p = 0,08^{-2}$]. Em relação aos organismos não exóticos, não houve diferenças significativas quando comparadas suas abundâncias entre esses corais coespecíficos [$W = 903,00$; $p = 0,30$].

2. 4. 3. Influência do tamanho das colônias na fauna macrobentônica associada

Não houve correlação entre o tamanho das colônias, representado pelo seu número de pólipos, com os descritores abundância, riqueza e diversidade dos organismos associados para *T. coccinea* e *Tubastraea* sp. coletadas na Ilha dos Porcos ($p > 0,05$). O coeficiente de Spearman apresentou valores muito baixos de correlação entre essas variáveis testadas (Figura 2.15).

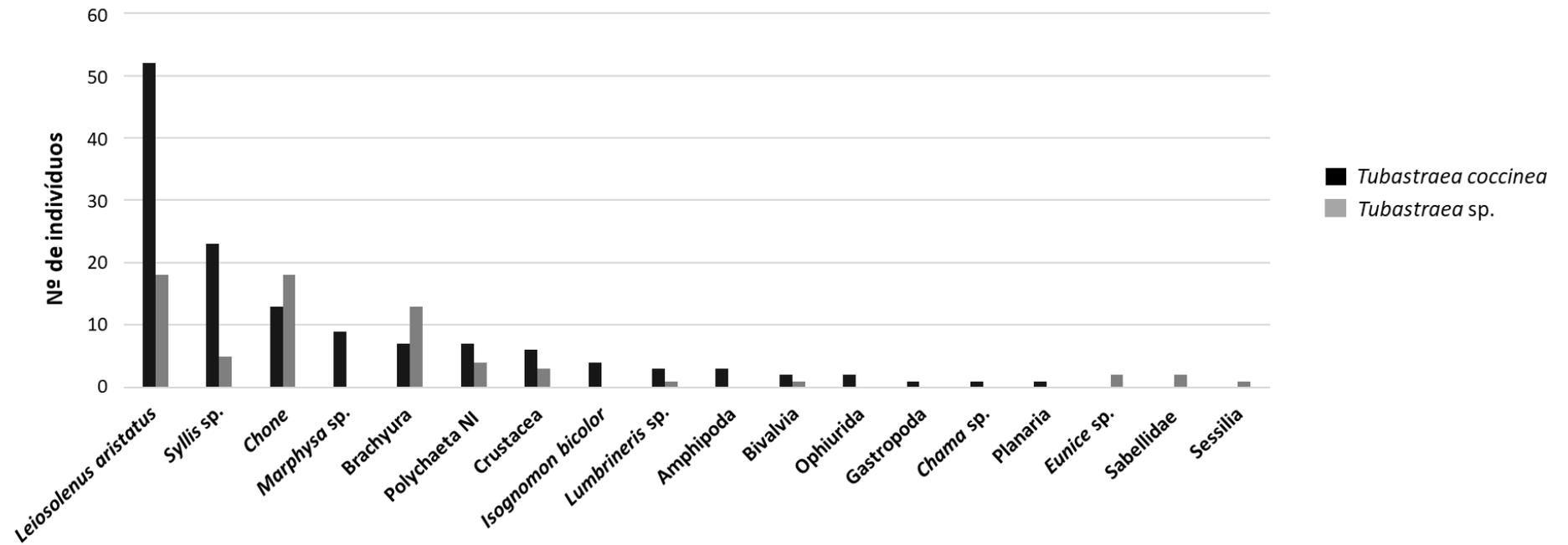
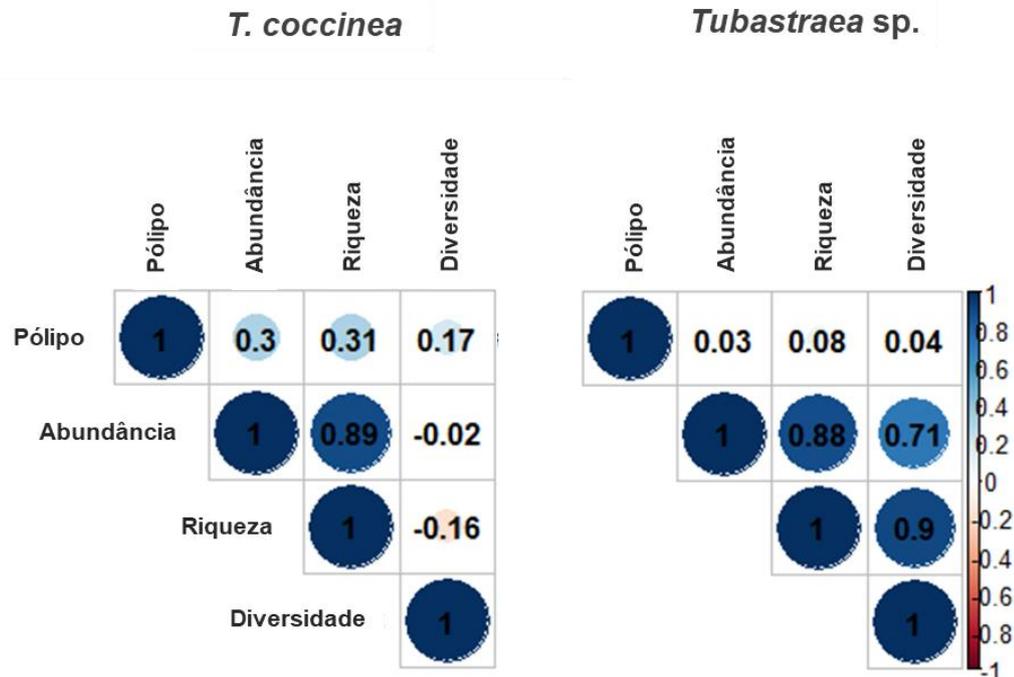


Figura 2.14: Quantidade total de indivíduos dos táxons de macrobentônicos associados às colônias de *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea sp.* coletadas na Ilha dos Porcos, em Arraial do Cabo, Brasil.

Figura 2.15: Matriz de correlação de Spearman que relaciona a quantidade de pólipos (Pólipo) das colônias de *Tubastraea coccinea* (n = 40) e *Tubastraea* sp. (n = 40) com a abundância total (Abundância), a riqueza (Riqueza), e a diversidade (Diversidade) dos organismos macrobentônicos associados.



O tamanho e a cor dos círculos indicam a intensidade da correlação. Consultar escala de cores à direita da imagem.

2. 5 DISCUSSÃO

A composição dos táxons bentônicos associados ao coral-sol foi similar entre os locais de amostragem e espécies de *Tubastraea* spp. avaliadas. Porém, houve grandes diferenças quantitativas entre esses táxons associados, principalmente ao comparar as duas espécies de coral-sol. Em *T. coccinea* foi registrado quase o dobro (134 indivíduos) de organismos macrobentônicos associados que o observado para *Tubastraea* sp. (68 indivíduos). Por outro lado, a proporção de colônias desocupadas foi parecida entre ambas as espécies de corais, sendo 15% para *T. coccinea* e 18% para *Tubastraea* sp.. Entretanto, nas colônias desocupadas de *T. coccinea* foi frequentemente observado, durante a triagem dos esqueletos dos corais, perfurações vazias ou com resíduos de matéria orgânica, indicando a presença pretérita de organismos perfuradores. Essas marcas raramente foram observadas nas colônias de *Tubastraea* sp..

Ademais, os valores mais elevados da abundância, riqueza e diversidade de espécies associadas as colônias de *T. coccinea* quando comparadas as *Tubastraea* sp., podem estar relacionados com diferenças morfológicas entre as duas espécies. Como os endobiontes foram a maioria dos organismos associados, o coralum placóide de *T. coccinea* abriga, potencialmente, um número maior de invertebrados do que *Tubastraea* sp., que possui um coralum facelóide, com menos área basal no esqueleto da colônia.

A ausência ou baixa abundância de epibiontes em incrustantes marinhos é uma evidência da possível atuação de metabólitos secundários contra a epibiose (Da Gama *et al.*, 2014). *Tubastraea* spp. é conhecida pela produção de metabólitos secundários com diversas bioatividades, dentre elas citotoxicidade, defesa química contra competidores e predadores, e ação anti-incrustante (Fusetani *et al.*, 1986; Lages *et al.*, 2010a; 2010b; 2012; Carpes *et al.*, 2020; ver Capítulo 3). Na presente pesquisa observamos que a abundância de organismos macrobentônicos ocorrendo no esqueleto calcário foi significativamente maior do que a estimada para os tecidos moles, independente da espécie de coral-sol ou local de amostragem, o que provavelmente é uma resposta ao efeito das substâncias químicas produzidas por *Tubastraea* spp. para minimizar a epibiose. Em consonância com os resultados deste estudo, a abundância e riqueza de ascídias coloniais associadas ao esqueleto de colônias mortas de *T. coccinea* e de *T. tagusensis*, foi maior em comparação as colônias vivas desses corais em um experimento de campo realizado na Baía da Ilha Grande (BIG), Rio de Janeiro, Brasil, o que sugere o uso de substâncias químicas pelos corais-sol na interação com as ascídias (Chierigatti, 2016). Investigações acerca das estratégias utilizadas por *Tubastraea* spp. para combater a epibiose podem trazer valiosas contribuições à ecologia desses corais e ao campo da biotecnologia marinha, pois têm potencial para contribuir com o desenvolvimento de materiais e revestimentos anti-incrustantes.

Em interações de associação, o tamanho do hospedeiro geralmente é positivamente relacionado à diversidade de espécies associadas (Kuris *et al.*, 1980), mas os dados que coletamos no presente estudo não permitem correlacionar o tamanho das colônias, de ambas as espécies de coral-sol estudadas, com a abundância, riqueza e diversidade de associados. Provavelmente, isso é resultado das limitações do método de estimativa do tamanho dos corais e da amplitude de tamanhos de colônias avaliadas. Considerando que houve uma maior quantidade de táxons associados ao esqueleto calcário, a utilização de métodos alternativos para aferir o tamanho das colônias a partir do volume e área basal, podem constatar uma correlação positiva, de acordo com reportes similares para outras espécies. Para *T. tagusensis* foi

encontrada uma relação positiva entre o volume de suas colônias e dois dos táxons mais abundantes (Copepoda e Ostracoda) de crustáceos associados a esse invasor na Baía de Todos os Santos (Menezes, 2012).

Ademais, os padrões de ocorrência de organismos marinhos associados a corais podem ser afetados pela densidade das colônias hospedeiras. Estudos prévios revelam que condições de alta densidade de corais geram maior conectividade entre setores de residência e refúgio para invertebrados recifais, reduzindo a probabilidade de predação (Bay *et al.*, 2001; Kane *et al.*, 2009; Chase & Hoogenboom, 2019). Nesse sentido, destacamos que os organismos associados a *Tubastraea* spp. apresentaram tanto uma relação espacial como interespecífica com a densidade desses corais sobre o substrato consolidado. Nós encontramos uma maior abundância de organismos associados às colônias da Ilha dos Porcos, local de amostragem onde há maior densidade de coral-sol na BAC, quando comparadas as colônias da Enseada do Anequim, onde no ponto de coleta das amostras há menor densidade de *Tubastraea* spp.. Do mesmo modo, *T. coccinea* apresenta densidade bem superior a *Tubastraea* sp. na BAC, e suas colônias estiveram associadas a uma maior abundância, riqueza e diversidade de táxons macrobentônicos. Ademais, apenas nas amostras de *T. coccinea* da Ilha dos Porcos foi encontrada uma quantidade similar de macrobentônicos nativos e exóticos associados às colônias, indicando a possibilidade de que a associação entre *Tubastraea* spp. com espécies exóticas seja uma relação densidade-dependente.

Na literatura, a relação entre a densidade de coral-sol e estimativas de descritores ecológicos da comunidade de invertebrados associados já foi relatada. A densidade de *T. tagusensis* influenciou a riqueza de espécies de ascídias na BIG. Uma maior riqueza de ascídias foi encontrada em placas amostrais com alta densidade (90%) de cobertura de *T. tagusensis*, quando comparada à placas com média densidade (50%). Entretanto, para a congênera *T. coccinea*, nenhuma tendência neste sentido foi reportada (Chierigatti, 2016). Além disso, foram relatadas tendências (porém sem suporte estatístico) de abundância mais elevada de poliquetas associados às colônias de *T. coccinea* e *Tubastraea* sp. em áreas com maior cobertura desses corais nos substratos na BIG (Pereira *et al.*, 2021). As sugestões desses padrões densidade-dependentes reportados em estudos prévios junto às evidências apresentadas nesta pesquisa devem motivar estudos futuros com o intuito de elucidar essa questão.

De modo geral, uma maior abundância e riqueza de espécies nativas esteve associada aos corais invasores, independente da espécie de coral-sol ou do local de amostragem considerado, com exceção para *T. coccinea* da Ilha dos Porcos. Ademais, é provável que a

riqueza de espécies nativas associadas à *Tubastraea* spp. (21 espécies nativas no total) tenha sido subestimada, pois a identificação dos organismos foi baseada em diferenças morfológicas claras e uma parte dos táxons foram identificados como grandes grupos (como ordem e família).

As duas espécies de macrobentônicos exóticos associados ao coral-sol apresentaram grandes diferenças de abundâncias quando comparadas entre si. O bivalve exótico *I. bicolor* foi associado apenas as colônias de *T. coccinea* da Ilha dos Porcos, e a sua abundância foi muito baixa (4 indivíduos). O bivalve invadiu a BAC há mais de 20 anos e, aparentemente, não representa um risco para a diversidade da comunidade bentônica da região (Domaneschi & Martins, 2002; Da Gama, 2011 apud FAPERJ, 2011). Porém, é sugerido o periódico monitoramento das suas populações já estabelecidas pois, no passado *I. bicolor* foi registrado em grande abundância sobre os costões da BAC e relatado competindo com mexilhões de interesse comercial. Atualmente *I. bicolor* reduziu drasticamente a sua abundância nessas áreas, fenômeno para o qual ainda não foi apresentada uma argumentação consensual (Da Gama, 2011).

Em contraponto, o outro exótico, o mexilhão *L. aristatus* foi um dos táxons mais abundantes em associação com ambas as espécies de corais-sol avaliadas e para quase todos os locais amostrados. Portanto, *Tubastraea* spp. facilitou a colonização de *L. aristatus*, processo no qual a interação entre duas espécies distintas resulta em benefícios para ao menos uma das espécies e não gera danos para nenhuma delas (Stachowicz, 2001).

O primeiro registro de *L. aristatus* para Arraial do Cabo data de 2005, com espécimes associadas a outros moluscos na Ilha dos Porcos (Simone & Gonçalves, 2006), localidade que neste estudo apresentou a maior abundância de *L. aristatus* associado ao coral-sol. Apesar do coral-sol e *L. aristatus* ocorrem em áreas dos costões rochosos e do litoral brasileiro que se sobrepõem, a associação entre essas espécies exóticas até agora só foi reportada para a Ilha de Búzios, litoral norte do estado de São Paulo (Vinagre *et al.*, 2018; Mizrahi *et al.*, 2023). Entretanto, como o mexilhão *L. aristatus* perfura e reside na base calcária das colônias de corais, conchas de outros moluscos e rochas calcárias (Morton, 1993; Simone & Gonçalves, 2006; Cavallari *et al.*, 2012) dificultando a detecção, é provável que a sua associação com o coral-sol tenha sido historicamente subestimada.

Os efeitos da interação entre *Tubastraea* spp. com *L. aristatus* ainda não são claros e necessitam ser melhor investigados (Vinagre *et al.*, 2018; Mizrahi *et al.*, 2023). Porém, é recomendado que a associação entre esses exóticos seja monitorada, pois mexilhões do gênero *Leiosolenus* podem deformar e matar espécies de corais (Scott & Risk, 1988; Bolognani Fantin

& Bolognani, 1979; Mizrahi *et al.*, 2023) e moluscos hospedeiros, além de ocasionar prejuízos no desenvolvimento de mariculturas (Simone & Gonçalves, 2006). Portanto, a facilitação de *L. aristatus* pelo coral-sol pode levar ao aumento das populações desse mexilhão e potencializar seus impactos sobre as comunidades nativas e cultivos na BAC, já que ambos exóticos foram registrados no substrato natural adjacente a área de maricultura tradicionalmente desenvolvida na região por pescadores artesanais. Apesar da associação entre *L. aristatus* e o coral-sol colocar em risco a biodiversidade nativa e os cultivos desenvolvidos na BAC, não há relatos que comprovem impactos ocasionados pela interação entre as essas duas espécies. Portanto, é recomendada a realização de estudos que objetivem avaliar a existência de impactos dessa associação.

2. 6 CONCLUSÃO

Na BAC, os corais escleractíneos *Tubastraea* spp. atuam como engenheiros do ecossistema ao promover, provavelmente, áreas para residência e abrigo de espécies macrobentônicas. Tanto espécies bentônicas nativas, como exóticas, se beneficiam da associação com colônias do coral-sol.

Os macrobentônicos associados a *T. coccinea*, no geral, apresentaram composição, abundância, riqueza e diversidade de espécies similares quando comparados entre as colônias para os distintos costões. Entretanto, as colônias do costão rochoso da Ilha dos Porcos apresentaram uma maior abundância de táxons associados em comparação as da Enseada do Anequim. Desse modo, é aceita a primeira hipótese proposta neste estudo, já que existiu variação espacial dos macrobentônicos associados à *Tubastraea* spp.

Na comparação dos descritores ecológicos das comunidades bentônicas associadas às distintas espécies de coral-sol, os valores dos índices de abundância, riqueza e diversidade de espécies associadas foram mais elevados para *T. coccinea*. Portanto, também é aceita a segunda hipótese proposta, de que há variação interespecífica para os macrobentônicos associados à *T. coccinea* e *Tubastraea* sp..

O tamanho das colônias de *Tubastraea* spp., representado pelo seu número de pólipos, não teve relação com a abundância, riqueza ou diversidade de espécies bentônicas associadas. Assim, é rejeitada a terceira hipótese proposta neste estudo de que ocorre uma relação positiva entre o tamanho de *Tubastraea* spp. com seus macrobentônicos associados.

Uma elevada abundância do mexilhão exótico *L. aristatus* foi encontrada no esqueleto das colônias de *Tubastraea* spp., indicando um processo facilitação. É recomendado que estudos futuros estimem possíveis impactos da interação entre esses exóticos, a fim de que sejam minimizados os riscos de potenciais impactos negativos aos organismos nativos e a maricultura desenvolvida por pescadores artesanais na Reserva Extrativista Marinha do Arraial do Cabo.

REFERÊNCIAS

- ALVES, J. *et al.* Two new Amphilochida (Amphipoda: Amphilochidea) associated with the bioinvasive *Tubastraea coccinea* from Todos-os-Santos Bay, Bahia State, Brazil. **Zootaxa**, 4743(1), p. 21–34, 2020. doi:10.11646/zootaxa.4743.1.2
- BASTOS, N. *et al.* Western Atlantic invasion of sun corals: incongruence between morphology and genetic delimitation among morphotypes in the genus *Tubastraea*. **Bulletin of Marine Science**, 98(2), p. 187–209, 2022. doi: 10.5343/bms.2021.0031
- BAY, L. *et al.* Habitat selection and aggression as determinants of spatial segregation among damselfish on a coral reef. **Coral Reefs**, 20, p. 289–298, 2001.
- BOLOGNANI FANTIN, A. M. & BOLOGNANI, L. The pallial gland of *Lithophaga lithophaga* (L.): a histochemical and biochemical approach of the rock boring problem. **Malacologia**, 18, p. 587–590, 1979.
- BRUNO, J. F. & BERTNESS, M. D. Habitat modification and facilitation in benthic marine communities, in: Bertness, M. D. *et al.* **Marine community ecology**. 2001.
- BRUNO, J.F. *et al.* Insights into biotic interactions from studies of species invasions. In: Sax, D.F. *et al.* (Eds.) **Species Invasions: Insights into Ecology, Evolution, and Biogeography**. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, p. 13–40, 2005.
- CARPES, R. M. *et al.* Mutagenic, genotoxic and cytotoxic studies of invasive corals *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*. **Journal of Applied Toxicology**. 2020. doi:10.1002/jat.3911
- CAVALLARI, D.C. *et al.* New occurrences of *Myoforceps aristatus* (Bivalvia: Mytilidae) in the Brazilian coast. **Strombus**, 19(1n2): 23n27, 2012.
- CHASE, T. J., & HOOGENBOOM, M. O. Differential Occupation of Available Coral Hosts by Coral-Dwelling Damselfish (Pomacentridae) on Australia's Great Barrier Reef. **Diversity**, 11(11), 219, 2019. doi:10.3390/d11110219
- CHENG, Y. *et al.* A New Siphonostomatoid copepod associated with the ahermatypic coral *Tubastraea aurea* from Taiwan. **Zoological Studies**, 50(5), p. 605-610, 2011.
- CHIERIGATTI, N. B. **Avaliação experimental dos impactos do coral-sol (*tubastraea* spp;) sobre a comunidade de ascídias (tunicata, ascidiacea) na baía de ilha grande, Rio de Janeiro**. Trabalho de Conclusão de Curso; (Graduação em Abi - Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Paraná, 2016.
- CREED, J. C. *et al.* The invasion of the azooxanthellate coral *Tubastraea* (Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors. **Biological Invasions**, 19(1), p. 283–305, 2016. doi: 10.1007/s10530-016-1279-y.
- DA GAMA, B. A. P. *et al.* The Antifouling Defence Mechanisms of Marine Macroalgae. **Sea Plants**, p. 413–440, 2014. doi:10.1016/b978-0-12-408062-1.00014-7.

- DA GAMA, B. A. P. apud FAPERJ. Disponível em: <https://siteantigo.faperj.br/?id=2071.2.6>. Acessado em: 31 mar 2023. 2011.
- DOMANESCHI, O. & MARTINS, C. M. *Isognomon bicolor* (C.B. Adams) (Bivalvia, Isognomonidae): primeiro registro para o Brasil, redescrição da espécie e considerações sobre a ocorrência e distribuição de *Isognomon* na costa brasileira. **Revista Brasileira de Zoologia**, 19 (2), p. 611 - 627, 2002
- FUSETANI, N. *et al.* Bioactive marine metabolites - XV. Isolation of aplysinopsin from the scleractinian coral *Tubastrea aurea* as an inhibitor of development of fertilized sea urchin eggs. **Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Comparative Biochemistry** 85(4), p. 845–846, 1986.
- GUIMARÃES, D. S. D. **Malacofauna associada ao coral bioinvasor *Tubastraea tagusensis* Wells, 1892 (Scleractinia: Dendrophylliidae) na Baía de Todos-os-Santos, Bahia.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Bahia, Salvador, Bahia, 2016. 92 p.
- HOEKSEMA, B. W. *et al.* Extension of the Recorded Host Range of Caribbean Christmas Tree Worms (*Spirobranchus* spp.) with Two Scleractinians, a Zoantharian, and an Ascidian. **Diversity**, 12(3), 115, 2020. doi:10.3390/d12030115
- HOEKSEMA, B. W., & TEN HOVE, H. A. The invasive sun coral *Tubastraea coccinea* hosting a native Christmas tree worm at Curaçao, Dutch Caribbean. **Marine Biodiversity**, 47(1), 59–65. 2016. doi:10.1007/s12526-016-0472-7
- HUMES, A. G. Two siphonostomatoid copepods (Coralliomyzontidae) associated with the ahermatypic coral *Tubastraea* in the Moluccas. **Hydrobiologia**, 344, p. 195–203, 1997.
- KANE, C. N. *et al.* The role of microhabitat preference and social organization in determining the spatial distribution of a coral reef fish. **Environ. Biol. Fishes**, 84, pp. 1–10, 2009.
- KURIS, A. M. *et al.* Host as islands. **Amer. Nat.**, 116(4): p. 570- 586, 1980.
- LAGES, B. G. *et al.* Chemical defenses against generalist fish predator and fouling organisms in two invasive ahermatypic corals in the genus *Tubastraea*. **Marine Ecology**, 31, p. 473-482, 2010a. doi: 10.1111/j.1439-0485.2010.00376.x
- LAGES, B. G. *et al.* Chemical composition and release in situ due to injury of the invasive coral *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia). **Brazilian Journal of Oceanography**, 58(4), p. 47–56, 2010b. doi:10.1590/s1679-87592010000800007
- LAGES, B. G. *et al.* Proximity to competitors changes secondary metabolites of non-indigenous cup corals, *Tubastraea* spp., in the southwest Atlantic. **Marine Biology**, 159, p. 1551-1559, 2012. doi: 10.1007/s00227-012-1941-6
- MANTELATTO, M. C. *et al.* Range expansion of the invasive corals *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis* in the Southwest Atlantic. **Coral Reefs**, 30(2), p. 397–397, 2011. doi:10.1007/s00338-011-0720-z

MENEZES, N. M. **Relação espécie-área entre o coral bioinvasor *Tubastraea tagusensis* Wells 1982 e a carcinofauna associada.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Bahia, Salvador, Bahia, 2012, 62 p.

MIZRAHI, D. *et al.* Interactions between invaders: facilitation of boring bivalves leads to reduced adhesive strength of sun corals. **Coral Reefs**. 2023. doi: 10.1007/s00338-023-02358-8

MONTANO, S. The Extraordinary Importance of Coral-Associated Fauna. **Diversity**, 12(9), 357, 2020. doi:10.3390/d12090357

MORTON, B. How the ‘forceps’ of *Lithophaga aristata* (Bivalvia: Mytiloidea) are formed. **J. Zool.**, 229, p. 609–621, 1993.

NOGUEIRA, M. M. *et al.* The adverse effects of cryptochirid crabs (Decapoda: Brachyura) on *Siderastrea stellata* Verrill, 1868 (Anthozoa: Scleractinia): causes and consequences of cavity establishment. **Cahiers de Biologie Marine**, 55, p. 155-162, 2014.

NOGUEIRA, M. M. *et al.* Does coral morphology influence the richness and abundance of associated ophiuroids? An evaluation of differences in habitat structure provided by *Mussismilia* corals. **Cahiers de Biologie Marine**, 61, p. 219-227, 2020. doi: 10.21411/CBM.A.1C9D914E

NOGUEIRA, M. M. *et al.* Effects of habitat structure on the mollusc assemblage in *Mussismilia* corals: evaluation of the influence of different coral growth morphology. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 101, p. 61-6, 2021. doi: 10.1017/S0025315421000023

PEREIRA, R. O. de M. *et al.* MEU LUGAR AO SOL: ENTENDENDO A ASSOCIAÇÃO ENTRE ANELÍDEOS E O CORAL-SOL NA BAÍA DA ILHA GRANDE, SUDOESTE DO ATLÂNTICO. In: Anais da Jornada Giulio Massarani de Iniciação Científica, Tecnológica, Artística e Cultural. **Anais**. Rio de Janeiro (RJ) UFRJ, 2021. Disponível em: <<https://www.even3.com.br/anais/jgmictac/314345-MEU-LUGAR-AO-SOL--ENTENDENDO-A-ASSOCIACAO-ENTRE-ANELIDEOS-E-O-CORAL-SOL-NA-BAIA-DA-ILHA-GRANDE-SUDOESTE-DO-ATLAN>>. Acesso em: 28/04/2023 às 10h51min.

RODRIGUEZ, L. F. Can Invasive Species Facilitate Native Species? Evidence of How, When, and Why These Impacts Occur. **Biological Invasions**, 8(4), p. 927–939, 2006. doi:10.1007/s10530-005-5103-3

SAMPAIO, C. L. S. *et al.* New occurrences of the nonindigenous orange cup corals *Tubastraea coccinea* and *T. tagusensis* (Scleractinia: Dendrophylliidae) in Southwestern Atlantic. **Check List**, 8 (3), p. 528-530, 2012.

SCHUHMACHER, H. The dwelling cavity of the coral crab *Latopilumnus tubicolus* (Crustacea, Pilumnidae) in *Tubastraea micranthus* (Scleractinia, Dendrophylliidae). **Symbiosis**, 4, p. 289–302, 1987.

- SCOTT, P. J. B. & RISK, M. J. The effect of *Lithophaga* (Bivalvia: Mytilidae) boreholes on the strength of the coral *Porites lobata*. **Coral Reefs**, 7, p. 145–151. 1988.
- SILVA, A. G. *et al.* Expansion of the invasive corals *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis* into the Tamoios Ecological Station Marine Protected Area, Brazil. **Aquatic Invasions**, 6(1): S105–S110, 2011. doi: 10.3391/ai.2011.6.S1.024.
- SIMONE, L. R. & GONÇALVES, E. P. Anatomical study on *Myoforceps aristatus*, na invasive boring bivalve in S.E.brazilian coast (Mytilidae), **Pap. Avulsos Zool.**, 46(6), p. 57-65. 2006.
- STACHOWICZ, J. J. Mutualism, Facilitation, and the Structure of Ecological Communities. **BioScience**, 51(3), 235, 2001. doi:10.1641/0006-3568(2001)051[0235:mfatso]2.0.co;2
- STELLA, J. S. *et al.* Variation in the structure of epifaunal invertebrate assemblages among coral hosts. **Coral Reefs**, 29(4), p. 957–973, 2010. doi:10.1007/s00338-010-0648-8.
- STELLA, J. S. *et al.* Coral-associated invertebrates: diversity, ecological importance and vulnerability to disturbance. **Oceanography and Marine Biology**, 4, p. 43-104, 2011.
- TURKAY, M. & SCHUHMACHER, H. T. *Latopilumnus tubicolus* n. gen. n. sp., eineneue korallenassoziierte Krabbe, die die Bildung einer Wohnhöhle induziert. (Crustacea: Decapoda: Pilumnidae). **Senckenbergiana** 17, p. 55-63. 1985.
- UYENO, D. & JOHANSSON, R. Two new species of Siphonostomatoida (Copepoda) found on cnidarians in Tokara Islands, Southern Japan. **Journal of Natural History**, 52(41-42), p. 2639–2652, 2018. doi:10.1080/00222933.2018.1541199
- VINAGRE, C. *et al.* Food web organization following the invasion of habitat modifying *Tubastraea* spp. corals appears to favor the invasive borer bivalve *Leiosolenus aristatus*. **Ecol. Indic.**, 85: 1204–1209, 2018.
- VYTOPIL, E. & WILLIS, B. L. Epifaunal community structure in *Acropora* spp. (Scleractinia) on the Great Barrier Reef: Implications of coral morphology and habitat complexity. **Coral Reefs**, 20, p. 281–288, 2001.
- WILD, C. *et al.* Climate change impedes scleractinian corals as primary reef ecosystem engineers. **Marine and Freshwater Research**, 62, p. 205-215, 2011

CAPÍTULO 3

Variação espaço-temporal no potencial anti-incrustante do extrato bruto do coral invasor
Tubastraea coccinea contra micro e macroincrustantes.

RESUMO

O coral invasor *Tubastraea coccinea* é considerado alvo para prospecção de produtos naturais com ação anti-incrustante, pois apresenta uma variedade de metabólitos secundários com reconhecida bioatividade. No presente estudo foram conduzidos bioensaios laboratoriais para testar o potencial anti-incrustante de extratos brutos de *T. coccinea* contra cinco cepas de bactérias que compõe o biofilme marinho (microincrustantes) e contra o mexilhão *Perna perna* (macroincrustante). Ademais, foi avaliada a existência de variabilidade espaço-temporal na ação anti-incrustante desses extratos, para quatro costões rochosos da Baía do Arraial do Cabo e três intervalos de tempo (Abril, Agosto e Dezembro). Os extratos brutos de *T. coccinea* apresentaram efeito anti-incrustante sobre os microincrustantes, ao inibir o crescimento de todas as cepas bacterianas testadas, entretanto, não foi detectado efeito anti-incrustante contra o macroincrustante, já que não houve inibição na fixação de bissos pelo mexilhão *P. perna*. Foi encontrada variabilidade espaço-temporal na atividade anti-incrustante dos extratos brutos do coral-sol. Espacialmente não houve um padrão de ação anti-incrustante dos extratos, entretanto, temporalmente as amostras coletadas em Abril e Agosto apresentaram melhor atividade. Os resultados aqui reportados poderão subsidiar estudos futuros que tenham como objetivo o desenvolvimento de produtos naturais com base nas substâncias bioativas produzidas pelo coral-sol.

Palavras-chaves: Aleloquímicos; Bioincrustação marinha; Controle da bioincrustação; Espécies invasoras.

3. 1 INTRODUÇÃO

Substâncias bioativas com ação anti-incrustante têm sido descobertas através de pesquisas de screening para uma variedade de organismos marinhos como, bactérias (Burgess *et al.*, 2003; Gao *et al.*, 2014) algas (Carvalho *et al.*; 2016, Ctf *et al.*, 2020), esponjas (Peters *et al.*, 2009; Wright *et al.*, 2011) e cnidários (Soliman *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2017). A produção dessas substâncias pode ser influenciada por diversos fatores, como as interações bióticas (Stengel *et al.*, 2011; Guibert *et al.*, 2019), a escala espacial (Van Alstyne *et al.*, 1999), e a sazonalidade (Hellio *et al.*, 2004; Satheesh & Ba-Akdah, 2022).

Para os macrobentônicos marinhos, variações na produção dos seus metabólitos secundários são encontradas para um amplo espectro de escalas espaciais, desde escalas locais (< 2–3 km) a escalas latitudinais (Ruzicka & Gleason, 2007; McClintok *et al.*, 2010; Oliveira, 2022). A quantidade e composição de metabólitos secundários produzidos pelos organismos marinhos pode ser moldada ao longo dos anos, resultando na evolução dessas substâncias, como

também ser influenciada a curto prazo pelas condições ambientais locais, configurando uma resposta adaptativa ao meio (Hellio *et al.*, 2004; Marechál *et al.*, 2004; Koivikko *et al.*, 2008; Plouguerné *et al.*, 2010). Portanto, o conhecimento ecológico de uma determinada espécie atua como um norteador para a prospecção mais eficiente de produtos naturais anti-incrustantes.

Entre os grupos de invertebrados marinhos mais ricos em metabólitos secundários com ação anti-incrustante, estão os corais (Qian *et al.*, 2015; Qi & Ma, 2017; Tian *et al.*, 2020). Dentre os corais promissores para a prospecção de substâncias anti-incrustantes, estão os corais invasores do gênero *Tubastraea*. Os diversos metabólitos secundários produzidos por corais desse gênero, apresentam uma variedade de atividades biológicas que contribuem para o sucesso na expansão marítima desses invasores, como por exemplo, a ação alelopática contra espécies competidoras e predadoras (Lages *et al.*, 2010a; 2010b; 2012; Santos *et al.*, 2013; Carpes *et al.*, 2020).

Estudos recentes com a espécie *Tubastraea coccinea* Lesson 1829 que coloniza os costões de Arraial do Cabo, evidenciaram a possibilidade dessa espécie produzir substâncias anti-incrustantes que apresentam variabilidade da sua bioatividade para curtas escalas temporais e espaciais. Foi encontrada variação na abundância de macrobentônicos associados a colônias de *T. coccinea* coletadas em distintos costões rochosos da BAC, além de uma abundância muito menor desses macrobentônicos associados ao tecido do coral-sol, do que ao seu esqueleto calcário (ver nos resultados do Capítulo 2). Essa baixa abundância de macrobentônicos sobre *T. coccinea*, constitui um indício da atuação de metabólitos secundários do coral-sol para a inibição desses epibiontes (Da Gama *et al.*, 2014). Além, disso, os metabólitos secundários produzidos por *T. coccinea* coletadas em distintos costões da BAC em intervalos tempo de, aproximadamente, 115 dias, apresentaram variação na sua quantidade e composição (Oliveira *et al.*, 2022).

3. 2 OBJETIVOS E HIPÓTESES

Este estudo exploratório teve como objetivo geral avaliar em ensaios laboratoriais o potencial anti-incrustante dos extratos brutos do coral invasor *Tubastraea coccinea*.

Os objetivos específicos foram:

- 1) Avaliar o potencial anti-incrustante do extrato bruto do coral *Tubastraea coccinea* contra organismos micro e macroincrustantes;
- 2) Verificar a existência de variação espacial no potencial anti-incrustante dos extratos brutos de *T. coccinea*;

- 3) Checar a existência de variabilidade temporal no potencial anti-incrustante dos extratos brutos de *T. coccinea*.

As hipóteses testadas foram de que:

- 1) Os extratos brutos de *T. coccinea* apresentam atividade anti-incrustante tanto contra os microincrustantes, como os macroincrustantes testados;
- 2) Há variação espacial no potencial anti-incrustante dos extratos brutos de *T. coccinea* e;
- 3) São encontradas variações temporais no potencial anti-incrustante dos extratos brutos de *T. coccinea*.

3.3 MATERIAL E MÉTODOS

3.3.1 Coleta de dados biológicos

Colônias de *T. coccinea* foram coletadas manualmente, com auxílio de marreta e espátula, através de mergulhos autônomos durante os meses de Abril, Agosto e Dezembro de 2018, em intervalos de aproximadamente 115 dias entre as coletas. Para cada tempo amostral foram coletadas, aleatoriamente, três colônias de coral-sol, aproximadamente às 10h da manhã, no infralitoral (entre 5 a 6 m de profundidade) de 4 costões rochosos da BAC: Ilha dos Porcos, Saco dos Cardeiros, Enseada do Anequim e Enseada da Pedra Vermelha (Figura 3.1).

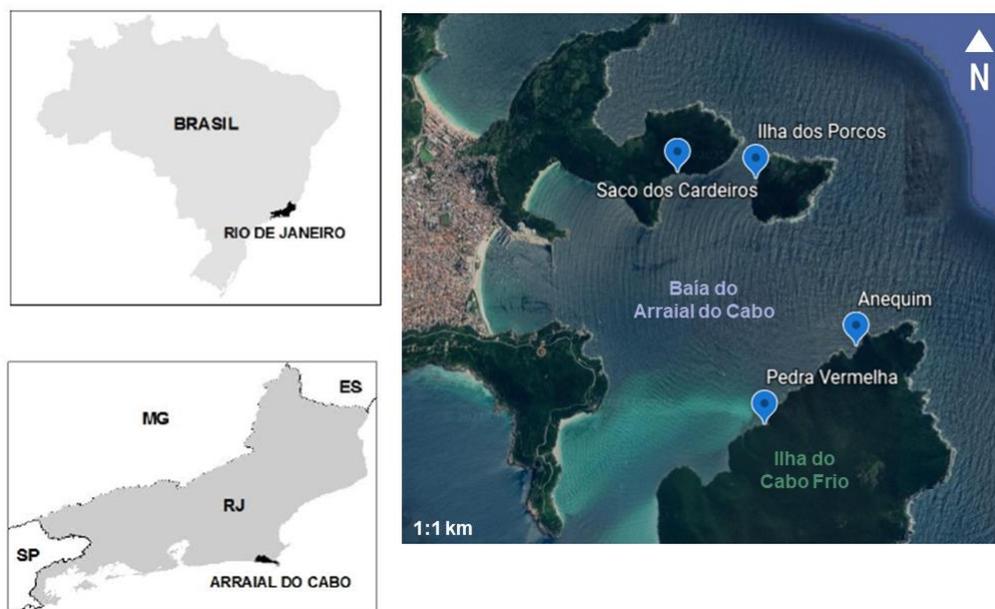


Figura 3.1. Mapa da Baía do Arraial do Cabo e sua localização no Brasil e no estado do Rio de Janeiro. Os marcadores em azul representam os costões nos quais colônias de *Tubastraea coccinea* foram coletadas para a preparação dos extratos brutos utilizados nos bioensaios anti-incrustantes.

Após a coleta, de acordo com cada tratamento cada espécime foi alocado em saco plástico contendo água do mar. Os sacos com as amostras foram vedados, depositados em caixas térmicas com água do mar e transferidos para o laboratório, onde os organismos e detritos associados às colônias foram removidos com pinças e água corrente.

3. 3. 2 Preparação dos extratos brutos

As colônias limpas foram mantidas congeladas até o processo para obtenção dos extratos. Antes de iniciar a extração, as colônias foram liofilizadas, para retirada do seu conteúdo de água e, posteriormente, aferido o seu peso seco. As três colônias coletadas para cada tempo amostral/costão, foram extraídas conjuntamente, resultando em 12 extratos brutos. Para obtenção desses extratos, as colônias foram submersas em uma mistura dos solventes metanol e acetato de etila (MeOH:AcOEt 1:1 v/v) e sonificadas por 20 minutos. Foi utilizado 1 ml de solução para cada 0,241 g de peso seco do coral, com tempo de repouso de 2h em temperatura ambiente. Em seguida, as amostras foram filtradas e concentradas sob pressão reduzida utilizando um rotaevaporador. Esse processo de extração foi repetido três vezes para

cada amostra. Após a extração, foi calculado o rendimento do extrato bruto (peso do extrato/peso seco do coral) e a sua concentração natural.

3.3.3 Bioensaios antibacterianos

Em ensaios laboratoriais foi testado o potencial antibacteriano do extrato bruto de *T. coccinea* contra 5 cepas de bactérias marinhas envolvidas em incrustações, *Pseudomonas fluorescens* (Pf), *Pseudoalteromonas elyakovii* (Pe), *Polibacter irgensis* (Pi), *Shewanella putrefaciens* (Sp) e *Vibrio aestuarianus* (Va). As cepas bacterianas foram obtidas da coleção da University of Portsmouth, Inglaterra. Cada bactéria era cultivada em peptona a uma densidade óptica de 1,5–2,0 a 630 nm.

Foram utilizadas placas de Petri para conduzir ensaios de difusão em disco em meio de cultura marinha sólida (marine broth + ágar) (Devi *et al.*, 2011). Em discos de papel estéril (Whatman n°. 1) de 6 mm de diâmetro foram incorporados cada um dos extratos na concentração natural (tratamentos); os solventes acetato de etila e metanol (1:1 v/v) (controle negativo); e o antibiótico estreptomicina (Sigma-Aldrich) a uma concentração de 10 mg/g (controle positivo). Para cada tratamento e controle, foram realizadas 5 réplicas. Após 24h de incubação a 30 °C, as placas foram fotografadas com câmera Canon G15 e passaram por um tratamento de imagem no Photoshop 7.0. Nas imagens tratadas foi medido o diâmetro da zona de inibição ao redor dos discos de papel através do programa ImageJ (versão 1.52a).

3.3.4 Ensaios anti-incrustantes com *Perna perna*

O extrato bruto de *T. coccinea* foi testado em bioensaios de laboratório com o mexilhão *Perna perna* Linnaeus 1758. Para isso, exemplares juvenis do mexilhão foram coletados durante a maré baixa em costões rochosos da Praia Grande (22 58'35''S, 42 01'58''W) na cidade de Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brasil. Os mexilhões foram, cuidadosamente, desagregados uns dos outros e limpos. Aqueles espécimes aparentemente saudáveis, que exibiam comportamento de exploração do substrato (projetando seus pés ou rastejando), foram selecionados para os testes.

Papéis filtro estéreis resistentes a água (Whatman nº. 1) foram cortados em círculos com 5 cm de diâmetro e separados em conjuntos de 10 unidades, quantidade esta utilizada com réplica para cada tratamento e controle. Os papéis filtro do primeiro conjunto foram encharcados no solvente usado para a extração (controle negativo). Outros conjuntos de papéis filtro foram embebidos nas soluções dos extratos brutos de *T. coccinea* (tratamentos). Todos os papéis filtro foram alocados em placas de Petri de 5 cm de diâmetro, de modo que os papéis cobriam o fundo da placa. Para cada placa foram adicionados 12 ml de água do mar filtrada e 3 indivíduos juvenis do mexilhão (com 1,6 a 2,0 cm de comprimento).

Os bioensaios conduzidos em completa escuridão durante as primeiras 24h, pois os mexilhões produzem mais biscoes nessa condição de luminosidade (Davis & Moreno, 1995; Da Gama *et al.* 2003). Após esse período foi registrada a atividade dos mexilhões para cada uma das réplicas. As atividades registradas foram o comportamento de exploração do substrato e o número de biscoes fixados na superfície submersa das unidades amostrais.

Após registrar a atividade dos mexilhões, esses foram submetidos a um teste para avaliar uma possível toxicidade devido a exposição as substâncias testadas. Os mexilhões foram colocados em beakers, de acordo com cada réplica, tratamento e controle, e depositados em um aquário marinho com água do mar filtrada e aeração por 24h. Após esse período, foi avaliada a presença de valva aberta, perda tecidual e resposta ao toque.

Ambos os experimentos com *P. perna* (anti-incrustante e toxicidade) foram conduzidos utilizando água do mar na temperatura de 22 °C e salinidade de 35, condições estas similares às encontradas no ambiente de coleta dos espécimes.

3.3.5 Análises estatísticas

Para avaliar os resultados do teste antibacteriano foi utilizada a ANOVA bifatorial para comparar o diâmetro da zona de inibição do crescimento bacteriano entre os tratamentos (para os 12 extratos distintos) e o controle negativo para cada uma das bactérias. Essa mesma análise foi utilizada no ensaio anti-incrustante com *P. perna* para comparar o número de biscoes fixados entre os tratamentos e o controle negativo.

Para isso, as premissas da normalidade e homogeneidade dos dados foram verificadas, respectivamente, através dos testes de Shapiro-Wilk e de Levene.

Nos casos em que houve significância estatística ($p < 0,05$), o teste *a posteriori* de Bonferroni foi realizado para comparações pareadas. As análises foram realizadas na interface Rstudio (versão 4.0.1).

3. 4 RESULTADOS

3. 4. 1 Bioensaios antibacterianos

Os extratos brutos de *T. coccinea* apresentaram zonas de inibição do crescimento bacteriano significativamente maiores do que as zonas de inibição dos controles negativos para todas as bactérias avaliadas (Figura 3.2). O diâmetro médio das zonas de inibição registradas para todos os extratos brutos variou de 0,00 a 0,23 mm; para o controle positivo, com o antibiótico, com estreptomicina a variação foi de 6,76 a 8,54 mm; enquanto para o controle negativo, com os solventes, não houve zona de inibição do crescimento bacteriano (Tabela 3.1).

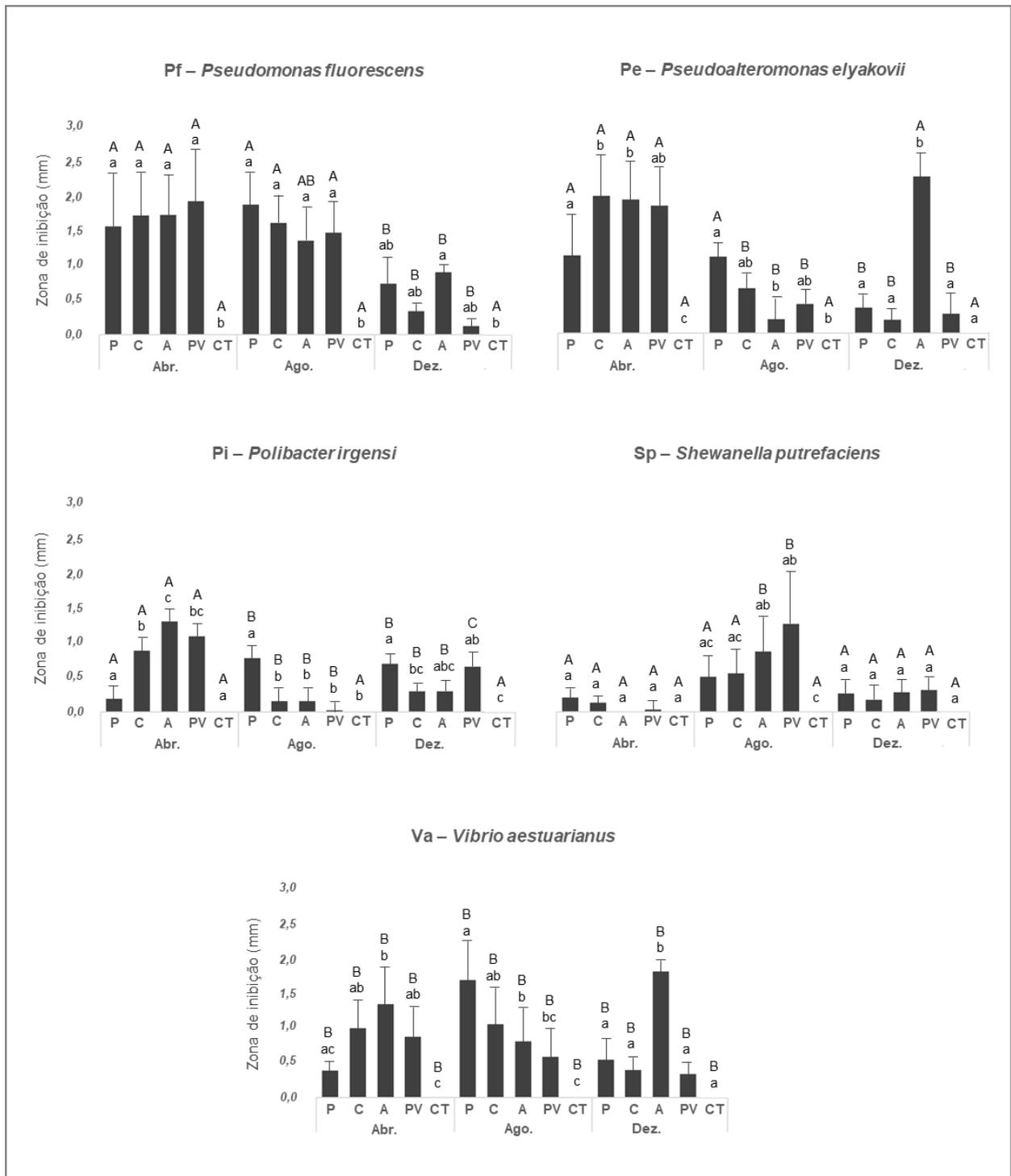


Figura 3.2: Diâmetro médio e desvio padrão das zonas de inibição do crescimento para cinco cepas de bactérias marinhas incrustantes. Nos bioensaios, foi testado o efeito dos extratos brutos de *Tubastraea coccinea* coletadas em distintos costões de Arraial do Cabo, Brasil, nos meses de abril (Abr.), agosto (Ago.) e dezembro (Dez.) de 2018. Abreviações: P = Ilha dos Porcos; C = Saco dos Cardeiros; A = Enseada do Anequim; PV = Enseada da Pedra Vermelha; CT = Controle negativo. Letras maiúsculas: diferença significativa ($p < 0,05$) entre os meses para um mesmo local. Letras minúsculas: diferenças significativas entre os locais/controle negativo para um mesmo mês.

Tabela 3.1. Atividade antibacteriana dos extratos brutos (concentração natural) das colônias de *Tubastraea coccinea* coletadas em costões rochosos da Baía do Arraial do Cabo para Abril, Agosto e Dezembro, testados contra cinco bactérias incrustantes marinhas.

Bactérias do biofilme	Extratos de <i>Tubastraea coccinea</i> e Controles													
	Abril				Agosto				Dezembro					
	P	C	A	PV	P	C	A	PV	P	C	A	PV	C+	C-
	35 (mg/g)	33 (mg/g)	49 (mg/g)	46 (mg/g)	35 (mg/g)	35 (mg/g)	25 (mg/g)	24 (mg/g)	42 (mg/g)	44 (mg/g)	61 (mg/g)	39 (mg/g)	10 (mg/g)	
<i>P. fluorescens</i>	0,16 ± 0,08	0,17 ± 0,07	0,17 ± 0,06	0,19 ± 0,08	0,19 ± 0,05	0,16 ± 0,04	0,13 ± 0,05	0,15 ± 0,05	0,07 ± 0,04	0,03 ± 0,01	0,09 ± 0,01	0,01 ± 0,01	6,76 ± 0,02	0
<i>P. elyakovii</i>	0,11 ± 0,06	0,20 ± 0,07	0,19 ± 0,07	0,19 ± 0,07	0,11 ± 0,02	0,07 ± 0,03	0,02 ± 0,02	0,04 ± 0,05	0,04 ± 0,02	0,02 ± 0,02	0,23 ± 0,04	0,03 ± 0,03	8,00 ± 0,03	0
<i>P. irgensii</i>	0,02 ± 0,02	0,09 ± 0,02	0,13 ± 0,02	0,11 ± 0,03	0,08 ± 0,03	0,02 ± 0,02	0,02 ± 0,03	0,00 ± 0,01	0,07 ± 0,02	0,03 ± 0,01	0,03 ± 0,02	0,07 ± 0,03	7,30 ± 0,02	0
<i>S. putrefaciens</i>	0,02 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,01	0,05 ± 0,04	0,06 ± 0,04	0,09 ± 0,06	0,13 ± 0,09	0,03 ± 0,02	0,02 ± 0,03	0,03 ± 0,02	0,03 ± 0,03	8,54 ± 0,03	0
<i>V. estuarians</i>	0,04 ± 0,03	0,10 ± 0,05	0,13 ± 0,05	0,09 ± 0,04	0,17 ± 0,05	0,11 ± 0,05	0,08 ± 0,05	0,06 ± 0,04	0,05 ± 0,03	0,04 ± 0,02	0,18 ± 0,01	0,03 ± 0,02	8,42 ± 0,02	0

Os dados representam o diâmetro médio ± o desvio padrão das zonas de inibição do crescimento bacteriano (N = 5). As abreviações representam os tratamentos e controle: P = Ilha dos Porcos; C = Enseada dos Cardeiros; A = Enseada do Anequim; PV = Enseada da Pedra Vermelha; C+ = Controle positivo (Estreptomicina); C- = Controle negativo (solventes).

Para todas as bactérias, a ANOVA bifatorial mostrou que houve efeito dos distintos costões, dos distintos meses, e da interação entre os costões e meses para os quais os extratos brutos representavam, sobre o valor do diâmetro das zonas de inibição bacteriana. A única exceção foi para a bactéria Va, para a qual, não foi encontrado efeito dos meses que os extratos representavam, sobre o valor do diâmetro das zonas de inibição do seu crescimento (Tabela 3.2).

Foi evidenciado um padrão geral da atividade anti-incrustante dos extratos brutos de *T. coccinea* ao comparar eles entre os meses de coleta das colônias para a confecção desses extratos. Os extratos de Abril e Agosto apresentaram melhor ação na inibição do crescimento bacteriano do que os extratos de Dezembro. Nenhum padrão de inibição do crescimento bacteriano pelos extratos foi evidenciado quando comparados em relação aos costões dos quais são provenientes.

Dentre o total de 12 extratos de brutos de *T. coccinea* avaliados, 9 desses inibiram o crescimento da bactéria Pf; 7 extratos foram eficientes para inibir o crescimento de Va; 6 extratos inibiram o crescimento das bactérias Pe e Pi; e 2 extratos inibiram o crescimento de Sp.

Para a bactéria Pf, todos os extratos referentes a Abril e Agosto apresentaram valores dos diâmetros das zonas de inibição do crescimento bacteriano maiores que os controles negativos. Para os extratos de Dezembro, somente o da Enseada do Anequim teve o valor do diâmetro da zona de inibição maior do que o controle negativo. Ao comparar a atividade dos extratos de um mesmo costão, mas de meses diferentes, os extratos de Abril e Agosto apresentaram melhor ação na inibição de Pf do que os extratos de Dezembro.

Em relação a bactéria Pe, todos os extratos do mês de Abril tiveram diâmetro da zona de inibição maior do que o controle negativo. Para os extratos de Agosto e de Dezembro, os provenientes da Ilha dos Porcos e da Enseada do Anequim, respectivamente, inibiram a bactéria Pe, porém os outros extratos não apresentaram inibição. Ao analisar os extratos de um mesmo costão, a maioria dos de Abril teve maior inibição sobre Pe, enquanto a maioria dos extratos de Agosto e Dezembro não diferiram entre si quanto a inibição dessa bactéria.

Nos resultados para a bactéria Pi, dentre os extratos de Abril, todos foram capazes de inibir essa bactéria, com exceção do proveniente da Ilha dos Porcos. Enquanto para os de Agosto, somente o da Ilha dos Porcos teve inibição bacteriana maior que a do controle negativo. Em relação aos extratos de Dezembro, o da Ilha dos Porcos e da Pedra Vermelha inibiram Pi. Para essa bactéria, ao comparar os extratos de todos os costões, as amostras de Abril

apresentaram maior inibição bacteriana quando comparadas aos outros meses. Apenas para os extratos da Ilha dos Porcos, o de Abril foi o que teve menor atividade na inibição bacteriana em relação aos dos outros meses para esse mesmo costão.

Apenas os extratos de Agosto para a Enseada do Anequim e a Pedra Vermelha foram capazes de inibir a bactéria Sp. Tanto o extrato da Enseada do Anequim como o da Pedra Vermelha tiveram melhor atividade de inibição bacteriana para o de Agosto, enquanto todos os outros extratos não diferiram seus valores de diâmetro de inibição bacteriana entre os meses.

Contra a bactéria Va, todos os extratos de Abril e Agosto inibiram o seu crescimento, com exceção dos provenientes da Ilha dos Porcos e da Pedra Vermelha, respectivamente. Enquanto para os extratos de Dezembro, apenas o da Enseada do Anequim apresentou inibição bacteriana. Não houve diferenças ao comparar as zonas de inibição do crescimento bacteriano dos extratos de cada costão para os distintos meses.

Tabela 3.2. Resultado da ANOVA bifatorial para os ensaios antibacterianos com as cinco cepas de bactérias marinhas. Os "*" indicam $p < 0,05$.

		GI	F	p
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	Costões	4	23,81	<0,001*
	Meses	2	32,64	<0,001*
	Costões * Meses	8	3,55	0,001*
<i>Pseudoalteromonas elyakovii</i>	Costões	4	23,19	<0,001*
	Meses	2	32,7	<0,001*
	Costões * Meses	8	13	<0,001*
<i>Polibacter irgensis</i>	Costões	4	21	<0,001*
	Meses	2	31,84	<0,001*
	Costões * Meses	8	17,97	<0,001*
<i>Shewanella putrefaciens</i>	Costões	4	4,6	0,002*
	Meses	2	17,05	<0,001*
	Costões * Meses	8	2,52	0,019*
<i>Vibrio aestuarianus</i>	Costões	4	28,12	<0,001*
	Meses	2	2,26	0,113
	Costões * Meses	8	9,28	<0,001*

3. 4. 2 Ensaios anti-incrustantes com *Perna perna*

Ao comparar a quantidade de biscoitos fixados pelo mexilhão *P. perna* entre os extratos brutos de *T. coccinea* oriundos de todos os costões avaliados (tratamentos) e o controle

negativo, para os extratos referentes ao mês de Abril, o valor mínimo de bissos fixados foi de 10,3 bissos, referente ao extrato do costão da Pedra Vermelha, e o valor máximo de bissos fixados foi de 20,8 bissos, referente ao controle negativo. Em relação aos extratos que representam o mês de Agosto, o valor mínimo de bissos fixados foi de 17,1 bissos, para o extrato da Pedra Vermelha, e o valor máximo foi de 26 bissos fixados para o extrato do costão do Saco dos Cardeiros. Para os extratos relativos ao mês de Dezembro, o valor mínimo foi de 14,6 bissos fixados para o extrato referente ao costão da Ilha dos Porcos, e o valor máximo foi de 29,6 bissos fixados para o extrato do costão da Enseada do Anequim (Figura 3.3).

Em relação a comparação dos meses para os quais os extratos brutos *T. coccinea* representavam, para os extratos provenientes da Ilha dos Porcos e do Saco dos Cardeiros, os valores mínimos de bissos fixados foram encontrados para os extratos de Dezembro, com 14,6 e 14,9 bissos fixados, respectivamente. Para os extratos da Enseada do Anequim e Pedra Vermelha, os valores mínimos de bissos fixados foram referentes aos extratos de Abril, com 13,3 e 10,3 bissos fixados, respectivamente.

Para todos os extratos brutos de *T. coccinea* testados, nenhum inibiu significativamente a fixação de bissos pelo mexilhão *P. perna* quando comparados ao controle (Figura 3.3). O resultado da ANOVA bifatorial revelou que não houve efeito dos extratos brutos provenientes dos diferentes costões [$F(4) = 1,86$; $p = 0,120$] na quantidade de bissos fixados pelo mexilhão. Entretanto, foi encontrado efeito dos meses dos quais os extratos brutos provêm [$F(2) = 7,01$; $p = 0,001$] e, da interação entre os costões e os meses [$F(8) = 3,04$; $p = 0,001$] sobre a quantidade de bissos fixados por *P. perna*.

O teste *a posteriori* de Bonferroni mostrou que para todos os extratos brutos, a fixação de bissos por *P. perna* não diferiu significativamente quando comparada com o controle negativo, indicando que os extratos não tiveram ação anti-incrustante contra o mexilhão. Para os extratos do Saco dos Cardeiros, Enseada do Anequim e Pedra Vermelha, houve diferenças na quantidade de bissos fixados para os extratos dos distintos meses, enquanto para o extrato da Ilha dos Porcos e no controle negativo, a quantidade de bissos fixados não apresentou variação entre os meses. Para os extratos do mês de Dezembro, nos tratamentos da Ilha dos Porcos e Saco dos Cardeiros houve menos bissos fixados que para o extrato da Enseada do Anequim (Figura 3.3).

Ao final de cada bioensaio, os mexilhões juvenis utilizados apresentavam comportamento de exploração do substrato, projetando os pés, rastejando e reagindo ao toque.

Isso indica que não houve registro de toxicidade para os mexilhões nas 24 horas após o fim dos experimentos.

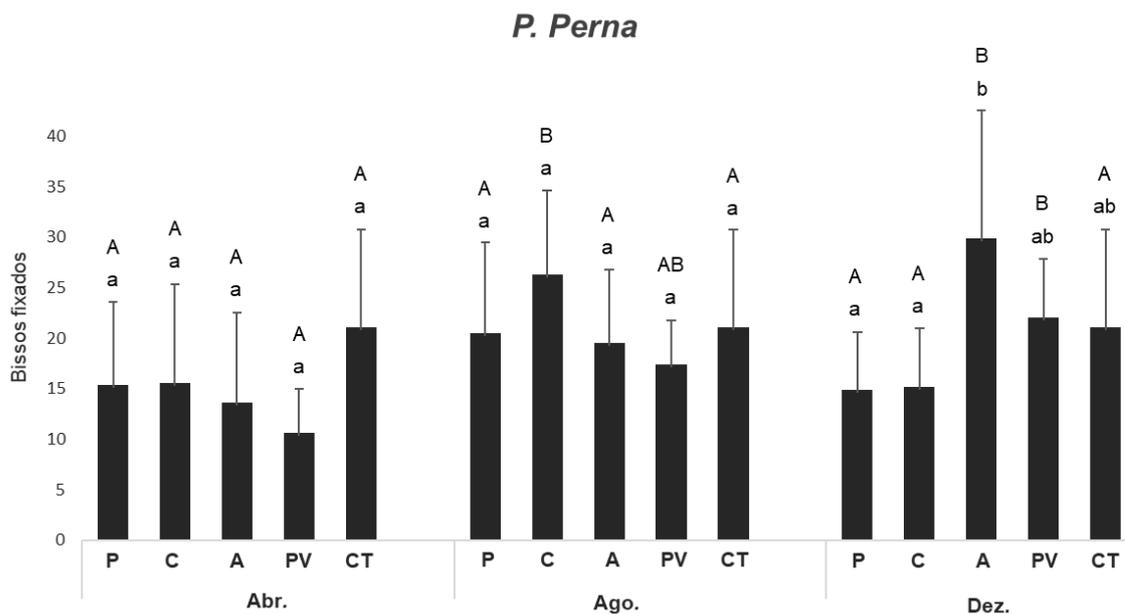


Figura 3.3. Média e desvio padrão de bissos de *Perna perna* fixados nas placas com o controle e com extratos de *Tubastraea coccinea* coletadas em distintos costões de Arraial do Cabo, Brasil nos meses de abril (Abr.), agosto (Ago.) e dezembro (Dez.) de 2018. Abreviações: P = Ilha dos Porcos; C = Saco dos Cardeiros; A = Enseada do Anequim; PV = Enseada da Pedra Vermelha; CT = Controle negativo. Letras maiúsculas: diferença significativa ($p < 0,05$) entre os tempos para um mesmo local. Letras minúsculas: diferenças significativas entre os locais/controle negativo para um mesmo tempo.

3. 5 DISCUSSÃO

Nas últimas décadas os organismos marinhos bentônicos, principalmente algas, esponjas e corais, têm sido uma promissora fonte para a bioprospecção de substâncias anti-incrustantes (Fusetani, 2004; Qian *et al.*, 2015; Qi & Ma, 2017; Sang *et al.*, 2019; Tian *et al.*, 2020). Em geral, os trabalhos que testam a bioatividade de substâncias produzidas por corais, incluindo a atividade anti-incrustante, são realizados com corais moles. Enquanto, trabalhos que investigam a bioatividade dos metabólitos secundários produzidos pelos corais pétreos (corais escleractíneos) ainda são incipientes, apesar de corais desse grupo produzirem importantes substâncias bioativas de interesse para uso antrópico (Meyer *et al.*, 2009; Carpes *et al.*, 2020; Lhullier *et al.*, 2020). O presente estudo é um exemplo do potencial bioativo dos corais pétreos, no qual todos os extratos brutos do coral escleractíneo invasor *T. coccinea* avaliados apresentaram atividade anti-incrustante contra os micro-incrustantes testados.

Todos os extratos brutos de *T. coccinea* avaliados para este trabalho, continham classes de substâncias químicas conhecidas por apresentar efeito anti-incrustante sobre espécies marinhas. O perfil químico desses mesmos 12 extratos brutos testados aqui neste trabalho, foi avaliado em outro estudo realizado por Oliveira e colaboradores (2022). Esses autores encontraram em todos os extratos de *T. coccinea* ácidos graxos, esteróis e ésteres de ácidos graxos (Oliveira *et al.*, 2022), que fazem parte das classes químicas com ação anti-incrustante mais comumente relatadas para os corais (terpenos, esteróis, alcalóides, ácidos graxos e esterres) (Fusetani, 2004; Qian *et al.*, 2015; Qi & Ma, 2017; Sang *et al.*, 2019).

Foi apresentado efeito anti-incrustante dos extratos brutos de *T. coccinea* sobre os microincrustantes avaliados, com a inibição do crescimento de todas as 5 cepas de bactérias do biofilme marinho, porém, os extratos não tiveram efeito anti-incrustante contra o macroincrustante testado, o mexilhão *P. perna*. Apesar dos extratos do coral-sol não terem inibido o mexilhão *P. perna*, a sua ação na inibição do crescimento das bactérias do biofilme em superfícies submersas, pode contribuir para inibir uma posterior fixação de mexilhões nessas superfícies. As bactérias do biofilme têm sido consideradas um dos mais importantes microincrustantes marinhos. Elas são os primeiros colonizadores de estruturas submersas e têm a capacidade de fornecer vantagens para a posterior colonização de outros micro e macroincrustantes (Dang *et al.*, 2007; Huang *et al.*, 2007; Dang & Lovell, 2016; Dobretsov & Rittschof, 2020), como induzir o assentamento de mexilhões no processo de incrustação (Bao *et al.*, 2007; Toupoint *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2012; He *et al.*, 2019).

Bionsaios realizados em laboratório, têm encontrado efeito anti-incrustante dos extratos de *T. coccinea* a partir de métodos por difusão em disco, contra as mesmas bactérias do biofilme que avaliamos (Pf, Pe, Pi, Sp e Va) (Oliveira, 2016; Ndiaye, 2019). O extrato bruto de *T. coccinea*, na concentração natural, apresentou atividade anti-incrustante contra as bactérias Pi e Sp, porém não inibiu o crescimento de Pf, Pe e Va. Para esse experimento, as colônias foram coletadas no costão da Ilha dos Porcos (Arraial do Cabo, Brasil) e extraídas utilizando uma solução dos solventes diclorometano e metanol (Oliveira, 2016). Já para um outro estudo, os extratos brutos metanólicos de *T. coccinea* coletadas na Enseada do Anequim (Arraial do Cabo, Brasil), apresentaram ação anti-incrustante contra todas as 5 bactérias do biofilme testadas.

A bioatividade de *T. coccinea* também foi avaliada contra potenciais espécies competidoras. Os extratos brutos metanólicos de *T. coccinea* da BAC e da Baía da Ilha Grande (BIG) (Brasil), apresentaram redução na motilidade de larvas do coral nativo *Porites astreoides* Lamarck, 1816 em ensaios de laboratório (Oliveira, 2015). Para um experimento de campo, o

extrato bruto metanólico de *T. coccinea* alocados em placas para incrustação na BIG, inibiram seletivamente as espécies incrustantes de algas *Cladophora* sp. e *Lithophyllum* sp., mas facilitaram a incrustação de um hidrozoário e não tiveram efeito sobre as demais espécies incrustantes (Lages *et al.*, 2010a). No ambiente natural, o efeito anti-incrustante das espécies invasoras como *T. coccinea*, pode garantir a essa espécie uma vantagem competitiva para a colonização dos substratos e o aumento da sua distribuição nas áreas invadidas (Fleury *et al.*, 2008; Lages *et al.*, 2010a e b; 2012).

Uma grande variedade de fatores ambientais e interações ecológicas podem influenciar a produção de metabólitos secundários pelos corais em diferentes escalas de espaço e de tempo e, refletir em uma variabilidade da bioatividade produzida por essas substâncias (Maida *et al.*, 1993; Fleury *et al.*, 2004; Williams *et al.*, 2021). O padrão de melhor atividade dos extratos brutos dos meses de Abril e Agosto, e a falta de um padrão de atividade dos extratos em relação aos distintos costões rochosos, dão indícios de que os metabólitos secundários produzidos por *T. coccinea* residentes na BAC estão condicionados a uma maior pressão de fatores que variam no tempo do que no espaço.

Fatores como temperatura da água, salinidade, disponibilidade de nutrientes e de plâncton, crescimento de organismos bentônicos (que podem ocasionar diferentes pressões competitivas), são conhecidos por variar ao longo do tempo dentro da BAC (Valentin, 1984; Guimaraens & Coutinho 1996; Guimaraens *et al.*, 2005; 2008; Batista *et al.*, 2017) e por apresentar influência sobre a ecologia e fisiologia do coral-sol (Mizrahi, 2008; Carlos-Júnior *et al.*, 2015; Batista *et al.*, 2017; Almeida Saá *et al.*, 2019; Santos *et al.*, 2019). Na BAC, por exemplo, a temperatura da água e a salinidade, fatores descritos como limitantes a sobrevivência e crescimento de colônias de *T. coccinea* (Batista *et al.*, 2017; Santos *et al.*, 2019), apresentaram variação temporal para a comparação entre os meses de agosto (2009) e dezembro (2010), com temperatura da água mais baixa e salinidade mais elevada para agosto, comparativamente. Enquanto, ao comparar essas condições hidrográficas para os costões rochosos da BAC, foram encontradas condições homogêneas (Paixão *et al.*, 2013), indo de encontro aos resultados deste trabalho.

A variabilidade dos metabólitos secundários e da bioatividade de organismos marinhos para escalas espaciais e temporais é relatada para uma série de estudos, inclusive para aqueles que investigam a atividade anti-incrustante de produtos naturais produzidos por corais (Slattery *et al.*, 1995; Plouguerné *et al.*, 2010; Ivanisevic *et al.*, 2011; Oliveira, 2015; Oliveira *et al.*, 2022). Em consonância com os nossos resultados, o trabalho conduzido por Oliveira e

colaboradores (2022), mostrou um padrão de variação temporal quali-quantitativa para os metabólitos secundários dos mesmos 12 extratos de *T. coccinea* avaliados neste presente estudo. Porém, não foram encontrados padrões espaciais para o perfil químico desses extratos (Oliveira *et al.*, 2022). Variações espaciais na bioatividade dos extratos brutos de *T. coccinea* foram encontradas para escalas maiores, quando comparados os extratos provenientes de colônias da BAC e BIG testados contra a motilidade de larvas do coral nativo *P. astreoides* (Oliveira, 2015).

Para os corais, é relatada desde uma fraca até uma forte atividade anti-incrustante produzida por metabólitos secundários que advém da associação desses cnidários com a sua microbiota, especialmente para a associação com fungos (Bao *et al.*, 2013; Zheng *et al.*, 2013; Shao *et al.*, 2015; Xing *et al.*, 2016) e bactérias (Sabdono & Radjasa, 2006; Mutadaris & Solami, 2021). Os corais *T. coccinea* apresentam uma grande diversidade de bactérias associadas ao seu tecido e muco, inclusive, foram encontradas relações espécie-específica com algumas bactérias quando comparada a sua microbiota com a de outras cinco espécies de corais (Carlos *et al.*, 2013; Yang *et al.*, 2013). Ainda para o gênero *Tubastraea*, para *T. tagusensis* também foi relatada uma elevada diversidade microbiana associada as colônias dessa espécie (Zanotti *et al.*, 2020). Tendo em vista o elevado potencial na produção de substâncias anti-incrustantes da microbiota associada aos corais, e a relatada elevada diversidade microbiana associada aos corais do gênero *Tubastraea*, em específico a *T. coccinea*, recomendamos que trabalhos futuros testem o potencial anti-incrustante dos microorganismos associados as colônias de *T. coccinea* para verificar a existência da ação de substâncias bioativas produzidas pela microbiota associada a esse coral-sol ou, a um efeito sinérgico dos metabólitos secundários produzidos pelo coral e sua microbiota associada.

3. 6 CONCLUSÃO

Neste estudo, foi realizada uma análise exploratória do potencial anti-incrustante do coral invasor *T. coccinea* contra micro e macroincrustantes através de bioensaios laboratoriais. Os extratos brutos de *T. coccinea* apresentaram efeito anti-incrustante contra os microorganismos testados, ao inibir o crescimento de 5 cepas de bactérias marinhas que compõem o biofilme. No entanto, não foi observada ação anti-incrustante sobre o macroincrustante avaliado, o mexilhão *P. perna*, para o qual não houve inibição na fixação de seus biscoitos pelos extratos avaliados. Desse modo, a primeira hipótese proposta neste trabalho,

de que os extratos brutos de *T. coccinea* apresentam atividade anti-incrustante tanto contra os micro como os macroincrustantes testados, foi rejeita.

Foram encontradas diferenças significativas nos valores de inibição do crescimento bacteriano quando comparados os extratos brutos provenientes das colônias de *T. coccinea* coletadas para os 4 costões amostrais e os 3 meses distintos. Portanto, foram confirmadas a segunda e a terceira hipóteses propostas neste estudo de há variação espacial e temporal no potencial anti-incrustante dos extratos brutos de *T. coccinea*.

Ao avaliar espacialmente a atividade anti-incrustante dos extratos brutos contra as cepas bacterianas, não foi encontrado um padrão geral. Entretanto, em relação as variações temporais na ação desses extratos, houve melhor atividade anti-incrustante para os extratos das colônias coletadas nos meses de Abril e Agosto.

Os resultados deste estudo são importantes por evidenciar *T. coccinea* como uma espécie com potencial para a prospecção de substâncias anti-incrustantes contra bactérias do biofilme marinho e direcionar estudos futuros que objetivem a busca por produtos naturais de *T. coccinea* para a elaboração de revestimentos anti-incrustantes menos tóxicos.

A partir dos resultados obtidos no presente estudo, é recomendado para trabalhos subsequentes realizar um estudo bioguiado através das etapas de fracionamento e isolamento das substâncias dos extratos brutos de *T. coccinea* referentes aos meses de Abril e/ou Agosto, que apresentaram melhor ação anti-incrustante.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA SAAÍ, A. C. *et al.* Unraveling interactions: do temperature and competition with native species affect the performance of the non-indigenous sun coral *Tubastraea coccinea*? **Coral Reefs**. 2019. doi:10.1007/s00338-019-01870-0.
- BAO, W. Y. *et al.* Larval settlement and metamorphosis of the mussel *Mytilus galloprovincialis* in response to biofilms. **Marine Biology**, 150(4), p. 565–574, 2007. doi:10.1007/s00227-006-0383-4
- BAO, J. *et al.* Antifouling and antibacterial polyketides from marine gorgonian coral-associated fungus *Penicillium* sp. SCSGAF 0023. **J. Antibiot**, 66, p. 219–223, 2013.
- BATISTA, D. *et al.* Distribution of the invasive orange cup coral *Tubastraea coccinea* lesson, 1829 in an upwelling area in the South Atlantic Ocean fifteen years after its first record. **Aquatic Invasions**, 12, p. 23–32. 2017. doi: 10.3391/ai.2017.12.1.03.
- BURGESS, J. G. *et al.* The development of a marine natural product-based antifouling paint. **Biofouling**, 19(SUPPL.), p. 197-205, 2003.
- CARLOS, C. *et al.* Bacterial communities and species-specific associations with the mucus of Brazilian coral species. **Scientific Reports**, 3(1), 2013. doi:10.1038/srep01624
- CARLOS-JÚNIOR, L. A. *et al.* Ecological Niche Model used to examine the distribution of an invasive, non-indigenous coral. **Marine Environmental Research**, 103, p. 115–124, 2015. doi: 10.1016/j.marenvres.2014.10.004.
- CARPES, R. M. *et al.* Anti-inflammatory potential of invasive sun corals (Scleractinia: *Tubastraea spp.*) from Brazil: alternative use for management? **Journal of Pharmacy and Pharmacology**, 72(4), p. 633-647, 2020. doi: 10.1111/jphp.13232
- CARVALHO, A. P. *et al.* Extracts of seaweeds as potential inhibitors of quorum sensing and bacterial growth. **Journal of Applied Phycology**, 29(2), p. 789–797, 2016. doi:10.1007/s10811-016-1014-1
- CTF, F. *et al.* Antimacrofouling Assays of *Sargassum duplicatum* Extract in the Settlement Inhibition of *Balanus* sp. on Wooden Plank Substrate. **Chiang Mai University Journal of Natural Sciences**, 19, 2020. doi: 10.12982/CMUJNS.2020.0035.
- DA GAMA, B. A. P. *et al.* Is the Mussel Test a good Indicator of Antifouling Activity? A Comparison Between Laboratory and Field Assays. **Biofouling**, 19(sup1), p. 161–169, 2003. doi:10.1080/0892701031000089534.
- DA GAMA, B. A. P. *et al.* The Antifouling Defence Mechanisms of Marine Macroalgae. **Sea Plants**, p. 413–440, 2014. doi:10.1016/b978-0-12-408062-1.00014-7.

DANG, H. *et al.* Cross-Ocean Distribution of Rhodobacterales Bacteria as Primary Surface Colonizers in Temperate Coastal Marine Waters. **Applied and Environmental Microbiology**, 74(1), p. 52–60, 2007. doi:10.1128/aem.01400-07.

DANG, H., & LOVELL, C. R. Microbial Surface Colonization and Biofilm Development in Marine Environments. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**, 80(1), p. 91–138, 2016. doi:10.1128/mnbr.00037-15

DAVIS, A. R., & MORENO, C. A. Selection of substrata by juvenile *Choromytilus chorus* (Mytilidae): are chemical cues important? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 191(2), p. 167–180, 1995. doi:10.1016/0022-0981(95)00049-w

DEVI, P. *et al.* Screening marine organisms for antimicrobial activity against clinical pathogens. **Indian Journal of Geo-Marine Sciences**, 40(3), p. 338–346, 2011.

DOBRETSOV, & RITTSCHOF. Love at First Taste: Induction of Larval Settlement by Marine Microbes. **International Journal of Molecular Sciences**, 21(3), 731, 2020. doi:10.3390/ijms21030731.

FLEURY, B. G. *et al.* Complementary (secondary) metabolites in an octocoral competing with a scleractinian coral: effects of varying nutrient regimes. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 303(1), p. 115–131, 2004. doi:10.1016/j.jembe.2003.11.006.

FLEURY B. G. *et al.* New hemiketal steroid from the introduced soft coral *Chromonephthea braziliensis* is a chemical defense Against predatory fishes. **Journal of Chemical Ecology**, 34, p. 1–5, 2008.

FUSETANI, N. Biofouling and antifouling. **Natural Product Reports**, 21(1), 94, 2004. doi:10.1039/b302231p.

GAO, M. *et ali.* Antifouling potential of bacteria isolated from a marine biofilm. **Journal of Ocean University of China**, 13(5), p. 799–804, 2014. doi:10.1007/s11802-014-2469-9

GUIBERT, I. *et al.* Differential effects of coral-giant clam assemblages on biofouling formation. **Scientific Reports**, 9(1), 2019. doi:10.1038/s41598-019-39268-1

GUIMARAENS, M. A. & COUTINHO, R. Spatial and temporal variation of benthic marine algae at the Cabo Frio upwelling region, Rio de Janeiro, Brazil. **Aquat. Bot.**, v. 52, p. 283–299, 1996.

GUIMARAENS, M. A. *et al.* Modeling *Ulva* spp. dynamics in a tropical upwelling region. **Ecol. Model.**, v. 188, p. 448–460, 2005. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2005.04.023.

GUIMARAENS, M. A. *et al.* Sensitivity analyses of population biomass dynamics for *ulva* spp. and *sargassum furcatum* at the Cabo Frio upwelling region of Brazil. **Journal of Biological Systems**, 16(04), p. 579–596, 2008. doi:10.1142/s0218339008002629.

- HE, J. *et al.* Bacterial nucleobases synergistically induce larval settlement and metamorphosis in the invasive mussel *Mytilopsis sallei*. **Applied and Environmental Microbiology**, 2019. doi:10.1128/aem.01039-19
- HELLIO, C. *et al.* Seasonal Variation of Antifouling Activities of Marine Algae from the Brittany Coast (France). **Marine Biotechnology**, 6(1), p. 67–82, 2004. doi:10.1007/s10126-003-0020-x
- HUANG, Y.-L. *et al.* Effect of Biofilm Formation by *Pseudoalteromonas spongiae* on Induction of Larval Settlement of the Polychaete *Hydroides elegans*. **Applied and Environmental Microbiology**, 73(19), p. 6284–6288, 2007. doi: 10.1128/aem.00578-07
- IVANISEVIC, J. *et al.* Biochemical Trade-Offs: Evidence for Ecologically Linked Secondary Metabolism of the Sponge *Oscarella balibaloii*. **PLoS ONE**, 6(11), 2011. doi: 10.1371/journal.pone.0028059.
- KOIVIKKO, R. *et al.* Variation of Phlorotannins Among Three Populations of *Fucus vesiculosus* as Revealed by HPLC and Colorimetric Quantification. **Journal of Chemical Ecology**, 34(1), 57–64, 2007. doi:10.1007/s10886-007-9410-2
- LAGES, B. G. *et al.* Chemical defenses against generalist fish predator and fouling organisms in two invasive ahermatypic corals in the genus *Tubastraea*. **Marine Ecology**, 31, p. 473-482, 2010a. doi: 10.1111/j.1439-0485.2010.00376.x
- LAGES, B. G. *et al.* Chemical composition and release in situ due to injury of the invasive coral *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia). **Brazilian Journal of Oceanography**, 58(4), p. 47–56, 2010b. doi:10.1590/s1679-87592010000800007
- LAGES, B. G. *et al.* Proximity to competitors changes secondary metabolites of non-indigenous cup corals, *Tubastraea* spp., in the southwest Atlantic. **Marine Biology**, 159, p. 1551-1559, 2012. doi: 10.1007/s00227-012-1941-6
- LHULLIER, C. *et al.* Biological activities of marine invertebrates extracts from the northeast brazilian coast. **Brazilian Journal of Biology**, 2020. doi:10.1590/1519-6984.213678
- MAIDA, M. *et al.* Variability of terpene content in the soft coral *Sinularia flexibilis* (Coelenterata: Octocorallia), and its ecological implications. **J. Chem. Ecol.**, 19, p. 2285–2296, 1993.
- MARÉCHAL, J. P. *et al.* Seasonal variation in antifouling activity of crude extracts of the brown alga *Bifurcaria bifurcata* (Cystoseiraceae) against cyprids of *Balanus amphitrite* and the marine bacteria *Cobetia marina* and *Pseudoalteromonas haloplanktis*. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 313(1), 47–62, 2004. doi:10.1016/j.jembe.2004.07.016
- MCCLINTOCK, J. B. *et al.* Overview of the Chemical Ecology of Benthic Marine Invertebrates along the Western Antarctic Peninsula. **Integrative and Comparative Biology**, 50(6), p. 967–980, 2010. doi:10.1093/icb/icq035

MEYER, M. *et al.* An antiplasmodial new (bis)indole alkaloid from the hard coral *Tubastraea* sp. **Natural Product Research**, 23(2), 178–182. 2009. doi:10.1080/14786410801925134

MIZRAHI, D. **Influência da temperatura e luminosidade na distribuição da espécie invasora *Tubastraea coccinea* na região de ressurgência de Arraial do Cabo– RJ.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 85 p., 2008.

MUTADARIS, S. S. & Solami, L. A. Antifouling Activity of Epibiotic Bacteria Associated with Soft Coral Sarcophyton sp. Collected from the Central Red Sea. **Mar. Sci.**, 31 (2), pp: 1-13, 2021. doi:10.4197/Mar.31-2.1

NDIAYE, N. C. G. **Bioprospecção de invertebrados marinhos exóticos e nativos de Arraial do Cabo: Atividade anti-incrustante e anticâncer.** Dissertação de Mestrado, Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira e Universidade Federal Fluminense, Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, 2019, 101 p.

OLIVEIRA, G. J. G. **Efeito alelopático do extrato bruto dos corais invasores *Tubastraea coccinea* e *T. tagusensis* sobre as larvas do coral nativo *Porites astreoides*.** Niterói, 52f. Dissertação mestrado. Universidade Federal Fluminense, 2015.

OLIVEIRA, E. A. S. **Avaliação da atividade química do extrato bruto do coral invasor *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829 e de potenciais competidores.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Fluminense, Niterói, Rio de Janeiro, 2016, 109 p.

OLIVEIRA, J. A. S., *et al.* Spatio-temporal variability of secondary metabolites in the invasive coral *Tubastraea coccinea*. **Aquatic Invasions**, 17, 2022.

PAIXÃO, S. V. *et al.* Estudo de caso de duas condições hidrográficas em Arraial do Cabo com ventos predominantes de sudoeste e nordeste. **Revista Pesquisa Naval**, Brasília, 25, p. 2–11, 2013.

PETERS, K. J. *et al.* Potential chemical defenses of Antarctic sponges against sympatric microorganisms. **Polar Biology**, 33(5), p. 649–658, 2009. doi:10.1007/s00300-009-0741-z

PLOUGUERNÉ, E. *et al.* Antifouling activity as a function of population variation in *Sargassum vulgare* from the littoral of Rio de Janeiro (Brazil). **Journal of Applied Phycology**, 22(6), 717–724. 2010. doi:10.1007/s10811-010-9511-0

QI, S. H., & MA, X. Antifouling Compounds from Marine Invertebrates. **Marine drugs**, 15(9), 263, 2017. doi.org/10.3390/md15090263.

QIAN, P-Y. *et al.* Mini-review: Marine natural products and their synthetic analogs as antifouling compounds: 2009–2014. **Biofouling**, 31(1), p. 101-122, 2015. doi: 10.1080/08927014.2014.997226

RUZICKA, R. & GLEASON, D. F. Latitudinal variation in spongivorous fishes and the effectiveness of sponge chemical defenses. **Oecologia**, 154(4), p. 785–794, 2007. doi: 10.1007/s00442-007-0874-0.

SABDONO, A. & RADJASA O. K. Antifouling activity of bacteria associated with soft coral *Sarcophyton* sp. against marine biofilmforming bacteria. **J. Coastal Dev.**, 10 (1): p. 56-62, 2006.

SANG *et al.* Coral and Coral-Associated Microorganisms: A Prolific Source of Potential Bioactive Natural Products. **Marine Drugs**, 17(8), 468, 2019. doi:10.3390/md17080468

SANTOS, L. A. H. *et al.* Antagonism between invasive pest corals *Tubastraea* spp. and the native reef-builder *Mussismilia hispida* in the southwest Atlantic. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 449, p. 69–76, 2013. doi: 10.1016/j.jembe.2013.08.017

SANTOS, H. S. *et al.* Environmental matching used to predict range expansion of two invasive corals (*Tubastraea* spp.). **Marine Pollution Bulletin**, 145, 587–594, 2019. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.06.064

SATHEESH, S., BA-AKDAH, M. A. Temporal Variations in the Antifouling Activity of Extract of the Soft Coral *Sarcophyton trocheliophorum* Collected from the Red Sea. **Ocean Science Journal**, 57, p. 247–258, 2022. doi:10.1007/s12601-022-00062-2

SHAO, C.L. *et al.* Potent Antifouling marine dihydroquinolin-2(1H)-one-containing alkaloids from the gorgonian coral-derived fungus *Scopulariopsis* sp. **Mar. Biotechnol.** 17, p. 408–415, 2015.

SLATTERY, M. *et al.* Chemical defenses in Antarctic soft corals: evidence for antifouling compounds. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 190(1), p. 61–77, 1995. doi:10.1016/0022-0981(95)00032-m.

SOLIMAN, Y. A. A. *et al.* Antifouling evaluation of extracts from Red Sea soft corals against primary biofilm and biofouling. **Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine**, 7(11), p. 991–997, 2017. doi: 10.1016/j.apjtb.2017.09.016

STENGEL, D. B. *et al.* Algal chemodiversity and bioactivity: Sources of natural variability and implications for commercial application. **Biotechnology Advances**, 29(5), p. 483–501, 2011. doi: 10.1016/j.biotechadv.2011.05.016

TIAN, L. *et al.* Novel marine antifouling coatings inspired by corals. **Materials Today Chemistry**, 17, 100294, 2020. doi: 10.1016/j.mtchem.2020.100294

TOUPOINT, N. *et al.* Effect of biofilm age on settlement of *Mytilus edulis*. **Biofouling** 28(9), p. 985–1001, 2012. doi: 10.1080/08927014.2012.725202

VALENTIN, J. L. 1984. Analyse des paramètres hydrobiologiques dans la remontée de Cabo Frio (Brésil). **Marine Biology** 82: p. 259-276, 1984.

VAN ALSTYNE, K. L. *et al.* Geographic variation in polyphenolic levels of Northeastern Pacific kelps and rockweeds. **Marine Biology**, 133(2), p. 371–379, 1999. doi:10.1007/s002270050476

WANG, C. *et al.* Larval settlement and metamorphosis of the mussel *Mytilus coruscus* response to natural biofilms. **Biofouling**, 28(3), p. 249–256, 2012. doi:10.1080/08927014.2012.671303

WANG, J. *et al.* Antifouling activity against bryozoan and barnacle by cembrane diterpenes from the soft coral *Sinularia flexibilis*. **International Biodeterioration & Biodegradation**, 120, p. 97–103, 2017. doi: 10.1016/j.ibiod.2017.02.013.

WATKINS, H. V. *et al.* Research biases create overrepresented “poster children” of marine invasion ecology. **Conservation Letters**. 2021. doi:10.1111/conl.12802

WILLIAMS, A. *et al.* Metabolomic shifts associated with heat stress in coral holobionts. **Science Advances**, 7(1), 2021. doi:10.1126/sciadv.abd4210.

WRIGHT, A. D. *et al.* Anti-malarial, anti-algal, anti-tubercular, anti-bacterial, anti-photosynthetic, and anti-fouling activity of diterpene and diterpene isonitriles from the tropical marine sponge *Cymbastela hooperi*. **Org. Biomol. Chem.**, 9(2), 400, 2011.

XING, Q. *et al.* Isolation, resolution and biological evaluation of pestalachlorides E and F containing both point and axial chirality. **RSC Adv.**, 6, p. 22653–22658, 2016.

YANG, S. *et al.* Phylogenetic Diversity of Actinobacteria Associated with Soft Coral *Alcyonium graclimium* and Stony Coral *Tubastraea coccinea* in the East China Sea. **Microbial Ecology**, 66(1), 189–199, 2013. doi:10.1007/s00248-013-0205-4

ZANOTTI, A. A. *et al.* Microbiome of the Southwestern Atlantic invasive scleractinian coral, *Tubastraea tagusensis*. **Animal Microbiome**, 2(1), 2020. doi:10.1186/s42523-020-00047-3

ZHENG, C.J. *et al.* Bioactive phenylalanine derivatives and cytochalasins from the soft coral-derived fungus, *Aspergillus elegans*. **Mar. Drugs**, 11, p. 2054–2068, 2013.

III CONCLUSÃO GERAL

- *Tubastraea* spp. apresentou uma baixa abundância sobre o substrato natural vertical de costões rochosos na BAC, quando comparada com a abundância das espécies nativas;
- Ao contrário das projeções relatadas para a espécie na literatura, em que é esperado um aumento na abundância de *Tubastraea* spp; com o passar do tempo de invasão, não houve variação na abundância desse coral ao longo de cinco anos em áreas invadidas;
- A abundância de *Tubastraea* spp, não diferiu entre áreas invadidas do costão que apresentam uma menor ou maior infestação desse coral;
- A composição e a abundância dos macrobentônicos foi similar ao longo de cinco anos e também entre áreas com maior e menor infestação de *Tubastraea* spp.;
- Ao longo de cinco anos de invasão, os índices de riqueza, diversidade e equitabilidade de espécies bentônicas, quando diferiram entre os tempos amostrais e áreas com distintos gradientes de infestação de *Tubastraea* spp, foram mais elevados com o decorrer do tempo ou nas áreas com maior infestação do corais-sol;
- Na BAC, a composição, abundância e os padrões sazonais de dominância das espécies incrustantes que ocorreram nas áreas invadidas por *Tubastraea* spp. (Alga calcária articulada, Alga calcária incrustante, alga vermelha *Gelidium*, algas “Turf”, e o zoantídeo *Palythoa* sp.), podem estar conferindo uma resistência biótica a invasão dos corais-sol;
- Colônias de *Tubastraea* spp. apresentaram uma quantidade maior de espécies bentônicas associadas ao seu esqueleto calcário do que sobre o seu tecido mole;
- *Tubastraea coccinea* apresentou maior abundância, riqueza e diversidade de espécies macrobentônicas associadas do que sua congênera *Tubastraea* sp., provavelmente devido diferenças morfológicas entre as espécies;
- Evidências de um efeito densidade-dependente foram encontradas para a associação entre invertebrados bentônicos com a densidade de *Tubastraea* spp.;
- No geral, a comunidade bentônica associada à *Tubastraea* spp. apresentou maior abundância e riqueza de espécies nativas do que de exóticas;
- A associação entre os invasores *Tubastraea* spp. com os mexilhões exóticos *L. aristatus* apresenta um potencial de risco econômico e socioambiental para os pescadores artesanais que atuam na extração de mexilhões na BAC;

- Os extratos brutos (na concentração natural) de colônias de *T. coccinea* coletadas na BAC, apresentaram efeito anti-incrustante contra os microincrustantes testados, ao inibir o crescimento de todas as cinco cepas de bactérias do biofilme, *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudoalteromonas elyakovii*, *Polibacter irgensis*, *Shewanella putrefaciens* e *Vibrio aestuarianus*;
- Os extratos brutos de *T. coccinea* não apresentaram ação anti-incrustante contra o macroincrustante testado, o mexilhão *P. perna*, já que não inibiram a fixação de biscoitos pelo mexilhão;
- Foi encontrada variação espaço-temporal na atividade anti-incrustante dos extratos brutos de *T. coccinea*, com melhor ação anti-incrustante para os extratos de Abril e Agosto, em detrimento aos extratos de Dezembro.

REFERÊNCIAS GERAIS

- ALTVATER, L. & LIMA, L. F. O. Cnidários (Cnidaria). In: Bastista *et al.* (Eds.) **Biodiversidade marinha dos costões rochosos de Arraial do Cabo: Histórico, ecologia e conservação**. Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira, Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, p. 154-183, 2020
- ARAÚJO, P. R. **Desenvolvimento da Comunidade Bentônica Invasida pelos Corais do Gênero *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) em Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brasil**. Dissertação, Universidade Federal do Estado de Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 58 pp., 2016.
- AYRE, D. J. & RESING, J. M. Sexual and asexual production of planulae in reef corals. **Marine Biology**, 90(2), p. 187-190, 1986.
- BARBOSA, A. C. C. *et al.* Invasive sun corals and warming pose independent threats to the brain coral *Mussismilia hispida* in the Southwestern Atlantic. **Marine Ecology Progress Series**, 629, p. 43-54, 2019. doi:10.3354/meps13110.
- BASTOS, N. *et al.* Western Atlantic invasion of sun corals: incongruence between morphology and genetic delimitation among morphotypes in the genus *Tubastraea*. **Bull Mar Sci.**, 98(2), p. 187–209, 2022. doi: 10.5343/bms.2021.0031
- BATISTA, D. *et al.* Distribution of the invasive orange cup coral *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829 in an upwelling area in the South Atlantic Ocean fifteen years after its first record. **Aquatic Invasions**, 12, p. 23–32, 2017. doi:10.3391/ai.2017.12.1.03.
- BIANCO, É. M. *et al.* *Tubastraea coccinea*: A Non-Indigenous Coral (Cnidaria, Scleractinia) Collected at Arvoredo Island, South of Brazil with Potential MRSA and VRE Antimicrobial Activity. **Open Journal of Marine Science**, 6, p. 334-340, 2016. doi: 10.4236/ojms.2016.62028.
- BRUNO, J.F. *et al.* Insights into biotic interactions from studies of species invasions. In: Sax, D.F. *et al.* (Eds.) **Species Invasions: Insights into Ecology, Evolution, and Biogeography**. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, pp. 13–40, 2005.
- CAIRNS, S.D. A revision of the shallow-water Azooxanthellate Scleractinia of the western Atlantic. Revisión de los corales azooxantelados (Scleractinia) de las aguas someras del Atlántico occidental. **Studies**, 75, 1:231, 2000.
- CANDELLA, R.N. Meteorologically induced strong seiches observed at Arraial do Cabo, RJ, Brazil. **Physics and Chemistry of the Earth** 34: p. 989-997, 2009.
- CAPEL, K. C. C. **Scleractinia (Cnidaria: Anthozoa) da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (SC), com ênfase na estrutura espaço-temporal da formação mais meridional de corais recifais no oceano Atlântico**. Dissertação, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2012. 111 pp.

- CAPEL, C. *et al.* Another tool towards invasion? Polyp “bail-out” in *Tubastraea coccinea*. **Coral Reefs**, 33(4), 1165, 2014.
- CAPEL, K. C. C. *et al.* Clone wars: Asexual reproduction dominates in the invasive range of *Tubastraea* spp. (Anthozoa: Scleractinia) in the South-Atlantic Ocean. **PeerJ.**, 2017.doi.org/10.7717/peerj.3873.
- CARLOS-JÚNIOR, L. A. *et al.* Ecological Niche Model used to examine the distribution of an invasive, non-indigenous coral. **Marine Environmental Research**, 103, p. 115–124, 2015. doi:10.1016/j.marenvres.2014.10.004.
- CARLTON, J.T. Patterns of transoceanic marine biological invasions in the Pacific Ocean. **Bulletin of Marine Science**, 41, p. 452-465, 1987.
- CARPES, R. M. *et al.* Anti-inflammatory potential of invasive sun corals (Scleractinia: *Tubastraea* spp.) from Brazil: alternative use for management? **Journal of Pharmacy and Pharmacology**, 72(4), p. 633-647, 2020. doi: 10.1111/jphp.13232
- CASTRO, C. B., PIRES, D. O. Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing. **Bulletin of Marine Science**, 69(2), p. 357-371, 2001.
- COELHO-SOUZA *et al.* Adaptation of the 3H-Leucine Incorporation Technique to Measure Heterotrophic Activity Associated with Biofilm on the Blades of the Seaweed *Sargassum* spp. **Microbial Ecology**. 2012.
- COSTA, T. J. F. *et al.* Expansion of an invasive coral species over Abrolhos Bank, Southwestern Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, 85(1), p. 252–253, 2014. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.06.002.
- CRAWLEY, M.J. What makes a community invisable? In: Gray, A.J. *et al.* (Eds.) **Colonization, Succession and Stability**. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK, pp. 429-453, 1987.
- CREED, J. C. *et al.* The invasion of the azooxanthellate coral *Tubastraea* (Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors. **Biological Invasions**, 19(1), p. 283–305, 2016. doi: 10.1007/s10530-016-1279-y.
- DA GAMA, B. A. P. *et al.* Bioincrustação marinha. In: Pereira, R.C. & Soares-Gomes, A. (Org.). **Biologia Marinha**. 2ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2009, p. 299-318.
- ELIA, A.C. *et al.* Ecotoxicity in *Hyriopsis bialatus* of copper and zinc biocides used in metal-based antifouling paints. **Environmental Science and Pollution Research**, 29, p. 18245–18258, 2022. doi:10.1007/s11356-021-17069-2.
- ESKANDER, R. *et al.* Chemical Defense of Soft Coral *Sinularia polydactyla* from the Red Sea Against Marine Biofilm-Forming Bacteria. **Journal of Ocean University of China**, 17(6), p. 1451–1457, 2018. doi:10.1007/s11802-018-3657-9.

- FENNER, D. & BANKS, K. Orange cup coral *Tubastraea coccinea* invades Florida and the Flower Garden Banks, northwestern Gulf of Mexico. **Coral Reefs**, 23(4), p. 505- 507, 2004.
- FERREIRA, C. E. L. Non-indigenous corals at marginal sites. **Coral Reefs**, 22(4), p. 498–498, 2003. doi: 10.1007/s00338-003-0328-z.
- FERREIRA, C. E. L. *et al.* Ship Hulls and Oil Platforms as Potential Vectors to Marine Species Introduction. **Journal of Coastal Research**, 39, p. 1340 – 1345, 2004.
- FUSETANI, N. Antifouling marine natural products. **Nat. Prod. Rep.**, 28(2), p. 400–410, 2011. doi:10.1039/c0np00034e
- GAELZER, L.R.; & ZALMON, I.R. Diel variation of fish community in sandy beaches of southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography** 56(1): p. 23-39, 2008.
- GLYNN, P.W. *et al.* Reproductive ecology of the azooxanthellate coral *Tubastraea coccinea* in the Equatorial Eastern Pacific: Part V. Dendrophylliidae. **Marine Biology**, 153(4), p. 529-544, 2008.
- GRANTHOM-COSTA, L. V. *et al.* Biodiversity of ascidians in a heterogeneous bay from southeastern Brazil. **Management of Biological Invasions**, 7, p. 5–12, 2016. doi.org/10.3391/mbi.2016.7.1.02
- GUIMARAENS, M. A. & COUTINHO, R. Spatial and temporal variation of benthic marine algae at the Cabo Frio upwelling region, Rio de Janeiro, Brazil. **Aquat. Bot.**, v. 52, p. 283-299, 1996.
- GUIMARAENS, A. M. *et al.* Modeling *Ulva* spp. dynamics in a tropical upwelling region. **Ecological Modelling**, 188(2-4), p. 448–460, 2005. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2005.04.023.
- HOLM, E. R. Barnacles and Biofouling. **Integrative and Comparative Biology**, 52(3), p. 348–355, 2012. doi:10.1093/icb/ics042
- HORIE, Y. *et al.* Effects of tributyltin on early life-stage, reproduction, and gonadal sex differentiation in Japanese medaka (*Oryzias latipes*). **Chemosphere**, 203, p. 418–425, 2018. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.03.135.
- IDEMA. Disponível em:
<<http://www.idema.rn.gov.br/Conteudo.asp?TRAN=ITEM&TARG=253581&ACT=&PAGE=&PARM=&LBL=Materia>>. Acessado em: 21 mar. 2021.
- LAGES, B. G. *et al.* Chemical composition and release in situ due to injury of the invasive coral *tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia). **Brazilian Journal of Oceanography**, 58(4), p. 47–56, 2010a. doi:10.1590/s1679-87592010000800007.
- LAGES, B. G. *et al.* Fleury, B. G., Pinto, A. C., & Creed, J. C. (2010b). Chemical defenses against generalist fish predators and fouling organisms in two invasive ahermatypic corals in the genus *Tubastraea*. **Marine Ecology**, 2010b. doi:10.1111/j.1439-0485.2010.00376.x

- LAGES, B. *et al.* Change in tropical rocky shore communities due to an alien coral invasion. **Marine Ecology Progress Series**, 438, p. 85–96, 2011. doi:10.3354/meps09290.
- LAGES, B. G. *et al.* Proximity to competitors changes secondary metabolites of non-indigenous cup corals, *Tubastraea* spp., in the southwest Atlantic. **Marine Biology**, 159(7), p. 1551–1559, 2012. doi:10.1007/s00227-012-1941-6.
- LHULLIER, C. *et al.* Biological activities of marine invertebrates extracts from the northeast brazilian coast. **Brazilian Journal of Biology**, 2020. doi:10.1590/1519-6984.213678.
- LINDQUIST, N. Chemical defense of early life stages of benthic marine invertebrates. **Journal of Chemical Ecology**, 28(10), p. 1987-2000, 2002. doi:10.1023/a:1020745810968.
- MANTELATTO, M. C. *et al.* **Primeira ocorrência do coral invasor *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) no estado de São Paulo, Brasil.** III Congresso Brasileiro de Oceanografia. Rio Grande (RS), 2010.
- MARÉCHAL, J.-P. & HELLIO, C. Challenges for the Development of New Non-Toxic Antifouling Solutions. **International Journal of Molecular Sciences**, 10(11), p. 4623–4637, 2009. doi:10.3390/ijms10114623
- MCCLINTOCK, J. B. *et al.* Overview of the Chemical Ecology of Benthic Marine Invertebrates along the Western Antarctic Peninsula. **Integrative and Comparative Biology**, 50(6), p. 967–980, 2010. doi:10.1093/icb/icq035
- MESSANO, L. V. R. *et al.* Caracterização ecológica dos ambientes de substrato consolidado. In: Bastista *et al.* (Eds.) **Biodiversidade marinha dos costões rochosos de Arraial do Cabo: Histórico, ecologia e conservação.** Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira, Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, p. 48-75, 2020
- MILLER, R. J. *et al.* Nano and traditional copper and zinc antifouling coatings: metal release and impact on marine sessile invertebrate communities. **Journal Nanoparticle Research**, 22(129), 2020. doi:10.1007/s11051-020-04875-x
- MIRANDA, R. J., Costa, Y., Lorders, F. L., Nunes, J. de A. C. C., & Barros, F. (2016). New records of the alien cup-corals (*Tubastraea* spp.) within estuarine and reef systems in Todos os Santos Bay, Southwestern Atlantic. **Marine Biodiversity Records**, 9(1), 2016. doi:10.1186/s41200-016-0053-2.
- MIZRAHI, D. **Influência da temperatura e luminosidade na distribuição da espécie invasora *Tubastraea coccinea* na região de Ressurgência de Arraial do Cabo, RJ. Brasil.** Dissertação, Universidade Federal do Estado de Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 85 pp., 2008.
- MIZRAHI, D. *et al.* Uneven abundance of the invasive sun coral over habitat patches of different orientation: An outcome of larval or later benthic processes? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 452, p. 22–30, 2014. doi:10.1016/j.jembe.2013.11.013.

MMA/ICMBio. Plano de Manejo Reserva Extrativista Marinha do Arraial do Cabo, p. 67, 2020.

MOLLOT, G. et al. The Effects of Invasive Species on the Decline in Species Richness. **Advances in Ecological Research**, p. 61–83, 2017. doi:10.1016/bs.aecr.2016.10.002.

MONTEIRO, J. C. *et al.* Moluscos (Mollusca). In: Bastista *et al.* (Eds.) **Biodiversidade marinha dos costões rochosos de Arraial do Cabo: Histórico, ecologia e conservação**. Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira, Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, p. 212-239, 2020

NAMBOOTHRI, N., Ali, R., Hiremath, A. (2021). Biological invasions of marine ecosystems concerns for tropical nations. **Technical Report.**, 2021. doi: 10.13140/2.1.1213.7607.

OEHLMANN, J. *et al.* Imposex in *Nucella lapillus* and intersex In: *Littorina littorea*: interspecific comparison of two TBT-induced effects and their geographical uniformity. **Hydrobiologia** 378(1/3), p. 199–213, 1998. doi:10.1023/a:1003218411850.

OLIVEIRA, J. A. S., *et al.* Spatio-temporal variability of secondary metabolites in the invasive coral *Tubastraea coccinea*. **Aquatic Invasions**, 17, 2022.

PAULA, A. F. *et al.* Reproductive strategies of two invasive sun corals (*Tubastraea* spp.) in the southwestern Atlantic. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 94(03), p. 481–492, 2014. doi:10.1017/s0025315413001446.

PAIXÃO, S. V. *et al.* Estudo de caso de duas condições hidrográficas em Arraial do Cabo com ventos predominantes de sudoeste e nordeste. **Revista Pesquisa Naval**, Brasília, 25, p. 2–11, 2013.

PAULA, A. F., & CREED, J. C. Two species of the coral *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) in Brazil: a case of accidental introduction. **Bulletin of Marine Science**, 74, p. 175–183, 2004.

PAULA, A. F., & CREED, J. C. Spatial distribution and abundance of nonindigenous coral genus *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) around Ilha Grande, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 65(4), p. 661–673, 2005. doi:10.1590/s1519-69842005000400014.

PYSEK, P. & RICHARDSON, D. M. Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35(1), 25–55, 2010. doi:10.1146/annurev-environ-033009-095548

QI, S. H., & MA, X. Antifouling Compounds from Marine Invertebrates. **Marine drugs**, 15(9), 263, 2017. doi.org/10.3390/md15090263.

RICHARDSON, D. M. *et al.* Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity Distributions**, 6(2), 93–107, 2000. doi:10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x

RIUL, P. *et al.* Invasive potential of the coral *Tubastraea coccinea* in the southwest Atlantic. **Marine Ecology Progress Series**, 480, p. 73–81, 2013. doi:10.3354/meps10200.

RODRIGUEZ, L. F. Can invasive species facilitate native species? Evidence of how, when, and why these impacts occur. **Biological Invasions**, 8(4), p. 927–939, 2006. doi:10.1007/s10530-005-5103-3.

ROSSATO, M. *et al.* Imposex in *Stramonita haemastoma*: a preliminary comparison between waterborne and dietborne exposure. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, 9, p. 87-92, 2014. doi: 10.5132/eec.2014.01.011.

RUMENGAN, I.F.M., OHJI, M. Ecotoxicological risk of organotin compounds on zooplankton community. **Coast Marine Sci**, 35, p. 129–135, 2012.

SAMMARCO, P.W. *et al.* Expansion of coral communities within the Northern Gulf of Mexico via offshore oil and gas platforms. **Marine Ecology Progress Series** 280, p. 129-143, 2004.

SANTOS, H. S. **Distribuição espacial e estrutura populacional de *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829) e *Tubastraea tagusensis* (Wells, 1982) na Região dos Lagos – RJ.** Dissertação mestrado em Ecologia e Evolução, UERJ, Rio de Janeiro, 2018.

SANTOS, L. A. H. dos, *et al.* Antagonism between invasive pest corals *Tubastraea* spp. and the native reef-builder *Mussismilia hispida* in the southwest Atlantic. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 449, p. 69-76, 2013. doi:10.1016/j.jembe.2013.08.017.

SANTOS, H. S. *et al.* Environmental matching used to predict range expansion of two invasive corals (*Tubastraea* spp.). **Marine Pollution Bulletin**, 145, p. 587–594, 2019. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.06.064.

SARDÁ, F. N. **Investigação química e biológica do coral-sol (*Tubastraea coccinea* L.).** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina. 152 p., 2020.

SCHULTZ, M. P. *et al.* Economic impact of biofouling on a naval surface ship. **Biofouling**, 27(1), p. 87–98, 2010. doi:10.1080/08927014.2010.542809.

SCHWINDT, E. *et al.* Past and future of the marine bioinvasions along the Southwestern Atlantic. **Aquatic Invasions**, v. 15(1): p. 11–29, 2020. doi:10.3391/ai.2020.15.1.02

SHEIKH, M. A. *et al.* Distribution and Potential Effects of Novel Antifouling Herbicide Diuron on Coral Reefs. In: ALVAREZ-FERNANDEZ, R. **Herbicides - Environmental Impact Studies and Management Approaches**, 2012. doi:10.5772/34799.

SILVA, J.S.V.D.; & SOUZA, R.C.C.L. 2004. **Água de lastro e bioinvasão.** Rio de Janeiro, Interciência, pp. 252, 2004.

SILVA, A. G. *et al.* Expansion of the invasive corals *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis* into the Tamoios Ecological Station Marine Protected Area, Brazil. **Aquatic Invasions**, 6(1): S105–S110, 2011. doi: 10.3391/ai.2011.6.S1.024.

SOARES, M. O. *et al.* Northward range expansion of the invasive coral (*Tubastraea tagusensis*) in the southwestern Atlantic. **Marine Biodiversity**, 2016. doi: 10.1007/s12526-016-0623-x.

SOUZA, R. C. C. L. *et al.* Impacto das espécies invasoras no ambiente aquático. **Ciência e Cultura**, 61(1), p. 35-41, 2009. Doi: 10.13140/RG.2.1.4641.2640

STACHOWICZ, J.J.; & BYRNES, J.E. Species diversity, invasion success, and ecosystem functioning: disentangling the influence of resource competition, facilitation, and extrinsic factors. **Marine Ecology Progress Series**, 311, p. 251-262, 2006.

TANASOVICI, R. M. *et al.* Enduring regardless the conditions: Plasticity in modular growth as a strategy to cope with hydrodynamic variation by the invasive sun-coral (*Tubastraea* spp.). **Marine Environmental Research**, 174, 2022. doi: 10.1016/j.marenvres.2022.105563.

TOWNSEND, C. R. *et al.* **Fundamentos em ecologia**, 3. ed., Artmed, 576 p., 2010.

VALENTIN, J.L. Analyse des paramètres hydrobiologiques dans la remontée de Cabo Frio (Brésil). **Marine Biology**, 82: p. 259-276, 1984.

VALENTIN, J. L. Ressurgência: fonte de vida dos oceanos. **Ciência Hoje**, 18, p. 19–25, 1994.

VENTURA, C. R. & TAVARES, M. R. *et al.* Equinodermos (Echinodermata). In: Bastista *et al.* (Eds.) **Biodiversidade marinha dos costões rochosos de Arraial do Cabo**: Histórico, ecologia e conservação. Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira, Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, p. 264-295, 2020

VERMEIJ, M. J. A. A novel growth strategy allows *Tubastrea coccinea* to escape small-scale adverse conditions and start over again. **Coral Reefs**, 24(3), p. 442–442, 2005. doi:10.1007/s00338-005-0489-z.

WANG, H. *et al.* Toxicity evaluation of single and mixed antifouling biocides using the *Strongylocentrotus intermedius* sea urchin embryo test. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 30(3), p. 692–703, 2011. doi:10.1002/etc.440

WANG, J. *et al.* Antifouling activity against bryozoan and barnacle by cembrane diterpenes from the soft coral *Simularia flexibilis*. **International Biodeterioration & Biodegradation**, 120, p. 97–103, 2017. doi: 10.1016/j.ibiod.2017.02.013.

YONESHIGUE-VALENTIN *et al.* Macroalgas (Chlorophyta, Rhodophyta e Ochrophyta). In: Bastista *et al.* (Eds.) **Biodiversidade marinha dos costões rochosos de Arraial do Cabo**: Histórico, ecologia e conservação. Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira, Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, p. 96-125, 2020

APÊNDICE

Apêndice I – Abundância dos táxons de macrobentônicos associados as colônias de *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea* sp. nos costões da Ilha dos Porcos (Porcos), Saco dos Cardeiros (Cardeiros) e Enseada do Anequim (Anequim) em Arraial do Cabo (RJ), Brasil. A localização desses macrobentônicos na estrutura calcária (C) ou no tecido (T) das colônias de *Tubastraea* foram apresentadas. As espécies sinalizadas com um “*” são classificadas como exóticas para a região.

Espécies Associadas	<i>Tubastraea coccinea</i>			<i>Tubastraea</i> sp.	Localização
	Porcos	Cardeiros	Anequim	Porcos	
Polychaeta					
Cirratulidae	0	1	0	0	C
<i>Cirriformia</i> sp.	0	0	3	0	C
Sabellidae	0	0	0	2	C
<i>Spirobranchus</i> sp.	0	1	0	0	C
<i>Chone</i>	13	6	12	18	C
<i>Marphysa</i> sp.	9	0	0	0	C
<i>Eunice</i> sp.	0	11	12	2	C
<i>Lumbrineris</i> sp.	3	9	6	1	C
<i>Syllis</i> sp.	23	23	7	5	C
Polychaeta NI	7	4	10	4	C
Mollusca					
Gastropoda	1	0	1	0	C
<i>Isognomon bicolor</i> (C. B. Adams, 1845) *	4	0	0	0	C
<i>Leiosolenus aristatus</i> (Dillwyn, 1817) *	52	18	8	18	C
Bivalvia	2	11	2	1	C
<i>Chama</i> sp.	1	0	0	0	C
Arthropoda					
Crustacea	6	0	0	3	T
Brachyura	7	4	3	13	T
Amphipoda	3	2	0	0	T
Sessilia	0	0	0	1	C / T
Platyhelminthes					
Planaria	1	0	0	0	T
Echinodermata					
Ophiurida	2	0	0	0	T