



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

EVERTHON DE ALBUQUERQUE XAVIER

**BIOINVASÕES MARINHAS DO BRASIL: COMPOSIÇÃO, DETECÇÃO E
MONITORAMENTO DE BRIOZOÁRIOS EM SUBSTRATOS ARTIFICIAIS**

Recife

2022

EVERTHON DE ALBUQUERQUE XAVIER

**BIOINVASÕES MARINHAS DO BRASIL: COMPOSIÇÃO, DETECÇÃO E
MONITORAMENTO DE BRIOZOÁRIOS EM SUBSTRATOS ARTIFICIAIS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de doutor. Área de concentração: Ecologia.

Orientador: Leandro Manzoni Vieira

Coorientadora: Ana Carolina Sousa de Almeida

Recife

2022

Catálogo na Fonte:
Bibliotecária Elaine Cristina Barroso, CRB-4/1728

Xavier, Everthon de Albuquerque

Bioinvasões marinhas do Brasil: composição, detecção e monitoramento de briozoários em substratos artificiais / Everthon de Albuquerque Xavier – 2022.

122 f.: il., fig., tab.

Orientador: Leandro Manzoni Vieira

Coorientadora: Ana Carolina Sousa de Almeida

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Recife, 2022.

Inclui referências e apêndice.

1. Briozoários 2. Organismos introduzidos 3. Portos I. Vieira, Leandro Manzoni (orient.) II. Almeida, Ana Carolina Sousa de (coorient.) III. Título

577.77

CDD (22.ed.)

UFPE/CB-2022-304

EVERTHON DE ALBUQUERQUE XAVIER

**BIOINVASÕES MARINHAS DO BRASIL: COMPOSIÇÃO, DETECÇÃO E
MONITORAMENTO DE BRIOZOÁRIOS EM SUBSTRATOS ARTIFICIAIS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Biologia Animal da Universidade Federal de
Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do
título de doutor. Área de concentração: Ecologia.

Aprovada em: 05/10/2022

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Leandro Manzoni Vieira
Universidade Federal de pernambuco

Prof. Dr. Ralf Tarciso Silva Cordeiro
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dra. Rosana Moreira da Rocha
Universidade Federal do Paraná

Prof. Dr. Luis Felipe Skinner
Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Tito Monteiro da Cruz Lotufo
Universidade de São Paulo

DECLARAÇÃO SOBRE PLÁGIO

Eu, Everthon de Albuquerque Xavier, autor da Tese intitulada “Bioinvasões Marinhas do Brasil: Composição, Detecção e Monitoramento de Briozoários em Substratos Artificiais”, a ser defendida através do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, declaro que:

1. A pesquisa apresentada nesta tese, exceto onde especificado, representa minha pesquisa original.
2. Esta tese não foi submetida anteriormente para obtenção de nenhum grau em nenhuma outra instituição de ensino e pesquisa do país ou do exterior.
3. Esta tese não contém dados de terceiros, nem figuras, gráficos ou outras informações, a menos que devidamente especificado e devidamente creditado como sendo fornecido por outra pessoa.
4. Esta tese não contém material escrito por terceiros, a menos que devidamente especificado e creditado como sendo fornecido por outros pesquisadores. Onde material escrito por terceiros foi usado, eu:
 - 4.1. Re-escrevi o texto, mas a informação passada foi devidamente referenciada.
 - 4.2. Onde palavras exatas escritas por terceiros foram usadas, as mesmas foram marcadas no texto em itálico ou entre aspas e devidamente referenciadas.
5. Esta tese não contém texto, gráficos ou tabelas copiadas e coladas da internet, a menos que especificamente creditado, e a fonte original devidamente referenciada e datada na sessão de Referências Bibliográficas.

Recife, 05 de Outubro de 2022

Everthon de Albuquerque Xavier

AGRADECIMENTOS

Primeiro à **Deus**, pois graças à Ele, eu tive condições de chegar até aqui. Sei que Ele tem me sustentado e conduzido durante essa árdua caminhada, que não tem sido fácil, mas sei que Sua mão está me segurando até o fim.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal (PPGBA-UFPE).

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) e ao CNPq (O Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), pela concessão da bolsa e financiamento de projetos que permitiram a execução dos estudos desta Tese.

Ao meu orientador, Prof. Dr. **Leandro Manzoni Vieira**, por sua orientação, confiança, ensinamentos e amizade, que foram importantes para construir esse trabalho.

À minha coorientadora, Dra. **Ana Carolina Sousa de Almeida**, que sua dedicação, ensino e amizade, que podem ser observados em cada página desse trabalho.

Aos meus **pais**, por seu amor incondicional, por cada noite não dormida, por cada segundo de preocupação e de lutas, e por seus sacrifícios diários para me tornar quem eu sou. Obrigado, pois as suas lutas diárias me inspiram a ser sempre uma pessoa melhor.

Aos companheiros de laboratório do **LAEBry/UFPE** (Laboratório de Estudos de Bryozoa) e do **LABPOR/UFPE** (Laboratório de Porifera), que auxiliaram na construção desse trabalho, desde os momentos de pesquisa e até os momentos de descontração.

Ao colega Dr. **Marcos Nogueira**, por toda paciência e parceria para durante as análises ecológicas.

Aos meus amigos (em especial os **biscoitos**, os **sonserinos**, os **topíssimos**, que **motivados ao treino** e os que vão **apagar a luz ao sair**), pelos momentos de riso, de sinceridade, conselhos, torcida e principalmente paciência. A força de vontade de cada um de vocês me inspira a nunca desistir.

Por último, à **Banca Examinadora** e a todos, que de modo direto e/ou indireto, contribuíram para a realização deste estudo.

“A ciência sem religião é manca, a religião sem a ciência é cega.”

- Albert Einstein

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1 -	Diferentes formas das colônias de briozoários: incrustantes calcificadas (A); incrustantes não-calcificadas (B); eretas calcificadas (C e D); eretas rastejantes (E); eretas calcificadas multilaminares (F)	14
Figura 2 -	Esquema da estrutura corporal de um briozoário (Ordem Cheilostomatida) com as estruturas básicas de um autozoóide e um zoóide ovicelado	15
Figura 3 -	Briozoários associados a diferentes tipos de substratos artificiais no Nordeste do Brasil observados durante as expedições para a execução deste trabalho	17

AS ÁREAS ARTIFICIAIS COSTEIRAS E A COMPOSIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE BRIOZOÁRIOS NO BRASIL

Figura 1 -	Litoral brasileiro e as áreas amostradas por estado	34
Gráfico 1 -	Frequência de ocorrência dos briozoários nos locais amostrados	42
Gráfico 2 -	Gráfico do n-MDS em duas dimensões com índice de similaridades no índice de Sørensen–Dice em todos os locais, áreas comerciais e recreacionais	47

EFEITOS DO TIPO DO SUBSTRATO E DA ORIENTAÇÃO NO RECRUTAMENTO DE BRIOZOÁRIOS EM ÁREAS ARTIFICIAIS

Figura 1 -	Mapa da área de estudo	54
Figura 2 -	Caracterização do ambiente da área de estudo	55
Figura 3 -	Desenho esquemático da elaboração dos painéis experimentais, com a disposição das placas de diferentes substratos e as diferentes orientações ..	56
Gráfico 1 -	Frequência de ocorrência de briozoários nos locais amostrados, por tipo de substrato e as diferentes orientações	60
Gráfico 2 -	Análise GLM da riqueza das assembleias por substratos e pela orientação, por média total, com apenas as espécies incrustantes e apenas as espécies eretas	62

Gráfico 3 - NMDS plotado em duas dimensões, com similaridade Bray-Curtis, de formas incrustantes de briozoários, por substrato e orientação 64

Gráfico 4 - NMDS plotado em duas dimensões, com similaridade Bray-Curtis, de formas eretas de briozoários, por substrato e orientação 65

BIOINVASÃO DE BRIOZOÁRIOS MARINHOS EM ÁREAS NATURAIS E ARTIFICIAIS DO NORDESTE DO BRASIL

Figura 1 - Mapa com as áreas artificiais e naturais amostradas no estudo 75

Gráfico 1 - Quantidade total de espécies nativas, criptogênicas e exóticas nas áreas naturais e artificiais 82

Gráfico 2 - Frequência de ocorrência total dos briozoários em todas as áreas amostradas 83

Gráfico 3 - N-MDS das assembleias por localidades, naturais e artificiais 86

LISTA DE TABELAS

AS ÁREAS ARTIFICIAIS COSTEIRAS E A COMPOSIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE BRIOZOÁRIOS NO BRASIL

Tabela 1 -	Lista das localidades do litoral brasileiro que foram amostradas	35
Tabela 2 -	Lista de briozoários encontrados em áreas artificiais do Brasil com sua classificação de <i>status</i>	39
Tabela 3 -	Resultados da PERMANOVA (two-way), testando o efeito dos “trechos costeiros” e “tipo de áreas” na composição das assembleias de briozoários	46

EFEITOS DO TIPO DO SUBSTRATO E DA ORIENTAÇÃO NO RECRUTAMENTO DE BRIOZOÁRIOS EM ÁREAS ARTIFICIAIS

Tabela 1 -	Lista dos briozoários encontrados com seus status ecológico, tipo de crescimento colonial e distribuição	58
Tabela 2 -	Comparações por tipo de substrato usando Modelos Lineares Generalizados (GLM) de cada tratamento de substrato	61
Tabela 3 -	Comparações tipo de orientações usando Modelos Lineares Generalizados (GLM) de cada tratamento de substrato	61

BIOINVASÃO DE BRIOZOÁRIOS MARINHOS EM ÁREAS NATURAIS E ARTIFICIAIS DO NORDESTE DO BRASIL

Tabela 1 -	Lista das localidades amostradas, com os respectivos tipos das áreas e trechos costeiros	76
Tabela 2 -	Lista das espécies de bryozoa encontradas durante o estudo nas áreas artificiais e naturais de cada estado	79
Tabela 3 -	Resultados da análise de variância multivariada permutacional bidirecional (PERMANOVA) testando o efeito de 'trechos costeiros' e 'tipo de área' na composição de assembleias de briozoários	85

RESUMO

A bioinvasão é o fenômeno decorrente da introdução e estabelecimento de uma espécie fora de sua área de origem, trazendo danos à comunidade local e até substituindo espécies nativas. Esse processo está cada vez mais atrelado às atividades humanas, os ambientes artificiais (como portos e marinas) costumam ser portas de entrada para espécies exóticas. Dentre os grupos taxonômicos mais comuns na fauna exótica e invasora marinhas, destaca-se o Filo Bryozoa. Os briozoários são indivíduos com intenso recrutamento larval, crescimento colonial rápido e com grande tolerância às variações ambientais, o que torna o grupo um dos mais representativos da comunidade do *fouling*. Por isso, entender a relação dos briozoários com as áreas artificiais é um passo importante para prevenir o estabelecimento e disseminação de potenciais organismos bioinvasores. Desta forma, esse estudo buscou investigar a composição da comunidade incrustante de briozoários em substratos artificiais no Brasil. A pesquisa realizou expedições de *Rapid Assessment Survey* em diferentes áreas do Brasil e conduziu um experimento no Iate Clube do Natal (Rio Grande do Norte) com placas de recrutamento de diferentes tipos de substrato e orientação. Foram encontradas 132 espécies de briozoários nas áreas artificiais e adjacentes estudadas, das quais 14 foram classificadas como exóticas, 67 criptogênicas e 51 nativas. Observou-se que as assembleias de briozoários das áreas artificiais comerciais (portos) e das áreas recreativas (iate clubes e marinas) variam ao longo dos trechos costeiros (ecorregiões) do Brasil, sem diferenças significativas entre esses ambientes. O mesmo ocorre quando se compara áreas naturais e artificiais. Características do substrato, tais como tipo e posição, são fatores importantes para a comunidade de briozoários marinhos em áreas artificiais, principalmente se formam ambientes mais protegidos da luminosidade e sedimentação (parte inferior de uma estrutura horizontal). Substratos derivados de materiais plásticos e metais demonstraram ser mais atrativos para as larvas de briozoários. Nota-se que há um grande número de espécies nativas em áreas artificiais, o que pode permitir a dispersão desses indivíduos para outras localidades. Por isso, são necessitam-se de mais estudos para se criar métodos mais eficazes de manejo e conservação.

Palavras-chave: Espécies exóticas; *Fouling*; Espécies não-nativas; Portos; Áreas artificiais.

ABSTRACT

Bioinvasion is an event resulting of the recruitment and establishment of a species from abroad (different origin areas), being responsible for a series of threat in local communities, even replacing native species. This process is often carried by human activities, after all, artificial environments, such as ports and marinas, are often gateways for exotic species. The phylum Bryozoa comprises one of the most common marine invertebrate taxa in exotic and invasive fauna. Most bryozoans have high recruitment rate, fast colonial growth and high tolerance to environmental changes, making bryozoans common in fouling communities. Therefore, understanding the relationships between bryozoans and artificial areas is an important step towards prevent the establishment and spread of potential invasive organisms. Thus, this study sought to investigate the composition of the encrusting bryozoans on artificial substrata in Brazil. The research was performed based on the Rapid Assessment Survey method in different areas in Brazil. Additionally, recruitment plates were implanted at the Iate Clube do Natal (Rio Grande do Norte) to analyze bryozoan recruitment on four different substrata and two orientation. At least 132 bryozoan were found in all the areas studied here, including 14 classified as exotic, 67 as cryptogenic and 51 as native. Was verified that bryozoan fouling communities in artificial habitats do not vary significantly between commercial and recreational localities, but faunal assemblages varied significantly along Brazilian coast stretches that are distinguished by environmental conditions. Substratum characteristics, such as type and position, are responsible for differences in marine bryozoan community in artificial areas, especially when compared exposure to light and sedimentation (lower part of a horizontal structure). Plastics substrata and metals have been shown to be more attractive to bryozoan larvae. It is noted that there are many native species in artificial areas, which may allow the dispersal of these individuals to other localities. Therefore, further studies are needed to understand to create more effective methods of management and conservation.

Keywords: Exotic species; Fouling; Non-native species; Harbours; Artificial areas.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	13
	REFERÊNCIAS	21
2	HIPÓTESES	29
3	OBJETIVOS	30
4	RESULTADOS	31
4.1	AS ÁREAS ARTIFICIAIS COSTEIRAS E A COMPOSIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE BRIOZOÁRIOS NO BRASIL	32
	4.1.1 <i>Materiais e métodos</i>	33
	4.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	38
	4.1.3 <i>Conclusões</i>	51
4.2	EFEITOS DO TIPO DO SUBSTRATO E DA ORIENTAÇÃO DA SUPERFÍCIE NO RECRUTAMENTO DE BRIOZOÁRIOS EM ÁREAS ARTIFICIAIS	52
	4.2.1 <i>Materiais e métodos</i>	53
	4.2.2 <i>Resultados</i>	58
	4.2.3 <i>Discussão</i>	65
	4.2.4 <i>Conclusões</i>	71
4.3	BIOINVASÃO DE BRIOZOÁRIOS MARINHOS EM ÁREAS NATURAIS E ARTIFICIAIS DO NORDESTE DO BRASIL	73
	4.3.1 <i>Materiais e métodos</i>	74
	4.3.2 <i>Resultados</i>	77
	4.3.3 <i>Discussão</i>	87
	4.3.4 <i>Conclusões</i>	90
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	92
	REFERÊNCIAS	93
	APÊNDICE A – THE ROLE OF ARTIFICIAL HABITATS ON FOULING BRYOZOAN FAUNA IN THE SOUTHWESTERN ATLANTIC	112

1 INTRODUÇÃO GERAL

As regiões marinhas portuárias costumam sofrer diversos impactos das atividades humanas, destacando-se a introdução de espécies exóticas (ALPERT et al., 2000). Uma vez que uma espécie exótica é introduzida, seu estabelecimento e expansão distribucional pode resultar em eventos de invasões biológicas (LOPES; VILLAC, 2009) que são responsáveis por inúmeros impactos ambientais, socioeconômicos e até na saúde humana (RUIZ et al., 1997; MACK et al., 2000). Estimativas sugerem que 3 mil espécies são transportadas diariamente no mundo (CARLTON; GELLER, 2003). Assim, as barreiras biogeográficas naturais dos organismos são ultrapassadas e as espécies podem ser encontradas fora de suas áreas de distribuição originais, eventualmente modificando habitats, influenciando na predação e competição com a fauna nativa, atuando como vetores de doenças e, em última instância, promovendo a perda da biodiversidade local (BAX et al., 2003).

O estudo do processo da bioinvasão requer o entendimento da classificação das espécies em relação a suas origens biogeográficas e ocorrência em uma determinada área, podendo ser consideradas: nativas (aquelas que vivem em suas áreas de origem), criptogênicas (com origem biogeográfica desconhecida) ou exóticas (registradas fora de sua área de distribuição original) (CHAPMAN; CARLTON, 1991; LOPES; VILLAC, 2009). O sucesso da bioinvasão está relacionado com a capacidade de adaptação da espécie no local que foi introduzida, pois espécies exóticas são, de forma geral, mais tolerantes à variação de fatores ambientais do que espécies nativas, tendendo a possuir um rápido crescimento, além de apresentarem diversas estratégias de dispersão, como associação a estruturas artificiais (RUIZ et al., 1997; SMITH et al., 1999). Os substratos também podem influenciar no recrutamento e assentamento dessas espécies, visto que substrato artificial pode apresentar maior abundância e riqueza de espécies exóticas quando comparados aos substratos naturais (GLASBY et al., 2007; AIROLDI; BULLERI, 2011).

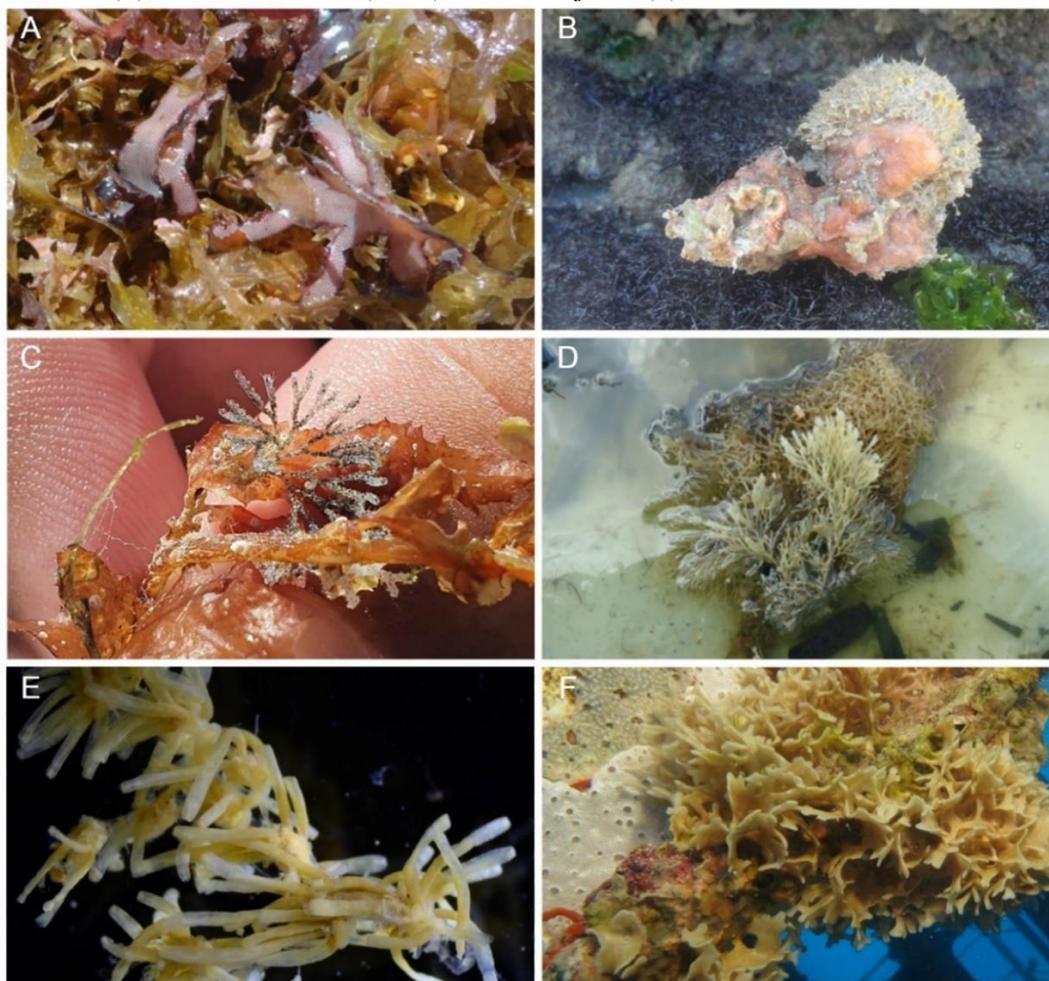
Marques et al. (2013) relata a importância de cinco grupos taxonômicos (ascídias, briozoários, cnidários, crustáceos e moluscos) como componentes da fauna exóticas e invasoras, encontradas principalmente em áreas artificiais. Dentre esses, briozoários podem ser considerados bons modelos para estudar bioinvasões, pois muitas espécies são sésseis e possuem rápida taxa de crescimento, conseguindo se estabelecer em diferentes tipos de substratos e com alta tolerância às variações ambientais (CARLTON et al., 2017; LOXTON et al., 2017; MIRANDA et al., 2018).

1.1. Características gerais do Filo Bryozoa

O filo Bryozoa é composto por invertebrados aquáticos, exclusivamente suspensívoros e coloniais, em sua maioria marinhos e sésseis, que vivem fixos sobre substratos naturais e artificiais (RYLAND, 2005). Os briozoários são encontrados desde a zona entremarés da região costeira litorânea até grandes profundidades dos oceanos. Além disso, podem ser encontrados em áreas estuarinas e até em água doce (GONTAR et al., 2001).

As colônias desses indivíduos normalmente possuem poucos centímetros, mas podem alcançar alguns metros com cores e formas de crescimento variadas. As colônias podem ser: eretas (arborescentes ou foliáceas), incrustantes (uni ou multilaminares) ou rastejantes (“*creeping*”, em inglês) (Fig. 1). Os briozoários podem formar colônias gelatinosas e quitinosas, devido à falta de calcificação das paredes (Fig. 1), ou colônias rígidas, com diferentes níveis de calcificação (Fig. 1), com formas que os confundem com corais e algas (RYLAND, 2005; ALMEIDA et al., 2020; SCHWAHA, 2020).

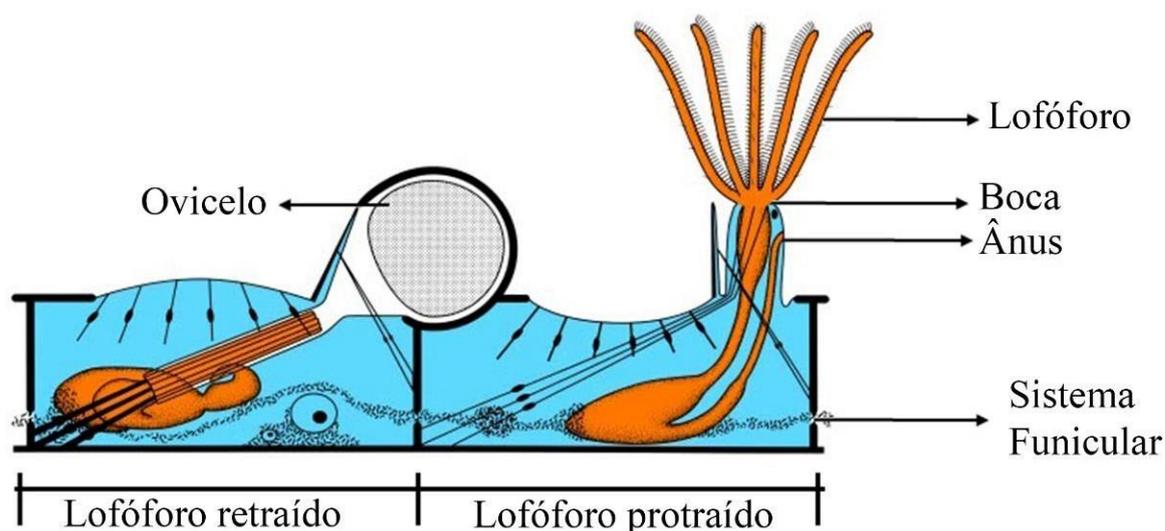
Figura 1 - Diferentes formas das colônias de briozoários: incrustantes calcificadas (A); incrustantes não-calcificadas (B); eretas calcificadas (C e D); eretas rastejantes (E); eretas calcificadas multilaminares (F).



Fonte: Autor e LAEBRy (@bryozoabrazil, 2021).

As colônias são formadas por unidades chamadas de zooides, que constituem um zooécio e um polípidio. O zooécio é uma câmara calcificada ou quitinosa, enquanto o polípidio é a parte orgânica responsável pelas funções vitais, que constitui o trato digestivo e o lofóforo (Fig. 2) (MIGOTTO et al., 2011; SCHWAHA, 2020). Os zooides podem apresentar diferenças de acordo com sua função (RYLAND, 2005). Os zooides utilizados para alimentação são chamados de autozooides e são os mais comuns, os demais são chamados de heterozooides e podem apresentar especializações para defesa, reprodução e fixação (RUPPERT et al., 2005; SCHWAHA, 2020).

Figura 2 - Esquema da estrutura corporal de um briozoário (Ordem Cheilostomatida) com as estruturas básicas de um autozoóide e um zoóide ovicelado (região laranja: polípidio – lofóforo e órgãos internos; região azul: cistídio – camadas celulares e esqueleto; ovicelo: estrutura reprodutiva).



Fonte: ©Copyright C.Nielsen (disponível em <http://bryozoa.net/bryozo-1.pdf>).

Atualmente, mais de 8.000 espécies de briozoários são estimadas para o mundo, das quais 492 foram registradas para o Brasil, sendo 198 consideradas endêmicas (RYLAND, 2005; VIEIRA; ALMEIDA, 2022). Apesar de o Brasil possuir uma das regiões costeiras mais extensas e de grande biodiversidade do mundo, boa parte do litoral brasileiro tem sua diversidade subamostrada (ALMEIDA et al., 2015a) ou com um viés amostral específico, principalmente quando se trata sobre as regiões Norte e Nordeste. Embora a costa de ambas as regiões corresponda a mais de um terço da costa do país, esta é frequentemente negligenciada nos levantamentos de biodiversidade, principalmente em grupos como Bryozoa, onde o número de especialistas é ainda baixo (ALMEIDA et al., 2015a; MIGOTTO; MARQUES, 2003).

Cerca de treze estudos sobre a fauna de briozoários no Brasil foram publicados antes dos anos 1960, realizados principalmente nas regiões sudeste e sul (VIEIRA et al., 2008). Entre estes, destacam-se os trabalhos realizados por Marcus (1937; 1938; 1939; 1941a; 1941b; 1949; 1955), que estudou intensamente os estados de São Paulo e Paraná, com poucos espécimes sendo registrados para Pernambuco e Bahia. Busk (1884) e Canu e Bassler (1928) incluíram levantamentos faunísticos de briozoários no Nordeste, principalmente da Bahia. Desde os trabalhos realizados por Ernst Marcus, nenhum levantamento foi realizado para Bryozoa até o início do século XXI, quando estudos voltaram a ser publicados para as regiões Sudeste e Sul (MIGOTTO et al., 2011; RAMALHO et al., 2005; 2009; 2011) e, na última década, estudos para a região Nordeste começaram a ser mais comuns (e.g. ALMEIDA; SOUZA 2014; ALMEIDA et al., 2015a; VIEIRA et al., 2016; ALMEIDA et al., 2017; FARIAS et al., 2020). Porém, ainda são necessários mais estudos para compreender melhor a fauna de briozoários do Brasil, bem como sua composição.

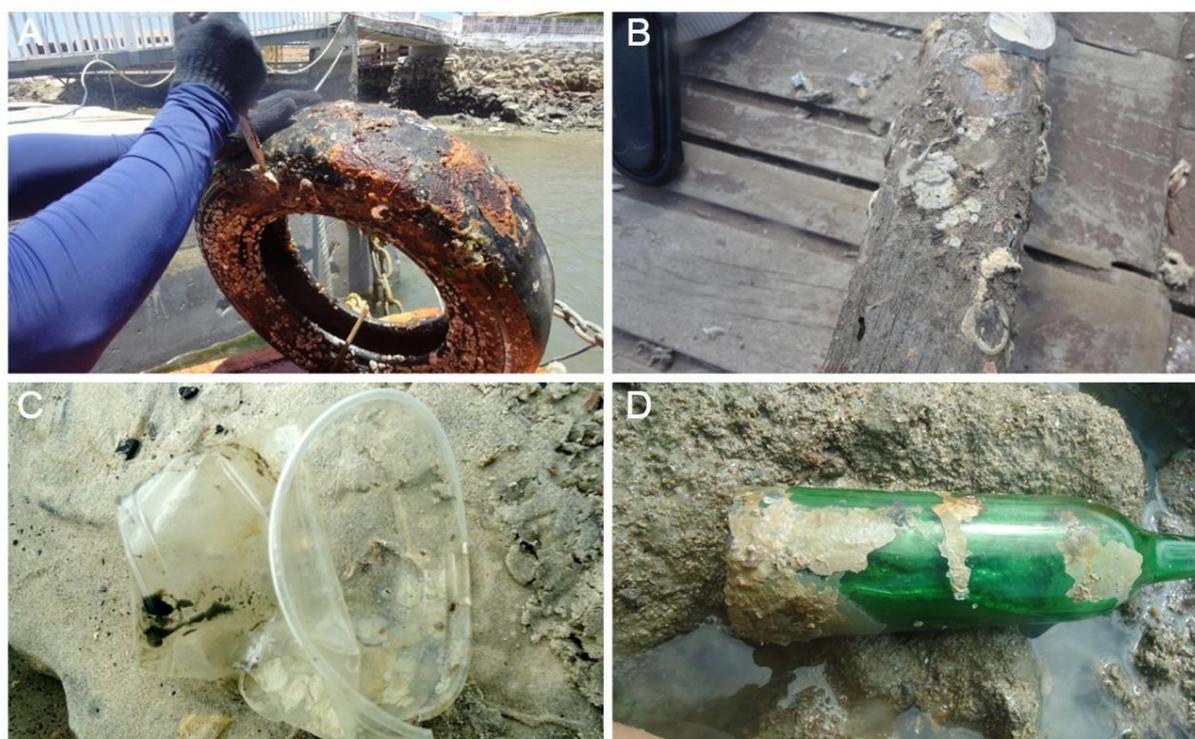
1.2 A dispersão dos briozoários e a bioinvasão

Dentre os invertebrados marinhos, o filo Bryozoa é um dos grupos mais representativos e importantes na colonização de substratos rígidos, sendo importantes na comunidade do *fouling* (RYLAND, 1965, 2005; MCCANN et al., 2007). O *fouling* é formado por uma comunidade de organismos que se fixam e crescem nas superfícies de substratos submersos ou semi-submersos (LEWIS, 1998), sendo estes naturais ou artificiais. As espécies que fazem parte do *fouling* possuem maior facilidade de dispersão devido às associações com substratos artificiais, sendo a incrustação em casco de embarcações ou plataformas de petróleo, um dos principais vetores conhecidos atualmente para espécies exóticas (GORDON; MAWATARI, 1992; HEWITT, 2002; MCCANN et al., 2007; BAX et al., 2003).

Além da dispersão por fixação em estruturas artificiais feitas por seres humanos, os briozoários podem ser transportados de forma artificial através do *rafting* ou da água de lastro (HARMELIN et al., 2016). O *rafting* ocorre quando organismos se associam e realizam seu ciclo de vida em substratos flutuantes (e.g., bióticos ou abióticos), enquanto são dispersos por longas distâncias com auxílio de correntes oceânicas (WINSTON, 2012). Bryozoa é um grupo dominante na comunidade de *rafting* e a resistência a condições adversas e a grande variedade de formas de crescimento garantem o sucesso de muitas espécies ao realizarem esta forma de dispersão (MCCULLER; CARLTON, 2018; SCHWAHA, 2020).

A disponibilidade e o tipo do substrato ao qual o organismo está fixado são importantes no processo de transporte de espécies (THIEL; GUTOW, 2005; WINSTON, 2012) (Fig. 3), seja através do *fouling* ou *rafting*. O transporte por *rafting* em substratos bióticos (e.g. algas, propágulos de mangue, folhas) nem sempre é capaz de explicar amplas distribuições geográficas em briozoários, pois parece ser improvável que essas estruturas resistam ao ponto de permitir o transporte entre diferentes oceanos (WATTS et al., 1998). Nem mesmo o *rafting* através de substratos abióticos (e.g., lixo, detritos plásticos, resíduos sólidos), com suas estruturas mais resistentes e difíceis de afundar (THIEL; GUTOW, 2005). Já o transporte por *fouling* em embarcações e estruturas portuárias, permite uma dispersão em maior escala e por maior tempo (RYLAND, 1965, 2005; MCCANN et al., 2007).

Figura 3 - Briozoários associados a diferentes tipos de substratos no Nordeste do Brasil observados durante as expedições de coleta deste trabalho: pneus (A); madeira (B); copos plásticos (C); e garrafa de vidro (D).



Fonte: Autor e LAEBRy (@bryozoabrazil, 2021).

Já a água de lastro, que é considerada como um dos principais mecanismos de dispersão de origem antropogênica, vem sendo amplamente relacionada com a introdução de espécies aquáticas (LOPES, 2009). Por isso, como a maioria dos briozoários tem larvas que possuem um curto período de vida, pois não se alimentam, sobrevivendo por apenas aproximadamente quatro horas (MARSHALL; KEOUGH, 2003; OBREGON; FABRIZ, 2015). Porém, o transporte em águas de lastro ainda é pouco relatado na literatura.

Para briozoários, essa facilidade de se associarem aos mecanismos humanos de dispersão, faz com que a ampla distribuição conhecida de algumas espécies seja questionada (MCCULLER; CARLTON, 2018). Com o aumento de estudos sobre a fauna de Bryozoa no Brasil, principalmente aqueles referentes à detecção de espécies exóticas (e.g., ALMEIDA et al., 2015b; ALMEIDA et al., 2017; LOPES, 2009; MIRANDA et al., 2018; ROCHA et al., 2013; XAVIER et al., 2021), é possível que muitas espécies antes consideradas cosmopolitas já estejam sendo reconhecidas como exóticas na costa do Brasil. Diversos levantamentos de fauna exótica já foram feitos para briozoários no mundo, como para Nova Zelândia (GORDON; MAWATARI, 1992), Austrália (HEWITT et al., 2004), Estados Unidos (MCCANN et al., 2007) e Europa (RYLAND et al., 2011), entre outros. No Brasil levantamentos da fauna exótica são essenciais já que o país possui uma grande área costeira com heterogeneidade de habitats, o que aumenta a possibilidade de introdução de espécies exóticas (ALMEIDA et al., 2015b; LOPES, 2009).

1.3 Espécies exóticas, bioinvasões e as áreas portuárias do Brasil

Dentre as atividades que se utilizam os ambientes costeiros e marinhos, destacam-se os serviços portuários, que são responsáveis pelo transporte de aproximadamente 80% das mercadorias do mundo (VAN NIERKERK, 2005), expondo essas regiões a uma intensa pressão (GINER; RIPOLL, 2009; ASMUS et al., 2004). Desta forma, as bioinvasões são consideradas como uma das maiores ameaças a esses ecossistemas, principalmente devido ao incorreto deslastreamento e falta de manutenção nos cascos das embarcações (OBREGON; FABRIZ, 2015; CAMACHO, 2007). Estima-se que cerca de 10 bilhões de toneladas de água de lastro são transportados anualmente (CARMO, 2006), fazendo com que sejam transportadas mais de 16 mil espécies de animais e plantas em todo mundo (SEEBENS et al., 2017; 2018).

A introdução das espécies exóticas invasoras é considerada atualmente, a segunda maior causa de extinção de espécies no planeta, afetando diretamente a biodiversidade, a economia e a saúde humana (LOPES, 2009; SEEBENS et al., 2017; 2018). A classificação das espécies, se dá através da sua origem e localização biogeográfica como: (1) nativas, quando ocorrem dentro de sua região de origem, (2) exóticas ou não-nativas, quando ocorrem fora da área de distribuição natural conhecida e (3) criptogênicas, quando a origem da espécie e sua distribuição geográfica são incertas ou não conhecidas (BULLOCK et al., 1997; CARLTON, 1996). Porém, no ambiente marinho, diversos fatores dificultam essa classificação, incluindo a falta de barreiras ecológicas bem delimitadas, o histórico local desconhecido e o já mencionado intenso tráfego de embarcações (BAX et al., 2003; CARLTON, 1996; LOPES,

2009). É importante salientar que, para aplicar essa classificação é importante conhecer a biota local, a biogeografia e a biologia da espécie-alvo e suas possíveis rotas de introdução (CHAPMAN; CARLTON, 1991).

As espécies criptogênicas são aquelas que não podem ser classificadas como exóticas ou nativas com confiança. Essa definição intermediária é feita principalmente quando uma espécie não possui registros históricos sobre sua distribuição natural, possui distribuição geográfica ampla e descontínua e está presente em ambientes artificiais (CARLTON, 1996). Apesar de seu status exótico não ser definitivo, a identificação das espécies criptogênicas e suas possíveis rotas de dispersão podem auxiliar na detecção de rotas de introdução, e são essenciais para que as estimativas nos estudos de bioinvasão sejam corretas (CARLTON, 1996; ROCHA et al., 2013).

As espécies classificadas como exóticas podem também ser classificadas quanto à sua situação populacional no local de sua introdução. Lopes (2009) determinou quatro situações em que as espécies exóticas podem ser enquadradas: (1) contida, a espécie foi encontrada em ambientes controlados e separados do ambiente natural, (2) detectada, espécie foi encontrada em pontualmente no ambiente natural, sem aparente aumento de abundância ou dispersão, (3) estabelecida, espécie possui registros recorrentes em ambiente natural e apresenta aumento populacional e ciclo de vida completo estabelecido no ambiente e (4) invasora, espécie além de apresentar um aumento na dispersão, ainda começa a causar impactos, sejam ambientais, sociais ou econômicos. Esse processo ocorre principalmente, porque essas espécies costumam ser bastante tolerantes a vários fatores ambientais e possuem uma alta capacidade de crescimento, tipos de reprodução e estratégias de dispersão, além de não ter predadores (RUIZ et al., 1997).

Quando a bioinvasão de uma espécie acontece, é possível notar que os esforços para a erradicação da mesma são dispendiosos e muitas vezes ineficazes, principalmente quando se trata de espécies marinhas (COWIE, 2004). Ao se estudar o processo de bioinvasão, torna-se possível se auxiliar na previsão do nível de dispersão e direção da espécie invasora, para concentrar os esforços em áreas mais críticas e adquirir conhecimentos de sua biologia e dos mecanismos de dispersão, para evitar futuras bioinvasões (JOHNSON; PADILLA, 1996).

1.4 Caracterização e classificação de briozoários exóticos

Apesar de apresentarem mecanismos de dispersão natural, a distribuição geográfica das espécies de briozoários é raramente explicada por suas limitações, assim é necessária associação com mecanismos de dispersão artificiais e adaptações das espécies, como:

crescimento rápido e tolerância a variações ambientais (ALMEIDA et al., 2015b; GORDON; MAWATRI, 1992), e por isso esses organismos são frequentemente classificados como exóticos e até invasores. Em alguns grupos taxonômicos, como briozoários, as espécies criptogênicas também são importantes quanto as espécies exóticas nos estudos de bioinvasão (e.g. COHEN et al., 2005; MARQUES et al., 2013; MIGOTTO et al., 2011; MIRANDA et al., 2018), por isso não devem ser negligenciadas.

Para auxiliar nessa classificação de espécies exóticas, criptogênicas ou exóticas, Chapman e Carlton (1991; 1994) implementaram uma lista de atributos que são encontrados em espécies exóticas, com características a nível local e global. Nestes estudos, os autores discutiram os atributos em espécies de crustáceos, porém os mesmos atributos, se adaptados, podem ser encontrados em outros grupos. Os nove atributos, sendo seis locais e três globais, reúnem informações da espécie de forma positiva, indicando uma tendência da espécie a ser exótica, ou de forma negativa, o que indica a tendência a ser nativa. Os atributos locais são: (1) aparecimento da espécie onde não era encontrada anteriormente, (2) dispersão local após introdução, (3) associação com mecanismos humanos de dispersão, (4) associação ou dependência a outras espécies exóticas, (5) prevalência ou restrição à ambientes novos ou artificiais e (6) distribuição restrita quando comparada a outras espécies ecologicamente similares. Os atributos globais são: (7) distribuição geográfica ampla com presença de populações isoladas, (8) mecanismos de dispersão ativa ou passiva da espécie não são capazes de explicar a distribuição conhecida e (9) origem evolutiva exótica.

Porém, a detecção de espécies exóticas não é fácil, principalmente em grupos pouco estudados, como briozoários, e áreas com pouco ou nenhum levantamento da fauna local, como regiões Norte e Nordeste do Brasil (ALMEIDA et al., 2015a; MIGOTTO; MARQUES, 2003). Essa falta de informação sobre as populações endêmicas e/ou nativas, ou até erros taxonômicos em indivíduos também podem dificultar a identificação de espécies exóticas (CHAPMAN; CARLTON, 1991). A aplicação incorreta das informações para identificação do status exótico, como observado por Rocha et al. (2013), também é comum e por isso os critérios utilizados para tal fim deve ser bem elaborados e avaliados.

Com o objetivo de minimizar esses erros e melhor compreensão do fenômeno de bioinvasões em regiões portuárias, principalmente através do método de Pesquisa de Avaliação Rápida (*Rapid Assessment Survey* – RAS), que realiza um procedimento padronizado de amostragem em campo, para identificar o maior número de taxa possível e auxiliar na gestão de ambientes costeiros e portuários (CHESSMAN, 1995). No Brasil, alguns estudos foram

realizados, como no porto de Paranaquá (NEVES et al., 2007), na baía de Sepetiba (CLARKE et al., 2004), Ilha Grande (IGNACIO et al., 2010) e canal de São Sebastião (MARQUES et al., 2013). No nordeste do Brasil, se destacam os estudos em naufrágios de Pernambuco (AMARAL et al., 2010; LIRA et al., 2010). Além desses levantamentos, pode-se citar estudos com painéis de recrutamento, que tem sido utilizado para melhor compreender o processo de assentamento desses animais e sua sucessão (ROCHA et al., 2010; NERY et al., 2008).

Os atributos discutidos por Chapman e Carlton (1991; 1994) já foram utilizados em algumas avaliações da fauna de briozoários da Austrália (GORDON 2018) do Brasil (MIRANDA et al., 2018), como forma de melhor identificar espécies exóticas. Ramalho (2006) aplicou os critérios para a fauna de briozoários do Rio de Janeiro, onde detectou quatro espécies exóticas. Já Almeida et al. (2015b) e Almeida et al. (2017) aplicaram os critérios para espécies da Bahia, detectando sete espécies exóticas. Miranda et al. (2018) aplicaram e discutiram os critérios e atributos encontrados em espécies exóticas de briozoários, identificando 12 espécies como exóticas para a costa do Brasil.

Como forma de avaliar a fauna de briozoários exóticos brasileiros se faz necessária aplicar corretamente critérios e reavaliar os atributos encontrados em espécies exóticas pela falta de estudos históricos no Brasil. Dessa forma, a primeira reavaliação feita por Xavier et al. (2021) - resultado do trabalho de tese aqui apresentado - verificou a presença de 55 espécies de briozoários em áreas artificiais da costa brasileira (portos e marinas), encontrando 13 espécies exóticas, com registros distintos dos apresentados na literatura (MIRANDA et al., 2018). Mesmo assim, ainda são necessários cada vez mais estudos para compreender esse processo de recrutamento, estabelecimento e dispersão dessas espécies.

REFERÊNCIAS

AIROLDI, L.; BULLERI, F. Anthropogenic disturbance can determine the magnitude of opportunistic species responses on marine urban infrastructures. **PLoS One**, 6(8), e22985. 2011.

ALMEIDA, A. C. S.; SOUZA, F. B. C. Two new species of cheilostome bryozoans from the South Atlantic Ocean. **Zootaxa**, v. 3753, n. 3, p. 283–29. 2014.

ALMEIDA, A., et al. Influence of depth on bryozoan richness and distribution from the continental shelf of the northern coast of Bahia State, north-eastern Brazil. **Anais da**

Academia Brasileira de Ciências, 92 (3), 1-19. 2020.

ALMEIDA, A.C.S., et al. Gymnolaemata bryozoans of Bahia state, Brazil. **Marine Biodiversity Records**, 8 (120), 1–7. 2015a.

ALMEIDA, A.C.S.; ALVES, O.; PESO-AGUIAR, M.; et al. The non-indigenous bryozoan *Triphyllozoon* (Cheilostomata: Phidoloporidae) in the Atlantic: morphology and dispersion on the Brazilian coast. **Zoologia**, v. 32, n. 6, p. 476–484. 2015b.

ALMEIDA, A. C. S.; SOUZA, F. B. C.; VIEIRA, L. M. Malacostegine bryozoans (Bryozoa: Cheilostomata) from Bahia State, northeast Brazil: taxonomy and non-indigenous species. **Marine Biodiversity**, v. 2017, p. 1–26, 2017.

ALPERT, P.; BONE, E.; HOLZAPFEL, C. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. **Urban & Fischer**, 3: 52-66. 2000.

AMARAL, F.M.D., et al. Benthic macrofauna inventory of two shipwrecks from Pernambuco coast, northeastern of Brazil. **Revista Nordestina de Zoologia**, 4(1): 24-41. 2010.

ASMUS, M. L.; KITZMANN, D. I. S.; LAYDNER, C. **Gestão Costeira no Brasil. Estado atual e perspectivas**. In: Encontro Regional Cooperación en el Espacio Costero, 2004, Montevideo- Uruguay. Cooperación en el Espacio Costero. Montevideo: Ecoplata, p. 1-63. 2004.

BAX, N., et al. Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Mar. Police*, 27: 313-323. 2003.

BULLOCK, J. M., et al. **A review of information, policy and legislation on species translocation**. Joint Nature Conservation Committee Report No. 261, 198p. 1997.

BUSK, G. Report on the Polyzoa collected by HMS Challenger during the years 1873-76. Part 1. The Cheilostomata. Report on the Scientific Results of the Voyage of HMS Challenger. **Zoology**, v. 10, p. 1-216. 1884.

CAMACHO, W. N. Aspectos Jurídicos acerca da poluição causada por água de lastro. **Revistade Direito Ambiental**, ano 12, v. 46, p. 191-222. 2007.

CANU, F.; BASSLER, R. S. Bryozoaires du Brésil. **Bulletin de la Société des Sciences de Seine-et-Oise**, v. 9, n. 5, p. 58–100, 1928.

CARLTON, J. T. Biological invasions and cryptogenic species. **Ecology**, v. 77, n. 6, p. 1653–1655, 1996.

CARLTON, J.T., et al. Tsunami-driven rafting: transoceanic species dispersal and implications for marine biogeography. **Science**, 357 (6358), 1402–1406. 2017.

CARLTON, J. T.; GELLER, J. B. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. **Science**, vol. 261, p.78-82. 2003.

CARMO, M. C. **Água de Lastro**. Ministério da Defesa, Exército Brasileiro, Secretaria de Ciência e Tecnologia, Instituto Militar de Engenharia, Rio de Janeiro. 2006.

CHAPMAN, J.W.; CARLTON, J.T. A test of criteria for introduced species: the global invasion by the isopod *Synidotea laevidorsalis* (Miers,1881). **Journal of Crustacean Biology**, Woods Hole, v.11, p.386-400, 1991.

CHESSMAN, B.C. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index. **Austral Ecology**, 20(1):122-129. 1995.

CLARKE, C., et al. Ballast water risk assessment, Port of Sepetiba, Federal Republic of Brazil. **GloBallast Monography Series**, 14: 1-63. 2004.

COHEN, A. N., et al. Rapid Assessment Survey for exotic organisms in southern California bays and harbors, and abundance in port and non-port areas. **Biological Invasions**, Heidelberg, v. 7, n. 6, p. 995-1002. 2005.

COWIE, R.H. Disappearing snails and alien invasions: the biodiversity /conservation interface in the Pacific. **Journal of Conchology**, v.3, p.23-37. 2004.

FARIAS, J., et al. On some Smittinidae (Bryozoa, Cheilostomata) from Bahia, northeastern Brazil, with the description of a new species. **Marine Biodiversity**, 50 (5), 1–17. 2020.

GINER, A. F.; RIPOLL, V. F. **Cálculo y gestión estratégica de costes Portuàrio**. FundaciònValenciaport, España, p. 318. 2009.

GLASBY, T. M., et al. Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? **Marine Biology**, 151(3), 887-895. 2007.

GONTAR, V. I.; HOP, H.; VORONKOV, A. Y. Diversity and distribution of Bryozoa in Kongsfjorden, Svalbard. **Polish Polar Research**, v. 22, n. 3-4, p. 187-204. 2001.

GORDON, D.P. **Bryozoans and biosecurity**. In: Australian Bryozoa Volume 1. Biology, Ecology and Natural History, (Eds, Cook, Patricia L., Bock, Philip E., Gordon, Dennis P. & Weaver, Haylee): 71-90. (CSIRO Publishing, Melbourne). 2018.

GORDON, D.P.; MAWATARI, S.F. Atlas of marine-fouling Bryozoa of New-Zealand ports and harbors. **Miscellaneous publication (New Zealand Oceanographic Institute)**, 97, 1-158. 1992.

HARMELIN, J. G., BITAR, G., ZIBROWIUS, H. High xenodiversity versus low native diversity in the south-eastern Mediterranean: bryozoans from the coastal zone of Lebanon. **Mediterranean Marine Science**, v. 17, n. 2, p. 417-439. 2016.

HEWITT, C.L. The distribution and diversity of tropical Australian marine bioinvasions. **Pacific Science**, 56, p. 213-222. 2002.

IGNACIO, B.L., et al. Bioinvasion in a Brazilian Bay: filling gaps in the knowledge of southwestern Atlantic biota. **Plos One**, 5: 13065. 2010.

JOHNSON, L.E.; PADILLA, D.K. Geographic spread of exotic species: ecological lessons and opportunities from the invasion of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. **Biological Conservation**, Essex, v. 78, p. 23-33. 1996.

LEWIS, J. A. Marine biofouling and its prevention on underwater surfaces. **Materials Forum**, v. 22, p. 41-61. 1998.

LIRA, S.M.A., et al. Sessile and sedentary macrofaunal from the Pirapama shipwreck, Pernambuco, Brazil. **Biota Neotropica**, 10(4): 155-165. 2010.

LOPES, R. M. **Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil**. Ministério do Meio Ambiente; Brasília: MMA/SBF. Série Biodiversidade, 33. 2009.

LOXTON, J., WOOD, C.A., BISHOP, J.D., et al. Distribution of the invasive bryozoan

Schizoporella japonica in Great Britain and Ireland and a review of its European distribution. **Biological Invasions**, 19 (8), 2225–2235. 2017.

MACK, R.N., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W.M.; et al. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. **Ecological Applications**, 10(3): 689-710. 2000.

MARCUS, E. **Bryozoários marinhos Brasileiros I**. Boletins da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Zoologia, v. 1, p. 5–224, 1937.

MARCUS, E. **Bryozoários Marinhos Brasileiros II**. Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Zoologia, v. 2, p. 1–196, 1938.

MARCUS, E. **Bryozoários Marinhos Brasileiros III**. Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Zoologia, v. 3, p. 111–353, 1939.

MARCUS, E. **Bryozoários Marinhos do Litoral Paranaense**. Arquivos do Museu Paranaense, v.1, n. 1, p. 7–36, 1941a.

MARCUS, E. **Notas Sobre Bryozoos Marinhos Brasileiros**. Arquivos do Museu Nacional do Rio de Janeiro, v. 42, n. 1, p. 273–341, 1955.

MARCUS, E. **Sobre bryozoa do Brasil**. Boletins da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Zoologia, v. 5, n. 5, p. 3–208, 1941b.

MARCUS, E. Some bryozoa from the Brazilian coast. **Comunicaciones Zoologicas del Museo de Historia Natural de Montevideo**, v. 53, n. 3, p. 1–33, 1949.

MARQUES, A.C., et al. Rapid assessment survey for exotic benthic species in the São Sebastião Channel, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Research**, 41, 265–285. 2013.

MARSHALL, D. J., KEOUGH, M. J. Variation in the dispersal potential of non-feeding invertebrate larvae: the desperate larva hypothesis. **Marine Ecology Progress Series**, 255, 145–153. 2003.

MCCANN, L. D., et al. Non-native bryozoans in coastal embayments of the southern United States: new records for the Western Atlantic. **Bulletin of Marine Sciences**, v. 80, n. 2, p.

319-342, 2007.

MCCULLER, M. I., CARLTON, J. T. Transoceanic rafting of Bryozoa (Cyclostomata, Cheilostomata, and Ctenostomata) across the North Pacific Ocean on Japanese tsunami marine debris. *Aquatic Invasions*, v. 13, n. 1, p. 137-162, 2018.

MIGOTTO, A. E., MARQUES, A. C. **Avaliação do estado de conhecimento da diversidade biológica do Brasil: Invertebrados Marinhos, versão preliminar**. Ministério do Meio Ambiente. 2003.

MIGOTTO, A.E., VIEIRA, L.M., WINSTON, J.E. Bryozoa. In: Amaral, A.C.Z., Nallin, S.A.H. (Eds.), **Biodiversidade e ecossistemas bentônicos marinhos do litoral norte de São Paulo Sudeste do Brasil**. UNICAMP/IB, Campinas, pp. 265–272. 2011.

MIRANDA, A.A., ALMEIDA, A.C.S., VIEIRA, L.M. Non-native marine bryozoans (Bryozoa: Gymnolaemata) in Brazilian waters: assessment, dispersal and impacts. **Marine Pollution Bulletin**, 130,184–191. 2018.

NEVES, C.S. et al. Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranaguá Bay, southern Brazil. **Biofouling**, 23 (5), 319–330. 2007.

NERY, P. P. C. F., et al. Recrutamento e sucessão ecológica da macrofauna incrustante em substratos no Porto do Recife-PE, Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, 3(1), 51-61. 2008.

OBREGON, M. F. Q., FABRIZ, D. C. O dever fundamental de proteção ambiental no mar territorial e nas águas interiores áreas portuárias - Poluição por derramamento de água de lastro. **Derecho y Cambio Social**, v. 1, p. 1-15. 2015.

RAMALHO, L. V., MURICY, G., TAYLOR, P. D. Cyclostomata (Bryozoa, Stenolaemata) from Rio de Janeiro State, Brazil. **Zootaxa**, v. 2057, p. 32–52, 2009.

RAMALHO, L. V., MURICY, G., TAYLOR, P. D. Taxonomic revision of some lepraliomorph cheilostome bryozoans (Bryozoa: Lepraliomorpha) from Rio de Janeiro State, Brazil. **Journal of Natural History**, v. 45, n. 13–14, p. 767–798, 2011.

RAMALHO, L. V., MURICY, G., TAYLOR, P. D. **Taxonomy and distribution of *Bugula* (Bryozoa: Cheilostomata: Anasca) in Rio de Janeiro State, Brazil**. In: MOYANO, H. G.;

CANCINO, J. M.; JACKSON, P. N. W. (Org) *Bryozoan Studies 2005: Proceedings of the Thirteenth Conference*, International Bryozoology Association. Leiden: Balkema Publishers, 2005.

ROCHA, R.M et al. The need of more rigorous assessments of marine species introductions: a counter example from the Brazilian coast. **Marine Pollution Bulletin**, 67 (1–2), 241–243. 2013.

RUIZ, G.M., et al. Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. **American Zoologist**, Thousand Oaks, v.37, n.6, p.619-630. 1997.

RUPPERT, E. E., FOX, R. S., BARNES, R. D. **Zoologia dos Invertebrados: Uma Abordagem Funcional-evolutiva**. São Paulo: Roca. 1145 p. 2005.

RYLAND, J. S. Bryozoa: an introductory overview. **Denisia**, v. 16, n. 28, p. 9–20, 2005.

RYLAND, J. S., et al. Alien species of *Bugula* (Bryozoa) along the Atlantic coasts of Europe. **Aquatic Invasions**, v. 6, n. 1, p. 17–31, 2011.

SCHWAHA, T. (Ed.). **Phylum bryozoa**. Boston, MA: De Gruyter. 460p. 2020.

SEEBENS, H. *et al.* No saturation in the accumulation of alien species worldwide. **Nature Communications**, 8(1), 2017.

SEEBENS, H., et al. Global rise in emerging alien species results from increased accessibility of new source pools. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 115(10), E2264–E2273, 2018.

SMITH, D.L., et al. Invasion pressure to a ballast-flooded estuary and an assessment of inoculant survival. **Biological Invasions**, 1: 67-89. 1999.

STREFTARIS, N., et al. Globalization in marine ecosystems: the story of non-indigenous marine species across European Seas. **Oceanography and Marine Biology: An Annual Review**, 43: 419-453. 2005.

THIEL, M., GUTOW, L. The ecology of rafting in the marine environment. I. The floating substrata. **Oceanography and Marine Biology: an Annual Review**, v. 42, p. 181–264,

2005.

VAN NIERKERK, H.C. Port Reform and Concessioning in Developing Countries. **Maritime Economics & Logistic**, 7 (2), 141, 2005.

VIEIRA, L. M., ALMEIDA, A. C. S. **Bryozoa in Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil**. PNUD. 2022. Disponível em: <<http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/157416>>. Acesso em: 04 Jun 2022.

VIEIRA, L. M., ALMEIDA, A. C. S., WINSTON, J. E. Taxonomy of intertidal cheilostome Bryozoa of Maceió, northeastern Brazil. Part 1: Suborders Inovicellina, Malacostegina and Thalamoporellina. **Zootaxa**, v. 4097, n. 1, p. 59-83, 2016.

VIEIRA, L. M., MIGOTTO, A. E., WINSTON, J. E. Synopsis and annotated checklist of recent marine Bryozoa from Brazil. **Zootaxa**, v. 1810, p. 1–39, 2008.

XAVIER, E.A., ALMEIDA, A.C., VIEIRA, L.M. The role of artificial habitats on fouling bryozoan fauna in the southwestern Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, 167, 112310. 2021.

WATTS, P. C., THORPE, J. P., TAYLOR, P. D. Natural and anthropogenic dispersal mechanisms in the marine environment: a study using cheilostome Bryozoa. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 353, n. 1367, p. 453-464, 1998.

WINSTON, J. E. Dispersal in Marine Organisms without a Pelagic Larval Phase. **Integrative and Comparative Biology**, v. 52, n. 4, p. 447-457, 2012.

2 HIPÓTESES

- (1) As assembleias de briozoários variam de acordo com o porte das áreas artificiais (comerciais ou recreativas) ao longo da costa brasileira.
- (2) O tipo de substrato artificial e a sua orientação (vertical ou horizontal) pode influenciar no processo recrutamento de briozoários dentro de uma área artificial.
- (3) As assembleias de briozoários de ambientes naturais adjacentes às áreas artificiais nas zonas costeiras brasileiras sofrem interferência desses ambientes.
- (4) Há um grande número de briozoários exóticos no *fouling* das áreas artificiais brasileiras em comparação com o número de espécies nativas.

3 OBJETIVOS

GERAL

Investigar a composição da comunidade incrustante de briozoários em substratos artificiais no Brasil, para detecção de espécies exóticas, bem como compreender o processo de estabelecimento destas espécies no ambiente.

ESPECÍFICOS

- (1) Analisar a composição das assembleias de briozoários nativos e não-nativos em portos e marinas do Brasil;
- (2) Avaliar a utilização e preferência dos briozoários por diferentes substratos artificiais e orientações;
- (3) Investigar a dispersão das assembleias de briozoários não-nativos em ambientes naturais e artificiais;
- (4) Classificar as espécies encontradas quanto ao seu *status* nativo/exótico e distribuição geográfica.

4 RESULTADOS

A tese está estruturada em três capítulos, cada capítulo correspondente a um artigo. No capítulo inicial, que já se encontra publicado (XAVIER et al., 2021), foi testado se a composição das assembleias de briozoários difere em relação nos diferentes tipos de áreas artificiais (portos: áreas com fluxo de embarcações de maior porte; e marinas ou iate clubes: áreas com fluxo de embarcações com menor porte) ao longo da costa do Brasil (correspondente à hipótese 1 e aos objetivos 1 e 4).

No segundo capítulo, foi realizado um experimento em uma área artificial (Iate Clube do Natal) para verificar se existem diferenças no recrutamento de larvas das espécies de briozoários presentes no *fouling*, de acordo com o tipo de material e orientação (vertical ou horizontal), o que correspondente à hipótese 2 e aos objetivos 2 e 4.

No terceiro capítulo, foi verificada a distribuição das assembleias de briozoários em áreas artificiais e nas áreas naturais adjacentes, a fim de investigar se há compartilhamento e transporte de espécies exóticas e nativas entre as áreas estudadas (referente à hipótese 3 e aos objetivos 3 e 4).

Além disso, em todos os capítulos, foi verificado a composição de espécies de briozoários no *fouling* das áreas estudadas, a fim de verificar se havia maior ocorrência de espécies exóticas ou nativas em cada um dos pontos amostrados, bem como registrando o aparecimento e distribuição dessas espécies (correspondendo à hipótese 4 e ao objetivo 4).

4.1 AS ÁREAS ARTIFICIAIS COSTEIRAS E A COMPOSIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE BRIOZOÁRIOS NO BRASIL

Áreas artificiais costeiras, como marinas e portos, se apresentam como locais com estruturas artificiais variáveis, incluindo cascos de navios, cordas náuticas, boias de sinalização, flutuadores, píeres etc., que podem abrigar diversas espécies de animais incrustantes oportunistas (GLASBY e CONNELL, 2001; TYRREL e BYERS, 2007; AIROLDI et al., 2015; LOPEZ-LEGENTIL et al., 2015). Esta ampla disponibilidade de estruturas favorece a ocorrência de espécies não-nativas que, muitas vezes, são mais bem-sucedidas do que as espécies nativas na colonização de substratos artificiais (GLASBY e CONNELL, 2001; DAFFORN et al., 2009; AIROLDI et al., 2015). Os portos, áreas de grande tráfego de embarcações, são conhecidos por serem regiões receptoras primárias de espécies não-nativas, porém, marinas e iate clubes, áreas com menor tráfego de embarcações, costumam funcionar como trampolins para uma dispersão secundária para outras áreas artificiais e para o ambiente natural (WASSON et al., 2001; MINCHIN et al., 2006; FLOERL et al. al., 2005; MARCHINI et al., 2015; FERRARIO et al., 2017). Assim, locais como portos e marinas representam excelentes áreas alvo para detecção de espécies não-nativas.

Os briozoários, juntamente com cirripédias, ascídias e outros organismos sésseis, são componentes comuns da comunidade incrustante (GODWIN et al., 2004; INGLIS et al., 2005; FARRAPEIRA et al., 2011; MARQUES et al., 2013). Porém, os indivíduos do filo Bryozoa possuem características que os destacam no processo de bioinvasão, pois a maioria das espécies vivem fixas em diferentes tipos de substratos e apresentam taxa de crescimento rápida, além de alguns táxons apresentarem grande tolerância às variações ambientais (GODWIN et al., 2004; INGLIS et al. al., 2005; CARLTON et al., 2017; LOXTON et al., 2017; MIRANDA et al., 2018; AVILA et al., 2020).

No *fouling*, comunidade de indivíduos incrustantes em substratos artificiais, os briozoários não-nativos costumam ser mais abundantes do que os nativos, uma vez que a maioria deles são espécies precoces no processo de sucessão, capazes de se espalhar e colonizar as superfícies livres com maior facilidade do que espécies nativas (FLOERL et al., 2004). Neste sentido, a associação de briozoários com estruturas artificiais representa um importante mecanismo para a expansão da distribuição geográfica (WATTS et al., 1998; CARLTON et al., 2017), pois a maioria das espécies marinhas possui uma larva não-planctotrófica de vida curtana coluna d'água e com um potencial de dispersão natural limitado (MARSHALL e KEOUGH, 2003; WINSTON e VIEIRA, 2013; MIRANDA et al., 2018).

Apenas alguns táxons possuem larvas planctotróficas (denominadas de cifonautas), que podem sobreviver por até três semanas na água, tendo potencial para se dispersar pela água de lastro (CARLTON e GELLER, 1993; ALMEIDA et al., 2017a; MIRANDA et al., 2018).

No Atlântico Sudoeste, os eventos de introduções biológicas na costa brasileira são motivos de preocupação, principalmente devido ao extenso trecho de litoral (aproximadamente 8.000 km de extensão) do país e intenso tráfego marítimo que costuma potencializar a chegada de espécies não-nativas (WITTENBERG e COCK, 2001; FERREIRA et al., 2006; LOPES et al., 2009). O primeiro relato de briozoário não-nativo no Brasil foi feito por Marcus (1939), que identificou a espécie *Eucratea loricata* no porto de Santos (São Paulo, sudeste do Brasil), mas apenas Lopes et al. (2009) forneceu a primeira lista de briozoários NNS para a costa brasileira, registrando quatro espécies. Mais recentemente, Marques et al. (2013), Rocha et al. (2013) e Almeida et al. (2015a, 2017a) relataram a ocorrência de outros briozoários não-nativo no país. No entanto, apenas Miranda et al. (2018) forneceu um relato detalhado destes briozoários no Brasil, porém sem investigar a composição das assembleias de comunidades incrustantes, bem como sem comparar a distribuição dos briozoários em diferentes áreas artificiais ao longo da costa. Assim, ainda há lacunas no conhecimento da distribuição de briozoários do *fouling* no Brasil e, de forma mais ampla, no Atlântico Sudoeste, o que pode estar relacionado com o baixo esforço amostral na região (MIRANDA et al., 2018).

Neste estudo, foram avaliadas as assembleias de briozoários de portos (áreas marítimas comerciais) e marinas (áreas de lazer), representando regiões com diferente tráfego de embarcações. Assim, três questões específicas foram abordadas: (i) qual é a composição das assembleias de briozoários de áreas artificiais (portos e marinas) no Atlântico Sudoeste? (ii) existem diferenças nas assembleias de briozoários entre as regiões estudadas? (iii) existem (e quais são as) espécies de briozoários características de portos ou marinas?

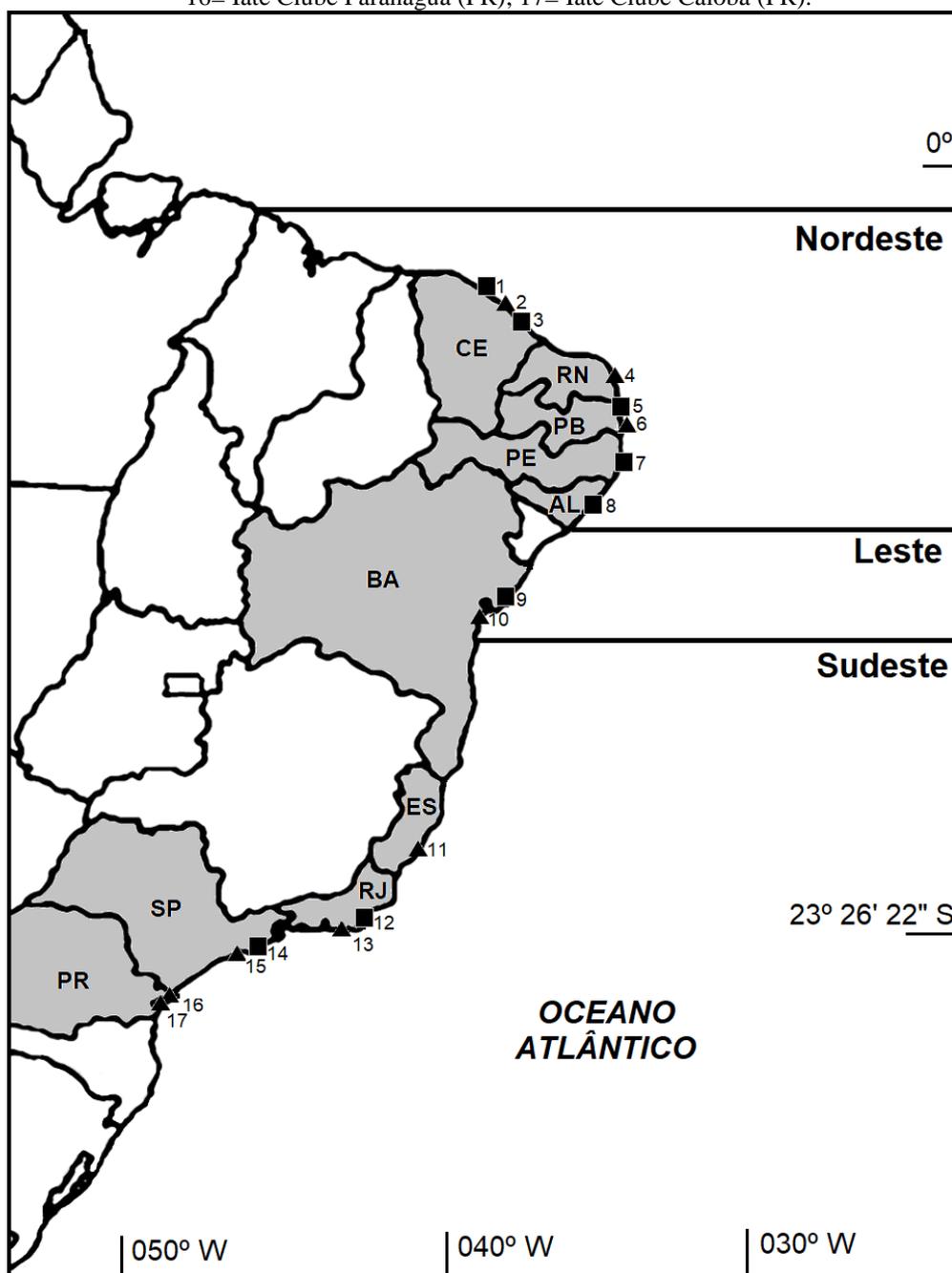
4.1.1 Materiais e métodos

4.1.1.1 Área de estudo e amostragem

As amostras foram obtidas em 17 áreas artificiais, compreendendo dois tipos de locais: comerciais (portos) e recreativos (iate clubes e marinas). Os locais comerciais têm tráfego intenso de grandes navios e plataformas de óleo, enquanto os locais recreativos têm apenas tráfego de embarcações locais e menores. As localidades estudadas estão distribuídas ao longo da costa brasileira no SW Atlântico, entre 3°30'S a 25°50'S (Fig. 1 e Tabela 1), compreendendo três trechos costeiros em dois trechos costeiros: Nordeste (NE) Brasil (entre 3°30'S a 9°40'S) e

Leste (E) Brasil (entre 12°57'S a 20°17'S) na província do Atlântico Sudoeste Tropical e o trecho costeiro Sudeste (SE) Brasil (entre 22°58'S a 25°50'S) na província Atlântico Sudoeste Temperado Quente (SPALDING et al., 2007). Todas as áreas representam ambientes marinhos, exceto dois locais no NE (Tabela 1, locais 5 e 6), que apresentam menor salinidade devido à influência do Rio Paraíba, e duas áreas estuarinas (locais 16 e 17).

Figura 1 - Litoral brasileiro e as áreas amostradas por estado. Locais de coleta: 1= Porto do Pecém (CE); 2= Marina Park (CE); 3= Porto de Mucuripe (CE); 4= Iate Clube de Natal (RN); 5= Porto de Cabedelo (PB); 6= Marina do Jacaré (PB); 7= Porto de Suape (PE); 8= Porto de Jaraguá (AL); 9= Porto de Salvador (BA); 10= Marina do Mercado Modelo (BA); 11= Iate Clube do Espírito Santo, Vitória, Espírito Santo (ES); 12= Porto do Forno (RJ); 13= Marina Ilha Grande (RJ); 14= Terminal de São Sebastião (SP); 15= Yacht Club Ilhabela (SP); 16= Iate Clube Paranaguá (PR); 17= Iate Clube Caiobá (PR).



Fonte: O autor (2022).

Tabela 1 - Lista das localidades do litoral brasileiro que foram amostradas.

N	LOCALIDADE	TIPO DE ÁREA	TRECHO COSTEIRO (ECORREGIÃO)	COORDENADA	DATA
1	Porto do Pecém	Comercial	Nordeste (Atlântico Sudoeste Tropical)	3°32'54.7"S, 38°48'38.5"O	Mar/2009
2	Marina Park	Recreacional	Nordeste (Atlântico Sudoeste Tropical)	3°42'06.4"S, 38°31'47.5"O	Ago/2011
3	Porto de Mucuripe	Comercial	Nordeste (Atlântico Sudoeste Tropical)	3°43'45.2"S, 38°28'26.9"O	Ago/2010
4	Iate Clube de Natal	Recreacional	Nordeste (Atlântico Sudoeste Tropical)	5°45'54.0"S, 35°12'14.2"O	Out/2018
5	Porto de Cabedelo	Comercial	Nordeste (Atlântico Sudoeste Tropical)	6°58'20.3"S, 34°50'19.5"O	Set/2019
6	Marina do Jacaré	Recreacional	Nordeste (Atlântico Sudoeste Tropical)	7°02'02.8"S, 34°51'18.5"O	Out/2018
7	Porto de Suape	Comercial	Nordeste (Atlântico Sudoeste Tropical)	8°23'45.8"S, 34°57'31.4"O	Ago/2020
8	Porto de Jaraguá	Comercial	Nordeste (Atlântico Sudoeste Tropical)	9°40'44.2"S, 35°43'34.2"O	Fev/2019
9	Porto de Salvador	Comercial	Leste (Atlântico Sudoeste Tropical)	12°57'43"S, 38°30'34"O	Nov/2009
10	Marina do Mercado Modelo	Recreacional	Leste (Atlântico Sudoeste Tropical)	12°58'17.9"S, 38°30'54.6"O	Mar/2011
11	Iate Clube do Espírito Santo	Recreacional	Leste (Atlântico Sudoeste Tropical)	20°17'56.3"S, 40°17'24.1"O	Mar/2017
12	Porto da Praia do Forno	Commercial	Sudeste (Atlântico Sudoeste Temperado Quente)	22°58'13.5"S, 42°01'04.5"O	Dez/2012
13	Marina Ilha Grande	Recreacional	Sudeste (Atlântico Sudoeste Temperado Quente)	23°11'55"S, 44°25'92"O	Out/2012
14	Terminal de São Sebastião	Comercial	Sudeste (Atlântico Sudoeste Temperado Quente)	23°48'07"S, 45°23'27"O	Jul/2009
15	Iate Clube de Ilhabela	Recreacional	Sudeste (Atlântico Sudoeste Temperado Quente)	23°46'27"S, 45°21'20"O	Nov/2009
16	Iate Clube de Paranaguá	Recreacional	Sudeste (Atlântico Sudoeste Temperado Quente)	25°30'55.8"S, 48°29'59.0"O	Jul/2011
17	Iate Clube de Caiobá	Recreacional	Sudeste (Atlântico Sudoeste Temperado Quente)	25°50'60.0"S, 48°32'45.9"O	Jul/2012

Fonte: O autor (2022).

As coletas de espécimes foram realizadas de 2009 a 2020, entre 0 e 10 m de profundidade, através do método *Rapid Assessment Survey (RAS)*. O RAS (PEDERSON et al., 2005) para briozoários foi realizado em cada local, durante um período de 1 a 3 horas, por mergulho autônomo ou livre, usando uma variedade de técnicas manuais, incluindo raspagem das superfícies (compostas principalmente por concreto, fibra de vidro, metal, cordas e madeira). A comunidade incrustante foi removida do substrato usando espátulas, com amostras armazenadas em sacos plásticos.

As amostras foram selecionadas em laboratórios de pesquisa de diferentes instituições: Centro de Biologia Marinha, Universidade de São Paulo (CEBIMar/USP), Universidade Federal de Alagoas (UFAL), Universidade Federal da Bahia (UFBA), Universidade Federal do Ceará (UFC), Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Universidade Federal do Paraná (UFPR) e Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).

Colônias de briozoários foram examinadas usando um estereomicroscópio (Nikon SMZ745) para identificação taxonômica, com auxílio de literatura especializada recente (por exemplo, VIEIRA et al., 2014a, 2014b, 2014c, 2016; FEHLAUER-ALE et al., 2015; ALMEIDA et al., 2015b, 2017a, 2017b). Todos os espécimes estão depositados nas coleções de Bryozoa do Departamento de Zoologia, Centro de Biociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil (UFPE); Museu de História Natural, Setor de Zoologia, Universidade Federal da Bahia, Salvador, Brasil (UFBA); e Setor de Invertebrados Marinhos, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil (MZUSP).

4.1.1.2 Classificação do *status* nativo/exótico das espécies

Neste trabalho, foram estabelecidos oito critérios para atribuir o *status* nativo/exótico dos briozoários detectados. Estes critérios foram baseados nos nove atributos originalmente usados por Chapman e Carlton (1991, 1994) para determinação do *status* nativo/exótico do isópode *Synidotea laevidorsalis* (MIERS, 1881) que já foram aplicados para briozoários (ROCHA et al., 2013; ALMEIDA et al., 2015a; GORDON, 2018; MIRANDA et al., 2018). Desta forma, aqui, o atributo original 4 (“associação ou dependência com outras espécies introduzidas”) foi excluído porque tanto briozoários nativos como briozoários exóticos podem ter esse atributo e, então, estar associados a outras espécies introduzidas. Portanto, foram utilizados cinco critérios locais (1-5) e três globais (6-8): (1) aparecimento local de uma espécie onde não foi encontrada anteriormente, por exemplo, novo registro em área bem estudada; (2) dispersão local após a introdução com crescimento significativo na extensão de ocorrência da espécie, ou seja, aumento do número de ocorrências e/ou ampliação de sua área de distribuição;

espécimes encontrados em associação com mecanismos humanos de dispersão, e.g., incrustando comunidades em navios e plataformas de petróleo, rafting em detritos flutuantes; prevalência ou restrição em ambientes novos ou artificiais, incluindo portos e marinas; (5) distribuição restrita quando comparada a espécies nativas ecologicamente semelhantes, com espécies encontradas apenas em (ou adjacentes a) habitats artificiais; (6) ampla distribuição geográfica com populações isoladas; (7) mecanismos de dispersão ativos e passivos incapazes de atingir a distribuição atual; e (8) origem evolutiva exótica. Uma espécie foi classificada como exótica quando cinco critérios ou mais foram aplicados positivamente (acc. Miranda et al., 2018). Espécies originalmente descritas do Brasil (localidade-tipo), e sem ampla distribuição geográfica com população isolada (critério 6), foram considerados nativos. Uma espécie foi designada como criptogênica quando quatro critérios (incluindo o critério 6) ou menos foram aplicados positivamente. Membros de complexos de espécies e espécies indeterminadas também foram classificados como criptogênicos, sem aplicação de nenhum critério.

Quando classificada como exótica ou criptogênica, a espécie também foi avaliada quanto à sua situação bioecológica, seguindo critérios fornecidos por Lopes e Villac (2009) e aplicados a espécies marinhas, incluindo briozoários, por Miranda et al. (2018) e Teixeira e Creed (2020). Portanto, foram classificadas como: Contida, quando somente foi detectado em ambientes artificiais controlados, total ou parcialmente isolados do ambiente natural; Detectada, quando a presença da espécie foi detectada no ambiente natural, mas sem chance subsequente de aumento em sua abundância e/ou dispersão; ou, alternativamente, sem maiores informações sobre a situação populacional da espécie; Estabelecida, quando a espécie foi detectada de forma recorrente, com seu ciclo de vida completo na natureza e evidência de aumento populacional ao longo do tempo em uma região restrita ou ampla, mas sem impactos ecológicos ou socioeconômicos aparentes; ou Invasiva, quando a espécie possui abundância ou dispersão geográfica que interfere na capacidade de sobrevivência de outras espécies em uma ampla região geográfica ou mesmo em uma área específica (ELLIOTT, 2003), ou quando a espécie estabelecida causa impactos mensuráveis nas atividades socioeconômicas ou saúde humana (LOPES e VILLAC, 2009).

4.1.1.3 Análise de Dados

Para entender a distribuição dos briozoários ao longo da costa, a frequência de ocorrência foi estimada com base na porcentagem de ocorrência das espécies que foi resumida em quatro classes de frequência: 100% = presença em todos os locais, 75% = pelo menos em 12 locais; 50% = pelo menos em oito locais; 25% = pelo menos em quatro locais.

A fim de mostrar as diferenças entre as assembleias de briozoários nas localidades

artificiais, verificando se o tipo de sítio (ou seja, comercial e recreativo) está relacionado à composição faunística, os dados foram organizados em uma matriz binária (ou seja, presença/ausência). O índice de Sørensen–Dice foi aplicado para calcular o índice de semelhança na matriz de presença/ausência, como medida de distância entre amostras, a fim de equilibrar a contribuição de espécies abundantes e raras. Os dados não estavam de acordo com os pressupostos que permitem a análise paramétrica, portanto, foi realizada uma análise de variância multivariada permutacional baseada em distância (PERMANOVA). Como o número de permutações totais possíveis era baixo, foi utilizada a estimativa dos valores de P obtidos por amostragem de Monte Carlo. A PERMANOVA incluiu dois fatores fixos, tipo de habitat e trecho costeiro. A significância foi investigada usando comparações par a par *a posteriori* com o teste PERMANOVA e a homogeneidade da dispersão multivariada foi testada usando uma PERMDISP. Para ilustrar os padrões espaciais das assembleias faunísticas estudadas, foi realizado um gráfico de escala multidimensional não-métrico (n-MDS).

A análise de semelhanças (ANOSIM) foi usada para investigar a relação entre as assembleias de briozoários e os fatores fixos (tipo de área e trechos costeiros) das análises anteriores, para os quais foram encontradas diferenças significativas. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software PRIMER v6.1.11 e o pacote estatístico PERMANOVA v1.0.1.

4.1.2 Resultados e Discussão

4.1.2.1 Distribuição de briozoários incrustantes ao longo da costa brasileira

Um total de 55 espécies de briozoários foram identificados nas áreas artificiais marinhas brasileiras estudadas (Tabela 2). O relato mais completo de briozoários marinhos incrustantes do Brasil listou apenas 12 exóticas e 17 espécies criptogênicas (Miranda et al., 2018), mas nenhuma espécie nativa. Apenas três exóticas – *Biflustra grandicella* (Canu & Bassler, 1929), *Biflustra irregulata* (Liu, 1991) e *Hippopodina tahitiensis* Leca & d'Hondt, 1993 – e três espécies criptogênicas – *Conopeum loki* Almeida, Souza & Vieira, 2017, *Eucratea loricata* (Linnaeus, 1758) e *Scorpiodinipora costulata* (Canu & Bassler, 1929) – listados por Miranda et al. (2018) em ambientes naturais, não foram encontrados neste estudo.

Tabela 2 - Lista de briozoários encontrados em áreas artificiais do Brasil com sua classificação de *status* (Xavier et al., 2021). *Status*: N= Nativa; Cr= Criptogênica; E= Exótica. Locais de coleta: 1= Porto do Pecém (CE); 2= Marina Park (CE); 3= Porto de Mucuripe (CE); 4= Iate Clube de Natal (RN); 5= Porto de Cabedelo (PB); 6= Marina do Jacaré (PB); 7=Porto de Suape (PE); 8= Porto de Jaraguá (AL); 9= Porto de Salvador (BA); 10= Marina do Mercado Modelo (BA); 11= Iate Clube do Espírito Santo (ES); 12= Porto do Forno (RJ); 13= Marina Ilha Grande (RJ); 14= Terminal de São Sebastião (SP); 15= Yacht Club Ilhabela (SP); 16= Iate Clube Paranaguá (PR); 17= Iate Clube Caiobá (PR). *Prováveis complexos de espécies.

TAXA	CRITÉRIOS APLICADOS	STATUS	SITUAÇÃO	LOCAIS DE COLETA																
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
<i>Aetea arcuata</i> Winston & Hayward, 2012	3, 6, 7	Cr	-		+		+	+						+						
<i>Aetea cultrata</i> Vieira et al., 2016	3, 6, 7	Cr	-				+	+	+			+		+						
<i>Aetea curta</i> Jullien, 1888	3, 6, 7	Cr	-		+	+		+	+			+		+						
<i>Alcyonidium pulvinatum</i> Vieira et al., 2014	3, 7	N	-																+	
<i>Alcyonidium vitreum</i> Vieira et al., 2014	3, 7	N	-																+	
<i>Amathia</i> sp.	Não aplicável	Cr	-					+			+									
<i>Amathia brasiliensis</i> (Busk, 1886)	3, 7	N	-				+					+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Amathia distans</i> (Busk, 1886)	3, 7	N	-		+	+		+			+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Amathia verticillata</i> (delle Chiaje, 1822)	3, 4, 5, 6, 7	E	Estabelecido				+	+			+	+	+	+		+	+	+		
<i>Amathia vidovici</i> (Heller, 1867)*	Não aplicável	Cr	-		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Anguinella palmata</i> Van Beneden, 1845*	Não aplicável	Cr	-														+		+	
<i>Arbocuspis bellula</i> (Hincks, 1881)*	Não aplicável	Cr	-		+	+		+					+							
<i>Arbocuspis bicornis</i> (Hincks, 1881)	3, 4, 7	Cr	-				+						+					+		
<i>Arbocuspis ramosa</i> (Osburn, 1940)	3, 6, 7	Cr	-				+											+		
<i>Arbopercula bengalensis</i> (Stoliczka, 1869)	3, 4, 5, 6, 7, 8	E	Detectado								+									
<i>Arbopercula tenella</i> (Hincks, 1880)	3, 4, 6, 7	Cr	-														+		+	
<i>Aspiscellaria</i> sp.	Não aplicável	Cr	-				+							+	+					
<i>Aspiscellaria piscaderaensis</i> (Fransen, 1986)	3, 6, 7	Cr	-					+					+	+						
<i>Beania klugei</i> Cook, 1968	3, 6, 7	Cr	-					+												
<i>Biflustra arborescens</i> (Canu & Bassler, 1928)	3, 6, 7	Cr	-																+	
<i>Biflustra marcusii</i> Vieira et al., 2016	3	N	-			+		+					+	+					+	
<i>Biflustra okadae</i> Almeida et al., 2017	1, 3, 4, 5, 6, 7, 8	E	Estabelecido										+						+	
<i>Biflustra paulensis</i> (Marcus, 1937)	3, 6, 7	N	-				+												+	
<i>Biflustra sphinx</i> Vieira et al., 2016	3, 6, 7	Cr	-				+		+				+					+		
<i>Bugula neritina</i> (Linnaeus, 1758)	3, 4, 5, 6, 7, 8	E	Estabelecido				+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Bugulina stolonifera</i> (Ryland, 1960)	3, 4, 5, 6, 7	E	Estabelecido											+	+	+	+	+	+	
<i>Buskia socialis</i> Hincks, 1886	3, 4, 5, 6, 7	E	Detectado															+		
<i>Caulibugula armata</i> Verrill, 1900	3, 6, 7	Cr	-								+									
<i>Caulibugula dendrograpta</i> (Waters, 1913)	3, 6, 7	Cr	-					+												
<i>Catenicella contei</i> (Audouin, 1826)	3, 6, 7	Cr	-															+		

Fonte: O autor (2022).

Tabela 2 – (Cont.) Lista de briozoários encontrados em áreas artificiais do Brasil com sua classificação de *status* (Xavier et al., 2021). *Status*: N= Nativa; Cr= Criptogênica; E= Exótica. Locais de coleta: 1= Porto do Pecém (CE); 2= Marina Park (CE); 3= Porto de Mucuripe (CE); 4= Iate Clube de Natal (RN); 5= Porto de Cabedelo (PB); 6= Marina do Jacaré (PB); 7=Porto de Suape (PE); 8= Porto de Jaraguá (AL); 9= Porto de Salvador (BA); 10= Marina do Mercado Modelo (BA); 11= Iate Clube do Espírito Santo (ES); 12= Porto do Forno (RJ); 13= Marina Ilha Grande (RJ); 14= Terminal de São Sebastião (SP); 15= Yacht Club Ilhabela (SP); 16= Iate Clube Paranaguá (PR); 17= Iate Clube Caiobá (PR). *Prováveis complexos de espécies.

TAXA	CRITÉRIOS APLICADOS	STATUS	SITUAÇÃO	LOCAIS DE COLETA																
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
<i>Catenicella uberrima</i> (Harmer, 1957)	3, 6, 7	Cr	-					+		+				+	+	+	+		+	
<i>Celleporaria mordax</i> (Marcus, 1937)	3, 6, 7	Cr	-				+	+	+	+	+	+								
<i>Conopeum reticulum</i> (Linnaeus, 1767)	3, 4, 5, 6, 7	E	Estabelecido						+									+	+	+
<i>Cradosrupocellaria atlantica</i> Vieira et al., 2013	3, 5, 6, 7	Cr	-											+	+					
<i>Crisia pseudosolena</i> (Marcus, 1937)	3, 7	N	-											+	+	+	+	+		+
<i>Hippopodina feegeensis</i> (Busk, 1884)	3, 4, 6, 7	Cr	-					+						+						
<i>Hippoporina indica</i> (Pillai, 1978)	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8	E	Estabelecido					+	+	+				+				+	+	+
<i>Licornia diadema</i> (Busk, 1852)*	Não aplicável	Cr	-	+	+	+							+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Licornia jolloisii</i> (Audouin, 1826)	1, 3, 4, 5, 6, 7, 8	E	Estabelecido					+	+	+			+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Membraniporopsis tubigera</i> Osburn, 1940	1, 2, 3, 6	Cr	-			+												+		
<i>Nellia tenella</i> (Lamarck, 1816)	3, 6, 7	Cr	-															+		
<i>Nolella stipata</i> Gosse, 1855	3, 6, 7	Cr	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+
<i>Parasmittina winstonae</i> Liu, 2001	3, 6, 7	Cr	-					+		+			+	+						
<i>Savignyella lafontii</i> (Audouin, 1826)	3, 6, 7	Cr	-	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Schizoporella errata</i> (Waters, 1878)	3, 4, 5, 6, 7	E	Invasivo	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Scruparia ambigua</i> (d'Orbigny, 1841)	3, 4, 5, 6, 7	E	Detectado															+		
<i>Sinoflustra annae</i> (Osburn, 1953)	3, 4, 5, 6, 7, 8	E	Estabelecido																	+
<i>Synnotum aegyptiacum</i> (Audouin, 1826)	3, 6, 7	Cr	-	+			+						+					+		
<i>Thalamoporella harmelini</i> Soule et al., 1999	3, 6, 7	Cr	-				+											+		
<i>Triphyllozoon arcuatum</i> (MacGillivray, 1889)	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8	E	Estabelecido							+								+		
<i>Tubulipora macella</i> Marcus, 1955	3, 4	N	-										+			+	+			
<i>Vasignyella ovicellata</i> Vieira et al., 2007	3	N	-											+						
<i>Virididentula dentata</i> (Lamouroux, 1816)*	Não aplicável	Cr	-													+		+		
<i>Walkeria atlantica</i> (Busk, 1886)	3, 6	N	-									+								
<i>Watersipora subtorquata</i> (d'Orbigny, 1852)	3, 4, 6, 7	Cr	-				+	+				+	+	+	+	+	+	+	+	+

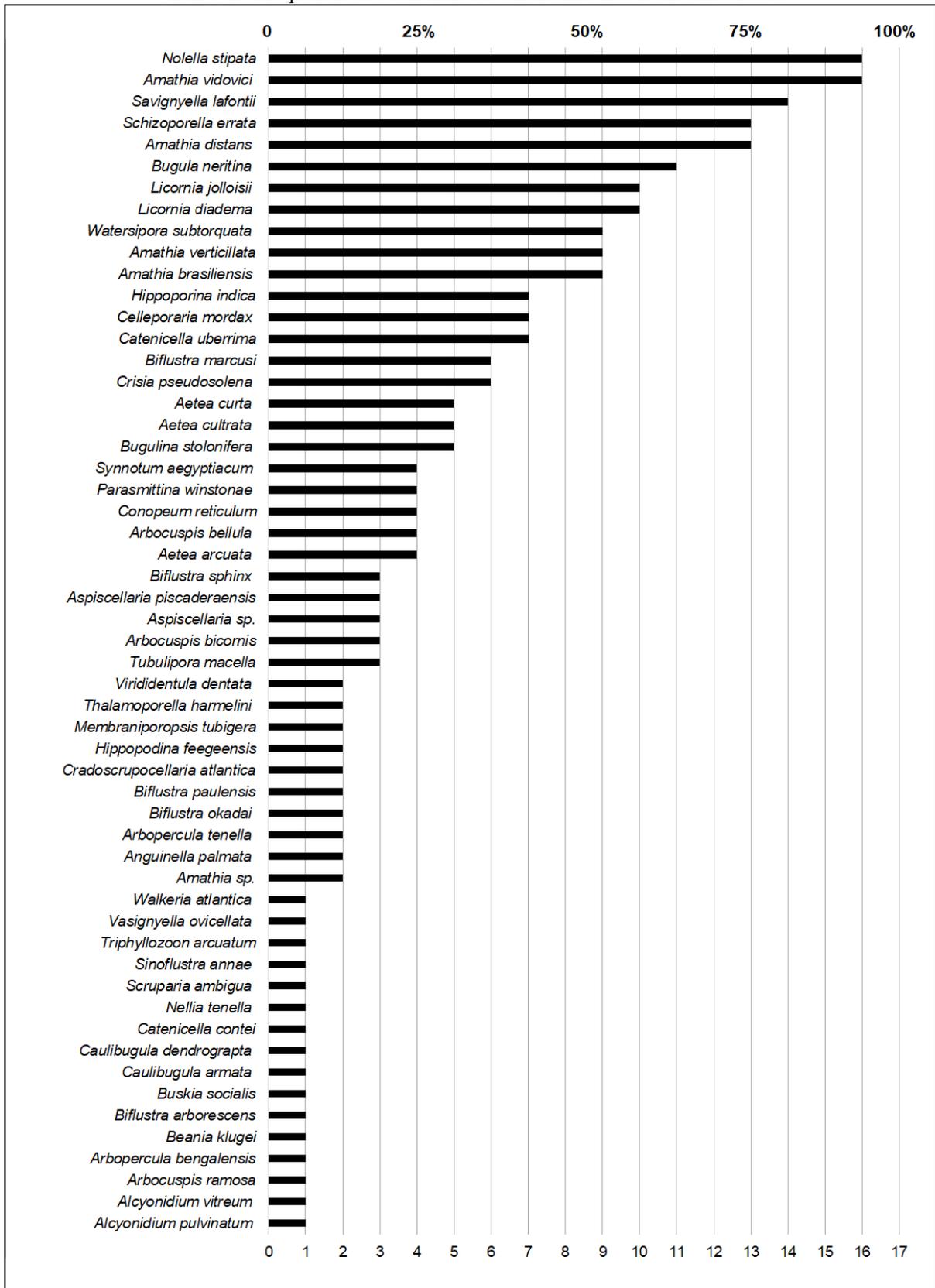
Fonte: O autor (2022).

O Terminal de São Sebastião, São Paulo, área portuária e comercial, destacou-se com o maior número de briozoários na comunidade incrustante, com o total de 27 espécies. Seguiram-se o Iate Clube de Natal, Rio Grande do Norte (21 espécies) e o Iate Clube do Espírito Santo, Espírito Santo (19 espécies), ambos locais recreativos. A menor diversidade neste estudo foi encontrada em Marina do Jacaré, Paraíba, com apenas nove espécies. O número de espécies de briozoários encontrados nas áreas artificiais estudadas não demonstra ter relação com a diversidade e riqueza de espécies relatadas para os ambientes naturais da costa brasileira. Ao comparar a riqueza de briozoários de áreas naturais próximas em estudos anteriores dos dois locais amostrados com maior representatividade desse estudo é possível notar a presença de 129 espécies em áreas próximas ao Terminal de São Sebastião (MIGOTTO et al., 2011), mas apenas um único registro nas proximidades do Iate Clube de Natal (FARRAPEIRA, 2011), um indicativo do baixo número de estudos taxonômicos e viés de pesquisa em algumas áreas da costa brasileira em relação a outras áreas mais estudadas (VIEIRA et al., 2008).

Apenas cinco espécies – *Amathia distans*, *A. vidovici*, *Nolella stipata*, *Savignyella lafontii* e *Schizoporella errata* – foram encontradas em 75% ou mais dos locais amostrados (Gráfico 1). Outras seis espécies – *Amathia brasiliensis*, *A. verticillata*, *Bugula neritina*, *Licornia diadema*, *L. jolloisii* e *Watersipora subtorquata* – apresentaram frequências entre 50% e 75%. Estas onze espécies são atualmente reconhecidas como amplamente difundidas em águas tropicais quentes em ambientes marinhos e estuarinos, principalmente de 0 a 20 m de profundidade, associadas a substratos naturais e artificiais, sem preferência clara por qualquer tipo de superfície (RAMALHO et al., 2005; VIEIRA et al., 2012, 2014b; MARQUES et al., 2013; MIRANDA et al., 2018).

Outras 13 espécies apresentaram frequências entre 25% e 50% (Gráfico 1). Dentre estas, apenas *Celleporaria mordax* parece estar restrita à região biogeográfica do Atlântico Sudoeste Tropical (com distribuição disjunta; SHIER, 1964), que compreende as ecorregiões NE e E do Brasil (SPALDING et al., 2007). Todas essas espécies são amplamente relatadas em comunidades incrustantes no Brasil (exemplo, MARQUES et al., 2013; ROCHA et al., 2013; MIRANDA et al., 2018; ORICCHIO et al., 2019) e no mundo (exemplo, HEWITT et al., 2004; MCCANN et al., 2007; HUISMAN et al., 2008; MINCHIN et al., 2013; HARMELIN et al., 2016; SOKOLOVER et al., 2016).

Gráfico 1 - Frequência de ocorrência dos briozoários nos locais amostrados.



Fonte: O autor (2022).

As 31 espécies restantes ocorrem em menos de 25% dos locais estudados (Fig. 2). Entre elas, 12 espécies – *Alcyonidium pulvinatum*, *A. vitreum*, *Arbocuspis bicornis*, *A. ramosa*, *Beania klugei*, *Biflustra arborescens*, *B. okadai*, *B. paulensis*, *Caulibugula dendrograpta*, *Hippopodina feegeensis*, *Nellia tenella* e *Scruparia ambigua* – são amplamente relatados no mundo, principalmente em outros invertebrados e algas (COOK, 1985; VIEIRA et al., 2010, 2014b, 2016; TAYLOR e TAN, 2015; ALMEIDA et al., 2017a), apesar da distribuição mais restrita em áreas artificiais no Brasil, provavelmente sendo dispersos como epibiontes no *fouling*. A espécie *Biflustra sphinx* é relatada apenas no sudeste do Atlântico, mas é provável que esta espécie tenha populações isoladas restritas a ambientes artificiais (VIEIRA et al., 2016; presente estudo). Outras oito espécies – *Arbopercula bengalensis*, *A. tenella*, *Catenicella contei*, *Caulibugula armata*, *Membraniporopsis tubigera*, *Sinoflustra annae*, *Thalamoporella harmelini* e *Triphylozoon arcuatum* – são frequentemente relacionadas a ambientes artificiais, sendo encontradas em portos, enseadas e baías do Brasil e do mundo, mas comumente com distribuições disjuntas (por exemplo, MCCANN et al., 2007; ROCHA et al., 2013; HARMELIN, 2014; ALMEIDA et al., 2017a; MIRANDA et al., 2018). Duas espécies, *Anguinella palmata* e *Virididentula dentata*, possuem ampla distribuição geográfica e compreendem complexos de espécies (FEHLAUER-ALE et al., 2015; WAESCHENBACH et al., 2015; MIRANDA et al., 2018). Outras duas espécies, *Amathia* sp. e *Aspiscellaria* sp., provavelmente são espécies novas para a ciência, mas são necessárias mais análises morfológicas e comparação com congêneres. Duas espécies originalmente descritas da costa brasileira, *Cradoscrupocellaria atlantica* e *Walkeria atlantica*, têm ampla distribuição no Atlântico ocidental e no hemisfério sul, respectivamente (acc. VIEIRA et al., 2016; COOK et al., 2018). Finalmente, ainda existem poucos dados sobre a distribuição de cinco espécies relatadas aqui: *Aspiscellaria piscaderaensis*, *Buskia socialis*, *Parasmittina winstonae*, *Tubulipora macella* e *Vasignyella oviceolata*. Assim, mais estudos são necessários para avaliar estas distribuições no Brasil e no mundo.

4.1.2.2 Ocorrência de nativos, criptogênicos e exóticos de briozoários em portos e marinas

A maioria das espécies encontradas são criptogênicas (33 briozoários), seguidas por 13 exóticas e 9 táxons nativos (Tabela 2). Este resultado corrobora estudos anteriores sobre incrustações marinhas no Brasil (por exemplo, LOPES et al., 2009; MARQUES et al., 2013; ROCHA et al., 2013) e em todo o mundo (por exemplo, PEDERSON et al., 2005; ARENAS et

al., 2006; MCINTYRE et al., 2013; WELLS et al., 2014; GARTNER et al., 2016), ao mostrar que as áreas artificiais costumam ter maior representatividade de indivíduos criptogênicos e exóticos. Adicionalmente, é possível notar a ocorrência de algumas espécies nativas nas estruturas artificiais estudadas – *Alcyonidium vitreum*, *A. pulvinatum*, *Amathia brasiliensis*, *A. distans*, *Biflustra marcusii*, *B. paulensis*, *Crisia pseudosolena*, *Tubulipora macella* e *Vasignyella oviceolata* – indicando adaptação dessas espécies para as estruturas artificiais nessas áreas, como relatado anteriormente por Tyrrel e Byers (2007).

Dentre as 33 espécies criptogênicas (Tabela 2), cinco – *Amathia vidovici*, *Anguinella palmata*, *Arbocuspis bellula*, *Licornia diadema* e *Virididentula dentata* – podem fazer parte de complexos de espécies (VIEIRA et al., 2013, 2016; FEHLAUER-ALE et al., 2015; WAESCHENBACH et al., 2015; MIRANDA et al., 2018). Esses briozoários podem mostrar vários exemplos de pseudo-cosmopolitismo devido às incertezas taxonômicas e falta de informações sobre sua origem biogeográfica (como por exemplo: HARMELIN et al., 2012; TILBROOK e VIEIRA, 2012; FEHLAUER-ALE et al., 2015). No entanto, qualquer introdução primária ou secundária dessas espécies não seria considerada improvável.

Sobre os briozoários exóticos, *Buskia socialis* e *Scruparia ambigua* foram classificados como detectados no Brasil, pois foram encontrados em apenas um sítio cada, sem registros adicionais no Brasil. Outras 10 espécies – *Amathia verticillata*, *Arbopercula bengalensis*, *Biflustra okadai*, *Bugula neritina*, *Bugulina stolonifera*, *Conopeum reticulum*, *Hippoporina indica*, *Licornia jolloisii*, *Sinoflustra annae* e *Triphyllozoon arcuatum* – foram consideradas estabelecidas, pois foram encontradas tanto em áreas artificiais como naturais adjacentes em outros estudos (ALMEIDA et al., 2015a; FEHLAUER-ALE et al., 2015; ALMEIDA et al., 2017a; MIRANDA et al., 2018). *Schizoporella errata* foi considerada invasora por apresentar alta representatividade e riqueza nos locais estudados, corroborando Oricchio et al. (2019) que já haviam classificado a espécie como invasora devido a sua alta dominância e comportamento oportunista em placas de recrutamento, sendo motivo de preocupação. Entre os exóticos, apenas *Amathia verticillata* é conhecida por causar impactos na biodiversidade ou econômicos em algumas regiões do mundo (WINSTON, 1995; GORDON et al., 2008; MARCHINI et al., 2015; ALMEIDA et al., 2017a), mas seus impactos no Brasil permanecem desconhecidos.

A preocupação com os impactos que podem ser causados pela introdução de espécies, principalmente briozoários, é crescente no Brasil (e.g., GORDON et al., 2006; LÓPEZ-GAPPA et al., 2010; MARQUES et al., 2013; ROCHA et al. al., 2013; VIEIRA e MIGOTTO, 2015;

ALMEIDA et al., 2015a, 2017a; MIRANDA et al., 2018). Alguns estudos sugerem que as colônias do briozoário *Membraniporopsis tubigera* crescem rapidamente, causando o entupimento das redes de pesca. Eles também podem ficar encalhados nas praias do sul do Brasil, exigindo a limpeza da faixa de areia (GORDON et al., 2006; LÓPEZ-GAPPA et al., 2010; VIEIRA e MIGOTTO, 2015). *Triphyllozoon arcuatum* é um briozoário formador de habitat com vários invertebrados como fauna associada (ALMEIDA et al., 2015a). Até agora, nenhum impacto econômico ou ecológico foi registrado para essa espécie na área, mas aparentemente tem-se espalhado rapidamente pelo Brasil formando grandes colônias no Espírito Santo (sul), Bahia e Alagoas (nordeste) (A.C.S. Almeida e L.M. Vieira, dados não publicados). Além disso, relatos de redes de pesca colmatadas estão se tornando comuns na Baía de Todos os Santos (Bahia).

Curiosamente, *Triphyllozoon arcuatum* é frequentemente relatado associado às espécies de coral-sol *Tubastrea* spp. (ALMEIDA et al., 2015a; BARROS et al., 2018) que atualmente é reconhecido como um dos principais táxons marinhos invasores na costa brasileira com múltiplas invasões (CAPEL et al., 2019). É provável que ambos os táxons estejam associados a navios que atendem plataformas de petróleo. *Triphyllozoon arcuatum* e *Tubastrea* spp. costumam se associar a outros invertebrados, sendo motivo de preocupação em relação aos seus impactos sobre a fauna nativa local (ALMEIDA et al., 2015a; BARROS et al., 2018; MIRANDA et al., 2020). Por fim, espécies do gênero *Biflustra* d'Orbigny, 1852 pode formar grandes colônias tridimensionais eretas, por exemplo *Biflustra grandicella* que é conhecida por ocorrer no NE do Brasil (ALMEIDA et al., 2017a; MIRANDA et al., 2018). Apesar da ausência de impacto relatado na costa brasileira, *B. grandicella* é reconhecida como invasora em águas australianas, com relatos de impactos econômicos e ecológicos naquela região (GRANGE e GORDON, 2005).

Alguns briozoários podem formar colônias grandes e/ou robustas, potencialmente causando danos às atividades humanas, como aquicultura, navegação e pesca (GORDON e MAWATARI, 1992; COLEMAN, 1999; GORDON et al., 2006). Este é o caso de 12 espécies nos portos e marina amostrados: *Amathia verticillata*, *Bugula neritina*, *Catenicella uberrima*, *Crisia pseudosolena*, *Hippopodina feegeensis*, *Hippoporina indica*, *Licornia diadema*, *Schizoporella errata*, *Thalamoporella harmelini*, *Triphyllozoon arcuatum*, *Tubulipora macella* e *Watersipora subtorquata*. Entre essas espécies, seis (*A. verticillata*, *C. uberrima*, *L. diadema*, *S. errata*, *T. harmelini* e *W. subtorquata*) também são relatadas em habitats naturais, ou seja, recifes de corais e costões rochosos (VIEIRA et al., 2013, 2014a, 2014b, 2016; MIRANDA et

al., 2018). Alguns NNS são conhecidos por se espalharem para fora do habitat artificial e podem-se tornar dominantes sobre espécies nativas (ALMEIDA et al., 2015a; BAX et al., 2003; ANTON et al., 2019). As espécies invasoras *A. verticillata* e *W. subtorquata* (a última sendo considerada criptogênica no Brasil, mas com comportamento invasor em outras localidades, conforme VIEIRA et al., 2014c) poderia ser dominante sobre as espécies nativas, uma vez que são amplamente distribuídas nas áreas naturais, em águas quentes tropicais e subtropicais (NASCIMENTO et al., 2021; VIEIRA et al., 2014c), e em águas temperadas como o Mediterrâneo (FERRARIO et al., 2018). Mais levantamentos em habitats naturais ao longo da costa brasileira são necessários para entender os caminhos, direções e magnitude dos efeitos da ocorrência dessas espécies exóticas, incluindo suas adaptações ao longo do tempo.

4.1.2.3 Composição de assembleias de briozoários de portos e marinas brasileiros

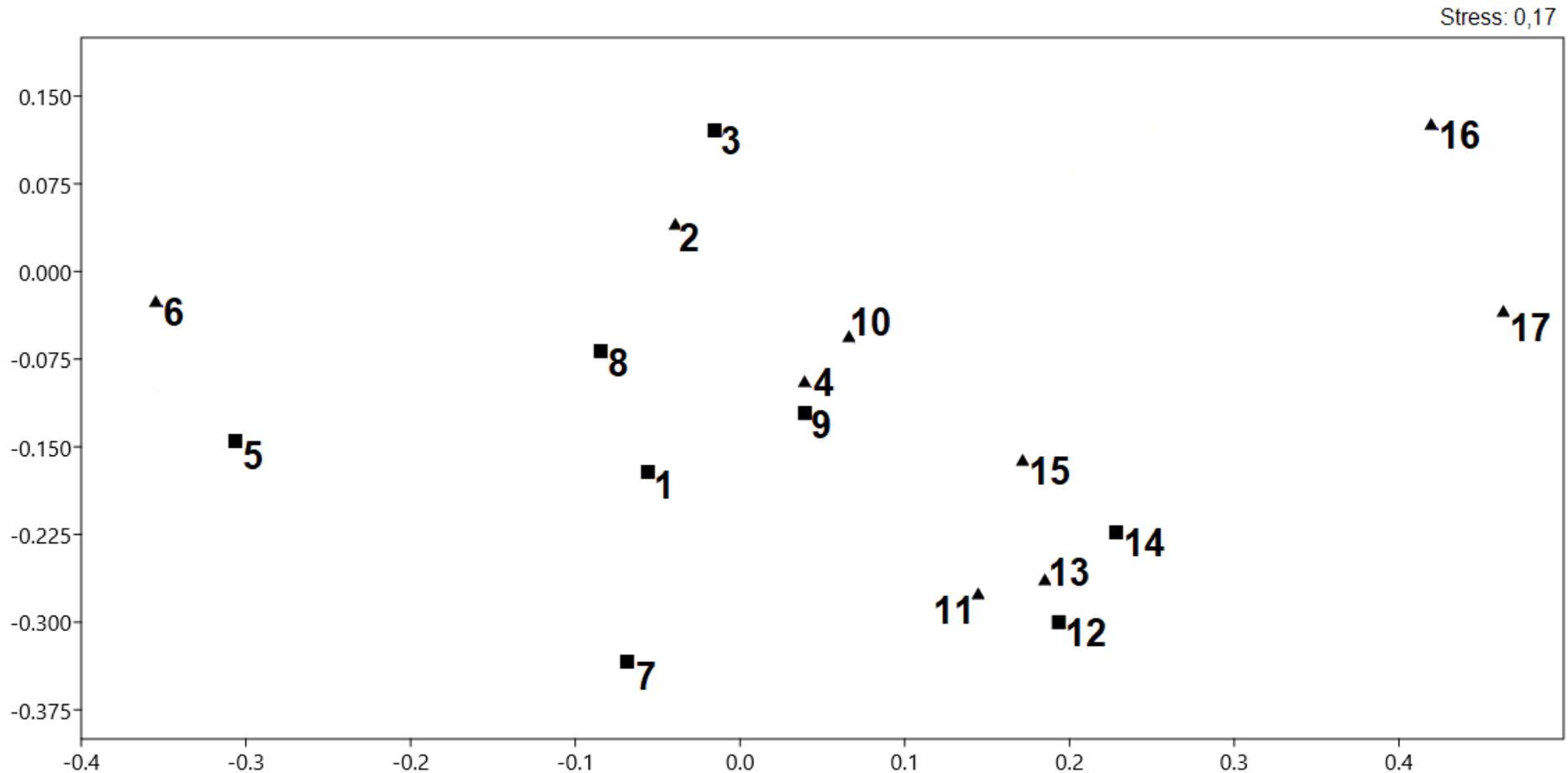
As assembleias de briozoários das áreas artificiais analisados neste estudo não foram significativamente diferentes entre os locais comerciais e recreativos (PERMANOVA: $F = 0,49187$, $P = 0,8098$; PERMDISP: $F = 0,00552$, $P = 0,950$; Tabela 3) e não se formam grupos distintos na plotagem do n-MDS (Fig. 3). No entanto, a análise PERMANOVA mostrou que a riqueza das assembleias de briozoários difere significativamente ao longo dos trechos costeiros brasileiros (PERMANOVA: $F = 3,1542$, $P = 0,01$; PERMDISP: $F = 0,56526$, $P = 0,5353$). Por fim, a interação entre esses dois fatores (habitats artificiais versus trechos costeiros) foi significativa (PERMANOVA: $F = 1,3687$, $P = 0,0489$), corroborando também que a riqueza das assembleias de briozoários estudadas é influenciada principalmente por trechos costeiros.

Tabela 3 - Resultados da PERMANOVA (two-way), testando o efeito dos “trechos costeiros” e “tipo de áreas” na riqueza das assembleias de briozoários. Os valores significativos de p estão em negrito. *P(MC).

Fonte de variação	df	SS	MS	Pseudo- <i>F</i>	P
Tipos de áreas (A)	1	0,0396	0,03967	0,4918	0,8098*
Trecho costeiro (C)	1	0,2169	0,21698	3,1542	0,01*
A x C	1	-0,1116	-0,11166	-1,3687	0,0489*
Residual	13	1,0606	0,08158		
Total	16	1,2056			

Fonte: O autor (2022).

Gráfico 2 - N-MDS em duas dimensões com índice de similaridades no índice de Sørensen–Dice em todos os locais amostrados, áreas comerciais (quadrados) e recreacionais (triângulos). Locais de coleta (Tabela 1): 1= Porto do Pecém (CE); 2= Marina Park (CE); 3= Porto de Mucuripe (CE); 4= Iate Clube de Natal (RN); 5= Porto de Cabedelo (PB); 6= Marina do Jacaré (PB); 7= Porto de Suape (PE); 8= Porto de Jaraguá (AL); 9= Porto de Salvador (BA); 10= Marina do Mercado Modelo (BA); 11= Iate Clube do Espírito Santo (ES); 12= Porto do Forno (RJ); 13= Marina Ilha Grande (RJ); 14= Terminal de São Sebastião (SP); 15= Yacht Club Ilhabela (SP); 16= Iate Clube Paranaguá (PR); 17= Iate Clube Caiobá (PR).



Fonte: O autor (2022).

Os três trechos costeiros analisados, Nordeste (NE), Leste (E) e Sudeste (SE) são diferenciados principalmente pelas condições ambientais. No NE, a temperatura da água é elevada, variando de 22°C a 29°C, com influência de inúmeros rios e córregos. Esta região costeira é altamente heterogênea dependendo da exposição das ondas e do tamanho do sedimento, pois está diretamente exposta a maior amplitude de marés entre as três ecorregiões (2,5 m) e ondas intensas (SHORT e KLEIN, 2016). No E, as áreas possuem temperaturas 16°C a 28°C, podendo ser regiões expostas com areia fina ou com ondas moderadas a altas, ou ser mais tranquilas em regiões mais abrigadas, com praias menores em enseadas dominadas por leitos rochosos, com menor influência de rios do que o trecho NE (SHORT e KLEIN, 2016). Finalmente, no SE a região costeira possui ondas dominantes, com amplitude de maré de 2,5 m a 0,5 m, resultando em zonas costeiras modificadas pela maré e cada vez mais dominadas pelas ondas, variando de totalmente dissipativas à reflexivas em suas praias, com águas mais frias com temperaturas que variam de 13°C a 21°C (SHORT e KLEIN, 2016).

As assembleias de briozoários dos trechos costeiros do NE e E do Brasil na província do Atlântico Sudoeste Tropical (SPALDING et al., 2007), compreendendo as localidades 1 a 11, apresentam assembleias semelhantes, exceto pela assembleia de briozoários do local mais ao sul (local 11). O Iate Clube do Espírito Santo (Localidade 11, cerca de 20°17'S) está localizado mais próximo dos locais do SE do Brasil na província do Atlântico Sudoeste Temperado Quente (22°58' S a 25°51'S), especialmente as localidades 12 a 15, ao invés do E Brasil (12°57' S a 12°58' S). A maioria das localidades do NE aqui estudadas compreende áreas que compartilham variáveis ambientais semelhantes e que são mais abrigadas e protegidas das ondas (SHORT e KLEIN, 2016). Assim, nota-se que as diferenças nas condições ambientais nos diferentes trechos costeiros influenciam na composição e riqueza da fauna de briozoários nas localidades estudadas.

É possível notar também que, as localidades 2 e 3 (Marina Park e Porto do Mucuripe) e 5 e 6 (Marina do Jacaré e Porto do Cabedelo) são semelhantes entre si, na composição das assembleias de briozoários, embora representem diferentes habitats artificiais (comerciais e recreativos). As localidades 2 e 3 são essencialmente ambientes marinhos (SHORT e KLEIN, 2016) enquanto as localidades 5 e 6 apresentam condições ambientais típicas de regiões estuarinas (ou seja, influência de água doce com águas de baixa salinidade próximas à foz do Rio Paraíba) (SHORT e KLEIN, 2016). Aqui, a proximidade geográfica (distância de cerca de 10 km entre as áreas) dessas localidades pode favorecer um transporte local de espécies entre elas, uma vez que outros estudos também mostraram o papel das embarcações de recreio e de pequeno porte na disseminação de espécies aquáticas e na facilitação de introduções

secundárias (FLOERL e INGLIS, 2005; MURRAY et al., 2011; ASHTON et al., 2012; LACOURSIÈRE-ROUSSEL et al., 2016; FERRARIO et al., 2017).

Os briozoários das localidades 4, 9 e 10 são mais semelhantes entre si do que com as demais assembleias estudadas. Essas localidades têm temperaturas e salinidades da água semelhantes (por exemplo, DE MIRANDA et al., 2005; ALMEIDA et al., 2017a) e estruturas artificiais semelhantes (por exemplo, paredes de concreto, plataformas flutuantes metálicas e estacas de madeira) que podem ter resultado em uma composição da fauna de briozoários apesar de suas distâncias geográficas (mais de 900 km entre essas localidades).

As assembleias de briozoários do SE do Brasil (locais 12 a 17) incluem 11 espécies exclusivas deste trecho costeiro (Tabela 2). Dois agrupamentos do trecho SE podem ser inferidos de nossa análise, com assembleias faunísticas de duas localidades mais ao sul (locais 16 e 17) consideradas distintas de todas as outras por apresentarem temperaturas de água mais variáveis (entre 12° e 30° C) e com maior influência de água doce (Lana et al., 2001). Quatro espécies de briozoários, incluindo os ctenostomata *Alcyonidium pulvinatum* e *A. vitreum* e os cheilostomata *Biflustra arborescens* e *Sinoflustra annae*, foram encontrados apenas nestas localidades. *S. annae* é considerado nativo da região do Indo-Pacífico e atualmente relatado no Atlântico Ocidental em áreas com intenso tráfego marítimo, turismo, atividades de exploração de petróleo, em substratos artificiais e associado a outros invertebrados exóticos (MCCANN et al., 2007; ALTVATER e COUTINHO, 2015; ALMEIDA et al., 2017a; MIRANDA et al., 2018). Esta espécie também é relatada incrustando substratos flutuantes (por exemplo, LIU, 1992; MCCANN et al., 2007; ALMEIDA et al., 2017a; MIRANDA et al., 2018), sendo também reconhecida como um dos principais incrustantes de briozoários no sul da China (LIU, 1992).

Apesar da riqueza das assembleias ser variável, como observada no teste anterior, a ANOSIM mostrou que não existem diferenças estatísticas na composição das assembleias de briozoários dos diferentes trechos costeiros ($R = 0,5013$; $P = 0,716$). De fato, 11 espécies encontradas aqui (incluindo nativas, criptogênicas e exóticas) – *Amathia distans*, *A. verticillata*, *A. vidovici*, *Bugula neritina*, *Licornia diadema*, *L. jolloisii*, *Nolella stipata*, *Savignyella lafontii*, *Schizoporella errata*, *Virididentula dentata* e *Watersipora subtorquata* – possuem distribuição ao longo de toda a costa brasileira, sendo comumente encontradas na comunidade do *fouling* brasileiro (exemplo, LOPES et al., 2009; MARQUES et al., 2013; ROCHA et al., 2013). O que pode estar relacionado inclusive com a quebra de limites biogeográficos brasileiros, como a ressurgência (SPALDING et al., 2007; COELHO-SOUZA et al., 2012), e expansão de ocorrência dessas espécies ao longo da costa através do tráfego de embarcações, como eventuais vetores distribuição passiva de espécies marinhas (RUIZ et al.,

1997; HEWITT et al., 2009; RICCIARDI, 2016; FERRARIO et al., 2017).

Além disso, as assembleias de briozoários são conhecidas por serem diretamente influenciadas por condições hidrográficas, como temperatura e salinidade da água (por exemplo, CLARK et al., 2017; SOUTO e ALBUQUERQUE, 2019; GORDON, 2018), como poderia ser extrapolado a partir dos resultados aqui apresentados, pelas características hidrográficas das áreas estudadas. O gradiente latitudinal pode influenciar a composição da assembleia (HEWITT, 2002; HILLEBRAND, 2004; SAX, 2008). Este gradiente também está relacionado com a variação de temperatura e esta condição parece determinar a capacidade de sobrevivência das espécies incrustantes (REINHARDT et al., 2012; LORD et al., 2015).

4.1.2.4 Presença de espécies nativas em portos e marinas

Aqui foram relatadas nove espécies nativas em estruturas artificiais (Tabela 2). Todas essas espécies já foram relatadas em áreas adjacentes. Em relação aos substratos, três espécies – *Alcyonidium vitreum*, *Biflustra marcusii*, *B. paulensis* – foram encontradas apenas em algas que vivem aderidas a substratos artificiais. As outras seis espécies – *Alcyonidium pulvinatum*, *Amathia brasiliensis*, *A. distans*, *Crisia pseudosolena*, *Tubulipora macella* e *Vasignyella ovicellata* – viviam presas diretamente em estruturas de concreto e madeira, em pilares e píeres. Essas superfícies são consideradas mais semelhantes às superfícies naturais (CONNELL, 2001; BROWN, 2005; NEVES et al., 2007) em comparação com outros dois substratos artificiais mais lisos analisados aqui (ou seja, metal e fibra de vidro).

As espécies deste trabalho classificadas como “nativas” não foram encontradas introduzidas ou invasoras em nenhum outro lugar do mundo. Até o momento, apenas dois briozoários considerados como nativos para o SW Atlântico e que são conhecidos para outras regiões do mundo – *Parasmittina alba* Ramalho et al., 2011 e *Thalamoporella evelinae* Marcus, 1939 – não foram encontrados nesse estudo. *Parasmittina alba* foi originalmente descrita do SE do Brasil, mas recentemente foi relatada como exótica em Portugal (SOUTO et al., 2018) e foi recentemente encontrada em placas experimentais colocadas em recifes naturais do NE e SE do Brasil (A.C. S. Almeida, dados não publicados), evidenciando seu potencial para colonizar estruturas artificiais. Assim como *P. alba*, outras espécies da família Smittinidae são comumente relatadas crescendo em estruturas artificiais, às vezes até relacionadas a eventos de bioinvasão (por exemplo, HARMELIN et al., 2009; SOUTO et al., 2018; FARIAS et al., 2020). *Thalamoporella evelinae* foi originalmente descrita da Baía de Santos, SE do Brasil (MARCUS, 1939) – uma área que inclui o Porto de Santos, o maior porto de contêineres da América do Sul – mas foi posteriormente encontrada presa em detritos plásticos na Flórida, Estados Unidos (WINSTON et al., 1997; DERRAIK, 2002).

4.1.3 Conclusões

O presente estudo atualiza o conhecimento de briozoários marinhos encontrados no *fouling*, incluindo 33 espécies criptogênicas, 13 exóticas e nove espécies nativas. O aumento significativo no número de espécies relatadas em comparação com estudos anteriores indica a necessidade de estudos para entender melhor a dispersão e a relação entre espécies de briozoários e as estruturas artificiais. Principalmente porque apesar das relações entre diferentes áreas artificiais (comerciais e recreativas) não ter sido percebida aqui, nota-se a ausência de dois portos importantes do Brasil, Porto de Santos e Porto do Rio de Janeiro, ambas do trecho sudeste, que podem auxiliar na compreensão do papel dessas áreas artificiais na dispersão de espécies. Também vale ressaltar que a ocorrência de espécies nativas no *fouling* em áreas artificiais no Atlântico Sudoeste também levanta a possibilidade de transporte dessas espécies para novas áreas artificiais e naturais do mundo.

4.2 EFEITOS DO TIPO E DA ORIENTAÇÃO DO SUBSTRATO NO RECRUTAMENTO DE BRIOZOÁRIOS EM ÁREAS ARTIFICIAIS

A disponibilidade de superfícies artificiais em ambientes costeiros e marinhos vem aumentando cada vez mais, variando desde estruturas feitas pelo homem e até resíduos sólidos (lixo), oferecendo diversos tipos substratos que permitem o assentamento de organismos incrustantes (CARLTON e GELLER, 1993; BAX et al., 2003; BERGMANN et al., 2015). Tal associação facilita a dispersão e introdução de espécies em novas regiões (RUIZ et al., 1997; FLOERL e INGLIS, 2005). Uma vez que uma espécie introduzida causa impactos ecológicos e/ou econômicos (MCCANN et al. 2007; HEWITT et al. 2009; GLASBY et al., 2007; AIROLDI e BULLERI, 2011; DAFFORN et al., 2012).

Os eventos de introdução de espécies ou bioinvasão podem ser amplamente categorizados em três estágios: chegada (ou transporte), estabelecimento e disseminação (CANNING-CLODE, 2016). Em todas essas fases, o assentamento das larvas é um dos fatores mais importantes relacionados a esse processo, principalmente em grupos com indivíduos que possuem rápido crescimento e ampla tolerância às variações de fatores ambientais (GODWIN et al., 2004; INGLIS et al., 2005; LOXTON et al., 2017; AVILA et al., 2020). Os briozoários se destacam nesse grupo, pois são espécies iniciais no processo de sucessão e são capazes de se dispersar e colonizar facilmente qualquer superfície livre (FLOERL et al., 2004). A associação desses invertebrados com estruturas artificiais representa um importante mecanismo para a expansão da distribuição geográfica das espécies (WATTS et al., 1998; CARLTON et al., 2017) pois a maioria das espécies marinhas tem larvas de ciclo de vida curto sem um potencial de grande dispersão natural (MARSHALL e KEOUGH, 2003; WINSTON e VIEIRA, 2013; MIRANDA et al., 2018).

O assentamento de larvas da comunidade do *fouling* é geralmente influenciado por uma série de fatores bióticos e abióticos. Entre os bióticos, um fator principal é a composição do biofilme (ZARDUS et al., 2008; SATHEESH e WESLEY, 2011) que pode alterar as propriedades dos substratos, inclusive atraindo as larvas (DAANOY et al., 2017). Fatores abióticos como salinidade, hidrodinâmica e a composição do substrato (por exemplo, madeira, metal, plástico e outros) podem facilitar o processo de assentamento (CONNEL 2001; TYRREL e BYERS, 2007; SPAGNOLO et al., 2014; WHALAN et al. 2015). Um assentamento bem-sucedido de um indivíduo inclui o reconhecimento e o estabelecimento em um substrato adequado (MCKINNEY e MCKINNEY, 2002; VERMEIJ, 2005).

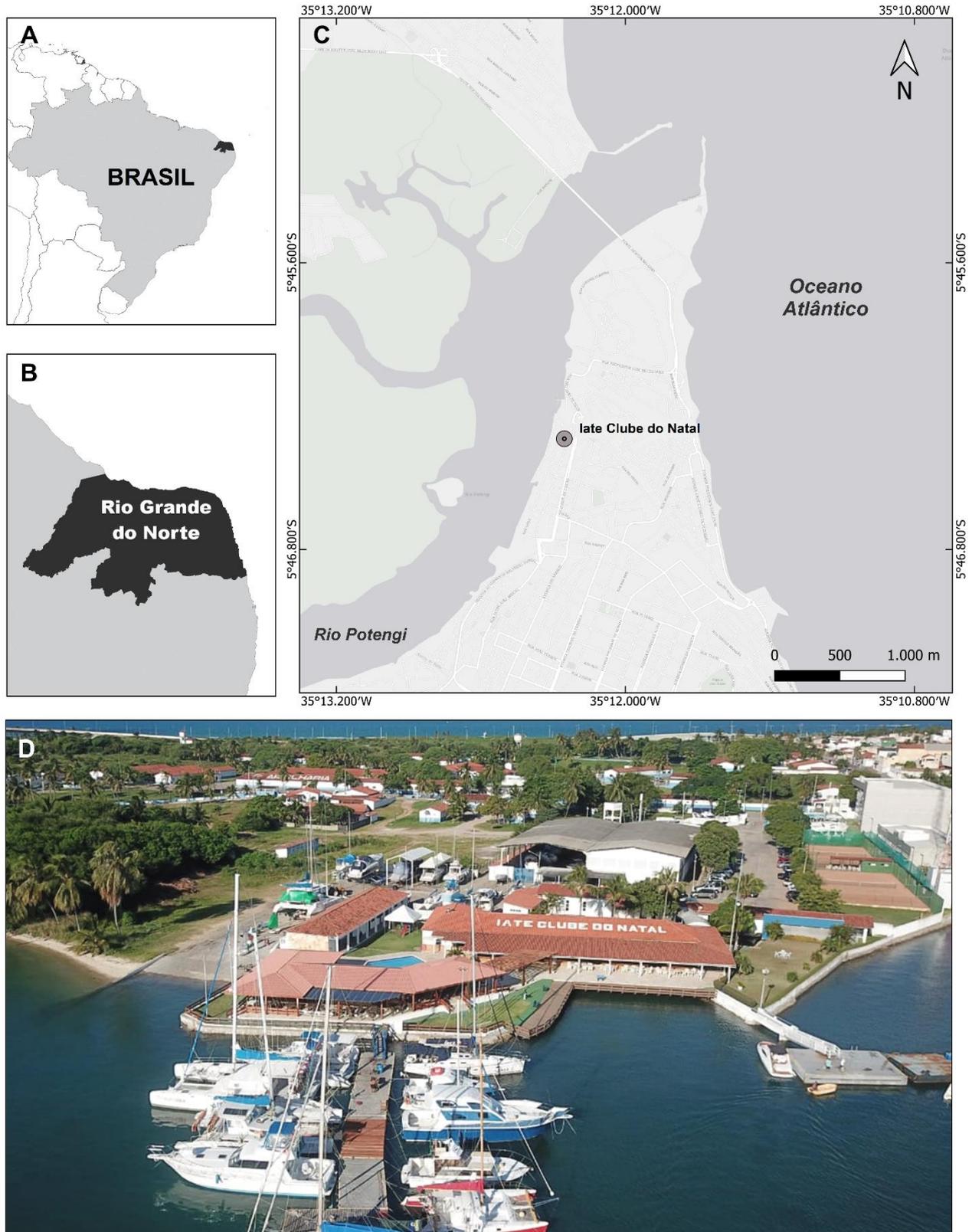
Os próprios substratos podem favorecer o assentamento e estabelecimento de certas espécies devido à sua composição química (GLASBY e CONNELL, 2001; KNOTT et al., 2004; ANDERSSON et al., 2009), cor e textura (WAHL e KOPPE, 2002; SKINNER e COUTINHO, 2005; FLORES e FAULKNEs, 2008), profundidade e orientação (CONNELL, 1999; GLASBY e CONNELL, 2001; TYRREL e BYERS, 2007; SIDDIK et al., 2018). Essas características podem influenciar na comunidade, competição reduzida ou aumentada, e até diferentes composições ou abundâncias de espécies (GLASBY, 2000; CONNELL, 2001; BULLERI e CHAPMAN, 2004; BULLERI, 2005; STACHOWICZ et al., 2007). Muitos estudos relatam maior abundância e riqueza de espécies não-nativas em substrato artificial do que em habitats naturais (ou seja, GLASBY et al., 2007; AIROLDI e BULLERI, 2011; DAFFORN et al., 2012), especialmente por causa das diferentes características que os substratos podem apresentar. Portanto, o presente estudo teve como objetivo observar o recrutamento e assentamento de briozoários em diferentes tipos e orientação de substratos. As seguintes questões foram abordadas em nosso estudo: (i) Os tipos ou orientações dos substratos artificiais influenciam o recrutamento de larvas de briozoários? (ii) Existe alguma variação significativa nos padrões de crescimento dos briozoários em diferentes tipos e orientações de substrato?

4.2.1 Materiais e métodos

4.2.1.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado no Iate Clube de Natal ($5^{\circ}45'56,3''S$ $35^{\circ}12'13,5''W$), a 2km do Porto de Natal, localizado no estuário do Rio Potengi, Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil (Figuras 1 e 2). Esta região é abrigada de ondas e marés altas, com amplitude máxima de maré de 2,80m (CODERN, 2020) e recebe a descarga dos rios Jundiaí, Doce e Potengi. Duas estações muito bem definidas são reconhecidas na área: chuvosa, de janeiro a setembro, e seca, de outubro a dezembro, com temperatura média anual de $26,8^{\circ}C$ (RAMOS e SILVA et al., 2006; DINIZ e PEREIRA, 2015). A salinidade varia de 27 a 30 ppm nas marés altas de março a junho, de 33 a 35 ppm de julho a outubro e de 36 a 37 ppm de novembro a fevereiro.

Figura 1 - Mapa da área de estudo. Localização do estado do Rio Grande do Norte no Brasil (A); o estado em destaque (B); Iate Clube, em destaque (C); vista aérea do Iate Clube do Natal.



Fonte: O autor (2022).

Figura 2 - Caracterização do ambiente da área de estudo. Em destaque: Estrutura dos píeres (A); Cordas e pneus nas estruturas com organismos incrustantes (B,C); Localização das espécies nas estruturas do Iate Clube (D).

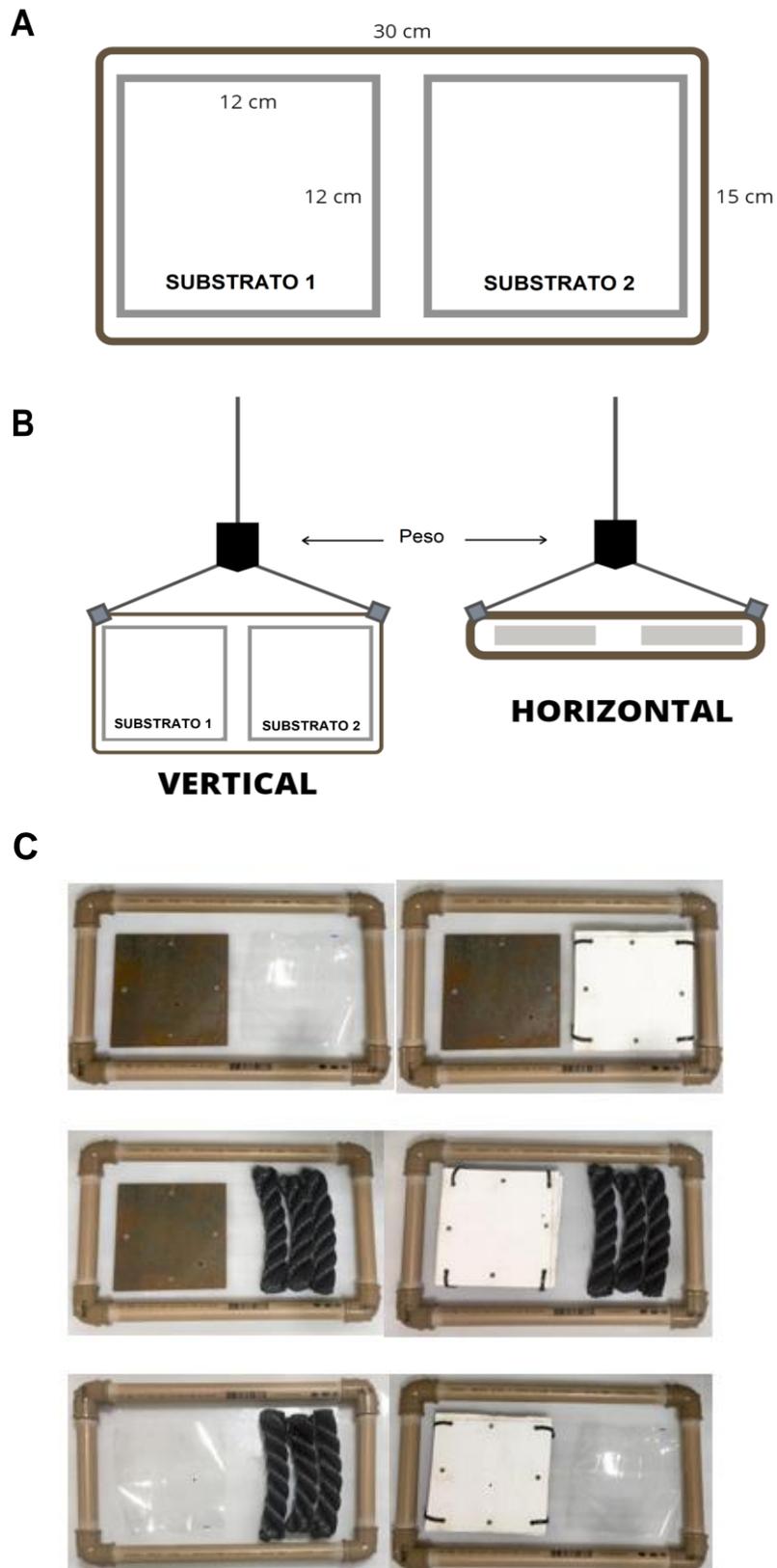


Fonte: LAEBRy (@bryozoabrazil, 2021).

4.2.1.2 Desenho experimental

Para investigar o recrutamento de briozoários, foram confeccionados painéis experimentais com quatro tipos de substratos distintos, formado com placas de 12 x 12 cm: plástico PET transparente (obtido de garrafas comuns de refrigerantes), cordas náuticas comuns (obtidas pela junção de três pedaços de cordas de nylon com 12 cm de comprimento e duas polegadas de diâmetro), metal (placas de aço carbono) e PVC branco (placas de policloreto de vinil). O painel experimental foi confeccionado com duas placas de diferentes tipos de substratos fixadas a uma estrutura feitas de tubos de PVC (25 x 15cm) por meio de uma braçadeira plástica (Fig. 2). As estruturas dos painéis experimentais tiveram cinco repetições de cada orientação (vertical e horizontal), totalizando 60 placas por amostragem e 240 placas ao final do experimento. Os painéis foram pendurados com cordas de nylon nas orientações no píer flutuante principal do Iate Clube do Natal, a uma profundidade de 5m. Pesos de concreto foram usados para auxiliar na estabilidade dos painéis.

Figura 3 – Desenho esquemático da elaboração dos painéis experimentais, com a disposição das placas de diferentes substratos (A), com as diferentes orientações (B) e com a disposição dos pares de placas.



O experimento teve duração total de oito meses e os painéis amostrais eram retirados completamente e substituídos a cada dois meses, totalizando quatro períodos de amostragem (S1, S2, S3 e S4). Após a remoção, os painéis foram imersos por uma hora em solução aquosa com mentol para anestesiá-los, antes de serem fixados com etanol 70%. Em seguida, os painéis foram transportados para o Laboratório de Estudos de Briozoários (LAEBry), Departamento de Zoologia, Centro de Biociências da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) para identificação dos briozoários.

As placas foram analisadas em estereomicroscópio (Nikon SMZ745) e os briozoários identificados no nível taxonômico mais baixo possível, com base principalmente na morfologia externa (ou seja, características de autozoóides, heterozoóides e estruturas reprodutivas) e seguindo literatura recente e específica (por exemplo, VIEIRA et al., 2008; 2010; 2016; WINSTON e VIEIRA, 2013; WINSTON et al., 2014; ALMEIDA et al. 2015; 2017; 2018). As formas de crescimento das colônias de briozoários foram classificadas de acordo com Bishop (1989), Taylor e James (2013) e Almeida et al. (2017). Todos os espécimes estão depositados na coleção Bryozoa do Departamento de Zoologia, Centro de Biociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil (UFPE).

4.2.1.3 Análises estatísticas

Para as análises, notou-se que haviam diferenças no recrutamento nos dois lados das placas horizontais, portanto elas foram analisadas separadas (como face superior e face inferior), e apenas um dos lados nas placas verticais. Foi verificado se havia efeito da estrutura de PVC dos painéis experimentais para verificar se este seria um fator de influência, porém ele não apresentou influência. Além disso, devido às diferentes formas e fragmentação das colônias, as espécies de briozoários foram contabilizadas apenas em presença e ausência, para calcular a frequência de ocorrência. Os dados foram testados com uma PERMDISP para verificar a normalidade e homogeneidade de variância, porém não foi observado aqui, sendo transformados para o logaritmo natural. No entanto, mesmo após a transformação, os dados não se enquadraram nas premissas paramétricas.

Assim, foi utilizado um Modelo Linear Generalizado (GLM; função de ligação *logit*, distribuição binomial) para examinar os efeitos do tipo de substrato e orientação para espécies de briozoários eretos e incrustantes, separadamente, usando o Ambiente SPSS. Os briozoários foram separados em espécies incrustantes ou eretas devido às grandes diferenças nos requisitos de substrato para esses padrões de crescimento colonial (ou seja, espécies

incrustantes precisam de uma superfície maior para fixação/desenvolvimento colonial, enquanto espécies eretas requerem pontos de fixação minúsculos) (BISHOP, 1989; TAYLOR e JAMES, 2013; ALMEIDA et al., 2017).

Para ilustrar os padrões espaciais das amostras e resumir os padrões de recrutamento de briozoários com crescimento morfológico diferente nos diferentes substratos e orientações, foi aplicado o método *Nonmetric Multidimensional Scaling* (n-MDS) usando o PAST (*Paleontological Statistics Software Package*, versão 4.03).

4.2.2 Resultados

Um total de 15 espécies de briozoários foram encontradas nos painéis experimentais estudados, classificadas em duas ordens: Ctenostomatida, com duas famílias (Nolellidae e Vesiculariidae), e Cheilostomatida, com dez famílias (Aeteidae, Bitectiporidae, Bugulidae, Candidae, Lepraliellidae, Membraniporidae, Savignyellidae, Schizoporellidae, Thalamoporellidae e Watersiporidae). Quanto à forma de crescimento das colônias, seis espécies apresentam colônias incrustantes e nove espécies apresentam formas eretas. Nota-se que, apesar de serem classificadas em alguns estudos como espécies incrustantes, as espécies *Aetea arcuata*, *Aetea cultrata* e *Nolella stipata* foram consideradas eretas neste estudo, pois os zoóides são eretos e, de forma geral, a forma de crescimento colonial é semelhante aos de colônias eretas, com apenas uma pequena poção do zoóide estando fixado no substrato, com o restante da colônia ramificando-se e crescendo na direção oposta do substrato, por vezes se tornando livre. A maioria das espécies são consideradas criptogênicas (nove espécies), seguidas de cinco exóticas e apenas um briozoário nativo (Tabela 1).

Tabela 1 - Lista dos briozoários encontrados com seus *status* ecológico (usando classificação de XAVIER et al., 2021), o tipo de crescimento da forma colonial e distribuição (DARLING e CARLTON, 2018).

TÁXONS	STATUS	FORMA COLONIAL	DISTRIBUIÇÃO
Ordem Ctenostomatida Busk, 1852			
Família Vesiculariidae Johnston, 1847			
<i>Amathia distans</i> Busk, 1886	Nativa	Ereta	Atlântico Ocidental
<i>Amathia verticillata</i> (delle Chiaje, 1822)	Exótica	Ereta	Cosmopolita
<i>Amathia vidovici</i> (Heller, 1867)	Criptogênica	Ereta	Cosmopolita
Família Nolellidae Harmer, 1915			
<i>Nolella stipata</i> Gosse, 1855	Criptogênica	Ereta	Cosmopolita
Ordem Cheilostomatida Busk, 1852			
Família Aeteidae Smitt, 1868			
<i>Aetea arcuata</i> Winston & Hayward, 2012	Criptogênica	Ereta	Atlântico Ocidental
<i>Aetea cultrata</i> Vieira, Almeida & Winston, 2016	Criptogênica	Ereta	Atlântico Ocidental

Fonte: O autor (2022).

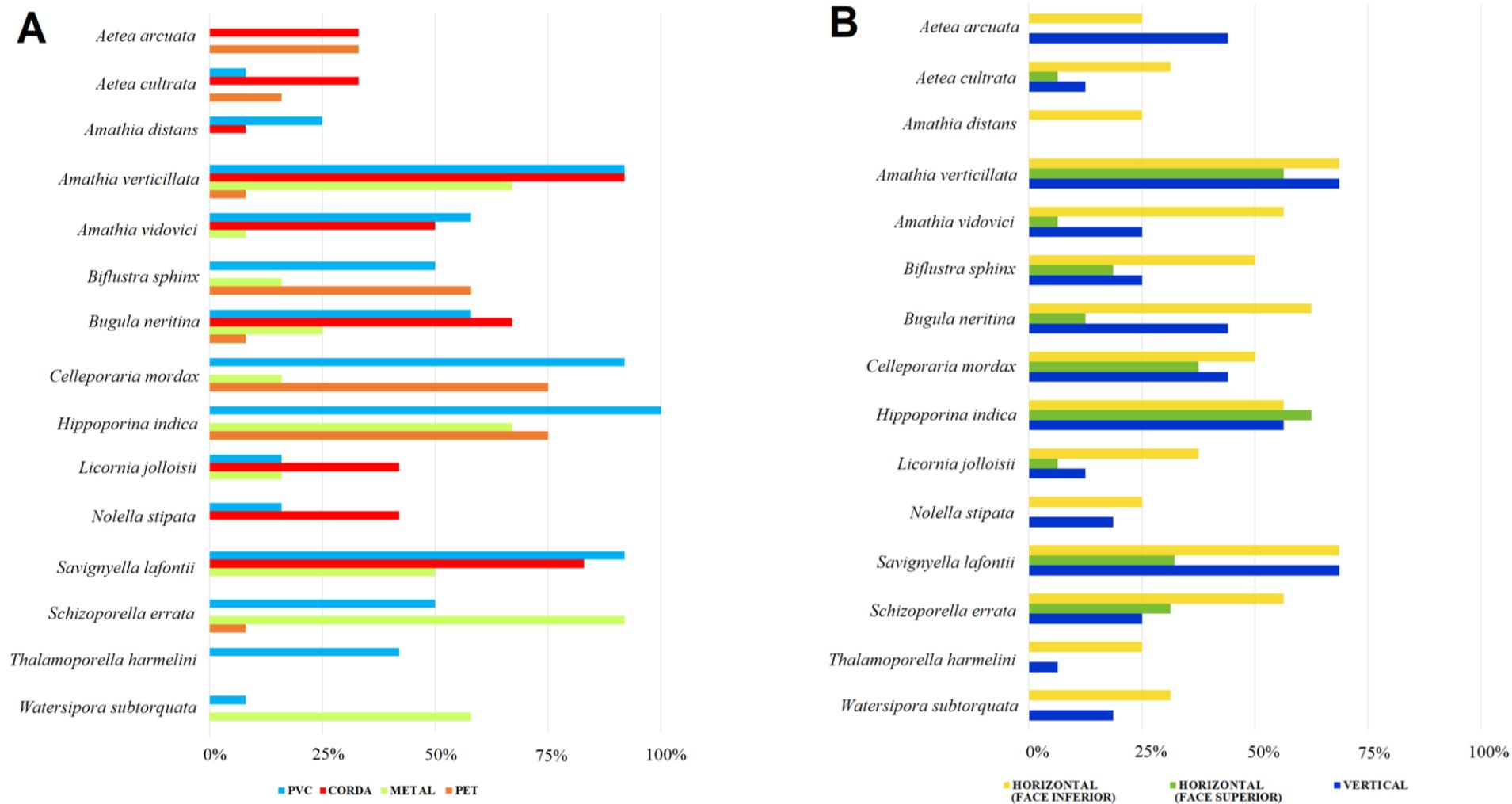
Tabela 1 – (Cont.) Lista dos briozoários encontrados com seus *status* ecológico (usando classificação de XAVIER et al., 2021), o tipo de crescimento da forma colonial e distribuição (DARLING e CARLTON, 2018).

TÁXONS	STATUS	FORMA COLONIAL	DISTRIBUIÇÃO
Família Membraniporidae Busk, 1852 <i>Biflustra sphinx</i> Vieira, Almeida & Winston, 2016	Criptogênica	Incrustante	Brasil
Família Thalamoporellidae Levinsen, 1902 <i>Thalamoporella harmelini</i> Soule et al., 1999	Criptogênica	Incrustante	Circumtropical
Família Bugulidae Gray, 1848 <i>Bugula neritina</i> (Linnaeus, 1758)	Exótica	Ereta	Cosmopolita
Família Candidae d'Orbigny, 1851 <i>Licornia jolloisii</i> (Audouin, 1826)	Exótica	Ereta	Circumtropical
Família Savignyellidae Levinsen, 1909 <i>Savignyella lafontii</i> (Audouin, 1826)	Criptogênica	Ereta	Cosmopolita
Família Lepraliellidae Vigneaux, 1949 <i>Celleporaria mordax</i> (Marcus, 1937)	Criptogênica	Incrustante	Atlântico Ocidental
Família Bitectiporidae MacGillivray, 1895 <i>Hippoporina indica</i> Madhavan Pillai, 1978	Exótica	Incrustante	Circumtropical
Família Schizoporellidae Jullien, 1883 <i>Schizoporella errata</i> (Waters, 1878)	Exótica	Incrustante	Cosmopolita
Família Watersiporidae Vigneaux, 1949 <i>Watersipora subtorquata</i> (d'Orbigny, 1852)	Criptogênica	Incrustante	Cosmopolita

Entre os quatro tipos de substratos investigados, as placas de PVC apresentam a maior riqueza de espécies (Gráfico 1). Os briozoários *Amathia verticillata* (ereto e exótico) e *Hippoporina indica* (incrustante e exótico) foram as espécies mais frequentes, com frequência de ocorrência superior a 50% em todo material e orientação (exceto *A. verticillata* em PET, e *H. indica* em corda; Tabela 1). Outras espécies representativas foram: *Savignyella lafontii* (ereta e criptogênica), *Celleporaria mordax* (incrustante e criptogênica) e *Schizoporella errata* (incrustante e exótica). Em relação à orientação, os três tratamentos foram diferentes na riqueza de espécies, com maior riqueza relatada nas placas horizontais de faces inferiores (15 espécies), seguidas pelas verticais (14 espécies) e horizontais de faces superiores (10 espécies).

Os briozoários *Amathia verticillata* (ereto e exótico) e *Hippoporina indica* (incrustante e exótico) foram as espécies mais frequentes, com frequência de ocorrência superior a 50% em todos os substratos e orientação (exceto *A. verticillata* em PET, e *H. indica* em corda; Tabela 1; Gráfico 1). Outras espécies com valores de frequência representativa foram: *Savignyella lafontii* (ereta e criptogênica), *Celleporaria mordax* (incrustante e criptogênica) e *Schizoporella errata* (incrustante e exótica).

Gráfico 1 - Frequência de ocorrência de briozoários nos locais amostrados, por tipo de substrato (A) e as diferentes orientações (B).



A análise de GLM para espécies incrustantes mostrou diferenças significativas nas assembleias de briozoários nos tipos e orientações do substrato (Tabelas 2 e 3; Gráfico 2). Na plotagem das médias totais dos valores de riqueza de briozoários (Gráfico 2A), é possível notar que a posição Horizontal Face Inferior (barra amarela) mostrou-se a que apresentou maior riqueza em todos os substratos diferentes, seguida pelas orientações Vertical (barra azul) e Horizontal Face Superior (barra verde), que não apresentam diferenças significativas entre si. Se tratando pelo tipo de substratos, as placas de PVC se destacaram com a maior média de recrutamento de espécies, seguidas por Cordas, Metal e PET.

Tabela 2 - Comparações par a par por tipos de substratos usando análise GLM. Os valores significativos ($P < 0,05$) estão em negrito e com asteriscos.

COMPARAÇÃO POR SUBSTRATOS		ERETA	INCRUSTANTE
PVC	PET	<0,0001*	0,451
	CORDAS	0,077	<0,0001*
	METAL	<0,0001*	0,286
PET	PVC	<0,0001*	0,451
	CORDAS	<0,0001*	<0,0001*
	METAL	<0,0001*	0,753
CORDAS	PVC	0,077	<0,0001*
	PET	<0,0001*	<0,0001*
	METAL	<0,0001*	<0,0001*
METAL	PVC	<0,0001*	0,286
	PET	<0,0001*	0,753
	CORDAS	<0,0001*	<0,0001*

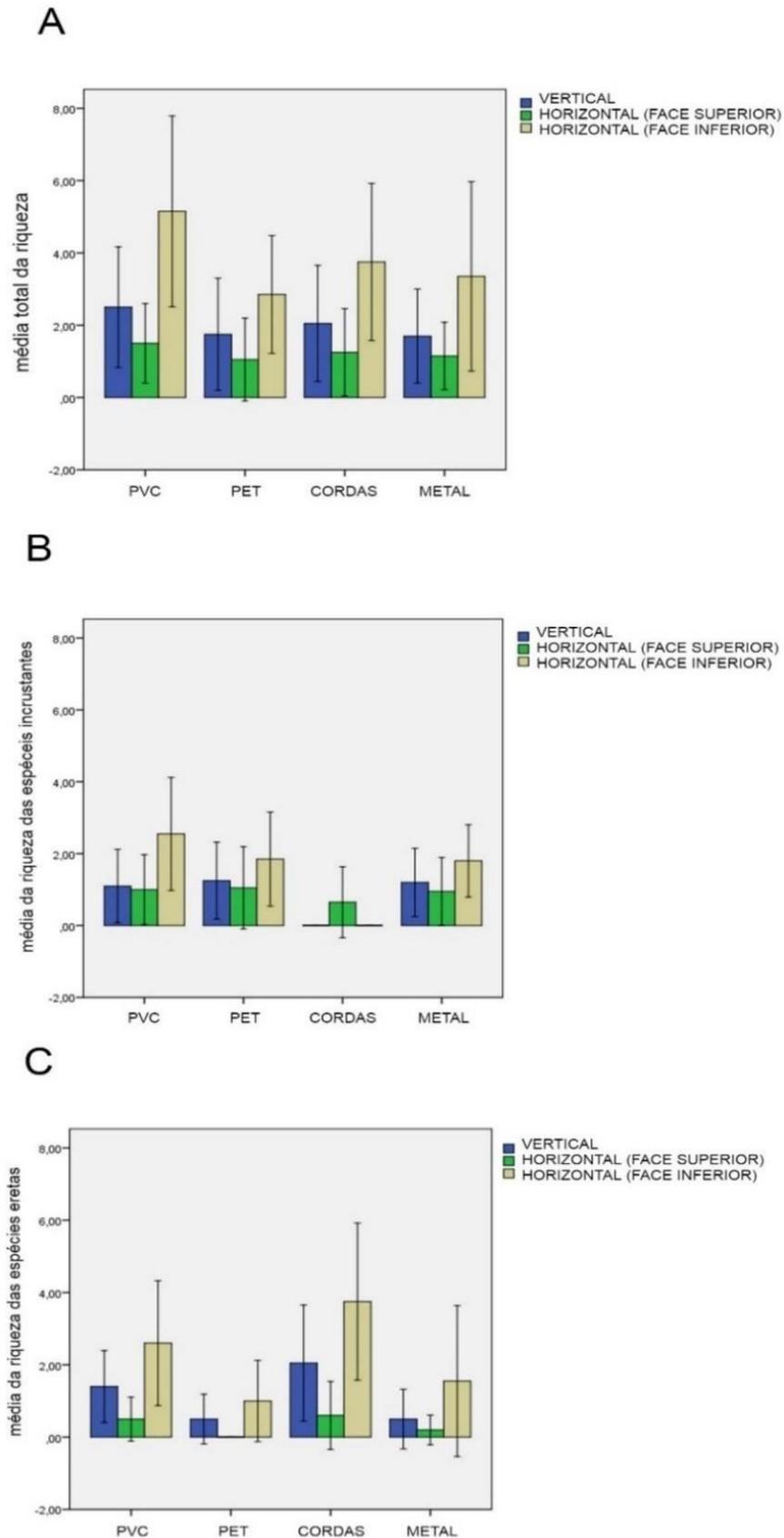
Fonte: O autor (2021).

Tabela 3 - Comparações par a par por tipo de orientações usando análise GLM. Os valores significativos ($P < 0,05$) estão em negrito e com asteriscos.

COMPARAÇÃO POR ORIENTAÇÃO		ERETA	INCRUSTANTE
VERTICAL	HORIZONTAL (FACE SUPERIOR)	<0,0001*	0,868
	HORIZONTAL (FACE INFERIOR)	<0,0001*	<0,0001*
HORIZONTAL (FACE SUPERIOR)	VERTICAL	<0,0001*	0,868
	HORIZONTAL (FACE INFERIOR)	<0,0001*	<0,0001*
HORIZONTAL (FACE INFERIOR)	VERTICAL	<0,0001*	<0,0001*
	HORIZONTAL (FACE SUPERIOR)	<0,0001*	<0,0001*

Fonte: O autor (2022).

Gráfico 2 - Plotagem da análise GLM da riqueza das assembleias por substratos e pela orientação, por média total (A), apenas as espécies incrustantes (B) e apenas as espécies eretas (C).



Fonte: O autor (2022).

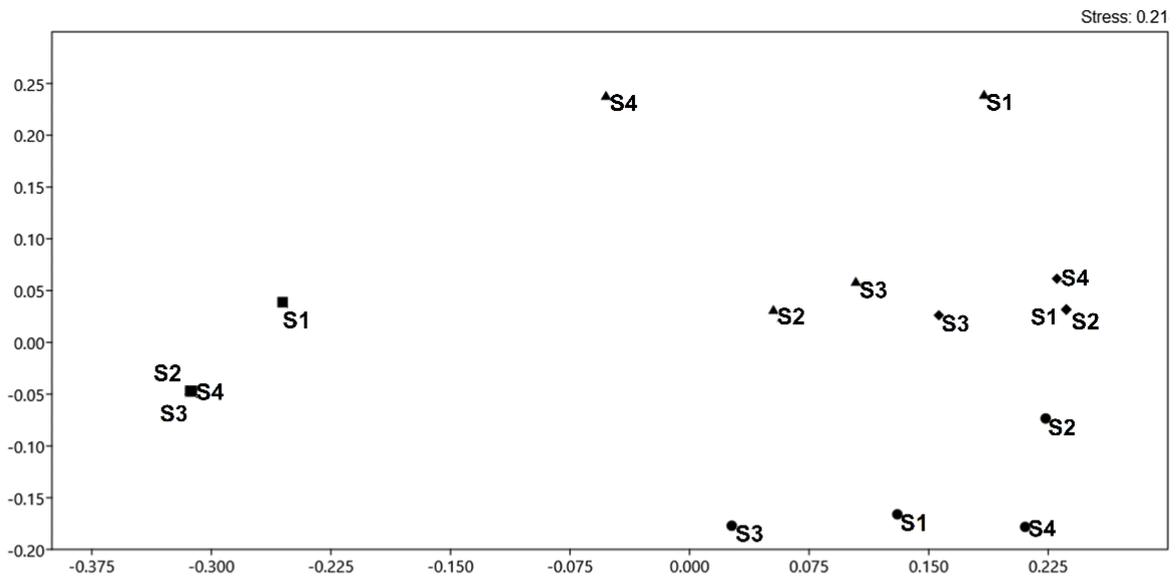
Na comparação par a par mostrou que as placas de cordas são significativamente diferentes de todos os outros substratos, aqui valores mais baixos de riqueza foram registrados. No entanto, não foram encontradas diferenças estatísticas nas comparações par a par entre os outros substratos (PET, PVC e metal) (Tabela 2; Gráfico 2B). Em relação à orientação, não foi encontrada diferença estatística entre as placas verticais e horizontais (face superior), e maiores valores de riqueza foram encontrados nas assembleias de briozoários das placas horizontais (face inferior) (Tabela 2; Gráfico 2C).

As análises nas espécies eretas mostraram diferenças significativas também no tipo de substrato e orientação nas assembleias recrutadas. A comparação par a par entre tipo de substrato não mostrou diferença entre PVC e placas de corda, mas todas as outras comparações foram estatisticamente significativas (Tabela 3). Maiores médias foram encontrados em placas de corda seguidas de PVC, de metal e de PET (Gráfico 2). A comparação par a par da orientação das placas mostrou diferença significativa entre todos os tratamentos. Maiores médias foram encontrados na horizontal (face inferior), seguidos com os menores valores de riqueza na vertical e na horizontal (face inferior) (Tabela 3; Gráfico 2).

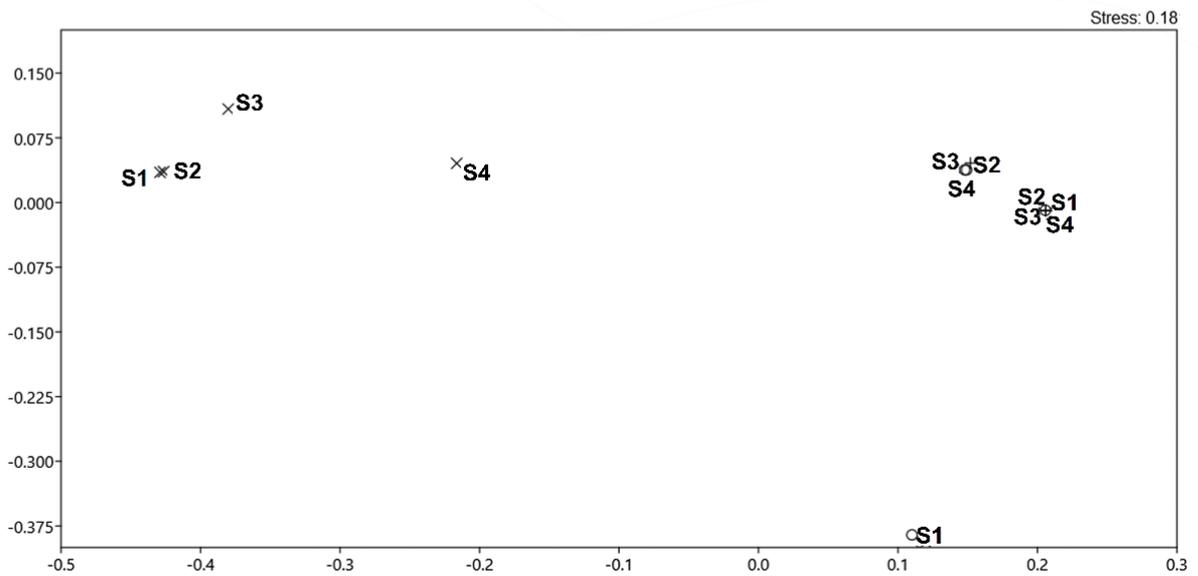
A ordenação n-MDS de briozoários incrustantes mostrou que as placas de PVC, PET e metal apresentaram maior variabilidade e foram mais semelhantes entre si quando comparadas com as placas de corda (Gráfico 3A). Quando analisadas de acordo com a orientação, apenas a face inferior da orientação horizontal apresentou assembleias significativamente diferentes (Gráfico 3B) e as placas a face superior da orientação horizontal e verticais foram semelhantes, formando dois agrupamentos. Por fim, o n-MDS de briozoários eretos mostrou três agrupamentos (Gráfico 4A), com cordas e conjuntos de PVC mais semelhantes que placas de metal e PET, que formaram agrupamentos diferentes. Além disso, de acordo com a orientação, a ordenação n-MDS também formou três grupos (Gráfico 4B), com diferentes assembleias de briozoários na face inferior das placas horizontais, na face superior das placas horizontais e vertical.

Gráfico 3 - NMDS plotado em duas dimensões, com similaridade Bray-Curtis, de formas incrustantes de briozoários, por substrato (A) e orientação (B). Substrato: quadrado = cordas; círculos = PET; triângulo = metal; diamante = PVC. Orientação: 0 = vertical; X = face inferior horizontal; + = face superior horizontal.

A



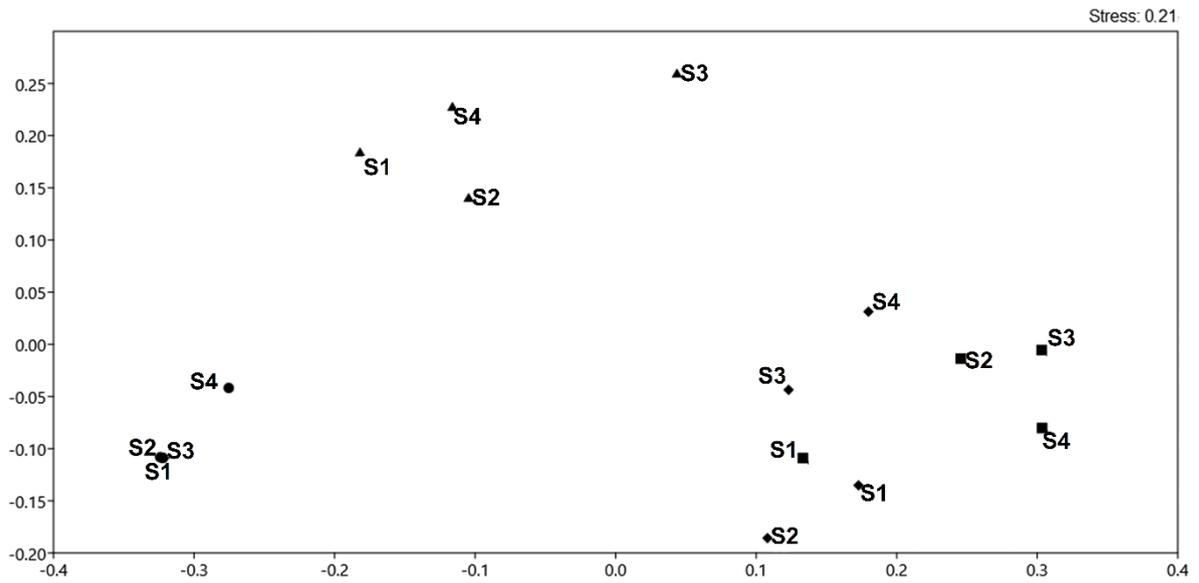
B



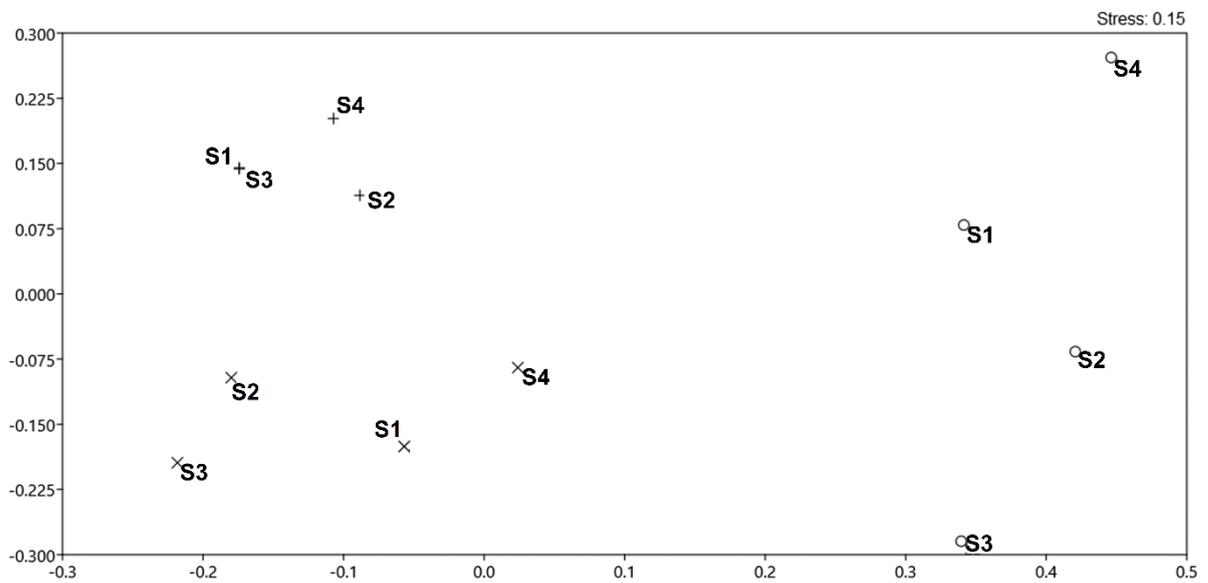
Fonte: O autor (2022).

Gráfico 4 - NMDS plotado em duas dimensões, com similaridade Bray-Curtis, de formas eretas de briozoários, por substrato (A) e orientação (B). Substrato: quadrado = cordas; círculos = PET; triângulo = metal; diamante = PVC. Orientação: 0 = vertical; X = face inferior horizontal; + = face superior horizontal.

A



B



Fonte: O autor (2022).

4.2.3 Discussão

4.2.3.1 Efeitos de diferentes substratos artificiais no recrutamento de briozoários

Existem estudos conflitantes sobre a influência do substrato no recrutamento e estabelecimento da comunidade incrustante (por exemplo, CREED e DEPAULA, 2007; BURT et al., 2009; DOBRETSOV, 2015), mas os resultados aqui apresentados corroboram outros estudos (por exemplo, CONNELL e GLASBY, 1999; GLASBY, 1999a, 1999b; CONNELL, 2001; TYRREL e BYERS, 2007) que demonstram que o recrutamento larval e assentamento de organismos incrustantes varia de acordo com diferentes tipos de substratos. O recrutamento e assentamento larval de briozoários está diretamente relacionado com muitas variáveis bióticas, como: taxa de mortalidade das larvas e predação; bem como propriedades abióticas, como: a composição química, complexidade estrutural e rugosidade da superfície (DOBRETSOV e QIAN, 2006; TYRREL e BYERS, 2007; ALDRED et al., 2010; SATHEESH e WESLEY, 2010).

Tais características podem explicar o porquê da maior riqueza de espécies incrustantes serem comumente encontradas em materiais mais complexos e ásperos (que possuem a composição química diferenciada e ainda podem formar biofilmes diferentes) como cordas, pilares de concreto ou estruturas de madeira do que em metal, resíduos plásticos e outros objetos (GLASBY, 2000; CONNELL, 2001; FOERL e INGLIS, 2005; TYRREL e BYERS, 2007; RUIZ et al., 2009; BECKER et al., 2020).

No geral, os briozoários com ambas as formas de crescimento (eretos e incrustantes) apresentaram preferência em si estabelecerem em placas de PVC (Gráficos 3 e 4), um substrato comumente usado em estudos de recrutamento (TYRREL e BYERS, 2007; CANNING-CLODE et al., 2009; CROOKS et al., 2011; SIDDIK et al., 2018). Pode-se notar também que, tanto as placas de metal quanto as de PET apresentaram maior número de espécies incrustantes, já colônias eretas foram associadas apenas às cordas, como também observado em outros estudos (por exemplo, GRACIA et al., 2018; RECH et al., 2018) onde colônias de briozoários incrustantes apareceram principalmente em superfícies maiores, mais lisas e planas, do que complexas e com áreas menores (KEOUGH, 1984).

Esse contraste nas formas de crescimento pode mostrar uma relação entre os caracteres morfológicos e os substratos, ou seja, a interação do briozoário e os substratos reduzidos que permite algum grau de suporte para espécies eretas ou microhabitats menos flexíveis e mais amplos, favorecendo espécies incrustantes (HAGEMAN et al., 2013). O que pode indicar que, além da complexidade da superfície e composição química, o espaço

disponível nas superfícies é um fator importante no recrutamento larval de briozoários.

Nas placas feitas com corda, foram encontradas apenas espécies eretas: *Amathia distans*, *Amathia verticillata*, *Amathia vidovici*, *Bugula neritina*, *Nolella stipata* e *Savignyella lafontii* (Tabela 1); a ausência de briozoários incrustantes em cordas tornou a riqueza nesse substrato significativamente diferentes dos demais tratamentos. Contrastando com os resultados aqui apresentados, outros estudos mostram que as cordas podem ser colonizadas por espécies de briozoários incrustantes (por exemplo, YE e ANDRADY, 1991; FERNANDEZ- GONZALEZ e SANCHEZ-JEREZ, 2017), mas essas espécies só se tornariam abundantes após vários meses submersas no mar. As cordas possuem estrutura extremamente complexa, oferecendo um espaço tridimensional, de área limitada e com formato cilíndrico, alterando a hidrodinâmica de microambiente (THIEL e GUTOW, 2005; BRAVO et al., 2011) e influenciando diretamente o recrutamento larval. Tais fatores criam condições extremas com uma competição maior (LESSER et al., 1992; SÁ et al., 2007; WOODS et al., 2012) com outros briozoários e até mesmo outras espécies do *fouling* (por exemplo, ascídias e poliquetas, como observadas no estudo; dados brutos não apresentados).

Os resíduos de PET são o tipo de lixo marinho mais comumente encontrado nas regiões costeiras brasileiras (SANTOS et al., 2005; ARAÚJO e COSTA, 2006; WIDMER e HENNEMANN, 2010; NETO et al., 2019) e os briozoários são as espécies mais comuns incrustadas a esse tipo de detritos (ALIANI e MOLCARD, 2003; GÜNDOĞDU et al., 2017; SUBÍAS-BARATAU et al., 2022). As placas do estudo apresentaram alta ocorrência de espécies incrustantes – *Biflustra sphinx*, *Celleporaria mordax* e *Hipporina indica* (Tabela 1). Apesar da baixa ocorrência, *Bugula neritina*, um briozoário ereto, também foi encontrado em placas de PET. Esta espécie já foi relatada na comunidade incrustante do lixo marinho (LI et al., 2016, PINOCHET et al., 2020) e além disso possui um hábito oportunista e resistente a diversos fatores ambientais, que facilita sua associação com uma ampla gama de substratos (KEOUGH, 1989; RYLAND et al., 2011; LI et al., 2016; PECQUET et al., 2017). Além dessa grande capacidade de adaptar-se a diferentes substratos, outro fator que pode estar relacionado com a ocorrência comum de briozoários em estruturas plásticas é que esses materiais possuem superfícies lisas distintas que são bem conhecidas por abrigar baixa densidade de incrustação de outros invertebrados como esponjas, ascídias, cracas e corais (CUNDELL, 1974, DIXON e DIXON, 1981, YE e ANDRADY, 1991). Esses organismos são competidores diretos por espaço com briozoários e, como não se acomodam bem em substratos plásticos, deixam espaço para colonização por briozoários.

Placas metálicas foram o segundo tipo de substrato com mais espécies no estudo

(Tabela 1), com alta ocorrência de briozoários, exceto um incrustante – *Thalamoporella harmelini* – e quatro espécies eretas – *Aetea arcuata*, *Aetea cultrata*, *Amathia distans* e *Nolella stipata*. Os resultados aqui apresentados corroboram alguns estudos (TYRREL e BYERS, 2007; SIDDIK et al., 2018), que relataram uma grande riqueza de espécies de outros invertebrados nesse este tipo de substrato, especialmente briozoários. Porém, quando comparado com outros tipos de substratos menos processados ou menos artificiais (ou seja, mais parecidos com os substratos naturais), as assembleias de briozoários possuem maior preferência por este tipo de material (ANDERSON e UNDERWOOD, 1994; USHIAMA et al., 2016). Alguns briozoários frequentemente classificados como exóticos (por exemplo, *Bugula neritina* e *Schizoporella errata*, além de *Watersipora subtorquata*, classificada aqui como criptogênica) têm sua dispersão relacionada a embarcações metálicas, píeres ou plataformas de petróleo (RUIZ et al., 2000; MINCHIN e GOLLASCH, 2003; HEWITT et al., 2004; ALMEIDA et al., 2015; XAVIER et al., 2021). Vale salientar que, estruturas metálicas pintadas e “cruas” apresentam propriedades químicas diferentes, o que pode influenciar diretamente no recrutamento de briozoários.

As placas de PVC apresentaram a maior riqueza de espécies, incluindo todas as espécies de briozoários encontradas também nos outros tratamentos. Esse resultado pode estar com a capacidade de adaptação de briozoários e suas espécies oportunistas pertencentes ao *fouling*, bem como a disponibilidade de espaço na superfície das placas de PVC (KEOUGH, 1984; GODWIN et al., 2004; INGLIS et al., 2005; CARLTON et al., 2017; LOXTON et al., 2017; MIRANDA et al., 2018; AVILA et al., 2020). O PVC, como observado em todos os outros produtos feitos de plástico, apresentou em estudos anteriores uma maior capacidade de recrutamento de indivíduos formadores do *fouling*, principalmente briozoários (QIAN et al., 2000; LI et al., 2016). Até o momento, as influências de substratos artificiais provenientes de materiais plásticos (como PVC e PET) no recrutamento larval ainda não são bem estabelecidas em literatura, mas esse recrutamento e assentamento de espécies do *fouling* pode estar relacionada à presença/ausência de biofilme e propriedades químicas do substrato, que podem apresentar toxicidade para as larvas (LI et al., 2016).

4.2.3.2 Influência de diferentes orientações no recrutamento de espécies de briozoários

Os efeitos das diferentes orientações numa superfície nas comunidades epibióticas já foram relatados em vários estudos (CONNELL, 1999; GLASBY, 2000; WALKER et al., 2007; SIDDIK et al., 2018), muitos deles são focados em duas orientações, vertical e horizontal, identificando seus efeitos sobre a comunidade do *fouling*. De fato, a orientação da superfície pode ter um efeito espécie-específico no recrutamento larval de briozoários (DUGGINS et al., 1990; FITZPATRICK e KIRKMAN, 1995; GLASBY, 1999a; 1999b;

WALKER et al., 2007), e neste estudo observou-se que o maior recrutamento de briozoários ocorreu na face inferior das placas horizontais (Tabelas 1 e 3).

Comumente, as assembleias de briozoários apresentam maior riqueza nos lados inferiores de superfícies colocadas na posição horizontal principalmente devido a proteção a fatores físicos e biológicos, já relatados na literatura, como: incidência de luz, profundidade, predação, hidrodinâmica e sedimentação (IRVING e CONNELL, 2002; NEVES et al., 2007; MASI et al., 2016; SOKOLOWSKI et al., 2017; SIDDIK e SATHEESH, 2021). Os briozoários, como outros invertebrados sésseis, apresentam alta mortalidade devido à deposição de sedimentos na orientação horizontal e sofrem diretamente com o fluxo de água em escalas microscópicas (CONNELL e GLASBY, 1999; GLASBY e CONNELL, 2001; NEVES et al., 2007; WALKER et al., 2007).

Comunidades bentônicas são sensíveis à variação de luz, especialmente algas, sendo afetadas negativamente pelo sombreamento (KENNELLY, 1989; FITZPATRICK e KIRKMAN, 1995). Entretanto, briozoários tendem a dominar as assembleias em condições de sombra (FITZPATRICK e KIRKMAN, 1995). As larvas de briozoários apresentam fotorreceptores pigmentados (RYLAND, 1977) e exibem quatro classes de comportamento em resposta à luminosidade: (i) inicialmente fotopositiva tornando-se fotonegativa antes do assentamento (a maioria das larvas); (ii) são inicialmente fotopositivos, com alteração parcial ou flutuante do comportamento fotonegativo; (iii) permaneçam fotopositivos até que se estabeleçam; e (iv) aparentemente indiferente à luz (RYLAND, 1960; 1974; 1977). Tal padrão de resposta de luminosidade das larvas de briozoários de águas rasas já foi relatado em estudos anteriores (RYLAND, 1977; CONNELL, 1999; IRVING e CONNELL, 2002; SOKOLOWSKI et al., 2017). No presente estudo foi relatado um maior recrutamento e assentamento de espécies fotossensíveis conhecidas – *Bugula neritina*, *Schizoporella errata* e *Watersipora subtorquata* (RYLAND, 1977; MCKINNEY e MCKINNEY, 1993; CONNELL, 1999; ELLS et al., 2016) – em superfícies inferiores, quando comparadas às outras posições. Além dessas espécies, os briozoários *Aetea arcuata*, *Amathia distans*, *Nolella stipata* e *Thalamoporella harmelini* estiveram apenas no lado sombreado das placas.

O maior recrutamento de briozoários nas faces inferiores das placas horizontais também pode estar relacionada à deposição de sedimento na superfície. Outros estudos observaram que a sedimentação limita o desenvolvimento de componentes incrustantes, independentemente de serem nativos ou exóticos (GLASBY, 2000; IRVING e CONNELL, 2002; AIROLDI, 2003; MILLER e ETTER, 2008). A erosão em superfícies horizontais causada

por sedimentos transportados por ondas é uma fonte importante de perturbação para comunidades bentônicas (IRVING e CONNELL, 2002; AIROLDI, 2003; KNOTT et al., 2009). Em superfícies verticais ou abrigadas (como o lado inferior das placas horizontais), os invertebrados sésseis podem facilmente liberar o sedimento que, de outra forma, obstruiria suas estruturas de alimentação e respiração (AIROLDI, 2003; OSTROUMOV, 2005; MILLER e ETTER, 2008; KNOTT et al., 2009). Esses resultados sugerem que áreas com menor incidência de luz e sedimentação reduzida sob estruturas artificiais são importantes para o recrutamento de briozoários, mas não os únicos fatores de assentamento e desenvolvimento das colônias, apesar de influenciarem a riqueza (IRVING e CONNELL, 2002; AIROLDI, 2003; MILLER e ETTER, 2008; SIDDIK e SATHEESH, 2021). Embora ambos os efeitos não pudessem ser medidos especificamente com o presente desenho experimental, os briozoários também têm preferência por superfícies horizontais, pois podem aumentar sua resistência ao estresse de variáveis ambientais e predadores (IRVING e CONNELL, 2002; WALKER et al., 2007).

4.2.3.3 A importância do substrato na introdução de espécies de briozoários

No presente estudo, as assembleias de briozoários variaram em função do tipo de substrato e orientação, o que pode indicar que o recrutamento de espécies não nativas é fortemente influenciado por esses parâmetros, conforme relatado por estudos anteriores (por exemplo, GLASBY et al., 2007; TYRREL e BYERS, 2007; DAFFORN et al., 2009; MINEUR et al., 2012; ALBANO et al., 2018; SIDDIK et al., 2018). Neste estudo, apenas uma espécie nativa (*Amathia distans*) foi encontrada, somente em cordas e placas de PVC, porém associada à espécie exótica *Amathia verticillata*. Estudos anteriores na área relataram quatro espécies nativas em estruturas artificiais, com duas espécies (*Biflustra marcusii* e *Biflustra paulensis*) vivendo em algas e as outras duas (*Amathia brasiliensis* e *Amathia distans*) encontradas em estruturas de concreto e madeira (XAVIER et al., 2021). Em superfícies artificiais, briozoários criptogênicos e exóticos tornam-se mais abundantes do que táxons nativos, já que a maioria deles são espécies de sucessão precoce, sendo capazes de se espalhar e colonizar facilmente superfícies livres (FLOERL et al., 2004; GLASBY et al., 2007; ROSSO et al., 2017).

O presente estudo revelou um maior recrutamento de briozoários criptogênicos e exóticos em substratos artificiais (sete e cinco, respectivamente, Tabela 1) quando comparados aos estudos anteriores na área (XAVIER et al., 2021). As espécies exóticas – *Amathia verticillata*, *Bugula neritina*, *Hippoporina indica*, *Licornia jolloisii* e *Schizoporella errata* – são conhecidas por estarem bem estabelecidas na costa brasileira (MIRANDA et al., 2018; XAVIER et al., 2021), tanto em áreas naturais quanto artificiais. Ao menos duas espécies

Amathia verticillata e *Schizoporella errata* são conhecidas por causarem impactos à biodiversidade ou impactos econômicos em áreas invadidas (WINSTON, 1995; GORDON et al., 2008; MARCHINI et al., 2015; ALMEIDA et al., 2017; ORICCHIO et al., 2019), mas seus impactos no Brasil permanecem desconhecidos.

A variação observada no recrutamento e riqueza de espécies nativas ou não-nativas em diferentes tipos de substratos e orientação pode ser influenciada pelos processos pós-assentamento (TYRREL e BYERS, 2007). Muitos estudos destacaram uma importante interação entre assembleias não-nativas e a comunidade de um ambiente podem facilitar o processo de invasão, como a redução de competidores por espaço e/ou comida e menor pressão de predação (TYRREL e BYERS, 2007; BULLERI, 2009; ALTIERI et al., 2010; DAFFORN et al., 2012; BELL et al., 2014). Por exemplo, colônias do briozoário exótico *Schizoporella errata*, e a espécie criptogênica, *Watersipora subtorquata*, podem facilitar outras espécies incrustantes atuando como espécies fundadoras ou melhorando seu recrutamento em um estágio inicial do processo de invasão (FLOERL et al., 2004; GLASBY, 2007).

A presença de populações não-nativas e os habitats relacionados à bioinvasão é facilitada especialmente por atividades mediadas pelo homem. Tais atividades são facilitadoras de colonização de espécies encontradas no *fouling* (MINCHIN e GOLLASCH, 2003; HEWITT et al., 2004; ALMEIDA et al., 2015; XAVIER et al., 2021). Mesmo que o processo da dispersão através da associação com substratos à deriva nos oceanos (*rafting*), o aumento do número de detritos e lixo marinho, como os de materiais derivados de petróleo (por exemplo, PET, PVC e nylon) e resíduos de outros materiais (por exemplo, metais e latex) permitiram o aumento na distribuição de espécies no mundo (THIEL e GUTOW, 2005; BRAVO et al., 2011).

4.2.4 Conclusões

O estudo corrobora com a hipótese em que o recrutamento dos briozoários marinhos em substratos rígidos é influenciado pela combinação de diferentes substratos e orientações. Dessa forma, ambientes com diferentes tipos de substrato e orientações podem favorecer o recrutamento de diferentes assembleias de briozoários, e os substratos derivados de de petróleo (como PVC e PET) e do metal parecem apresentar características que favorecem as larvas de briozoários tanto eretos quanto incrustantes. Já as cordas por sua menor área e maior rugosidade atraíram apenas espécies eretas. As faces inferiores da orientação horizontal, que são protegidas da luz e da sedimentação intensa, também demonstraram-se mais atrativas para o recrutamento de briozoários. Além disso, substratos artificiais mais processados e com

maior área favoreceram o maior recrutamento de espécies exóticas, devido sua maior disponibilidade de espaço e favorecimento da presença de biofilme.

4.3 BIOINVASÃO DE BRIOZOÁRIOS MARINHOS EM ÁREAS NATURAIS E ARTIFICIAIS DO NORDESTE DO BRASIL

A composição das comunidades presentes no *fouling* dependem de vários fatores, como disponibilidade de alimento, sedimentação, fluxo de água, turbidez, tipo de substrato e até orientação (GLASBY e CONNELL, 1999; BULLERI e CHAPMAN, 2004; DAFFORN et al., 2015; SIMPSON et al., 2017). Atualmente, há um aumento na presença de estruturas artificiais em regiões costeiras do mundo facilitam o recrutamento e formação de comunidades do *fouling*, que pode representar uma das maiores ameaças humanas à biodiversidade marinha e aos serviços ecossistêmicos do mundo (ELMQVIST et al., 2016; FIRTH et al., 2016). A perda de habitat natural pode mudar a estrutura e o funcionamento das comunidades bentônicas, principalmente por essas estruturas acabarem substituindo os habitats naturais (MOSCHELLA et al., 2005; FIRTH et al., 2013).

A estruturas artificiais, como píeres de concreto e plataformas de óleo, que fornecem novos substratos rígidos, permitem condições adequadas para o assentamento, estabelecimento e disseminação de espécies não-nativas e criptogênicas (MINCHIN et al., 2006; MINEUR et al., 2012; AIROLDI et al., 2015). As comunidades nesses ambientes artificiais são comumente dominadas por espécies altamente competitivas (por exemplo, espécies exóticas invasoras), que mostram maior tolerância às variações das condições ambientais (PIOLA e JOHNSTON, 2008; CANNING-CLODE et al., 2011; CROOKS et al., 2011). Em contraste, espécies nativas costumam dominar áreas costeiras naturais (GLASBY et al., 2007; PIOLA e JOHNSTON, 2008). Além disso, as estruturas artificiais, principalmente em portos e marinas, podem aumentar a conectividade entre localidades distantes, quebrando barreiras naturais geográficas e facilitando a disseminação de espécies como trampolins (*stepping stones*) (HEWITT et al., 2009; HULME, 2009; BISHOP et al., 2017). Desta forma, áreas artificiais podem aumentar a homogeneização da biodiversidade nas comunidades incrustantes marinhas em regiões costeiras (GLASBY et al., 2007; BULLERI e CHAPMAN, 2010; DAVIDSON et al., 2010; SEEBENS et al., 2013; AIROLDI et al., 2015; FERRARIO et al., 2017).

Dentre os organismos comuns na comunidade do *fouling*, os briozoários se destacam, pois muitas espécies são sésseis e com rápida taxa de crescimento, com capacidade de se estabelecerem em uma variedade de substratos e apresentando alta tolerância a variações ambientais (GODWIN et al., 2004; INGLIS et al., 2005; CARLTON et al., 2017; LOXTON et al., 2017; MIRANDA et al., 2018; AVILA et al., 2020). A associação de briozoários em estruturas artificiais representa um mecanismo importante para a expansão da distribuição

geográfica das espécies (WATTS et al., 1998; CARLTON et al., 2017), uma vez que a maioria dos briozoários marinhos tem uma larva planctotrófica, com um ciclo de vida curto e com potencial de dispersão natural limitado (MARSHALL e KEOUGH, 2003; WINSTON e VIEIRA, 2013; MIRANDA et al., 2018), facilitando o processo de bioinvasão em áreas naturais. Além disso, essa associação de espécies não-nativas com estruturas artificiais tem tornado cada vez mais difícil a investigação dos padrões de dispersão (SHANKS, 2009; SCHWINDT e BORTOLUS, 2017; SEEBENS et al., 2019).

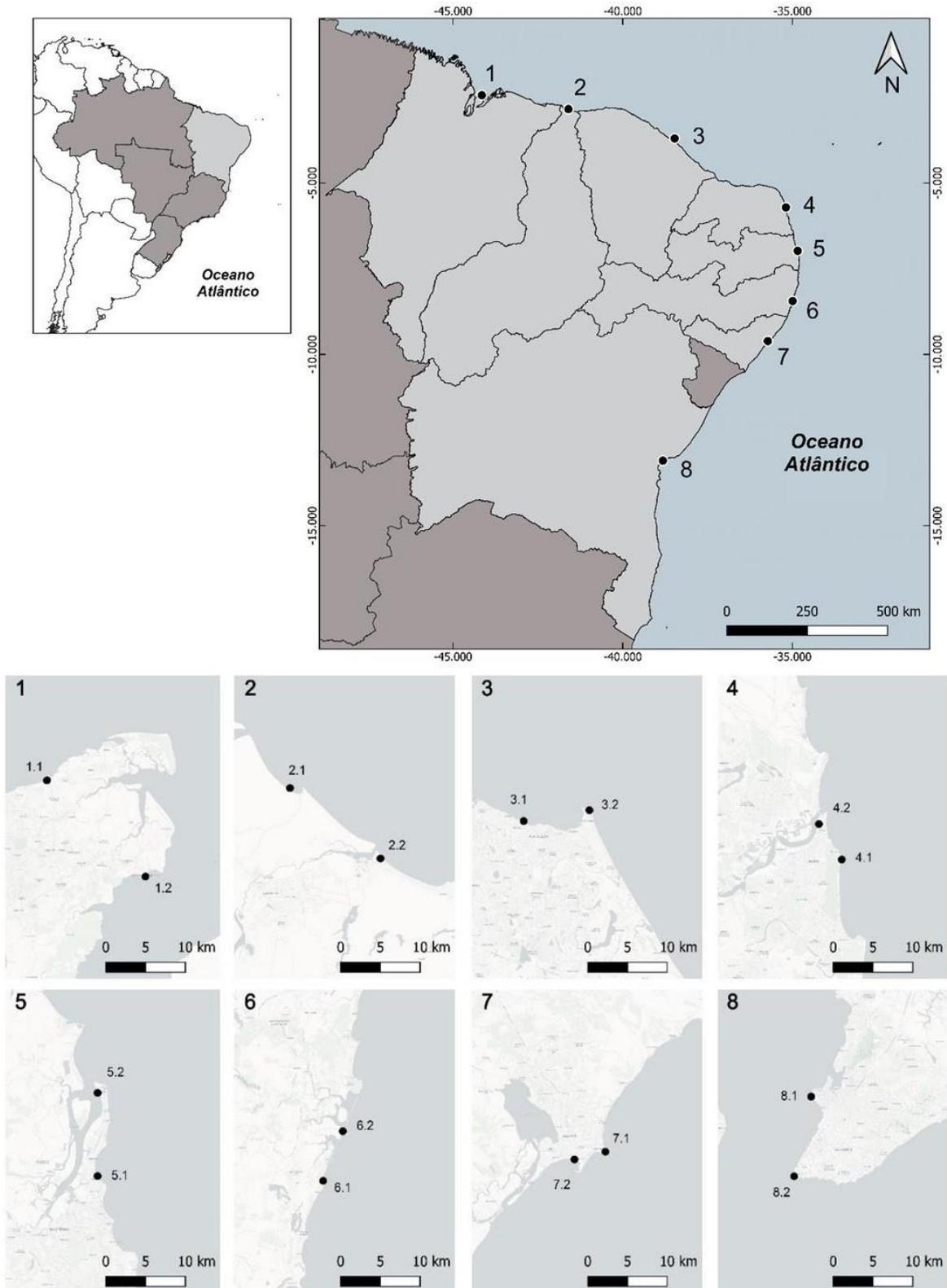
Para comunidades incrustantes em geral, principalmente no filo Bryozoa, o substrato pode influenciar diretamente no processo de reconhecimento e adesão dos organismos. Dessa forma, dependendo da disponibilidade e tipo do substrato, pode haver maior ou menor competição entre indivíduos (TYRRELL e BYERS, 2007). Anderson e Underwood (1994) observaram maior recrutamento de bivalves e cirripédios em substratos artificiais similares ao natural, como concreto e madeira, do que em substrato artificial mais processados. Diferentemente, as espécies nativas não apresentam preferência em colonizar substratos artificiais, sendo mais generalistas (TYRRELL e BYERS, 2007). Neste contexto, esse estudo buscou examinar potenciais tendências na composição e riqueza de espécies exóticas e nativas de briozoários em áreas artificiais (comerciais e recreativas) e suas áreas naturais adjacentes, a fim de verificar o compartilhamento de fauna entre esses ambientes.

4.3.1 Materiais e métodos

4.3.1.1 Áreas de Estudo e Amostragem

As amostras foram obtidas em 16 locais, compreendendo oito áreas artificiais (portos, marinas e iate clubes) e oito áreas naturais adjacentes (até 10km de distância de área artificial estudada). As localidades estudadas estão distribuídas ao longo da costa brasileira no Atlântico Sudoeste (Fig. 1; Tabela 1). Todas as áreas compreendem o ambiente marinho e foram classificadas de acordo por suas ecorregiões (gradiente latitudinal) divididas em quatro trechos costeiros do Brasil (SPALDING et al., 2007; CORD et al., 2022): Norte-Nordeste, que compreende a região do litoral brasileiro até três graus de latitude; Nordeste, que compreende a região entre 3°30'S a 13°40'S e inclui Nordeste 1 (entre 3°30'S e 5°30'S), Nordeste 2 (entre 5°30'S e 9°40'S) e Nordeste-Bahia (entre 9°40'S e 13°40'S).

Figura 1 - Mapa com as áreas artificiais e naturais amostradas no estudo. No detalhe as localidades: 1= São Luís, Maranhão (1.1 Praia de Araçagy, 1.2 Cais de São José de Ribamar); 2= Parnaíba, Piauí (2.1 Praia de Pedra do Sal, 2.2 Porto de Luis Correia); 3= Fortaleza, Ceará (3.1 Praia de Meireles, 3.2 Porto do Mucuripe); 4= Natal, Rio Grande do Norte (4.1 Praia do Meio, 4.2 Iate Clube do Natal); 5= Cabedelo, Paraíba (5.1 Praia do Bessa, 5.2 Porto de Cabedelo); 6= Suape, Pernambuco (6.1 Praia de Muro Alto, 6.2 Porto de Suape); 7= Maceió, Alagoas (7.1 Praia de Pajuçara, 7.2 Porto de Jaraguá); 8= Salvador, Bahia (8.1 Praia do Cantagalo, 8.2 Yacht Clube de Bahia).



Fonte: O autor (2022).

Tabela 1 - Lista das localidades amostradas nesse estudo, classificados por trechos costeiros (metodologia de Cord et al., 2022) e classificados por tipos de áreas.

ESTADO	TRECHO COSTEIRO	LOCAL	COORDENADAS	TIPO DE ÁREA
Maranhão(MA)	Norte-Nordeste	Cais de São José de Ribamar	2°33'44.4"S 44°03'14.3"O	Artificial
		Praia de Araçagy	2°27'52.8"S 44°12'07.4"O	Natural
Piauí(PI)	Norte-Nordeste	Porto de Luis Correia	2°52'19.3"S 41°39'03.2"O	Artificial
		Praia Pedra do Sal	2°48'13.0"S 41°43'48.7"O	Natural
Ceará (CE)	Nordeste 1	Porto de Mucuripe	3°42'47.9"S 38°28'44.5"O	Artificial
		Praia do Meirelles	3°43'18.7"S 38°30'19.3"O	Natural
Rio Grande do Norte (RN)	Nordeste 2	Iate Clube do Natal	5°45'56,3"S 35°12'13,5"O	Artificial
		Praia do Meio	5°46'45.6"S 35°11'35.3"O	Natural
Paraíba(PB)	Nordeste 2	Porto de Cabedelo	6°58'12.0"S 34°50'27.8"O	Artificial
		Praia do Bessa	7°03'37.6"S 34°50'25.3"O	Natural
Pernambuco(PE)	Nordeste 2	Porto de Suape	8°23'36.2"S 34°56'59.2"O	Artificial
		Praia do Muro Alto	8°26'02.9"S 34°58'42.3"O	Natural
Alagoas(AL)	Nordeste 2	Porto do Jaraguá	9°40'29.6"S 35°43'26.3"O	Artificial
		Praia de Pajuçara	9°39'57.0"S 35°42'33.5"O	Natural
Bahia(BA)	Nordeste-Bahia	Yacht Clube da Bahia	12°59'58.3"S 38°31'51.7"O	Artificial
		Praia do Cantagalo	12°56'36.3"S 38°30'13.3"O	Natural

Fonte: O autor (2022).

As coletas de espécimes foram realizadas de 2018 a 2021, entre profundidade de 0 e 10 m. O método de coleta utilizado foi o *Rapid Assessment Research* (RAS; PEDERSON et al., 2005), com expedições durante 1–3 h de duração, através de mergulho autônomo ou livre, com esforço de coleta equivalente em todas as áreas. Utilizou-se uma variedade de técnicas manuais, incluindo raspagem da superfície de diferentes estruturas artificiais, compostas principalmente por concreto, fibra de vidro, metal, cordas e madeira. Já para ambientes naturais, foram realizadas raspagens, além de coleta manual de rodólitos e algas. Os organismos foram armazenados em sacos plásticos rotulados antes do transporte para o laboratório.

As amostras foram identificadas e catalogadas em laboratórios de pesquisa de diferentes instituições: a Universidade Federal da Bahia (UFBA) e Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). As colônias de briozoários foram examinadas usando um estereomicroscópio (Nikon SMZ745) para identificação taxonômica, com classificação sistemática com base na literatura recente. Os espécimes são depositados nas coleções de Bryozoa do Departamento de Zoologia, Centro de Biociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil (UFPE) e no Museu de História Natural, Setor de Zoologia, Universidade Federal da Bahia, Salvador, Brasil (UFBA).

4.3.1.2 Classificação do status das espécies

Seguindo a metodologia de Xavier et al. (2021), foram aplicados oito critérios para

atribuir o status dos briozoários encontrados nas expedições. Quando classificada como não-nativa (ou exótica), a espécie também foi avaliada quanto à sua situação bioecológica, seguindo os critérios fornecidos por Lopes e Villac (2009). Portanto, uma não-nativa pode ser: Contida, quando apenas detectado em ambientes artificiais controlados, total ou parcialmente isolado do ambiente natural; Detectada, quando foi detectada a presença da espécie no ambiente natural, mas sem subsequente chance de aumento em sua abundância e/ou dispersão; ou, alternativamente, sem maiores informações sobre a situação populacional da espécie; Estabelecida, quando a espécie foi detectada de forma recorrente, com seu ciclo de vida completo na natureza e evidência de aumento populacional ao longo do tempo em uma região restrita ou ampla, mas sem impactos ecológicos ou socioeconômicos aparentes; ou Invasiva, quando a espécie tem abundância ou dispersão geográfica que interfere na capacidade de sobrevivência de outras espécies em uma ampla região geográfica ou mesmo em uma área específica (ELLIOTT, 2003), ou quando a espécie estabelecida causa impactos mensuráveis nas atividades socioeconômicas ou saúde humana (LOPES e VILLAC, 2009).

4.3.1.3 Análise Estatística

Para entender diferenças entre as assembleias de briozoários nas localidades artificiais e naturais, verificando se o tipo de local está relacionado à composição faunística, os dados foram organizados em uma matriz binária (ou seja, presença/ausência). Logo após, foi realizada uma análise da frequência de espécies Nativas, Criptogênicas e Exóticas presentes nos dois ambientes. Além disso, foi realizado uma comparação pareada através do teste Wilcoxon com a riqueza de espécies entre os ambientes natural e artificial de cada localidade. Também foi realizada uma PERMANOVA, avaliando a riqueza das espécies em três fatores: por Área; pelo Trecho Costeiro; e comparando Área e Trecho Costeiro. Ao final, os dados foram também submetidos a um teste ANOSIM, com o índice de similaridade Bray-Curtis, para verificar a dissimilaridade entre os grupos. Os resultados foram plotados em um gráfico de escala multidimensional não métrica (n-MDS). Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software PAST (*Paleontological Statistics Software Package*, versão 4.03).

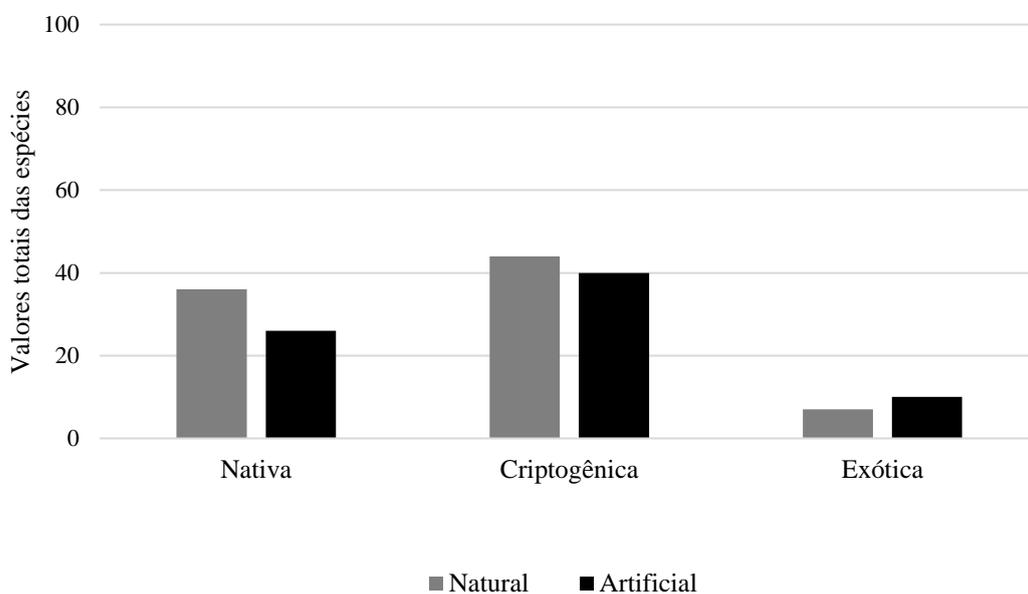
4.3.2 Resultados

No total de 117 espécies foram identificadas no estudo (Tabela 2), sendo 87 espécies encontradas nos ambientes naturais e 75 espécies encontradas em ambientes artificiais. Dessas espécies, 11 foram classificadas como exóticas, 46 como nativas, 54 como criptogênicas e seis espécies não puderam ser classificadas por não terem sido identificadas até o nível de

espécie. Ao menos 6 espécies pertencem à complexo de espécies, necessitando de revisão. Além disso, é possível observar que a Praia do Cantagalo (Bahia) e a Praia de Muro Alto (Pernambuco), apresentaram o maior número de espécies dentre as áreas naturais, 43 e 40 respectivamente. Já dentre as localidades artificiais, se destacaram o Yacht Clube da Bahia (Bahia) com 39 espécies, e o Iate Clubedo Natal (Rio Grande do Norte) com 23 espécies de briozoários. As espécies *Amathia vidovici* (Heller, 1867), *Biflustra marcusii* Vieira, Almeida & Winston, 2016, *Celleporaria mordax* (Marcus, 1937), *Licornia diadema* (Busk, 1852), *Nolella stipata* Gosse, 1855 e *Savignyella lafontii* (Audoin, 1826), apareceram em mais de 11 localidades, independentemente de ser artificial ou natural, sendo as mais comuns.

Ao analisar a quantidade total de espécies por tipo de área das localidades estudadas (Gráfico 1), observou-se que houve maior representatividade de espécies nativas nos ambientes naturais (36 espécies) que nos ambientes artificiais (26 espécies). Essa maior representatividade se repetiu entre as espécies criptogênicas, 44 espécies nos ambientes naturais e 40 nos ambientes artificiais. Ao analisar a quantidade de espécies exóticas, observou-se maior representatividade em ambientes artificiais (10 espécies) do que em ambientes naturais (sete espécies).

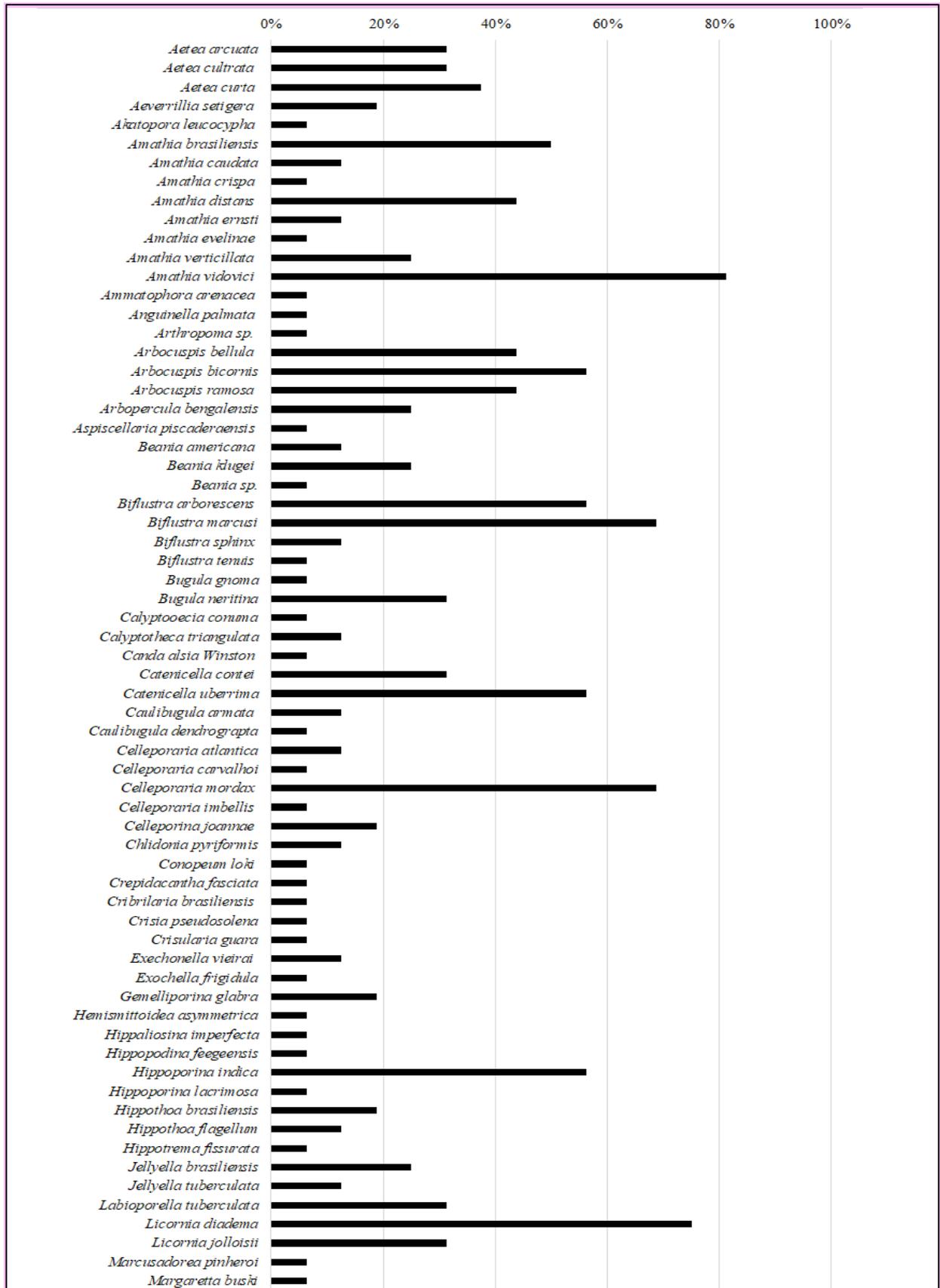
Gráfico 1 - Quantidade total de espécies nativas, criptogênicas e exóticas nas áreas naturais e artificiais.



Fonte: O autor (2022).

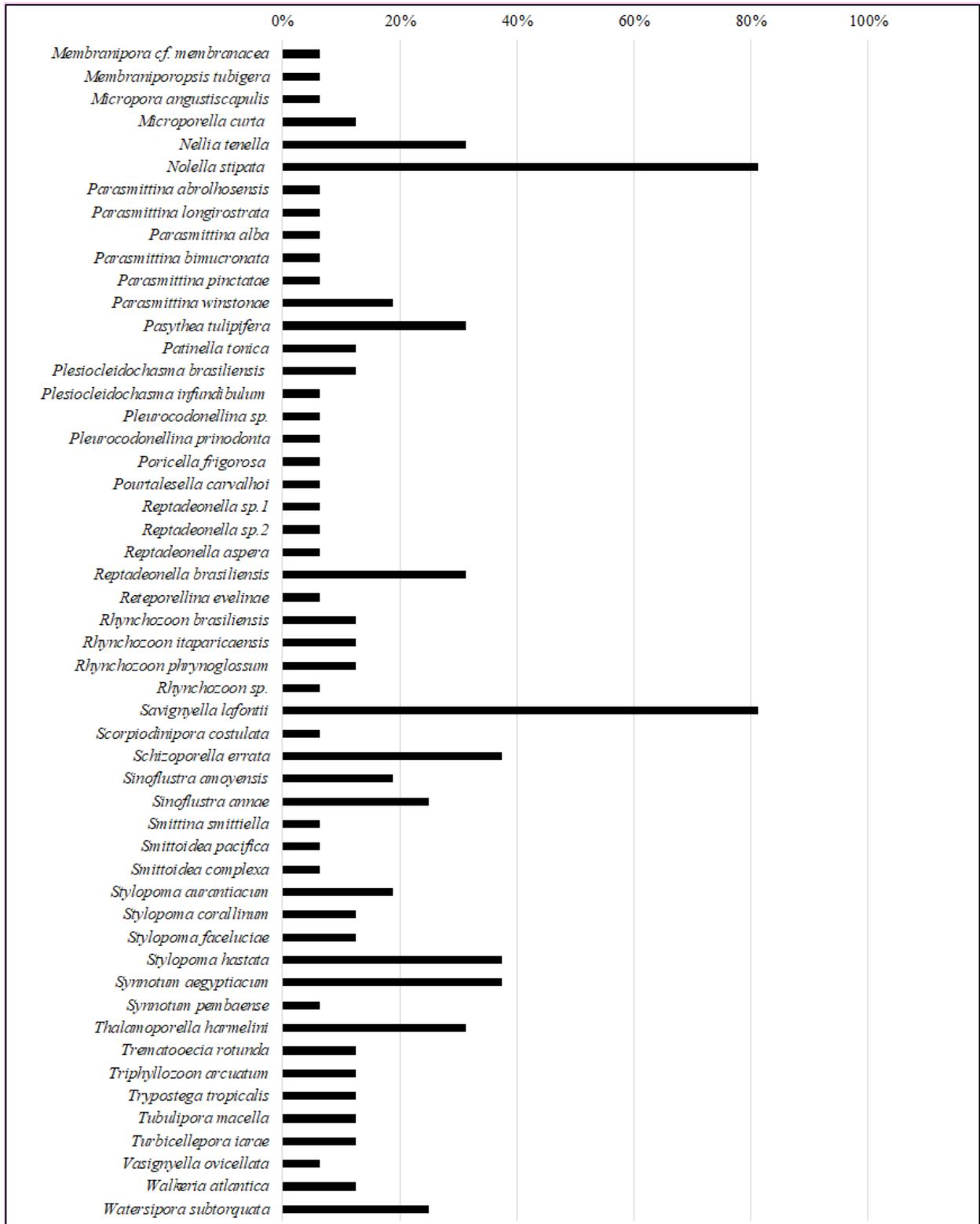
Observando os resultados da análise da Frequência de Ocorrência (Gráfico 2), foi possível notar que apenas 10 espécies – *Amathia vidovici*, *Arbocuspis bicornis*, *Biflustra arborescens*, *Biflustra marcusii*, *Catenicella uberrima*, *Celleporaria mordax*, *Hippoporina indica*, *Licornia diadema*, *Nolella stipata* e *Savignyella lafontii* – ocorreram em mais de 50% das áreas estudadas. Dessas, apenas a *B. marcusii* é considerada nativa, ocorrendo principalmente em áreas naturais (ocorrência nessas áreas = 43,75%). A espécie *H. Indica* foi a única espécie exótica com ocorrência maior do que 50%, sendo encontrada sobretudo em áreas artificiais (ocorrência nessas áreas = 31,25%). As demais espécies são classificadas como criptogênicas, que apresentaram valores de ocorrência semelhantes nas áreas artificiais e naturais. Porém vale salientar que, as espécies *L. diadema*, *N. stipata* e *S. lafontii* apresentaram valores de frequência superiores a 75%.

Gráfico 2 - Frequência de ocorrência total dos briozoários em todas as áreas amostradas.



Fonte: O autor (2022).

Gráfico 2 (Cont.) - Frequência de ocorrência total dos briozoários em todas as áreas amostradas.



Fonte: O autor (2022).

O teste Wilcoxon não apresentou diferenças significativas entre a riqueza entre áreas naturais e artificiais, quanto ao número de espécies ($Z = -1,63$, $P = 0,103$).

Com relação a similaridade das espécies, a comparação entre os dois tipos de áreas estudados, natural x artificial (ANOSIM: $P= 0,0107$ $R= 0,2389$), mostrou que apesar de ser pouca, há uma diferença significativa na composição das assembleias. Além disso, a PERMANOVA mostrou que as assembleias de briozoários são significativamente diferentes na comparação entre áreas (naturais x artificiais; $F= 1,901$, $P= 0,0004$; Tabela 3) e também são significativas quando comparadas pelo trecho costeiro ($F= 2,373$, $P= 0,0001$). Também é possível notar que a interação entre esses dois fatores (tipo de área x trecho costeiro) também foi significativa ($F= -1,717$, $P= 0,0326$).

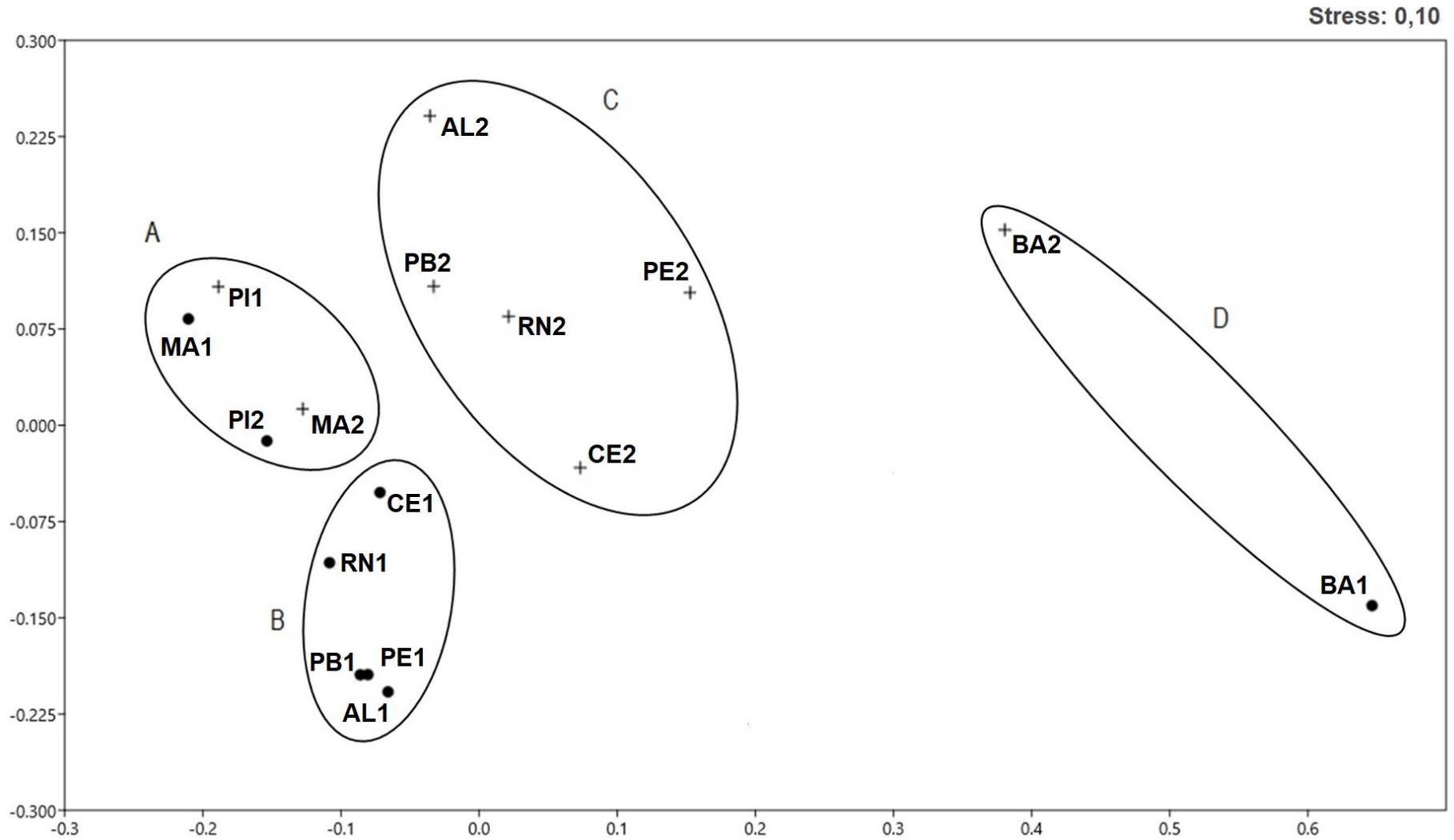
Tabela 3 - Resultados da análise de variância multivariada permutacional bidirecional (PERMANOVA) testando o efeito de 'trechos costeiros' e 'tipo de área' na composição de assembleias de briozoários. As diferenças significativas estão marcadas com asteriscos e negrito.

	df	SS	MS	Pseudo-F	P
ÁREA (A)	1	0,7271	0,72714	1,9013	0,0004*
TRECHOS COSTEIROS (TC)	2	1,8151	0,90756	2,373	0,0001*
A x TC	2	-1,3136	-0,65678	-1,7173	0,0326*
Residual	10	3,8245	0,38245		
Total	15	5,0532			

Fonte: O autor (2022).

Ao plotar os dados num gráfico n-MDS (Gráfico 3), pode-se notar a formação de quatro grupos distintos: A, que compreende as assembleias das localidades 1 e 2 (Maranhão, Cais de São José de Ribamar, MA1; Praia de Araçagy, MA2) e localidades 3 e 4 (Piauí, Porto de Luís Correia, PI1; Praia Pedra do Sal, PI2), que pertencem ao trecho costeiro Norte-Nordeste; B, com apenas as localidades de áreas artificiais (Ceará, Porto de Mucuripe, CE1; Rio Grande do Norte, Iate Clube do Natal, RN1; Paraíba, Porto de Cabedelo, PB1; Pernambuco, Porto de Suape, PE1; Alagoas, Porto do Jaraguá, AL1); C, com apenas as localidades de áreas naturais (Ceará, Praia do Meirelles, CE2; Rio Grande do Norte, Praia dos Artistas, RN2; Paraíba, Praia do Bessa, PB2; Pernambuco, Praia do Muro Alto, PE2; Alagoas, Praia de Pajuçara, AL2); e D com apenas as localidades do estado da Bahia (Iate Clube do Salvador, BA1; Praia do Cantagalo, BA2).

Gráfico 3 - N-MDS das assembleias por localidades, naturais (cruzes) e artificiais (círculos).



Fonte: O autor (2022).

4.3.3 Discussão

Nas análises, notou-se uma grande representatividade e riqueza de espécies de briozoários nos dois tipos de áreas artificiais e naturais. O que, juntamente a disponibilidade e variabilidade de substratos nesses ambientes, corroboram a alta capacidade desses animais em colonizarem diferentes substratos rígidos (ALMEIDA et al., 2017; FERRARIO et al., 2017; MIRANDA et al., 2018; XAVIER et al., 2021). Os ambientes artificiais apresenta-se com tipos de substrato limitados (estruturas metálicas, píeres de madeira e paredões de concreto, por exemplo), porém nota-se diversos tipos de substratos secundários (cordas, bóias e tanques flutuantes, por exemplo), o que pode estar relacionado ao elevado número de espécies, sobretudo espécies exóticas e criptogênicas (GLASBY et al., 2007; TYRREL e BYERS, 2007). Nos ambientes naturais, apesar dos diferentes tipos de substratos disponíveis (algas, rodólitos, conchas e esponjas, por exemplo), não houve diferenças significativa no número de espécies. Mesmo não existindo diferenças significativas no número total de espécies, as assembleias de briozoários em áreas artificiais demonstram ser diferentes (Gráfico 1; Tabela 3) daquelas em áreas naturais na mesma profundidade como observado por Connell (1999), revelando de forma geral, uma influência nas assembleias das áreas naturais pelas áreas artificiais próximas.

Outros estudos ainda mostram que o tipo de substrato e o habitat afetam a riqueza de espécies nativas e não-nativas (VAZ-PINTO et al., 2013), principalmente por influenciar o processo de recrutamento larval. Contudo, ao demonstrar valores aproximados na riqueza e similaridade na composição de espécies, os resultados contrariam os estudos que indicaram que estruturas e áreas artificiais apresentam uma maior quantidade de espécies exóticas e criptogênicas (por exemplo, DAFFORN et al., 2009; GLASBY et al., 2007; MINEUR et al., 2012) e menor riqueza de espécies (por exemplo, CHAPMAN e BULLERI, 2003; FIRTH et al., 2013) em comparação com áreas naturais. Isso pode estar relacionado com a proximidade dessas áreas, mas também pelo tráfego de embarcações que devem influenciar nesse transporte de espécies (LECLERC et al., 2018; 2019; XAVIER et al., 2021), como pode ser observado nos trechos costeiros Norte-Nordeste, entre as áreas dos estados do Maranhão e Piauí, e Nordeste-Bahia (Gráfico 3).

Os resultados indicam que existe uma tendência de compartilhamento de indivíduos das assembleias de briozoários, considerando isoladamente os ambientes naturais e artificiais. Porém, nota-se que a distribuição das espécies não está relacionada apenas pelo tráfego de embarcações, entre áreas artificiais e áreas naturais, mas sim principalmente pelos trechos

costeiros ao qual se localizam (Tabela 3; Gráfico 3). Os trechos costeiros são influenciados principalmente por três aspectos: processos ecológicos, evolutivos e históricos, como já observado nas comunidades bentônicas brasileiras (AUED et al., 2018; CRUZ-MOTTA et al., 2020). A relação entre o trecho costeiro e os padrões de distribuição já foi observada em outros estudos com outras comunidades (por exemplo, MACPHERSON, 2002; SPALDING et al., 2007; CORD et al., 2022) e mais recentemente com as assembleias de briozoários (XAVIER et al., 2021). Esses padrões de riqueza e distribuição em larga escala é considerado um dos mais influentes na formação das comunidades nas regiões costeiras no mundo atualmente (WILLIG et al., 2003). No presente estudo, assim como observado por Cord et al. (2022), a maior riqueza de espécies encontra-se no trecho costeiro Nordeste-Bahia. No litoral da Bahia há uma grande variabilidade e heterogeneidade de habitats, tanto artificiais como naturais (ALMEIDA et al., 2015a; 2017), com grandes variações de fatores abióticos, como: granulometrias de sedimento (SHORT e KLEIN, 2016; ALMEIDA et al., 2020) e os padrões de circulação oceânica (ARAÚJO et al., 2020), que devem estar relacionados a uma maior riqueza de espécies (BELL et al., 1991).

Os pontos pertencentes ao trecho costeiro mais próximo a linha do equador, entre as latitudes 2°33'S e 2°48'S, do trecho costeiro Norte-Nordeste, possuem fauna mais similar entre si, independente do habitat ser natural ou artificial (Tabela 2; Gráfico 2). No nosso estudo, oito espécies aparecem compartilhadas entre os pontos coletados nesse trecho costeiro, com poucas ou nenhuma ocorrência em outras áreas analisadas, são elas: *Amathia brasiliensis* (nativa); *Arbopercula bengalensis* e *Sinoflustra amoyensis* (exóticas); *Aeverrillia setigera*, *Biflustra sphinx*, *Calyptotheca triangulata* e *Rhynchozoon phrynoglossum* (criptogênicas). Essa região representa uma zona de transição no litoral brasileiro, entre a costa do litoral Norte e o restante do litoral nordestino, possuindo uma maior energia de ondas e intenso transporte de sedimentos (SHORT e KLEIN, 2016), o que permite uma maior taxa de endemismo e exclusividade de espécies, quando comparada com as assembleias de latitudes médias (CORD et al., 2022).

Nos demais pontos amostrados nesse estudo, entre as latitudes 3°42'S e 9°39'S, classificadas como os trechos costeiros Nordeste 1 e Nordeste 2, é possível notar que há compartilhamento de espécies apenas entre os tipos de habitats (artificiais entre si, e naturais entre si) (Gráfico 2). Essa região tem como característica a presença de uma plataforma costeira mais curta, entre 50 e 54km, com águas mais quentes e recifes de arenito em áreas mais rasas, formados principalmente por elementos biogênicos (LEÃO et al., 2016; SHORT e KLEIN, 2016; CORD et al., 2022). Além disso, outro fator relevante para a grande representatividade é

a influência da descarga de água doce proveniente de grandes rios, especialmente do rio São Francisco (SOUZA et al., 2017; PELUSO et al., 2018). Essa influência não só afeta os níveis de salinidade, como também os nutrientes¹⁷ e sedimentos dissolvidos na coluna d'água (turbidez) nos recifes costeiros (VAN DAM et al., 2011). Todos esses elementos podem ser fatores limitantes à dispersão de espécies marinhas, especialmente durante os estágios larvais (SHEPPARD et al. 2018).

Nota-se que há diferenças significativas na composição das assembleias de briozoários entre as ecorregiões do brasileiras, porém as diferenças não são relacionadas com os tipos de áreas artificiais (recreacional ou comercial; XAVIER et al., 2021). Esses padrões de riqueza de espécies, englobam fatores abióticos, (por exemplo, fluxo de correntes marítimas, composição bentônica e a turbidez (BOWEN et al., 2006; COWEN e SPONAUGLE, 2009), que podem influenciar a dispersão de espécies durante o estado larval. Como as larvas de briozoários geralmente apresentam pouca capacidade de dispersão, esse processo pode ser limitado por barreiras naturais (TOSETTO et al., 2022), como água doce. Apesar de não observado nesse estudo, a comunidade bentônica local também pode fornecer diferentes formas de pressão durante o processo de assentamento e estabelecimento de espécies em novos ambientes (DURR e THOMASON, 2009; BLACKBURN et al., 2011; SEEBENS et al., 2013, 2019).

Algumas espécies de briozoários exóticos encontrados nesse estudo já se apresentam em processo de expansão no litoral brasileiro, como: *Amathia verticillata*, que foi relatada no presente estudo em três áreas artificiais e uma natural dos trechos costeiros Nordeste 1 e Nordeste 2, já é conhecida em diversas áreas portuárias do país (ALMEIDA et al., 2017; MIRANDA et al., 2018; XAVIER et al., 2021); *Triphylozoon arcuatum*, com apenas um registro no trecho costeiro Nordeste 2 e um registro na Nordeste-Bahia, aparentemente apresenta dispersão conjunta com as espécies de Coral-Sol (*Tubastraea* spp.) (ALMEIDA et al., 2015a; XAVIER et al., 2021), que tem sido observado em várias regiões do país; e *Schizoporella errata*, encontrada em quase todas as áreas artificiais nesse estudo (exceção das áreas que compõem o trecho costeiro Norte-Nordeste), é observada em várias áreas naturais e artificiais ao longo costa brasileira (ORICCHIO et al., 2019; XAVIER et al., 2021).

Além disso, é possível notar um alto número de espécies nativas em áreas artificiais no presente estudo, totalizando 26 espécies (Tabela 2; Gráfico 1), das quais oito – *Celleporaria imbellis*, *Crepidacantha fasciata*, *Cribrilaria brasiliensis*, *Exochella frigidula*, *Hemimittoida asymmetrica*, *Parasmittina abrolhosensis*, *P. alba*, *P. pinctatae* e *Plesiocleidochasma infundibulum* – apareceram exclusivamente em áreas artificiais, todas no trecho costeiro Nordeste-Bahia. A associação entre espécies nativas e ambientes artificiais podem servir

como trampolins (*stepping stones*) (HEWITT et al., 2009; HULME, 2009; BISHOP et al., 2017) para a expansão na distribuição natural dessas espécies, favorecendo casos de bioinvasão em outras regiões do mundo. Curiosamente, das espécies listadas aqui, apenas a *P. alba* já é conhecida por ter a capacidade de expandir sua área de distribuição por eventos de bioinvasões, sendo recentemente relatada em Portugal (SOUTO et al., 2018). Assim como a *P. alba*, outras espécies da família Smittinidae são comumente relatadas crescendo em estruturas artificiais, às vezes até relacionadas a eventos de bioinvasão (por exemplo, HARMELIN et al., 2009; SOUTO et al., 2018; FARIAS et al., 2020).

Desta forma, como observado em estudos anteriores (e.g. MARQUES et al., 2013; ROCHA et al., 2013; VIEIRA e MIGOTTO, 2015; ALMEIDA et al., 2015a, 2017b; MIRANDA et al., 2018; XAVIER et al., 2021), há uma preocupação com os impactos que podem ser causados pela introdução de espécies, o que ressalta a necessidade do estímulo de ferramentas de prevenção e manejo dessas espécies, no geral. Para briozoários, ainda existem dificuldades no processo de detecção das espécies, devido ao pouco conhecimento das espécies nativas do Brasil, bem como diagnóstico da chegada de outras espécies no litoral. Para tal, ações como: políticas públicas necessárias, a conscientização pública e estratégias de comunicação eficazes são fundamentais para ajudar a prevenir a propagação de espécies não-nativas (CAMPBELL et al., 2017; COLE et al., 2016; SEEKAMP et al., 2016). Desta forma, faz-se necessária a criação de métodos e mecanismos que busquem uma forma de manejo de espécies exóticas com um ponto de vista integrado (KITZMANN e ASMUS, 2006; XAVIER et al., 2017), envolvendo diversos atores sociais e órgãos públicos responsáveis (por exemplo, Ministério do Meio Ambiente e a IMO).

4.3.4 Conclusões

Os resultados desse estudo permitiram atualizar o conhecimento da diversidade dos briozoários marinhos no litoral brasileiro, trazendo registro de 87 espécies encontradas nos ambientes naturais e 76 espécies encontradas em ambientes artificiais. Observou-se que trechos costeiros influenciam fortemente na composição das assembleias de briozoários. Há uma tendência no compartilhamento de espécies entre áreas naturais e artificiais dentro do contexto de um mesmo trecho costeiro, como nos pontos analisados mais ao norte (trecho Norte-Nordeste) e mais ao Sul (trecho Nordeste-Bahia), porém esse compartilhamento de espécies não ocorre nos trechos Nordeste 1 e Nordeste 2, onde as áreas naturais e artificiais demonstram apenas compartilhar entre si mesmas. Vale ressaltar ainda que, do número total de espécies (118), 11 foram classificadas como exóticas e 55 como criptogênicas. O número

de espécies , sendo considerado um valor expressivo quando se trata do estudo de bioinvasões, o que demonstra a necessidade de mais estudos para entender melhor a dispersão e a relação entre briozoários e as estruturas artificiais, bem como reconhecer a origem das espécies classificadas como criptogênicas.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho buscou avaliar as assembleias de briozoários do litoral brasileiro, com ênfase nas áreas artificiais, para assim melhor compreender os processos de recrutamento, estabelecimento e bioinvasão nas comunidades locais. Através da pesquisa, observou-se que:

- o número de espécies de briozoários no litoral brasileiro ainda é subestimado, sendo necessários cada vez mais estudos para entender melhor a dispersão e a relação entre espécies de briozoários e as estruturas artificiais.
- áreas artificiais do Brasil incluem 132 espécies de briozoários, das quais 14 foram classificadas como exóticas, 67 criptogênicas e 51 nativas;
- áreas artificiais comerciais (portos) e recreativas (iate clubes e marinas) apresentam assembleias de briozoários que variam ao longo dos trechos costeiros do Brasil, sem diferenças significativas entre os tipos de ambientes artificiais analisados;
- a riqueza das assembleias de briozoários na costa brasileira são diretamente influenciadas pelo trecho costeiro, independente se estão estabelecidas em substratos artificiais ou naturais;
- há um grande número de espécies nativas (51) em áreas artificiais, em diversos tipos de substratos, o que pode permitir a dispersão desses indivíduos para outras localidades;
- características do substrato, tais como tipo e posição, são fatores importantes para a comunidade de briozoários marinhos em áreas artificiais;
- substratos derivados de plástico e metal demonstram-se ser mais atrativos para larvas de briozoários;
- superfícies inferiores da orientação horizontal, que são mais protegidas da luminosidade e da sedimentação, também são mais atrativas para o recrutamento de briozoários;
- são necessários mais estudos para compreender esse processo de recrutamento e estabelecimento de briozoários em áreas artificiais, para se criar métodos mais eficazes de manejo e conservação.

REFERÊNCIAS

- AIROLDI, L., et al. Corridors for aliens but not for natives: effects of marine urban sprawl at a regional scale. **Diversity and Distribution**, 21 (7), 755–768. 2015.
- ALDRED, N., et al. Attachment strength is a key factor in the selection of surfaces by barnacle cyprids (*Balanus amphitrite*) during settlement. **Biofouling** 26, 287–299. 2010.
- ALIANI, S., MOLCARD, A. Hitch-hiking on floating marine debris: macrobenthic species in the Western Mediterranean Sea. In: Jones MB, Ingólfsson A, Ólafsson E, Helgason GV, Gunnarsson K, Svavarsson J. **Migrations and Dispersal of Marine Organisms**. pp. 59-67. Springer, Dordrecht. 2003.
- ALMEIDA, A.C.S., et al. The non-indigenous bryozoan *Triphyllozoon* Canu & Bassler, 1917 in the Atlantic: morphology and dispersion on the Brazilian coast. **Zoologia** 32 (6), 476–484. 2015a.
- ALMEIDA, A.C.S., et al. Gymnolaemata bryozoans of Bahia state, Brazil. **Marine Biodiversity Records**, 8 (120), 1–7. 2015b.
- ALMEIDA, A.C.S., et al. Malacostegine bryozoans (Bryozoa: Cheilostomata) from Bahia state, northeast Brazil: taxonomy and non-indigenous species. **Marine Biodiversity**, 48 (3), 1463–1488. 2017a.
- ALMEIDA, A.C.S., et al. Diversity of marine bryozoans inhabiting demosponges in northeastern Brazil. **Zootaxa** 4290 (2), 281–323. 2017b.
- ALMEIDA, A.C.S., et al. Bryozoa on disarticulated bivalve shells from Todos os Santos Bay, northeastern Brazil, with the description of two new species. **Zootaxa**, 4434(3), 401-428. 2018.
- ALMEIDA, A.C.S., et al. Influence of depth on bryozoan richness and distribution from the continental shelf of the northern coast of Bahia State, north-eastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 92. 2020.
- ALTIERI, A.H., VAN WESENBEECK, B.K., BERTNESS, M.D., SILLIMAN, B.R. Facilitation cascade drives positive relationship between native biodiversity and invasion success. **Ecology** 91: 1269–1275. 2010.
- ALTVATER, L., COUTINHO, R. Colonisation, competitive ability and influence of *Stragulum bicolor* van Ofwegen and Haddad, 2011 (Cnidaria, Anthozoa) on the fouling community in Paranaguá Bay, southern Brazil. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 462, 55–61. 2015.
- ANDERSON, M.J., UNDERWOOD, A.J. Effects of substratum on the recruitment and development of an intertidal estuarine fouling assemblage. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 184(2): 217-236. 1994.
- ANDERSSON, M.H., BERGGREN, M., WILHELMSSON, D., ÖHMAN, M.C. Epibenthic colonization of concrete and steel pilings in a cold-temperate embayment: a field experiment. *Helgol. Marine Research*, v. 63, p. 249-260. 2009.

- ANTON, A., et al. Global ecological impacts of marine exotic species. **Nature Ecology and Evolution**, 3 (5), 787–800. 2019.
- ARAÚJO, M.C.B., COSTA, M.F. Municipal services on tourist beaches: costs and benefits of solid waste collection. **Journal of Coastal Research**, 22, 5 (225), 1070-1075. 2006.
- ARAÚJO, M.E., et al. Diversity patterns of reef fish along the Brazilian tropical coast. **Marine Environmental Research**, 160:105038. 2020.
- ARENAS, F., et al. Alien species and other notable records from a rapid assessment survey of marinas on the south coast of England. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 86 (6), 1329–1337. 2006.
- ASHTON, G., et al. Aquatic Invasive Species Vector Risk Assessments: Recreational Vessels as Vectors for Non-native Marine Species in California. **The Aquatic Bioinvasion Research & Policy Institute**. Final Report, 29 p. 2012.
- AUED, A.W., et al. Large-scale patterns of benthic marine communities in the Brazilian province. **PLoS ONE** 13:e0198452. 2018.
- AVILA, C., et al. Invasive marine species discovered on non-native kelp rafts in the warmest Antarctic Island. **Scientific Reports**, 10 (1), 1–9. 2020.
- BAILEY, S.A. An overview of thirty years of research on ballast water as a vector for aquatic invasive species to freshwater and marine environments. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, 18 (3), 261–268. 2015.
- BARROS, F.C.R., et al. **Espécies exóticas marinhas e invasoras na Baía de Todos os Santos**. In: Hatje, V., Dantas, L.M.V., Andrade, J.B. (Eds.), *Baía de Todos os Santos: avanços nos estudos de longo prazo*. Editora da Universidade Federal da Bahia, Bahia, pp. 131–154. 2018.
- BAX, N., et al. Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. **Marine Policy** 27 (4), 313–323. 2003.
- BECKER, L.R., EHRENBERG, A., FELDRAPPE, V., et al. The role of artificial material for benthic communities—establishing different concrete materials as hard bottom environments. **Marine Environmental Research**, 161, 105081. 2020.
- BELL J.E., BISHOP, M.J., TAYLOR, R.B., WILLIAMSON, J.E. Facilitation cascade maintains a kelp community. **Marine Ecology Progress Series**, 501: 1–10, 2014.
- BELL, S.S., MCCOY, E.D., MUSHINSKY, H.R. Habitat structure: the physical arrangement of objects in space. **St Edmundsbury Press Ltd**, Florida. 1991.
- BERGMANN, M., GUTOW, L., KLAGES, M. *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, Heidelberg. 2015.
- BERS, AV, WAHL, M. The influence of natural surface microtopographies on fouling. **Biofouling** 20, 43–51. 2004.
- BISHOP, M.J., MAYERPINTO, M., AIROLDI, L., et al. Effects of ocean sprawl on

- ecological connectivity: impacts and solutions. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 492: 7–30. 2017.
- BOWEN, B.W., et al. Phylogeography of two Atlantic squirrel fishes (Family Holocentridae): exploring links between pelagic larval duration and population connectivity. **Marine Biology**, 149:899–913. 2006.
- BRAVO, M., ASTUDILLO, J.C., LANCELLOTTI, D., et al. Rafting on abiotic substrata: properties of floating items and their influence on community succession. **Marine Ecology Progress Series**, 439, 1–17. 2011.
- BROWN, C.J. Epifaunal colonization of the Loch Linnhe artificial reef: influence of substratum on epifaunal assemblage structure. **Biofouling** 21 (2), 73–85. 2005.
- BULLERI, F. Experimental evaluation of early patterns of colonization of space on rocky shores and seawalls. **Marine Environmental Research**, v. 60, p. 355–374. 2005.
- BULLERI, F., CHAPMAN, M.G. Intertidal assemblages on artificial and natural habitats in marinas on the northwest coast of Italy. **Marine Biology**, v. 145, p. 381–391. 2004.
- BULLERI, F., CHAPMAN, M.G. The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. **Journal of Applied Ecology** 47: 26–35. 2010.
- CAMPBELL, M.L., BRYANT, D.E.P., HEWITT, C.L. Biosecurity messages are lost in translation to citizens: implications for devolving management to citizens. **PLoS One** 12, e0175439. 2017.
- CANNING-CLODE, J., BELLOU, N., KAUFMANN, M.J., WAHL, M. Local–regional richness relationship in fouling assemblages—effects of succession. **Basic Applied Ecology**, 10:745–753. 2009.
- CANNING-CLODE, J., et al. The effects of copper pollution on fouling assemblage diversity: A tropical temperate comparison. **PLoS ONE** 6:e18026. 2011.
- CANNING-CLODE, J., FOFONOFF P.O., MCCANN L., et al. Marine invasions on a subtropical island: fouling studies and new records in a recent marina on Madeira Island (Eastern Atlantic Ocean). **Aquatic Invasions** 8, 261–270. 2013.
- CAPEL, K.C.C., et al. Multiple introductions and secondary dispersion of *Tubastraea* spp. in the southwestern Atlantic. **Scientific Reports**, 9 (1), 1–11. 2019.
- CARLTON, J.T. Patterns of transoceanic marine biological invasions in the Pacific Ocean. **Bulletin Marine Science**, 41:452–465. 1987.
- CARLTON, J.T., CHAPMAN, J.W., GELLER, J.B., et al. Tsunami-driven rafting: transoceanic species dispersal and implications for marine biogeography. **Science** 357 (6358), 1402–1406. 2017.
- CARLTON, J.T., et al. Tsunami-driven rafting: transoceanic species dispersal and implications for marine biogeography. **Science**, 357 (6358), 1402–1406. 2017.
- CARLTON, J.T., GELLER, J.B. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous

marine organisms. **Science**, 261 (5117), 78–82. 1993.

CARLTON, J.T., GELLER, J.B. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. **Science** 261 (5117), 78–82. 1993.

CHAPMAN M.G., UNDERWOOD, A.J. Evaluation of ecological engineering of “armoured” shorelines to improve their value as habitat. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 400(1-2), 302-313. 2011.

CHAPMAN, J.W., CARLTON, J.T. A test of criteria for introduced species: the global invasion by the isopod *Synidotea laevidorsalis* (Miers, 1881). **Journal of Crustacean Biology**, 11 (3), 386–400. 1991.

CHAPMAN, J.W., CARLTON, J.T. Predicted discoveries of the introduced isopod *Synidotea laevidorsalis* (Miers, 1881). **Journal of Crustacean Biology**, 14 (4), 700–714. 1994.

CLARK, G.F., STARK, J.S., JOHNSTON, E.L. Tolerance rather than competition leads to spatial dominance of an Antarctic bryozoan. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 486, 222–229. 2017.

CODERN. Cia Docas do Rio Grande do Norte. **Área portuária de Natal**. 2020. Disponível em: <<http://codern.com.br/porto-de-natal/>>. Acesso: 23 de março de 2021.

COELHO-SOUZA, S.A., et al. Biophysical interactions in the Cabo Frio upwelling system, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 60 (3), 353–365. 2012.

COLE, E., KELLER, R.P., GARBACH, K. Assessing the success of invasive species prevention efforts at changing the behaviors of recreational boaters. **Journal of Environmental Management** 184, 210–218. 2016.

COLEMAN, F.S. Note on *Zoobotryon verticillatum* (Bryozoa) in a solar saltfield. **International Journal of Salt Lake Research**, 8 (1), 71–74. 1999.

CONNELL, S.D. Effects of surface orientation on the cover of epibiota. **Biofouling** 14, 219–226. 1999.

CONNELL, S.D. Urban structures as marine habitats: an experimental comparison of the composition and abundance of subtidal epibiota among pilings, pontoons and rocky reefs. **Marine Environmental Research**, 52 (2), 115–125. 2001.

CONNELL, S.D., GLASBY, T.M. Do urban structures influence local abundance and diversity of subtidal epibiota? A case study from Sydney Harbour, Australia. **Marine Environmental Research**, 47, 373–387. 1999.

COOK, P.L. Bryozoa from Ghana: a preliminary survey. **Annales - Musee Royal de l'Afrique Centrale. Sciences Zoologiques (Belgium)**, 238, 1–315. 1985.

COOK, P.L., et al. **Australian Bryozoa Volume 2**. Taxonomy of Australian Families. Melbourne: CSIRO Publishing, 320 p. 2018.

CORD, I., et al. Brazilian marine biogeography: a multi-taxa approach for outlining sectorization. **Marine Biology**, 169(5), 1-13. 2022.

- COWEN, R.K., SPONAUGLE, S. Larval dispersal and marine population connectivity. **Annual Review of Marine Science** 1:443–466. 2009.
- CROOKS J.A., CHANG A.L., RUIZ G.M. Aquatic pollution increases the relative success of invasive species. **Biological Invasions**, 13, 165–176. 2011.
- CRUZ-MOTTA, J.J., et al. Latitudinal patterns of species diversity on South American rocky shores: local processes lead to contrasting trends in regional and local species diversity. **Journal of Biogeography**, 47:1966–1979. 2020.
- CUNDELL, A.M. Plastics in the marine environment. **Environmental Conservation**, 1:63–68. 1974.
- DA-ANOY, J.P., VILLANUEVA, R.D., CABAITAN, P.C., CONACO, C. Effects of coral extracts on survivorship, swimming behavior, and settlement of *Pocillopora damicornis* larvae. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 486, 93–97. 2017.
- DAFFORN K.A., et al. Marine urbanization: an ecological framework for designing multifunctional artificial structures. **Frontiers in Environmental Science**, 13: 82–90, 2015.
- DAFFORN K.A., GLASBY, T.M., JOHNSTON, E.L. Comparing the invasibility of experimental ‘Reefs’ with field observations of natural reefs and artificial structures. **PLoS ONE** 7, e38124. 2012.
- DAFFORN, K.A., JOHNSTON, E.L., GLASBY, T.M. Shallow moving structures promote marine invader dominance. **Biofouling**, 25 (3), 277–287. 2009.
- DARLING, J.A., CARLTON, J.T. A framework for understanding marine cosmopolitanism in the Anthropocene. **Frontiers in Marine Science**, 5, 293. 2018.
- DE MIRANDA, L.B., BERGAMO, A.L., DE CASTRO, B.M. Interactions of river discharge and tidal modulation in a tropical estuary, NE Brazil. **Ocean Dynamics**, 55 (5–6), 430–440. 2005.
- DERRAIK, J.G.B. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. **Marine Pollution Bulletin**, 44, 842–852. 2002.
- D'HONDT, J.L. Tabular keys for the identification of the Recent Ctenostomatous Bryozoa. **Mémoires de l'Institut océanographique**, 14: 1-134. 1983.
- DINIZ, M.T.M., PEREIRA, V.H.C. Climatology of the state of Rio Grande do Norte, Brazil: active atmospheric systems and mapping of climate types. **Boletim Goiano de Geografia**, 35(3), 488-506. 2015.
- DIXON, T.R., DIXON, T.J. Marine litter surveillance. **Marine Pollution Bulletin** 12, 289–295. 1981.
- DUGGINS, D.O., ECKMAN, J.E., SEWELL, A.T. Ecology of understory kelp environments II. Effects of kelps on recruitment of benthic invertebrates. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 143, pp. 27–45. 1990.
- DURR, S., THOMASON, J.C. **Biofouling**. Blackwell Publishing. 2009.

- ELLIOTT, M. Biological pollutants and biological pollution—an increasing cause for concern. **Marine Pollution Bulletin**, 46, 275–280. 2003.
- ELMQVIST, T., ZIPPERER, W.C., GÜNERALP, B. Urbanization, habitat loss and biodiversity decline. Solution pathways to break the cycle. In: Seta K, Solecki WD, Griffith CA (eds), **Routledge Handbook of Urbanization and Global Environmental Change**. London, New York, pp 139–151. 2016.
- FARIAS, J., et al. On some Smittinidae (Bryozoa, Cheilostomata) from Bahia, northeastern Brazil, with the description of a new species. **Marine Biodiversity**, 50 (5), 1–17. 2020.
- FARRAPEIRA, C.M.R. The introduction of the bryozoan *Zoobotryon verticillatum* (Della Chiaje, 1822) in northeast of Brazil: a cause for concern. **Biological Invasions** 13, 13–16. 2011.
- FARRAPEIRA, C.M.R., TENÓRIO, D.O., DO AMARAL, F.D. Vessel biofouling as an inadvertent vector of benthic invertebrates occurring in Brazil. **Marine Pollution Bulletin** 62 (4), 832–839. 2011.
- FEHLAUER-ALE, K.H., et al. Identifying monophyletic groups within *Bugula* sensu lato (Bryozoa, Buguloidea). **Zoologia Scripta**, 44 (3), 334–347. 2015.
- FEHLAUER-ALE, K.H., WINSTON, J.E., TILBROOK, K.J., et al. Identifying monophyletic groups within *Bugula* sensu lato (Bryozoa, Buguloidea). **Zoologia Scripta**, 44 (3), 334–347. 2015.
- FERNANDEZ-GONZALEZ, V., SANCHEZ-JEREZ, P. Fouling assemblages associated with off-coast aquaculture facilities: an overall assessment of the Mediterranean Sea. **Mediterranean Marine Science**, 18, 87–96. 2017.
- FERRARIO, J., CARONNI, S., OCCHIPINTI-AMBROGI, A., MARCHINI, A. Role of commercial harbors and recreational marinas in the spread of non-indigenous fouling species. **Biofouling** 33 (8), 651–660. 2017.
- FERRARIO, J., et al. Mediterranean nonindigenous bryozoans: an update and knowledge gaps. **Biodiversity and Conservation**, 27, 2783–2794. 2018.
- FERREIRA, C.E.L., GONÇALVES, J.E.A., COUTINHO, R. Ship hulls and oil platforms as potential vectors to marine species introduction. **Journal of Coastal Research**, 1340–1345. 2006.
- FIRTH, L.B., KNIGHTS, A.M., BRIDGER, D., et al. Ocean Sprawl: challenges and opportunities for biodiversity management in a changing world. **Ocean Marine Biology**, An annual review, 54: 193–269. 2016.
- FIRTH, L.B., THOMPSON, R.C., WHITE, F.J., et al. The importance of water-retaining features for biodiversity on artificial intertidal coastal defense structures. **Divers and Dist** 19: 1275–1283. 2013.
- FITZPARRICK, J., KIRKMAN, H. Effects of prolonged shading stress on growth and survival of seagrass *Posidonia australis* in Jervis Bay, New South Wales, Australia. **Marine Ecology Progress Series**, 127:279-289. 1995.

- FLOERL, O., INGLIS, G.J. Potential for the introduction and spread of marine pests by private yachts. In: Godwin LS (Ed.) **Hull fouling as a mechanism for marine invasive species introductions: Proceedings of a workshop on current issues and potential management strategies**. Bernice Pauahi Bishop Museum, Honolulu, pp 22-28. 2005.
- FLOERL, O., INGLIS, G.J. Starting the invasion pathway: the interaction between source populations and human transport vectors. **Biological Invasions**, 7 (4), 589–606. 2005.
- FLOERL, O., INGLIS, G.J., HAYDEN, B.J. A risk-based predictive tool to prevent accidental introductions of nonindigenous marine species. **Environmental Management**, 35 (6), 765–778. 2005.
- FLOERL, O., POOL, T.K., INGLIS, G.J. Positive interactions between non-indigenous species facilitate transport by human vectors. **Ecology Applied**, 14, 1724–1736. 2004.
- FLORES A.R., FAULKES, Z. Texture preferences of ascidian tadpole larvae during settlement. **Marine and Freshwater Behaviour and Physiology**, v. 41, n. 3, p. 155-159. 2008.
- GARTNER, H.N., et al. Non-indigenous invertebrate species in the marine fouling communities of British Columbia, Canada. **BioInvasions Records**, 5 (4), 205–212. 2016.
- GLASBY, T.M. Differences between subtidal epibiota on pier pilings and rocky reefs at marinas in Sydney, **Australia. Estuarine Coastal and Shelf Science** 48, 281–290. 1999a.
- GLASBY, T.M. Interactive effects of shading and proximity to the seafloor on the development of subtidal epibiotic assemblages. **Marine Ecology Progress Series**, 190, 113–124. 1999b.
- GLASBY, T.M. Surface composition and orientation interact to affect subtidal epibiota **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 248(2): 177-190. 2000.
- GLASBY, T.M., CONNELL, S.D. Orientation and position of substrata have large effects on epibiotic assemblages. **Marine Ecology Progress Series**, 214, 127–135. 2001.
- GLASBY, T.M., CONNELL, S.D. Urban Structures as Marine Habitats. **Ambio** 28: 595-598
- GLASBY, T.M., et al. Non-indigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? **Marine Biology** 151, 887–895. 2007
- GODWIN, L.S., ELDREDGE, L.G., GAUT, K. The assessment of hull fouling as a mechanism for the introduction and dispersal of marine alien species in the main Hawaiian Islands. **Bishop Museum Technical Report** 28, 1–122. 2004.
- GORDON, D.P. Bryozoans and biosecurity. In: Cook, P.L., Bock, P.E., Gordon, D.P., Weaver, H.J. (Eds.), **Australian Bryozoa, Biology, vol. 1. Ecology and Natural History**. CSIRO Publishing, Melbourne, pp. 71–90. 2018.
- GORDON, D.P., HOSIE, A.M., CARTER, M.C. **Post-2000 detection of warm-water alien bryozoan species in New Zealand - the significance of recreational vessels**. Virginia Museum of Natural History, Special Publication 15. 2008.
- GORDON, D.P., MAWATARI, S.F. Atlas of marine-fouling Bryozoa of New-Zealand ports and harbors. **Miscellaneous publication (New Zealand Oceanographic Institute)**, 97, 1–

158. 1992.

GORDON, D.P., RAMALHO, L.V., TAYLOR, P.D. An unreported invasive bryozoan that can affect livelihoods – *Membraniporopsis tubigera* in New Zealand and Brazil. **Bulletin of Marine Sciences**, 78 (2), 331–342. 2006.

GRACIA, C.A., RANGEL-BUITRAGO, N., FLÓREZ, P. Beach litter and woody-debris colonizers on the Atlántico department Caribbean coastline, Colombia. **Marine Pollution Bulletin**, 128, 185–196. 2018.

GRANGE, K.R., GORDON, D.P. **The Spread and Potential Impact of the Introduced Bryozoan *Biflustra grandicella***. National Institute of Water and Atmospheric Research. 2005.

GÜNDOĞDU S, ÇEVİK C, KARACA S. Fouling assemblage of benthic plastic debris collected from Mersin Bay, NE Levantine coast of Turkey. **Marine Pollution Bulletin**, 124 (1), 147- 154. 2017.

HADFIELD, M.G. Biofilms and marine invertebrate larvae: what bacteria produce that larvae use to choose settlement sites. **Annual Review of Marine Science** 3, 453–470. 2011.

HADFIELD, M.G., et al. Biofilm cue for larval settlement in *Hydroides elegans* (Polychaeta): is contact necessary? **Marine Biology**, 161, 2577–2587. 2014.

HAGEMAN, S. J., MCKINNEY, F. K., JAKLIN, A. Testing habitat complexity as a control over bryozoan colonial growth form and species distribution. In *Bryozoan studies 2010* (pp. 105-119). Springer, Berlin, **Heidelberg**. 2013.

HARMELIN, J.G. Alien bryozoans in the eastern Mediterranean Sea – new records from the coast of Lebanon. **Zootaxa** 3893 (3), 301–338. 2014.

HARMELIN, J.G., BITAR, G., ZIBROWIUS, H. High xenodiversity versus low native diversity in the south-eastern Mediterranean: bryozoans from the coastal zone of Lebanon. **Mediterranean Marine Sciences**, 17 (2), 417–439. 2016.

HARMELIN, J.G., BITAR, G., ZIBROWIUS, H. Smittinidae (Bryozoa, Cheilostomata) from coastal habitats of Lebanon (Mediterranean Sea), including new and nonindigenous species. **Zoosystema** 31 (1), 163–187. 2009.

HARMELIN, J.G., et al. *Scorpidinipora costulata* (Canu & Bassler, 1929) (Bryozoa, Cheilostomata), a taxonomic and biogeographic dilemma: complex of cryptic species or human mediated cosmopolitan colonizer? **Zoosystema** 34, 123–138. 2012.

HEWITT, C.L. The distribution and diversity of tropical Australian marine bioinvasions. **Pacific Science**, 56, 213–222. 2002.

HEWITT, C.L., et al. Introduced and cryptogenic species in port Phillip Bay, Victoria, Australia. **Marine Biodiversity**. 144(1): 183–202. 2004.

HEWITT, C.L., GOLLASCH, S., MINCHIN, D. The vessel as a vector- biofouling, ballast water and sediments. In: Rilov, G., Crooks, J.A. (Eds.), *Biological Invasions in Marine Ecosystems*, Ecological Studies, vol. 204. Springer-Verlag, Berlin, pp. 117–131. Hillebrand, H., 2004. Strength, slope and variability of marine latitudinal gradients. **Marine Ecology**

Progress Series, 273, 251–267. 2009.

HUISMAN, J.M., et al. Introduced marine biota in Western Australian waters. **Records of the Western Australian Museum**, 25, 1–44. 2008.

HULME, P.E. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. **Journal of Applied Ecology**, 46: 10–18, 2009.

IMO. International Maritime Organization **Resoluções**. 2022. Disponível em: <<https://www.imo.org/en/KnowledgeCentre/IndexofIMOResolutions/Pages/Default.aspx>> Acesso em: 10 de Fevereiro de 2022.

INGLIS, G., et al. Gulf harbor marina - baseline survey for non-indigenous marine species. In: **Biosecurity New Zealand Technical Paper 2005/12**. Ministry of Agriculture and Forestry. 2005.

IRVING, A.D., CONNELL, S.D. Sedimentation and light penetration interact to maintain heterogeneity of subtidal habitats: algal versus invertebrate dominated assemblages. **Marine Ecology Progress Series**, 245, 83–91. 2002.

KENNELLY, S.J. Effects of kelp canopies on understory species due to shade and scour. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 50: 215–22. 1989.

KEOUGH, M. J. Effects of patch size on the abundance of sessile marine invertebrates. **Ecology**, 65(2), 423-437. 1984.

KEOUGH, M.J. Dispersal of the bryozoan *Bugula neritina* and effects of adults on newly metamorphosed juveniles. **Marine Ecology Progress Series**, 57:163–71. 1989.

KIESSLING, T., GUTOW L., THIEL, M. Marine litter as habitat and dispersal vector. In: **Marine Anthropogenic Litter**, 141–181. 2015.

KITZMANN, D.I.S., ASMUS, M. Gestão ambiental portuária: Desafios e possibilidades. **Revista Brasileira de Administração Pública**, 40: 1041-1060. 2006.

KNOTT N.A., et al. Contemporary ecological threats from historical pollution sources: impacts of large-scale resuspension of contaminated sediments on sessile invertebrate recruitment. **Journal of Applied Ecology**, 46:770–781. 2009.

KNOTT, N.A. Epibiota on vertical and on horizontal surfaces on natural reefs and on artificial structures. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 84, p. 1117-1130. 2004.

LACOURSIÈRE-ROUSSEL, A., et al. Effect of shipping traffic on biofouling invasion success at population and community levels. **Biological Invasions** 18 (12), 3681–3695. 2016.

LANA, P.C., et al. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. In: Seeliger, U., Kjerfve, B. (Eds.), **Coastal Marine Ecosystems of Latin America, Ecological Studies** 144. Springer, Berlin, pp. 13–145. 2001.

LECLERC J-C., VIARD, F., BRANTE, A. Experimental and survey-based evidences for effective biotic resistance by predators in ports. **Biological Invasions** 1–14. 2019.

- LECLERC, J.-C., et al. Non-indigenous species contribute equally to biofouling communities in international vs local ports in the Biobío region, Chile. **Biofouling**, 34, 784–799. 2018.
- LESSER, M.P., et al. Impact of fouling organisms on mussel rope culture: interspecific competition for food among suspension-feeding invertebrates. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 165(1): 91-102. 1992.
- LI, H.X., ORIHUELA, B., ZHU, M., RITTSCHOF, D. Recyclable plastics as substrata for settlement and growth of bryozoans *Bugula neritina* and barnacles *Amphibalanus amphitrite*. **Environmental Pollution**, 218, 973-980. 2016.
- LIU, X. On the genus *Membranipora* (Anasca: Cheilostomata: Bryozoa) from south Chinese seas. **Raffles Bulletin of Zoology**, 40, 103–144. 1992.
- LOPES, R., VILLAC, M. Métodos. In: Lopes, R.M., Coradin, L., Pombo, V.B., Cunha, D.R. (Eds.), **Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil**. Ministério do Meio Ambiente - Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, pp. 19–28. 2009.
- LÓPEZ-GAPPA, J., et al. *Membraniporopsis tubigera*, an invasive bryozoan in sandy beaches of southern Brazil and Uruguay. **Biological Invasions**, 12 (5), 977–982. 2010.
- LÓPEZ-LEGENTIL, S., et al. Harbor networks as introduction gateways: contrasting distribution patterns of native and introduced ascidians. **Biological Invasions**, 17 (6), 1623–1638. 2015.
- LORD, J.P., CALINI, J.M., WHITLATCH, R.B. Influence of seawater temperature and shipping on the spread and establishment of marine fouling species. **Marine Biology**, 162, 2481–2492. 2015.
- LOXTON, J., et al. Distribution of the invasive bryozoan *Schizoporella japonica* in Great Britain and Ireland and a review of its European distribution. **Biological Invasions** 19 (8), 2225–2235. 2017.
- MACPHERSON, E. Large-scale species-richness gradients in the Atlantic Ocean. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences** 269:1715–1720. 2002.
- MARCHINI, A., FERRARIO, J., MINCHIN, D. Marinas may act as hubs for the spread of the pseudoindigenous bryozoan *Amathia verticillata* (Delle Chiaje, 1822) and its associates. **Scientia Marina**, 79 (3), 355–365. 2015.
- MARCUS, E. **Briozoários marinhos brasileiros III**. Bol Fac Fil Ci Letras Univ São Paulo Zool 2, 1–137. 1939.
- MARQUES, A.C., et al. Rapid assessment survey for exotic benthic species in the São Sebastião Channel, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Research**, 41, 265–285. 2013.
- MARSHALL, D.J., KEOUGH, M.J. Variation in the dispersal potential of non-feeding invertebrate larvae: the desperate larva hypothesis. **Marine Ecology Progress Series**, 255, 145–153. 2003.
- MASI, B.P., ZALMON, I., COUTINHO, R. Effects of structural factors on upwelling fouling

- community, Southeast Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 64, 387-400. 2016.
- MCCANN, K. Protecting biostructure. **Nature** 446(7131): 29-29. 2007.
- MCCANN, L.D., HITCHCOCK, N.G., WINSTON, J.E., RUIZ, G.M. Non-native bryozoans in coastal embayments of the southern United States: new records for the western Atlantic. **Bulletin of Marine Sciences** 80 (2), 319–342. 2007.
- MCINTYRE, C.M., et al. **Report on the 2010 Rapid Assessment Survey of Marine Species at New England Floating Docks and Rocky Shores**. Massachusetts Office of Coastal Zone Management. 2013.
- MCKINNEY, F.K., MCKINNEY M.J. Contrasting marine larval settlement patterns imply habitat-seeking behaviours in a fouling and a cryptic species (phylum Bryozoa), **Journal of Natural History**, 36, pp. 487–500. 2002.
- MIGOTTO, A.E., VIEIRA, L.M., WINSTON, J.E. Bryozoa. In: Amaral, A.C.Z., Nallin, S.A.H. (Eds.), **Biodiversidade e ecossistemas bentônicos marinhos do litoral norte de São Paulo Sudeste do Brasil**. UNICAMP/IB, Campinas, pp. 265–272. 2011.
- MILLER, R. J., ETTER, R.J. Shading facilitates sessile invertebrate dominance in the rocky subtidal Gulf of Maine. **Ecology**, 89(2), 452-462. 2008.
- MINCHIN, D., COOK, E.J., CLARK, P.F. Alien species in British brackish and marine waters. **Aquatic Invasions**, 8 (1), 3–19. 2013.
- MINCHIN, D., et al. Small craft and the spread of exotic species. In: John, D., Davenport, J.L. (Eds.), **The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment**. Springer, Netherlands, pp. 99–118. 2006.
- MINCHIN, D., et al. Small craft and the spread of exotic species. In: John, D., Davenport, J.L. (Eds.), **The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment**. Springer, Netherlands, pp. 99–118. 2006.
- MINCHIN, D., GOLLASCH, S. Fouling and ships' hulls: how changing circumstances and spawning events may result in the spread of exotic species. **Biofouling** 19:111–122. 2003.
- MINEUR, F., et al. Changing coasts: Marine aliens and artificial structures. In: Gibson RN, Atkinson RJA, Gordon JDM, Hughes RN. **Oceanic and Marine Biology**, CRC Press. pp. 198-243. 2012.
- MIRANDA, A.A., ALMEIDA, A.C.S., VIEIRA, L.M. Non-native marine bryozoans (Bryozoa: Gymnolaemata) in Brazilian waters: assessment, dispersal and impacts. **Marine Pollution Bulletin**, 130, 184–191. 2018.
- MIRANDA, R.J., et al. Brazil policy invites marine invasive species. **Science**, 368 (6490), 48. 2020.
- MOLNAR, J.L., et al. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 6, 485–492. 2008.
- MOSCHELLA, P.S., et al. Lowcrested coastal defence structures as artificial habitats for

marine life: using ecological criteria in design. **Coastal Engineering Journal**, 52: 1053–1071. 2005.

MURRAY, C.C., PAKHOMOV, E.A., THERRIAULT, T.W. Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. **Diversity and Distribution**, 17, 1161–1172. 2011.

NANDAKUMAR, K., MATSUNAGA, H., TAKAGI, M. Microfouling studies on experimental test blocks of steel–making slag and concrete exposed to seawater off Chiba Japan. **Biofouling** 19, 257–267. 2003.

NASCIMENTO, K.B., MIGOTTO, A.E., FEHLAUER-ALE, K.H. Molecular data suggest the worldwide introduction of the bryozoan *Amathia verticillata* (Ctenostomata, Vesiculariidae). **Marine Biology**, 168, 33. 2021.

NETO, J.A.B., et al. Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. **Ocean and Coastal Management**, 169, 247–253. 2019.

NEVES, C.S., et al. Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranaguá Bay, southern Brazil. **Biofouling**, 23 (5), 319–330. 2007.

ORICCHIO, F.T., et al. Exotic species dominate marinas between the two most populated regions in the southwestern Atlantic Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, 146, 884–892. 2019.

OSTROUMOV, S. Some aspects of water filtering activity of filter feeders. **Hydrobiologia** 542:275. 2005.

PEDERSON, J.P., et al. Marine invaders in the northeast: Rapid assessment survey of non-native and native marine species of floating dock communities. In: **Report of the 3–9 August 2003 Survey**. Technology, Institute of Massachusetts. 2005.

PELUSO, L., et al. Contemporary and historical oceanographic processes explain genetic connectivity in a Southwestern Atlantic coral. **Scientific Reports** 8:1–12. 2018.

PINOCHET J., URBINA M.A., LAGOS M.E. Marine invertebrate larvae love plastics: habitat selection and settlement on artificial substrates. **Environmental Pollution**, 257, 113571. 2020.

PIOLA, R.F., JOHNSTON, E.L. Differential tolerance to metals among populations of the introduced bryozoan *Bugula neritina*. **Marine Biology**, 148 (5), 997–1010. 2006.

PIOLA, R.F., JOHNSTON, E.L. Pollution reduces N diversity and increases invader dominance in marine hard substrate communities. **Diversity and Distributions** 14: 329–342. 2008.

QIAN, P.Y., RITTSCHOF, D., SREEDHAR, B. Macrofouling in unidirectional flow: miniature pipes as experimental models for studying the interaction of flow and surface characteristics on the attachment of barnacle, bryozoan and polychaete larvae. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 207, 109–121. 2000.

RAMALHO, L.V., MURICY, G., TAYLOR, P.D. Taxonomic revision of some lepraliomorph cheilostome bryozoans (Bryozoa: Lepraliomorpha) from Rio de Janeiro State,

Brazil. **Journal of Natural History**, 45 (13–14), 767–798. 2011.

RAMALHO, L.V., MURICY, G., TAYLOR, P.D. Taxonomy and distribution of *Bugula* (Bryozoa: Cheilostomata: Anasca) in Rio de Janeiro state, Brazil. In: Moyano, H., Cancino, J., Jackson, P.W. (Eds.), **Bryozoan Studies 2004: Proceedings of the Thirteenth International Bryozoology Association Conference**, Concepción. Chile. A.A. Balkema Publisher, New York, pp. 231–243. 2005.

RAMOS, J., et al. Patterns of use in an artificial reef system: a case study in Portugal. **Bulletin of Marine Science**, 78, 203–211. 2006.

RECH, S., BORRELL, Y., GARCÍA-VAZQUEZ, E. Marine litter as a vector for non-native species: what we need to know. **Marine Pollution Bulletin**, 113(1-2), 40-43. 2016.

RECH, S., et al. Travelling light: Fouling biota on macroplastics arriving on beaches of remote Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific Subtropical Gyre. **Marine Pollution Bulletin**, 137, 119-128. 2018.

REINHARDT, J.F., OSMAN, R.W., WHITLATCH, R.B. A phenological mid-domain analysis of non-native and native species recruitment richness. **Journal of Ecosystem & Ecography**, 2, 4–9. 2012.

RICCIARDI, A. Tracking marine alien species by ship movements. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 113, 5470–5471. 2016.

ROCHA, R.M., et al. The need of more rigorous assessments of marine species introductions: a counter example from the Brazilian coast. **Marine Pollution Bulletin**, 67 (1–2), 241–243. 2013.

ROCHA, R.M., et al. The need of more rigorous assessments of marine species introductions: a counter example from the Brazilian coast. **Marine Pollution Bulletin** 67 (1–2), 241–243. 2013.

ROSSO, A., et al. The bryozoan genus *Arbocuspis* (Cheilostomata, Electridae) from the Indian Ocean, with description of a new species from off southwestern Thailand, Andaman Sea. **Zootaxa**, 4282 (1), 95–110. 2017.

RUIZ G.M., et al. Habitat distribution and Heterogeneity in Marine Invasion Dynamics: the Importance of Hard Substrate and Artificial Structure. In: Wahl M (ed) *Marine Hard Bottom Communities. Ecological Studies (Analysis and Synthesis)*, vol 206. Berlin, **Heidelberg**, pp 321-332. 2009.

RUIZ, G.M., et al. Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. **American Zoologist**, Thousand Oaks, v.37, n.6, p.619-630. 1997.

RUIZ, G.M., et al. Invasion of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 31:481–531. 2000.

RYLAND, J.S. Behaviour, settlement and metamorphosis of bryozoan larvae: a review. **Thalassia Jugosl** 10: 239–264. 1974

- RYLAND, J.S. Experiments on the influence of light on the behaviour of polyzoan larvae. **Journal of Experimental Biology**, 37: 783-800. 1960.
- RYLAND, J.S. Taxes and tropisms of bryozoans. In: Woollacott RM, Zimmer RL (eds) *Biology of bryozoans*. **Academic Press**, New York, pp 411-475. 1977.
- RYLAND, J.S., et al. Alien species of *Bugula* (Bryozoa) along the Atlantic coasts of Europe. **Aquatic Invasion** 6:17–31. 2011.
- SÁ F.S., NALESSO R.C., PARESQUE K. Fouling organisms on *Perna perna* mussels: is it worth removing them? **Brazilian Journal of Oceanography**, 55: 155–161. 2007.
- SANTOS, M.N., MONTEIRO, C.C., LASSERRE, G. Observations and trends on the intra-annual variation of the fish assemblages on two artificial reefs in Algarve coastal waters (southern Portugal). **Scientia Marina**, 69, 415–426. 2005.
- SATHEESH S., WESLEY S.G. Influence of submersion season on the development of test panel biofouling communities in a tropical coast. **Estuarine Coastal and Shelf Science** 94, 155–163. 2011.
- SATHEESH S., WESLEY S.G. Influence of substratum colour on the recruitment of macrofouling communities. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 90, 941–946. 2010.
- SAX, D.F. Latitudinal gradients and geographic ranges of exotic species: implications for biogeography. **Journal of Biogeography**, 28, 139–150. 2008.
- SCHWINDT, E., BORTOLUS, A. Aquatic invasion biology research in South America: Geographic patterns, advances and perspectives. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, 20, 322–333. 2017.
- SEEBENS, H., et al. Non-native species spread in a complex network: The interaction of global transport and local population dynamics determines invasion success. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, 286, 20190036. 2019.
- SEEBENS, H., GASTNER, M.T., BLASIUS, B. The risk of marine bioinvasion caused by global shipping. **Ecology Letters**, 16 (6), 782–790. 2013.
- SEEKAMP E, et al. Exploring the efficacy of an aquatic invasive species prevention campaign among water recreationists. **Biological Invasions** 18, 1745–1758. 2016.
- SHANKS, A.L. Pelagic larval duration and dispersal distance revisited. **The Biological Bulletin**, 216, 373–385. 2009.
- SHEPPARD, C., et al. **The Biology of Coral Reefs**. Oxford University Press, Oxford. 2018.
- SHIER, D.E. Marine bryozoa from northwest Florida. **Bulletin of Marine Sciences**, 14 (4), 603–662. 1964.
- SHORT, A.D., KLEIN, A.H.F. (Eds.). **Brazilian Beach Systems**, Vol.17. Springer International Publishing, Switzerland, 624p. 2016.
- SIDDIK, A. A., SATHEESH, S. Interactive effects of light and substrate colour on the

- recruitment of marine invertebrates on artificial materials. **Community Ecology**, 22(1), 69-78. 2021.
- SIDDIK, A.A., et al. Invertebrate recruitment on artificial substrates in the Red Sea: role of substrate type and orientation. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 99(4), 741-750. 2018.
- SIMPSON, T.J.S., et al. Large scale variability in the structure of sessile invertebrate assemblages in artificial habitats reveals the importance of local scale processes. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 494: 10–19, 2017.
- SKINNER, L.F., COUTINHO, R. Effect of microhabitat distribution and substrate roughness on barnacle *Tetraclita stalactifera* (Lamarck, 1818) settlement. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, p. 109-113. 2005.
- SOKOLOVER, N., TAYLOR, P.D., ILAN, M. Bryozoa from the Mediterranean coast of Israel. **Mediterranean Marine Sciences**, 17 (2), 440–458. 2016.
- SOKOŁOWSKI, A., et al. Seasonal and multi-annual patterns of colonisation and growth of sessile benthic fauna on artificial substrates in the brackish low-diversity system of the Baltic Sea. **Hydrobiologia** 790,183–200. 2017.
- SOUTO, J., ALBUQUERQUE, M., 2019. Diversity and community structure of Cheilostomata (Bryozoa) from the Hayes Fracture Zone, Mid-Atlantic ridge. **Deep Sea Research: Oceanographic Research Papers**, 147, 32–53. 2019.
- SOUTO, J., RAMALHOSA, P., CANNING-CLODE, J. Three non-indigenous species from Madeira harbors, including a new species of *Parasmittina* (Bryozoa). **Marine Biodiversity**, 48 (2), 977–986. 2018.
- SOUZA, J.N., et al. Contrasting patterns of connectivity among endemic and widespread fire coral species (*Millepora* spp.) in the tropical Southwestern Atlantic. **Coral Reefs** 36:701–716. 2017.
- SPAGNOLO, A., et al. Patterns of colonization and succession of benthic assemblages in two artificial substrates. **Journal of Sea Research** 88, 78–86. 2014.
- SPALDING, M.D., et al. Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. **BioScience** 57(7), 573–583. 2007.
- STACHOWICZ J.J., BRUNO, J.F., DUFFY, J.E. Understanding the effects of marine biodiversity on communities and ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 38, p. 739-766. 2007.
- SUBÍAS-BARATAU, A., et al. Marine biofouling organisms on beached, buoyant and benthic plastic debris in the Catalan Sea. **Marine Pollution Bulletin**, 175, 113405. 2022.
- TAMBURRI, M., et al. Settlement of *Crassostrea ariakensis* larvae: effects of substrate, biofilms, sediment and adult chemical cues. **Journal of Shellfish Research** 27, 601–608. 2008.
- TAYLOR, P.D., TAN, S. Cheilostome bryozoa from Penang and Langkawi, Malaysia.

European Journal of Taxonomy, 149, 1–34. 2015.

TEIXEIRA, L.M.P., CREED, J.C. A decade on: an updated assessment of the status of marinenon-indigenous species in Brazil. **Aquatic Invasions**, 15 (1), 30–43. 2020.

THIEL, M., GUTOW, L. The ecology of rafting in the marine environment. I. The floatingsubstrata. **Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.** 42, 181–264. 2005.

THOMASON, J.C., et al. Optimising settlement tiles: the effects of surface texture and energy, orientation and deployment duration upon the fouling community. **Biofouling** 18, 293–304. 2002.

TILBROOK, K.J., VIEIRA, L.M. *Scrupocellaria* (Bryozoa: Cheilostomata) from the Queensland coast, with the description of three new species. **Zootaxa**, 3528, 29–48. 2012.

TOSETTO, E.G., et al. The Amazon River plume, a barrier to animal dispersal in the Western Tropical Atlantic. **Scientific Reports**, 12:537.2022.

TSIAMIS, K., et al. The native distribution range of the European marine non-indigenous species. **Aquatic Invasions** 13 (2), 187–198. 2018.

TYRREL, M.C., BYERS, J.E., Do artificial substrate favor nonindigenous fouling species over native species? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 342 (1), 54–60. 2007.

USHIAMA, S., et al. The effects of substratum material and surface orientation on the developing epibenthic community on a designed artificial reef. **Biofouling** 32, 1049–1060. 2016.

VAN DAM, J.W., et al. Chemical pollution on coral reefs: exposure and ecological effects. **Bentham Science Publishers**, Sharjah.2011.

VAZ-PINTO, F., et al. Invasion success and development of benthic assemblages: Effect of timing, duration of submersion and substrate type. **Marine Environmental Research** 94: 72–79. 2013.

VERMEIJ, M.J.A. Substrate composition and adult distribution determine recruitment patterns in a Caribbean brooding coral. **Marine Ecology Progress Series**, 295, 123–133. 2005.

VIEIRA, L.M., ALMEIDA, A.C.S., WINSTON, J.E. Taxonomy of intertidal cheilostome Bryozoa of Maceió, northeastern Brazil. Part 1: suborders Inovicellina, Malacostegina and Thalamoporellina. **Zootaxa**, 4097 (1), 59–83. 2016.

VIEIRA, L.M., et al. Evidence of polyphyly of the genus *Scrupocellaria* (Bryozoa: Candidae) based on a phylogenetic analysis of morphological characters. **PLoS One**, 9 (4), e95296. 2014a.

VIEIRA, L.M., GORDON, D.P., CORREIA, M.D. First record of a living ditaxiporine catenicellid in the Atlantic, with a description of *Vasignyella ovicellata* n. sp. (Bryozoa). **Zootaxa**, 1582 (1), 49–58. 2007.

VIEIRA, L.M., MIGOTTO, A.E. *Membraniporopsis tubigera* (Osburn, 1940) (Bryozoa) on

floating substrata: evidence of a dispersal mechanism in the western Atlantic. **Marine Biodiversity**, 45 (2), 155–156. 2015.

VIEIRA, L.M., MIGOTTO, A.E., WINSTON, J.E. Ctenostomatous Bryozoa from São Paulo, Brazil, with descriptions of twelve new species. **Zootaxa**, 3889 (4), 485–524. 2014b.

VIEIRA, L.M., MIGOTTO, A.E., WINSTON, J.E. Synopsis and annotated checklist of recent marine Bryozoa from Brazil. **Zootaxa**, 1810 (1), 1–39. 2008.

VIEIRA, L.M., MIGOTTO, A.E., WINSTON, J.E., Shallow-water species of *Beania* Johnston, 1840 (Bryozoa, Cheilostomata) from the tropical and subtropical Western Atlantic. **Zootaxa**, 2550 (1), 1–20. 2010.

VIEIRA, L.M., SPENCER-JONES, M., TAYLOR, P.D. The identity of the invasive fouling bryozoan *Watersipora subtorquata* (d'Orbigny) and some other congeneric species. **Zootaxa**, 3857 (2), 151–182. 2014c.

VIEIRA, L.M., SPENCER-JONES, M., WINSTON, J.E. Resurrection of the genus *Licornia* for *Scrupocellaria jolloisii* (Bryozoa) and related species, with documentation of *L. jolloisii* as a non-indigenous species in the western Atlantic. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 93 (7), 1911–1921. 2013.

VIEIRA, L.M., WINSTON, J.E., FEHLAUER-ALE, K.H. Nine new species of *Bugula* (Bryozoa: Cheilostomata) in Brazilian shallow waters. **PLoS One** 7, e40492. 2012.

WAESCHENBACH, A., et al. A phylogeny of Vesiculariidae (Bryozoa, Ctenostomata) supports synonymization of three genera and reveals possible cryptic diversity. **Zoologia Scripta**, 44 (6), 667–683. 2015.

WAHL, M., HOPPE, K. Interactions between substratum rugosity, colonization density and periwinkle grazing efficiency. **Marine Ecology Progress Series**, 225:239–249. 2002.

WALKER, S.J., SCHLACHER, T.A., SCHLACHER-HOENLINGER, M.A. Spatial heterogeneity of epibenthos on artificial reefs: fouling communities in the early stages of colonization on an East Australian shipwreck. **Marine Ecology**, 28, 435–445. 2007.

WALTERS L.J., WETHEY, D.S. Settlement and early post settlement survival of sessile marine invertebrates on topographically complex surfaces: the importance of refuge dimension and adult morphology. **Marine Ecology Progress Series**, 137:161-171. 1996.

WASSON, K., et al. Biological invasions of estuaries without international shipping: the importance of intraregional transport. **Biodiversity and Conservation**, 102, 143–153. 2001.

WATTS, P.C., THORPE, J.P., TAYLOR, P.D. Natural and anthropogenic dispersal mechanisms in the marine environment: a study using cheilostome Bryozoa. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 353 (1367), 453–464. 1998.

WELLS, C.D., et al. **Report on the 2013 Rapid Assessment Survey of Marine Species at New England Bays and Harbors. Massachusetts Office of Coastal Zone Management.** 2014.

WHALAN, S., et al. Larval settlement: the role of surface topography for sessile coral reef

invertebrates. **PLoS ONE** 10, e0117675. 2015.

WIDMER, W.M., HENNEMANN, M.C. Marine debris in the Island of Santa Catarina, South Brazil: spatial patterns, composition, and biological aspects. **Journal of Coastal Research**, 26(6), 993-1000. 2010.

WILLIG, M.R., KAUFMAN, D.M., STEVENS, R.D. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 34:273–309. 2003.

WINSTON, J.E. Ectoproct diversity of the Indian River coastal lagoon. **Bulletin of Marine Sciences**, 57 (1),84–93. 1995.

WINSTON, J.E., GREGORY, M.R., STEVENS, L.M. Encrusters, epibionts, and other biota associated with pelagic plastics: a review of biogeographical, environmental, and conservation issues. In: Coe, J.M., Rogers, D.B. (Eds.), **Marine Debris**. Springer Series on Environmental Management. Springer, New York, pp. 81–97. 1997.

WINSTON, J.E., VIEIRA, L.M. Systematics of interstitial encrusting bryozoans from southeastern Brazil. **Zootaxa**, 3710 (2), 101–146. 2013.

WITTENBERG, R., COCK, M.J.W. Invasive alien species. In: **How to Address One of the Greatest Threats to Biodiversity: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices**. International, CAB. 2001.

WOODS, C., FLOERL, O., HAYDEN, B.J. Biofouling on Greenshell™ mussel (*Perna canaliculus*) farms: A preliminary assessment and potential implications for sustainable aquaculture practices. **Aquaculture International**, 20: 537–557. 2012.

XAVIER, E.A., ALMEIDA, A.C., VIEIRA, L.M. The role of artificial habitats on fouling bryozoan fauna in the southwestern Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, 167, 112310. 2021.

XAVIER, E.A., SILVA A.K.P., FERNANDES, M.L.B. Integrated Environmental Management in the control of Marine Exotic Species in Port Areas. **Indian Journal of Applied Research**, Vol. 7. 2017.

YAN, T., et al. Marine fouling of offshore installations in the northern Beibu Gulf of China. **International Biodeterioration and Biodegradation** 58, 99–105. 2006.

YE, S., ANDRADY, A.L. Fouling of floating plastic debris under Biscayne Bay exposure conditions. **Marine Pollution Bulletin**, 22, 608e613. 1991.

ZARDUS, J.D., et al. Microbial biofilms facilitate adhesion in biofouling invertebrates. **Biological Bulletin**, 214, 91–98. 2008.

APÊNDICE A – THE ROLE OF ARTIFICIAL HABITATS ON FOULING BRYOZOAN FAUNA IN THE SOUTHWESTERN ATLANTIC

DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112310>

Marine Pollution Bulletin 167 (2021) 112310



Contents lists available at ScienceDirect

Marine Pollution Bulletin

journal homepage: www.elsevier.com/locate/marpolbul



The role of artificial habitats on fouling bryozoan fauna in the southwestern Atlantic

Everthon A. Xavier^a, Ana C.S. Almeida^{a,b}, Leandro M. Vieira^{a,*}

^a Laboratório de Estudos de Bryozoa - LAEBry, Departamento de Zoologia, Centro de Biociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE 50670-901, Brazil

^b Museu de História Natural, Setor da Zoologia, Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA, 40170-115, Brazil

ARTICLE INFO

Keywords:

Bryozoa
Brazil
Bioinvasion
Non-native species
Harbours
Substrata

ABSTRACT

Artificial habitats, such as harbours and marinas, are entry doors for the introduction and dispersal of species. Surveys on fouling community in these habitats help to understand preventing environmental impacts and management of invasive species. Thus, a survey on fouling bryozoan fauna was carried out along 17 artificial habitats (eight harbours and nine marinas) from three coastal stretches in Southwestern Atlantic. A total of 55 species were identified, including 13 non-native, 33 cryptogenic and nine native taxa. Only five bryozoan species were found in more than 75% of sampled sites. Our analysis revealed that bryozoan fouling communities in artificial habitats do not vary significantly between commercial and recreational localities. However, we also found that faunal assemblages varied significantly along Brazilian coastal stretches that are distinguished by environmental conditions, such as salinity and temperature.

1. Introduction

Vessels hull fouling and ballast water are considered major pathways for unintentional introductions of non-native species (NNS; also referred to as alien, introduced, exotic or non-indigenous species) (Molnar et al., 2008; Hewitt et al., 2009; Bailey, 2015). These pathways provide effective dispersal mechanisms that allow organisms bypass biogeographic barriers and reach areas far beyond their natural distributional range (Seebens et al., 2013). In this context, marinas and harbours are sites with variable artificial structures, that can host many opportunistic fouling species (Glasby and Connell, 2001; Tynel and Byers, 2007; Airoidi et al., 2015; López-Legentil et al., 2015). The presence of anthropogenic structures favors NNS, as they are often more successful than native species in colonizing these substrata (Glasby and Connell, 2001; Daffom et al., 2009; Airoidi et al., 2015). Harbours are known as primary recipient regions of NNS, but smaller traffic areas (e.g. marinas), can facilitate their secondary spread to other artificial habitats and to the natural environment (Wasson et al., 2001; Minchin et al., 2006; Floerl et al., 2005; Marchini et al., 2015; Ferrario et al., 2017). Thus, recreational sites such as marinas represent excellent target areas for detection of NNS.

Bryozoans, together with barnacles, bivalves, ascidians, hydroids and others sessile organisms, are common invertebrates in the fouling

community (Godwin et al., 2004; Inglis et al., 2005; Farrapeira et al., 2011; Marques et al., 2013). Bryozoans may be considered good models to study aquatic bioinvasions as many species are sessile and with fast growth rate, have ability to settle on a wide range of substrata and some taxa show high tolerance to environmental variations (Godwin et al., 2004; Inglis et al., 2005; Carlton et al., 2017; Loxton et al., 2017; Miranda et al., 2018; Avila et al., 2020). In artificial biofouling communities, NNS bryozoan are more abundant than native taxa because most of them are early successional species able to easily spread and colonize free surfaces (Floerl et al., 2004; Rosso et al., 2017). Association of bryozoans with man-made structures represents an important mechanism for the expansion of species geographic ranges (Watts et al., 1998; Carlton et al., 2017) since most marine bryozoans have a short-living non-planktotrophic larva with a very limited natural dispersal potential (Marshall and Keough, 2003; Winston and Vieira, 2013; Miranda et al., 2018). Only few bryozoan taxa have planktotrophic larvae (cyphonautes) that can persist for at least three weeks in the water, being in theory able to disperse abroad by ballast water (e.g. Carlton and Geller, 1993; Almeida et al., 2017a; Miranda et al., 2018), what can also favor the introduction of species (Hamelin et al., 2016).

Adaptations to artificial substrata and hull fouling in general allow bryozoans to cross the natural barriers created by oceans, reaching new suitable habitats (Watts et al., 1998). According to Tsiamis et al. (2018),

* Corresponding author.

E-mail addresses: everthonxavier@gmail.com (E.A. Xavier), carol.salmeida@gmail.com (A.C.S. Almeida), leandro.mvieira@ufpe.br (L.M. Vieira).

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112310>

Received 4 February 2021; Received in revised form 19 March 2021; Accepted 22 March 2021

Available online 7 April 2021

0025-326X/© 2021 Elsevier Ltd. All rights reserved.

the majority of the NNS bryozoans recognized worldwide is recorded from Europe, being considered native from the Tropical Atlantic. Fouling bryozoan species are more tolerant to temperature, salinity, turbidity and pollution variations (Piola and Johnston, 2006; Gordon, 2018). Intrinsic properties of the native species and the ability of the

local community to resist to the new arrivals can also influence this process (Arenas et al., 2006).

In the Southwestern (SW) Atlantic, events of biological introductions in Brazilian coast represent a great concern due to the extensive coastline (approximately 8000 km long) and intense maritime traffic that

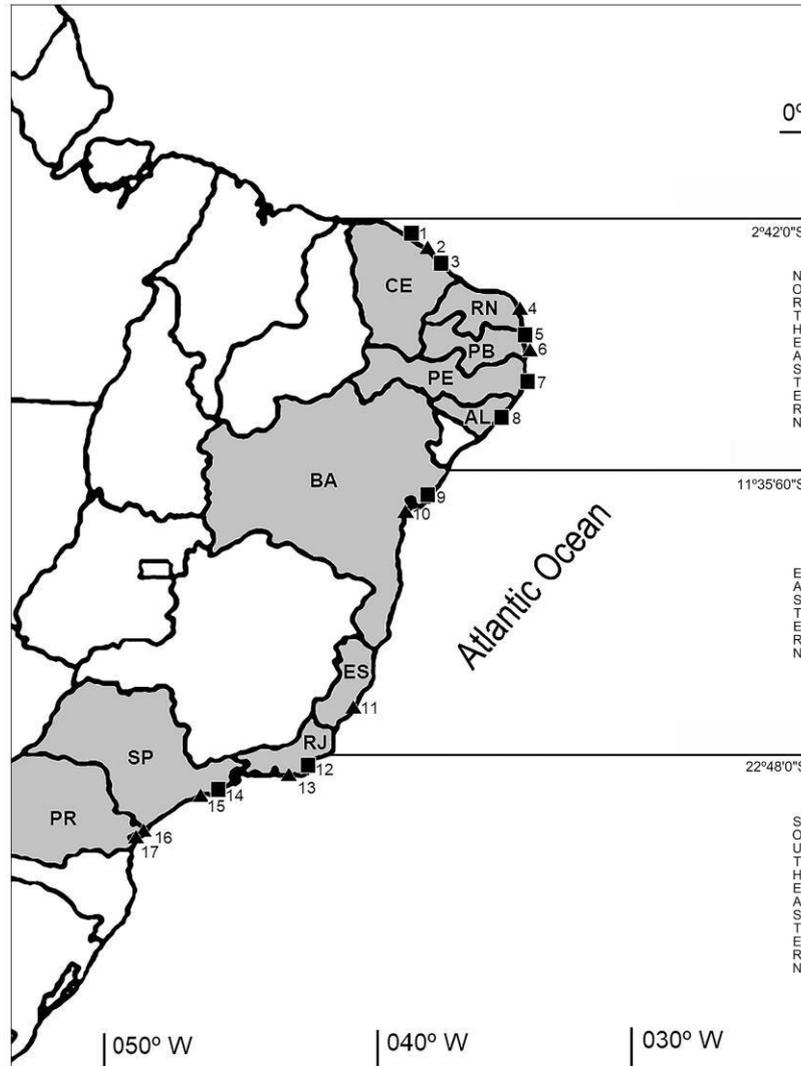


Fig. 1. Sampling areas, commercial (squares) and recreational (triangles) localities, along all Brazilian coast. Three coastal stretches [Northeastern (NE), Eastern (E) and Southeastern (SE)] in the Tropical Southwestern Atlantic ecoregion (Spalding et al. (2007)). States: CE = Ceará; RN = Rio Grande do Norte; PB = Paraíba; PE = Pernambuco; AL = Alagoas; BA = Bahia; ES = Espírito Santo; RJ = Rio de Janeiro; SP = São Paulo; PR = Paraná. Sites: 1 = Pecém Harbour, São Gonçalo do Amarante, Ceará; 2 = Park Marina, Fortaleza, Ceará; 3 = Mucuripe Harbour, Fortaleza, Ceará; 4 = Natal Yacht Club, Rio Grande do Norte; 5 = Cabedelo Harbour, Cabedelo, Paraíba; 6 = Jacaré Marina, João Pessoa, Paraíba; 7 = Suape Harbour, Suape, Pernambuco; 8 = Jaraguá Harbour, Maceió, Alagoas; 9 = Salvador Harbour, Salvador, Bahia; 10 = Mercado Modelo Marina, Salvador, Bahia; 11 = Espírito Santo Yacht Club, Vitória, Espírito Santo; 12 = Fomo Harbour, Arraial do Cabo, Rio de Janeiro; 13 = Grande Island Marina, Grande Island, Rio de Janeiro; 14 = São Sebastião Terminal, São Sebastião, São Paulo; 15 = Yacht Club Ilhabela, Ilhabela, São Paulo; 16 = Paranaguá Yacht Club, Paranaguá, Paraná; 17 = Caiobá Yacht Club, Matinhos, Paraná.

potentiate the arrival of NNS (Wittenberg and Cock, 2001; Ferreira et al., 2006; Lopes et al., 2009). The first report of a NNS of bryozoan from Brazil was made by Marcus (1939), who identified the species *Eucratea loricata* in Santos harbour (São Paulo State, southeastern Brazil), but only Lopes et al. (2009) provided a list of cryptogenic and NNS bryozoans reported in the Brazilian coast, including four species. More recently, Marques et al. (2013), Rocha et al. (2013) and Almeida et al. (2015a, 2017a) provided new records of cryptogenic and NNS to the area. However, only Miranda et al. (2018) provided a detailed account of NNS marine bryozoans in Brazilian waters, however with no additional data on bryozoans found in fouling community and their distribution in different artificial areas along the coast. Thus, there is a gap in species distribution of fouling bryozoans in SW Atlantic, which can be associated with low sampling effort in some tropical and subtropical areas of the Atlantic (Miranda et al., 2018).

In the present study, we assessed the role of ports (commercial areas) and marinas (recreational areas), which have different traffic of boats, ships and vessels, in determining the diversity of bryozoan fauna along the Brazilian artificial habitats. Thus, three specific questions were addressed: (i) What is the composition of bryozoan assemblages from artificial areas (harbours and marinas) in SW Atlantic? (ii) Are there differences in bryozoan assemblages between the studied sites? (iii) Are there and also which species that are characteristic of harbours or marinas?

2. Methods

2.1. Study area and sampling

Samples were obtained in 17 artificial areas, comprising two main types: commercial (i.e. harbours) and recreational (i.e. yacht clubs and marinas) sites. Commercial sites have intense traffic of large ships whereas recreational sites have only traffic of local and smaller vessels. The studied localities are distributed along the Brazilian coast in SW Atlantic, from 3°30' S to 25°50' S (Fig. 1 and Table 1), comprising three coastal stretches in two ecoregions: Northeastern (NE) Brazil (samples from 3°30' S to 9°40' S) and Eastern (E) Brazil (samples from 12°57' S to 20°17' S) in the Tropical Southwestern Atlantic and Southeastern (SE) Brazil (samples from 22°58' S to 25°50' S) in the Warm Temperate Southwestern Atlantic (Spalding et al., 2007). All areas represent marine environments, except two sites in NE (Table 1, sites 4 and 5), and two sites in SE (Table 1, sites 16 and 17), which have lower salinity due to the influence of Paraíba River in NE, and two estuarine waters in SE (Paranaguá Bay in site 16, and Guaratuba Bay in site 17).

Specimen collections were carried out from 2009 to 2020, between 0 and 10 m depth. Rapid Assessment Survey (Pederson et al., 2005) for bryozoans was conducted at each artificial site, during 1–3 h interval, by scuba diving or snorkeling, with the same collection effort for all areas, using a variety of manual techniques, including scraping the surface of different structures, composed mainly by concrete, fiberglass, metal, ropes and wood. Fouling community was removed from substrata using scrapers, stored in labeled plastic bags prior to transport to the laboratory. Samples were sorted out in research laboratories of different institutions: Centro de Biologia Marinha, Universidade de São Paulo (CEBIMar/USP), Universidade Federal de Alagoas (UFAL), Universidade Federal da Bahia (UFBA), Universidade Federal do Ceará (UFCE), Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Universidade Federal do Paraná (UFPR) and Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).

Bryozoan colonies were examined using a stereomicroscope (Nikon SMZ745) for taxonomic identification, with systematic classification based on recent literature (e.g. Vieira et al., 2014a, 2014b, 2014c, 2016; Fehlauer-Ale et al., 2015; Almeida et al., 2015b, 2017a, 2017b). All specimens are deposited in the Bryozoa collections of the Departamento de Zoologia, Centro de Biociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brazil (UFPE); Museu de História Natural, Setor de Zoologia, Universidade Federal da Bahia, Salvador, Brazil (UFBA); and Setor

Table 1

List of Brazilian areas sampled during this study. Coastal stretch: NE = Northeastern; E = Eastern; SE = Southeastern. Ecoregion: TSA = Tropical Southwestern Atlantic; WTSA = Warm Temperate Southwestern Atlantic.

N	Locality	Area type	Coastal stretch (ecoregion)	Coordinates	Sampling date
1	Pecém Harbour	Commercial	NE (TSA)	3°32'54.7"S, 38°48'38.5"W	Mar/2009
2	Marina Park	Recreational	NE (TSA)	3°42'06.4"S, 38°31'47.5"W	Aug/2011
3	Mucuripe Harbour	Commercial	NE (TSA)	3°43'45.2"S, 38°28'26.9"W	Aug/2010
4	Natal Yacht Club	Recreational	NE (TSA)	5°45'54.0"S, 35°12'14.2"W	Oct/2018
5	Cabedelo Harbour	Commercial	NE (TSA)	6°58'20.3"S, 34°50'19.5"W	Sep/2019
6	Jacaré Marina	Recreational	NE (TSA)	7°02'02.8"S, 34°51'18.5"W	Oct/2018
7	Suape Harbour	Commercial	NE (TSA)	8°23'45.8"S, 34°57'31.4"W	Aug/2020
8	Jaraguá Harbour	Commercial	NE (TSA)	9°40'44.2"S, 35°43'34.2"W	Feb/2019
9	Salvador Harbour	Commercial	E (TSA)	12°57'43"S, 38°30'34"W	Nov/2009
10	Mercado Modelo Marina	Recreational	E (TSA)	12°58'17.9"S, 38°30'54.6"W	Mar/2011
11	Espírito Santo Yacht Club	Recreational	E (TSA)	20°17'56.3"S, 40°17'24.1"W	Mar/2017
12	Forno Harbour	Commercial	SE (WTSA)	22°58'13.5"S, 42°01'04.5"W	Dec/2012
13	Ilha Grande Marina	Recreational	SE (WTSA)	23°11'55"S, 44°25'92"W	Oct/2012
14	São Sebastião Terminal	Commercial	SE (WTSA)	23°48'07"S, 45°23'27"W	Jul/2009
15	Ilhabela Yacht Club	Recreational	SE (WTSA)	23°46'27"S, 45°21'20"W	Nov/2009
16	Paranaguá Yacht Club	Recreational	SE (WTSA)	25°30'55.8"S, 48°29'59.0"W	Jul/2011
17	Caioá Yacht Club	Recreational	SE (WTSA)	25°50'60.0"S, 48°32'45.9"W	Jul/2012

de Invertebrados Marinhos, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brazil (MZUSP).

2.2. Classification of species status

We establish eight criteria to assign the status of the detected bryozoans based on the nine attributes originally used by Chapman and Carlton (1991, 1994) for the isopod *Synidotea laevidorsalis* (Miers, 1881), and later applied to bryozoans (Rocha et al., 2013; Almeida et al., 2015a; Gordon, 2018; Miranda et al., 2018). The original criterion 4 (i.e. association or dependency with other introduced species) was excluded because both native and exotic bryozoans may have this attribute and can be associated with other introduced species. Therefore, here we considered five local (1–5) and three global (6–8) criteria: (1) local appearance of a species where it was not found previously, e.g. new record in a well-studied area; (2) local dispersal after introduction, with significant growth in the extent of species occurrence, i.e. increase in the number of occurrences and/or widening of its distribution area; (3) specimens found in association with human mechanisms of dispersal, e.g. fouling communities on vessels and oil platforms, rafting in floating waste debris; (4) prevalence or restriction in new or artificial environments, including harbours and marinas; (5) restricted distribution when compared to ecologically similar native species, with species found only in (or adjacent to) artificial habitats; (6) widespread geographical distribution with isolated populations; (7) active and passive dispersal mechanisms incapable of achieving the current distribution; and (8)

exotic evolutionary origin. A species was assigned as exotic when five criteria or more were applied positively (acc. Miranda et al., 2018). Species originally described from Brazil (type locality), and with no widespread geographical distribution with isolated population (criterion 6), were regarded as to be native. A species was assigned as cryptogenic when four criteria (including criterion 6) or less were applied positively. Members of species complexes and undetermined species were also classified as cryptogenic, with no application of any criteria.

When classified as NNS, the species was also evaluated regarding its bioecological situation, following criteria provided by Lopes and Villac (2009) and also applied to marine NNS, including bryozoans, by Miranda et al. (2018) and Teixeira and Creed (2020). Therefore, a NNS can be Contained, when it has only been detected in controlled artificial environments, totally or partially isolated from the natural environment; Detected, when the presence of the species was detected in the natural environment, but with no subsequent chance of increase in its abundance and/or its dispersal; or, alternatively, without further information on the population situation of the species; Established, when the species has been detected on a recurrent basis, with its full life cycle in nature and evidence of population increase over time in a restricted or broad region, but without apparent ecological or socioeconomic impacts; or Invasive, when the species has an abundance or geographic dispersal that interfere with the survival capacity of other species in a broad geographic region or even in a specific area (Elliott, 2003), or when the established species causes measurable impacts on socio-economic activities or human health (Lopes and Villac, 2009).

2.3. Statistical analyses

To understand the distribution of bryozoans along the coast, the frequency of occurrence was estimated based on the percentage of occurrence of species that was summarized into four frequency classes: 100% = presence in all the sites; 75% = at least in 12 sites; 50% = at least in eight sites; 25% = at least in four sites.

In order to show the differences between the bryozoan assemblages in the artificial localities, verifying if the type of site (i.e. commercial and recreational) are related to faunal composition, data were organized in a binary matrix (i.e. presence/absence). The Sørensen–Dice index was applied to calculate the resemblance index on the presence/absence matrix, as a distance measure among samples, in order to balance the contribution of abundant and rare species. Data did not conform to the assumptions that allow parametric analysis, thus a distance-based permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) was performed. Since the number of total possible permutations was low, we used the estimation of *P* values obtained by Monte Carlo sampling. The PERMANOVA included two fixed factors, habitat type and coastal stretch. Significance was investigated using a posteriori pair-wise comparisons with the PERMANOVA test and the homogeneity of multivariate dispersion was tested using PERMDISP. To illustrate the spatial patterns of the studied faunal assemblages, a non-metric multidimensional scaling graph (n-MDS) was performed.

Analysis of similarities (ANOSIM-test) was used to investigate the relationship between the bryozoan assemblages and fixed factors for which significant differences were found. All the statistical analyses were performed using the software PRIMER v6.1.11 and PERMANOVA v1.0.1 statistical package.

3. Results and discussion

3.1. Distribution of fouling bryozoans along the Brazilian coast

A total of 55 bryozoan species were identified in the studied Brazilian marine artificial areas (Table 2). The most complete report of marine fouling bryozoans from Brazil listed only 12 NNS and 17 cryptogenic species (Miranda et al., 2018), but no native species. Only three NNS – *Biflustra grandicella* (Canu & Bassler, 1929), *Biflustra irregularata* (Liu,

1991) and *Hippopodina tahitiensis* Leca & d'Hondt, 1993 – and three cryptogenic species – *Conopeum loki* Almeida, Souza & Vieira, 2017, *Eucratea loricata* (Linnaeus, 1758) and *Scorpidinipora costulata* (Canu & Bassler, 1929) – listed by Miranda et al. (2018), were not found in this study.

São Sebastião Terminal, a commercial site, stood out with the highest number of bryozoans in the fouling community, with 27 species. It was followed by Natal Yacht Club (21 species) and Espírito Santo Yacht Club (19 species), both recreational sites. The lower diversity in this study was found in Jacaré Marina, with only nine species.

We found no relationship between the number of fouling species reported in the studied artificial localities and the bryozoan diversity previously known in the Brazilian coast. Comparing the bryozoan diversity in nearby areas from two studied sites with the highest diversity of fouling bryozoans (i.e., São Sebastião Terminal and Natal Yacht Club) revealed 129 species in areas near to the São Sebastião Terminal (Migotto et al., 2011), but only a single record nearby Natal Yacht Club (Farrapeira, 2011), an evidence of the low number of taxonomic surveys in some areas in Brazilian coast in relation to other more studied areas (see also Vieira et al., 2008).

Only five species – *Amathia distans*, *A. vidovici*, *Nolella stipata*, *Savignyella lafontii* and *Schizoporella errata* – were found in 75% or more of the sampled sites (Fig. 2). Other six species – *Amathia brasiliensis*, *A. verticillata*, *Bugula neritina*, *Licornia diadema*, *L. jolloisii* and *Watersipora subtorquata* – presented frequencies between 50% and 75%. These eleven species are currently recognized as to be widespread in warm tropical waters in both marine and estuarine environments, mainly from 0 to 20 m depth, associated with natural and artificial substrata, with no clear preference to any type of surface (Ramalho et al., 2005; Vieira et al., 2012, 2014b; Marques et al., 2013; Miranda et al., 2018).

Other 13 species had frequencies between 25% and 50% (Fig. 2). Among these, only *Celleporaria mordax* seems to be restricted to the Tropical Southwestern Atlantic biogeographic region (but with disjunct distribution; Shier, 1964), which comprises the NE and E ecoregions of Brazil (Spalding et al., 2007). All these species are widely reported in fouling communities in Brazil (e.g. Marques et al., 2013; Rocha et al., 2013; Miranda et al., 2018; Oricchio et al., 2019) and worldwide (e.g. Gordon and Mawatari, 1992; Hewitt et al., 2004; McCann et al., 2007; Huisman et al., 2008; Minchin et al., 2013; Harmelin et al., 2016; Sokolover et al., 2016).

The remaining 31 species occur in less than 25% of the studied sites (Fig. 2). Among them, 12 species – *Alcyonidium pulvinatum*, *A. vitreum*, *Arbocypis bicornis*, *A. ramosa*, *Beania klugei*, *Biflustra arborescens*, *B. okadae*, *B. paulensis*, *Caulibugula dendrograpta*, *Hippopodina feegeensis*, *Nellia tenella* and *Scruparia ambigua* – are widely reported as widespread, despite the more restricted distribution in artificial habitats in Brazil. These species are mainly reported on other invertebrates and algae (Cook, 1985; Vieira et al., 2010, 2014b, 2016; Taylor and Tan, 2015; Almeida et al., 2017a) and thus it is likely that they are being dispersed as epibionts on fouling basibionts. *Biflustra sphinx* is only reported in SE Atlantic, but it is likely that this species has isolated populations restricted to artificial environments (Vieira et al., 2016; present study). Other eight species – *Arbopercula bengalensis*, *A. tenella*, *Caterinella contei*, *Caulibugula armata*, *Membraniporopsis tubigera*, *Sinoflustra annae*, *Thalamoporella harmelini* and *Triphyllozoon arcuatum* – are frequently related to artificial environments, being found in ports, harbours and bays from Brazil and worldwide, but commonly with disjunct distributions (e.g. McCann et al., 2007; Rocha et al., 2013; Harmelin, 2014; Almeida et al., 2017a; Miranda et al., 2018), as reported here. Two species, *Anguinella palmata* and *Virididentula dentata*, have wide geographical distributions and comprise species complexes (Fehlauer-Ale et al., 2015; Waeschenbach et al., 2015; Miranda et al., 2018). Other two species, *Amathia* sp. and *Aspicellaria* sp., are probably new species to science, but further morphological analysis and comparison with congeners are needed. Two species originally described from the Brazilian coast, *Cradoscupocellaria atlantica* and *Walkeria atlantica*, have

Table 2 (continued)

Taxa	Criteria	Status	Situation	Sites															
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
<i>Licornia jolloisii</i> (Audouin, 1826)	1, 3, 4, 5, 6, 7, 8																		
<i>Membraniporopsis tubigera</i> Osburn, 1940	1, 2, 3, 6	Cr	–		+														+
<i>Nellia tenella</i> (Lamarck, 1816)	3, 6, 7	Cr	–																+
<i>Nolella stipata</i> Gosse, 1855	3, 6, 7	Cr	–		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Parasmittina winstonae</i> Liu, 2001	3, 6, 7	Cr	–					+	+		+	+							
<i>Savignyella lafontii</i> (Audouin, 1826)	3, 6, 7	Cr	–		+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Schizoporella errata</i> (Waters, 1878)	3, 4, 5, 6, 7	E	Invasive		+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Scruparia ambigua</i> (d'Orbigny, 1841)	3, 4, 5, 6, 7	E	Detected																+
<i>Sinoflustra annae</i> (Osburn, 1953)	3, 4, 5, 6, 7, 8	E	Established																+
<i>Synnotum aegyptiacum</i> (Audouin, 1826)	3, 6, 7	Cr	–		+			+					+						+
<i>Thalamoporella harmelini</i> Soule et al., 1999	3, 6, 7	Cr	–					+											+
<i>Triphyllozoon arcuatum</i> (MacGillivray, 1889)	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8	E	Established																+
<i>Tubulipora macella</i> Marcus, 1955	3, 4	N	–																+
<i>Vasignyella oviceolata</i> Vieira et al., 2007	3	N	–																+
<i>Virididentula dentata</i> (Lamouroux, 1816)*	Uncertain	Cr	–																+
<i>Walkeria atlantica</i> (Busk, 1886)	3, 6	Cr	–																+
<i>Watersipora subtorquata</i> (d'Orbigny, 1852)	3, 4, 6, 7	Cr	–																+

widespread distributions in western Atlantic and southern Hemisphere, respectively (acc. Vieira et al., 2016; Cook et al., 2018).

Finally, there are few data on distribution of five species reported here: *Aspiscellaria piscaderensis*, *Buskia socialis*, *Parasmittina winstonae*, *Tubulipora macella*, and *Vasignyella oviceolata*. Thus, more studies are needed to comment their distributions in Brazil and worldwide.

3.2. Occurrence of native, cryptogenic and NNS of bryozoans in harbours and marinas

Most species are cryptogenic (33 bryozoans), followed by 13 NNS and 9 native taxa (Table 2). This result is in accordance with previous studies on marine fouling from Brazil (e.g. Lopes et al., 2009; Marques et al., 2013; Rocha et al., 2013) and worldwide (e.g. Pederson et al., 2005; Arenas et al., 2006; McIntyre et al., 2013; Wells et al., 2014; Gartner et al., 2016), in showing that shallow-water artificial habitats are mainly dominated by cryptogenic and NNS over native taxa. Additionally, the occurrence of some native species in the studied artificial structures can indicate that these substrata also recruit species in the area, as previously reported by Tyrrel and Byers (2007).

Among the 33 cryptogenic species (Table 2), five (i.e., *Amathia viduici*, *Anguinella palmata*, *Arbocuspis bellula*, *Licornia diadema* and *Virididentula dentata*) can be part of species complexes (Vieira et al., 2013, 2016; Fehlauer-Ale et al., 2015; Waeschenbach et al., 2015; Miranda et al., 2018). These bryozoans could show multiple examples of pseudo-cosmopolitanism due to taxonomic uncertainties and lack of information about their biogeographic origin (e.g. Hamelin et al., 2012; Tilbrook and Vieira, 2012; Fehlauer-Ale et al., 2015). However, any primary or secondary introduction of these species would not be considered unlikely.

Regarding the identified NNS of bryozoans, *Buskia socialis* and *Scruparia ambigua* were classified as detected in Brazil, as they were found only in one site each, with no additional records in Brazil. Other 10 species – *Amathia verticillata*, *Arbopercula bengalensis*, *Biflustra okadai*,

Bugula neritina, *Bugulina stolonifera*, *Conopeum reticulum*, *Hippoporina indica*, *Licornia jolloisii*, *Sinoflustra annae* and *Triphyllozoon arcuatum* – were considered established, because they were found in both artificial and adjacent natural areas (Almeida et al., 2015a; Fehlauer-Ale et al., 2015; Almeida et al., 2017a; Miranda et al., 2018). *Schizoporella errata* was considered as invasive since it showed high dominance and opportunistic behavior in artificial habitats, in agreement with Oricchio et al. (2019). This bryozoan is currently considered dominant in ports, ships and marinas along the Brazilian coast, indicating its potential to shape benthic communities in artificial habitats and thus being a cause of concern (Oricchio et al., 2019). Among the NNS, only *Amathia verticillata* is known to cause biodiversity or economic impacts in some regions around the world (Winston, 1995; Gordon et al., 2008; Marchini et al., 2015; Almeida et al., 2017a), but its impacts in Brazil remains unknown.

The concern with the impacts that can be caused by the introduction of species, especially bryozoans, is increasing in Brazil (e.g., Gordon et al., 2006; López-Gappa et al., 2010; Marques et al., 2013; Rocha et al., 2013; Vieira and Migotto, 2015; Almeida et al., 2015a, 2017a; Miranda et al., 2018). Some studies suggested that colonies of the bryozoan *Membraniporopsis tubigera* grow rapidly, causing the clogging of fishing nets. They may also be stranded on the beaches of southern Brazil, thus requiring cleaning of the sand strip (Gordon et al., 2006; López-Gappa et al., 2010; Vieira and Migotto, 2015). *Triphyllozoon arcuatum* is a habitat-forming bryozoan with several invertebrates as associated fauna (Almeida et al., 2015a). So far, no economic or ecological impact was recorded for this species in the area, but it is apparently rapidly spreading in Brazil locally forming large colonies in Espírito Santo (southern), Bahia and Alagoas (northeastern) (A.C.S. Almeida and L.M. Vieira, unpublished data). Also, reports of clogged fishing nets are becoming common in Baía de Todos os Santos (Bahia). Interestingly, *Triphyllozoon arcuatum* is frequently reported associated with the orange cup corals, *Tubastrea* spp. (Almeida et al., 2015a; Barros et al., 2018) that is currently recognized as one of the main invasive marine taxa in

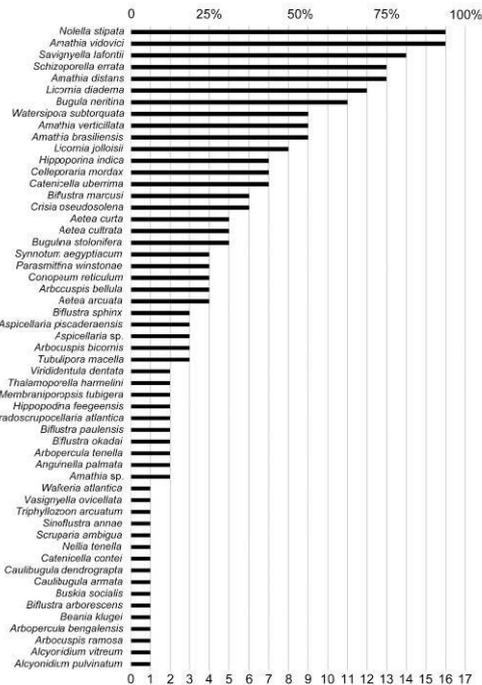


Fig. 2. Frequency of occurrence of bryozoans in the sampled sites.

the Brazilian coast (e.g. Miranda et al., 2020), with multiple invasions (Capel et al., 2019). It is likely that both taxa are associated with ships servicing oil platforms. *Triphyllozoon arcuatum* and *Tubastrea* spp. host other associated invertebrates, thus being a cause of concern in relation to its impacts on the native local fauna (Almeida et al., 2015a; Barros et al., 2018; Miranda et al., 2020). Finally, species of the genus *Biflustra* d'Orbigny, 1852 can form large erect three-dimensional colonies, for example *Biflustra grandicella* that is known to occur in NE Brazil (Almeida et al., 2017a; Miranda et al., 2018). Despite absence of reported impact in the Brazilian coast, *B. grandicella* is recognized as invasive in Australian waters, with reports of economic and ecological impacts in that region (Grange and Gordon, 2005).

Some bryozoans can form large and robust colonies, potentially causing damages to human activities such as aquaculture, shipping and fishing (Gordon and Mawatari, 1992; Coleman, 1999; Gordon et al., 2006). This is the case with 12 species in the sampled harbours and marina: *Amathia verticillata*, *Bugula neritina*, *Catenicella uberrima*, *Crisia pseudosolena*, *Hippopodina feegeensis*, *Hippoporina indica*, *Licornia diadema*, *Schizoporella errata*, *Thalamoporella harmelini*, *Triphyllozoon arcuatum*, *Tubulipora macella* and *Watersipora subtorquata*. Among these species, six (*A. verticillata*, *C. uberrima*, *L. diadema*, *S. errata*, *T. harmelini* and *W. subtorquata*) are also reported in natural habitats (i.e., coral reefs and rocky shores) (Vieira et al., 2013, 2014a, 2014b, 2016; Miranda et al., 2018). Some NNS are known to spread outside artificial habitat and can also become dominant over native species (Almeida et al., 2015a; Bax et al., 2003; Anton et al., 2019). The invasive species *Amathia verticillata* and *Watersipora subtorquata* (the last species was considered cryptogenic in Brazil, but it is invasive in other localities, acc. Vieira et al., 2014c) could be dominant over native species, since they are widely reported in both artificial and natural areas in warm tropical

and subtropical waters (Nascimento et al., 2021; Vieira et al., 2014c), and also temperate waters such as the Mediterranean (Ferrario et al., 2018). More surveys in natural habitats along the Brazilian coast are required to understand the pathways, directions and magnitude of the effects of the occurrence of these NNS, including their adaptations over time.

3.3. Composition of bryozoan assemblages from Brazilian harbours and marinas

Bryozoan assemblages from artificial habitats analyzed in this study were not significantly different between commercial and recreational sites (PERMANOVA: $F = 0.49187$, $P = 0.8098$; PERMDISP: $F = 0.00552$, $P = 0.950$; Table 3) and no distinct groups form in the nMDS plot (Fig. 3). However, the PERMANOVA analysis showed that composition of bryozoan assemblages differs significantly along Brazilian coastal stretches (PERMANOVA: $F = 3.1542$, $P = 0.01$; PERMDISP: $F = 0.56526$, $P = 0.5353$). Finally, the interaction between these two factors (artificial habitats versus coastal stretches) was significant (PERMANOVA: $F = -1.3687$, $P = 0.0489$), also corroborating that the composition of the studied bryozoan assemblages is mainly influenced by coastal stretches.

The three coastal stretches analyzed (i.e. NE, E and SE) are mainly differentiated by environmental conditions. In NE, the water temperature is high, ranging from 22 °C to 29 °C, with influence of numerous rivers and creeks. This coastal region is highly heterogeneous depending on wave exposure and sediment size, as it is directly exposed to the higher waves and meso-tides (2.5 m) (Short and Klein, 2016). In the E, areas are exposed to moderate to high waves and meso-tides to deep-water waves. Coastal zones can be exposed sections with fine sand or with moderate to high waves, or be reflective in sheltered areas, with smaller embayed beaches dominated by bedrocks, with less influence of rivers than NE stretch (Short and Klein, 2016). Finally, in SE the coast turns and faces south to southeast exposing it to the dominant waves, while the tide decreases (from 2.5 m to 0.5 m), resulting in both tide-modified and increasingly wave-dominated coastal zones, ranging from fully dissipative to reflective beaches, with colder waters with temperatures ranging from 13 °C to 21 °C (Short and Klein, 2016).

The significant interaction between the factors artificial habitat and coastal stretches could indicate that (i) harbours and marinas have different effects on species composition in different coastal stretches or (ii) that area type may have an effect just in one stretch of coast but not in the others. Giving that our results also showed that the composition of bryozoan assemblages differs significantly along Brazilian coastal stretches, it is more likely that harbours and marinas may have influence on the studied assemblages rather than having effect on assemblages in only one coastal stretch. Also, differences in the environmental conditions of the coastal stretches seem to support the first hypothesis. Thus, it is likely that the composition of bryozoan fauna is related with both occurrences of harbours and marinas and with environmental conditions of SW Atlantic.

Bryozoan assemblages from the coastal stretches of NE and E Brazil in the Tropical Southwestern Atlantic ecoregion (Spalding et al., 2007), comprising localities 1 to 11, are generally very similar in fauna

Table 3

Results of the two-way permutational multivariate analyses of variance (PERMANOVA) testing the effect of 'coastal stretch' and 'area type' on the composition of assemblages of bryozoans between the areas. P values were obtained by Mont Carlo sampling. Significant difference are marked with asterisks.

Source of variation	df	SS	MS	Pseudo-F	P
Area type (A)	1	0.039669	0.039669	0.49187	0.8098
Coastal stretch (C)	1	0.21698	0.21698	3.1542	0.01*
A x C	1	-0.11166	-0.11166	-1.3687	0.0489*
Residual	13	1.0606	0.081584		
Total	16	1.2056			

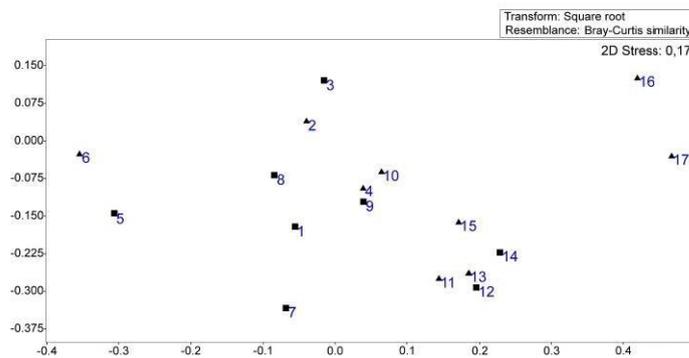


Fig. 3. Non-metric multidimensional scaling (n-MDS) plot in two dimensions of the similarity (Sørensen-Dice) of all sites, commercial (squares) and recreational (triangles). Sites: 1 = Pecém Harbour, São Gonçalo do Amarante, Ceará; 2 = Park Marina, Fortaleza, Ceará; 3 = Mucuripe Harbour, Fortaleza, Ceará; 4 = Natal Yacht Club, Rio Grande do Norte; 5 = Cabedelo Harbour, Cabedelo, Paraíba; 6 = Jacaré Marina, João Pessoa, Paraíba; 7 = Suape Harbour, Suape, Pernambuco; 8 = Jaraguá Harbour, Maceió, Alagoas; 9 = Salvador Harbour, Salvador, Bahia; 10 = Mercado Modelo Marina, Salvador, Bahia; 11 = Espírito Santo Yacht Club, Vitória, Espírito Santo; 12 = Forno Harbour, Arraial do Cabo, Rio de Janeiro; 13 = Grande Island Marina, Grande Island, Rio de Janeiro; 14 = São Sebastião Terminal, São Sebastião, São Paulo; 15 = Yacht Club Ilhabela, Ilhabela, São Paulo; 16 = Paranaguá Yacht Club, Paranaguá, Paraná; 17 = Caiobá Yacht Club, Matinhos, Paraná.

composition, except for the bryozoan assemblage from the southernmost site (locality 11). Espírito Santo Yacht Club (Locality 11, about 20° 17'S) is located closer to the sites from SE Brazil in the Warm Temperate Southwestern Atlantic ecoregion (22° 58'S to 25° 51'S), especially localities 12 to 15, rather than in the E Brazil (12° 57'S to 12° 58'S). Most localities from NE studied here comprise areas that shares similar environmental variables and that are more sheltered and protected from waves (Short and Klein, 2016).

Interestingly, localities 2 and 3 (Marina Park and Mucuripe Harbour) and 5 and 6 (Jacaré Marina and Cabedelo Harbour) are very similar in their bryozoan fauna composition even though they represent different artificial habitats (commercial and recreational). Localities 2 and 3 are essentially marine environments (Short and Klein, 2016) whereas localities 5 and 6 have environmental conditions typical of estuarine regions (i.e. freshwater influence with waters of low salinity near the mouth of Paraíba River) (Short and Klein, 2016). The geographical proximity (distance about 10 km away from each other) of these localities may favor a local transport of species between them, since other studies also shown the role of recreational and small boats in the spreading of aquatic species and facilitating secondary introductions (e.g. Floerl and Inglis, 2005; Murray et al., 2011; Ashton et al., 2012; Lacoursière-Roussel et al., 2016; Ferrario et al., 2017).

Bryozoan assemblages from localities 4, 9 and 10 are more similar to each other than to the rest of the studied faunal assemblages. These localities have similar water temperatures and salinity (e.g. De Miranda et al., 2005; Almeida et al., 2017a) and also similar artificial structures (i.e. as concrete walls, metal float platforms and wood pilings) that may have resulted in a similar composition of bryozoan fauna despite of their geographical distances (more than 900 km between these localities).

Bryozoan assemblages from SE Brazil (localities 12 to 17) include 11 species that were unique to this coastal stretch (Table 2). Two clusters from SE stretch can be inferred from our analysis, with faunal assemblages from two southernmost localities (localities 16 and 17) considered distinct from all other by having more variable water temperatures (between 12° and 30° C) and with greater influence of freshwater (Lana et al., 2001). Four bryozoan species, including the stenostomes *Alcyonidium pulvinatum* and *A. vitreum* and the cheilostomes *Biflustra arborescens* and *Sinoflustra annae*, were only found in these localities. *Sinoflustra annae* is considered native from the Indo-Pacific region and currently reported in the Western Atlantic in areas with intense shipping traffic, tourism, activities of oil exploration, in artificial substrata and also associated with other exotic invertebrates (McCann et al., 2007; Altwater and Coutinho, 2015; Almeida et al., 2017a; Miranda et al., 2018). This species is also reported encrusting floating substrata (e.g. Liu, 1992; McCann et al., 2007; Almeida et al., 2017a; Miranda et al., 2018), being also recognized as one of the main bryozoans foulers in

southern China (Liu, 1992).

Despite variable faunal composition previously discussed, the ANOSIM-test showed that there is no significant difference among bryozoan assemblages from the different coastal stretches ($R = 0.5013$; $P = 0.716$). Indeed, 11 species including native, cryptogenic and NNS (i.e. *Amathia distans*, *A. verticillata*, *A. vidovici*, *Bugula neritina*, *Licornia diadema*, *L. jolloisii*, *Nolella stipata*, *Savignyella lafontii*, *Schizoporella errata*, *Virididentula dentata* and *Watersipora subtorquata*) and with distribution along all Brazilian coast, are able to trespass an upwelling area in SE Brazil that is commonly recognized as a biogeographic limit for marine species (Spalding et al., 2007; Coelho-Souza et al., 2012). Moreover, the mentioned species are commonly found in the Brazilian fouling community (e.g. Lopes et al., 2009; Marques et al., 2013; Rocha et al., 2013). Thus, the occurrence of these taxa along the Brazilian coast may be related with vessel traffic as a vector of passive distribution of marine species and thus bioinvasion process (Ruiz et al., 1997; Hewitt et al., 2009; Ricciardi, 2016; Ferrario et al., 2017). In agreement with Miranda et al. (2018), our results indicate that bryozoans are common components in fouling communities, that could favor dispersal of NNS of bryozoans in SW Atlantic.

Furthermore, bryozoan assemblages are known to be directly influenced by hydrographical conditions, such as water temperature and salinity (e.g. Clark et al., 2017; Souto and Albuquerque, 2019; Gordon, 2018) as can be inferred from our results. The latitudinal gradient can influence the assemblage composition (Hewitt, 2002; Hillebrand, 2004; Sax, 2006). This gradient is also related with temperature variation and this condition appears to determine survival capacity of fouling species (Reinhardt et al., 2012; Lord et al., 2015).

3.4. Presence of native species in harbours and marinas

Here we report nine native species in artificial structures (Table 2). All these species were already reported in adjacent sampled areas (e.g. Vieira et al., 2007; Marques et al., 2013; Rocha et al., 2013; Almeida et al., 2015b) in natural substrata (i.e. rocks, shells and macroalgae). Regarding the substrata, three species – *Alcyonidium vitreum*, *Biflustra marcusii*, *B. paulensis* – were found only in algae living attached to artificial substrata. The other six species – *Alcyonidium pulvinatum*, *Amathia brasiliensis*, *A. distans*, *Crista pseudosolena*, *Tubulipora macella* and *Savignyella ovicellata* – were living attached directly on concrete (piers and pontoons) and wood (piling) structures. These surfaces are considered more similar to natural surfaces (Connell, 2001; Brown, 2005; Neves et al., 2007) in comparison with other two smoother artificial substrata analyzed here (i.e. metal and fiberglass).

Interestingly, none of these species were found in other locations of the world yet. To date, only two putative native bryozoans from SW

Atlantic (but not found in present study), *Parasmittina alba* Ramalho et al., 2011 and *Thalamoporella evelinae* Marcus, 1939, are already known to have succeeded to expand their ranges of distribution. *Parasmittina alba* was originally described from SE Brazil, but it was recently reported as a NNS in Portugal (Souto et al., 2018) and was recently found in experimental plates placed on natural reefs from NE and SE Brazil (A.C. S. Almeida, unpublished data), giving evidence of its potential to colonize artificial structures. Like *Parasmittina alba*, other species of the family Smittinidae are commonly reported growing on artificial structures, sometimes even related with bioinvasion events (e.g. Harmelin et al., 2009; Souto et al., 2018; Farias et al., 2020). *Thalamoporella evelinae* was originally described from Santos Bay, SE Brazil (Marcus, 1939) – an area that includes Santos Harbour, the largest container port in South America – but was later found attached in plastic debris from Florida, United States (Winston et al., 1997; Derraiq, 2002).

4. Conclusions

Our results updated the knowledge of marine bryozoans of the Brazilian fouling community, including 33 cryptogenic, 13 NNS and nine native species. The significant increase in the number of species reported here indicates that more studies are needed to better understand the dispersal, relationship between bryozoan species and artificial structures and establishment of new arrivals in artificial habitats. The hypothesized relationship between commercial or recreational areas were noticed here but more studies are needed to better understand the role of vessel transport of species and the faunal composition of these areas and verify pathways of primary and secondary introductions in the Southern Hemisphere. It is worth mentioning that there are no studies on fouling bryozoans from two major port areas in Brazil (i.e. Santos Harbour and Rio de Janeiro Harbour, in SE Brazil). The occurrence of native species in fouling assemblages in artificial localities in the SW Atlantic also raises the possibility of transportation of these species to new artificial and natural areas.

CRedit authorship contribution statement

Everthon A. Xavier: Formal analysis, investigation, specimens sampling, Writing- Original draft preparation.

Ana C. S. Almeida: Conceptualization, investigation, methodology, resources, Writing- Original draft preparation, Reviewing and Editing.

Leandro M. Vieira: Conceptualization, investigation, methodology, resources, Writing- Reviewing and Editing, supervision.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgments

This study is part of the E. A. Xavier's PhD thesis through the Graduate Program in Animal Biology (Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal) of the Departamento de Zoologia, UFPE. We thank Berenaldo de Souza Lessa (Porto de Maceió, Brazil), Commodore Kaleb Campos Freire (Iate Clube do Natal, Brazil), Paulo Teixeira de Farias (Complexo Industrial Portuário de Suape, Brazil) and Ricardo César (Instituto do Meio Ambiente, Alagoas, Brazil) for their help to facilitate our access to the sampled areas, as well to the marinas and harbours where the research was done: Porto do Pecém, Marina Parque Fortaleza, Porto de Fortaleza (Mucuripe), Iate Clube do Natal, Porto de Cabedelo, Marina do Jacaré, Porto de Suape, Porto de Jaraguá, Porto de Salvador, Terminal Turístico Náutico da Bahia (Marina Mercado Modelo), Iate Clube do Espírito Santo, Porto do Forno, Marina de Ilha Grande, Terminal São Sebastião (PETROBRÁS), Yacht Club Ihabela, Iate Clube de

Paranaguá and Iate Clube de Caiobá. We are grateful to Alvaro Esteves Migotto (Centro de Biologia Marinha, Universidade de São Paulo, Brazil), Helena Matthews Cascon (Universidade Federal do Ceará, Brazil), Roberto Gomes Berlinck (Universidade de São Paulo, Brazil) and Rosana Moreira Rocha (Universidade Federal de Paraná, Brazil), who helped with fieldwork and/or donated specimens to this study. We are grateful to different researchers and institutions in Brazil, who provide facilities during fieldtrips: Centro de Biologia Marinha, Universidade de São Paulo (CEBIMar/USP), Universidade Federal de Alagoas (UFAL) (Dr. Hilda Helena Sovierzoski), Universidade Federal da Bahia (UFBA), Universidade Federal do Ceará (UFC) (Dr. Helena Matthews Cascon, and Dr. Títo Monteiro da Cruz Lotufo), Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Universidade Federal do Paraná (UFPR) (Dr. Maria Angélica Haddad, Dr. Paulo da Cunha Lana, and Dr. Rosana Moreira da Rocha) and Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). We thank Gustavo Muniz Dias (Universidade Federal do ABC, Brazil), Ulisses Pinheiro (Universidade Federal de Pernambuco, Brazil) and Paula Braga Gomes (Universidade Federal Rural de Pernambuco, Brazil) for their suggestions to improve the first version of the manuscript. This is a contribution of NP-BioMar, USP. We would like to thank the three anonymous reviewers for their suggestions and comments.

Funding

This study was funded by Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - Brazil [PROTAX-CNPq 440620/2015-5; PDJ-CNPq 152608/2018-4; PQ-CNPq 308768/2018-3], Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco - Brazil [FACEPE BFP-0092-2.04/19], Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - Brazil [FAPESP 13/50228-8] and Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brazil [CAPES].

References

- Airoldi, L., Turon, X., Perkol-Finke, L.S., Rius, M., 2015. Corridors for aliens but not for natives: effects of marine urban sprawl at a regional scale. *Divers. Distrib.* 21 (7), 755–768. <https://doi.org/10.1111/ddi.12301>.
- Almeida, A.C.S., Souza, F.B.C., Gordon, D., Vieira, L.M., 2015a. The non-indigenous bryozoan *Traphylozoon* Canu & Bassler, 1917 in the Atlantic: morphology and dispersion on the Brazilian coast. *Zoologia* 32 (6), 476–484. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702015000600007>.
- Almeida, A.C.S., Alves, O., Peso-Aguiar, M., Dominguez, J., Souza, F., 2015b. Gymnolaemata bryozoans of Bahia state, Brazil. *Mar. Biodiv. Rec* 8 (120), 1–7. <https://doi.org/10.1017/S1755267215000743>.
- Almeida, A.C.S., Souza, F.B.C., Vieira, L.M., 2017a. Malacostegine bryozoans (Bryozoa: Cheilostomata) from Bahia state, northeast Brazil: taxonomy and non-indigenous species. *Mar. Biodivers.* 48 (3), 1463–1488. <https://doi.org/10.1007/s12526-017-0639-x>.
- Almeida, A.C.S., Souza, F.B.C., Menegola, C., Vieira, L.M., 2017b. Diversity of marine bryozoans inhabiting demosponges in northeastern Brazil. *Zootaxa* 4290 (2), 281–323. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4290.2.3>.
- Altwater, L., Coutinho, R., 2015. Colonisation, competitive ability and influence of *Stragulum bicolor* van Ofwegen and Haddad, 2011 (Cnidaria, Anthozoa) on the fouling community in Paranaguá Bay, southern Brazil. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 462, 55–61. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.10.007>.
- Anton, A., Gerald, N.R., Lovelock, C.E., Apostolaki, E.T., Bennett, S., Cebrian, J., Krause-Jensen, D., Marbà, N., Martinetto, P., Pandolfi, J.M., Santana-Garcon, J., Duarte, C. M., 2019. Global ecological impacts of marine exotic species. *Nat. Ecol. Evol.* 3 (5), 787–800. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0851-0>.
- Arenas, F., Bishop, J.D.D., Carlton, J.T., Dyrnyda, P.J., Farnham, W.F., Gonzalez, D.J., Jacobs, M.W., Lambert, C., Lambert, G., Nielsen, S.E., Pederson, J.A., Porter, J.S., Ward, S., Wood, C.A., 2006. Alien species and other notable records from a rapid assessment survey of marinas on the south coast of England. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 86 (6), 1329–1337. <https://doi.org/10.1017/S0025315406014354>.
- Ashton, G., Zabin, C., Davidson, I., Ruiz, G., 2012. Aquatic Invasive Species Vector Risk Assessments: Recreational Vessels as Vectors for Non-native Marine Species in California. The Aquatic Bioinvasion Research & Policy Institute. Final Report, 29 p.
- Avila, C., Angulo-Preckler, C., Martín-Martín, R.P., Figueroa, B., Griffiths, H.J., Waller, C. L., 2020. Invasive marine species discovered on non-native kelp rafts in the warmest Antarctic island. *Sci. Rep.* 10 (1), 1–9. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-58561-y>.
- Bailey, S.A., 2015. An overview of thirty years of research on ballast water as a vector for aquatic invasive species to freshwater and marine environments. *Aquat. Ecosyst. Health Manag.* 18 (3), 261–268.
- Barros, F.C.R., Almeida, A.C.S., Cavalcanti, F.F., Miranda, R.J., Nunes, J.A.C.C., Reis-Filho, J.A., Silva, E.C., 2018. Espécies exóticas marinhas e invasoras na Baía de

- Todos os Santos. In: Hatje, V., Dantas, L.M.V., Andrade, J.B. (Eds.), *Baía de Todos os Santos: avanços nos estudos de longo prazo*. Editora da Universidade Federal da Bahia, Bahia, pp. 131–154.
- Bax, N., Williamson, A., Agüero, M., Gonzalez, E., Geeves, W., 2003. Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Mar. Policy* 27 (4), 313–323. [https://doi.org/10.1016/S0308-597X\(03\)00041-1](https://doi.org/10.1016/S0308-597X(03)00041-1).
- Brown, C.J., 2005. Epifaunal colonization of the Loch Linnhe artificial reef: influence of substratum on epifaunal assemblage structure. *Biofouling* 21 (2), 73–85. <https://doi.org/10.1080/08927010512331344197>.
- Capel, K.C.C., Creed, J., Kitahara, M.V., Chen, C.A., Zilberberg, C., 2019. Multiple introductions and secondary dispersion of *Tubastraea* spp. in the southwestern Atlantic. *Sci. Rep.* 9 (1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-50442-3>.
- Carlton, J.T., Geller, J.B., 1993. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. *Science* 261 (5117), 78–82. <https://doi.org/10.1126/science.261.5117.78>.
- Carlton, J.T., Chapman, J.W., Geller, J.B., Miller, J.A., Carlton, D.A., McCuller, M.I., Treneman, N.C., Steves, B.P., Ruiz, G.M., 2017. Tsunami-driven rafting: transoceanic species dispersal and implications for marine biogeography. *Science* 357 (6358), 1402–1406. <https://doi.org/10.1126/science.1241498>.
- Chapman, J.W., Carlton, J.T., 1991. A test of criteria for introduced species: the global invasion by the isopod *Synidotea laevadorsalis* (Miers, 1881). *J. Crustac. Biol.* 11 (3), 386–400. <https://doi.org/10.2307/1548465>.
- Chapman, J.W., Carlton, J.T., 1994. Predicted discoveries of the introduced isopod *Synidotea laevadorsalis* (Miers, 1881). *J. Crustac. Biol.* 14 (4), 700–714. <https://doi.org/10.2307/1548863>.
- Clark, G.F., Stark, J.S., Johnston, E.L., 2017. Tolerance rather than competition leads to spatial dominance of an Antarctic bryozoan. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 456, 222–229.
- Coelho-Souza, S.A., López, M.S., Guimarães, J.R.D., Coutinho, R., Candella, R.N., 2012. Biophysical interactions in the Cabo Frio upwelling system, southeastern Brazil. *Braz. J. Oceanogr.* 60 (3), 353–365. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592012000300008>.
- Coleman, F.S., 1999. Note on *Zoobotryon verticillatum* (Bryozoa) in a solar saltfield. *Int. J. Salt Lake Res.* 8 (1), 71–74. <https://doi.org/10.1023/A:1009068401641>.
- Connell, S.D., 2001. Urban structures as marine habitats: an experimental comparison of the composition and abundance of subtidal epibiota among pilings, pontoons and rocky reefs. *Mar. Environ. Res.* 52 (2), 115–125. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(00\)02266-X](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(00)02266-X).
- Cook, P.L., 1985. Bryozoa from Ghana: a preliminary survey. *Ann. Mus. Nat. Hist. Afr. Cent.* 238, 1–315.
- Cook, P.L., Weaver, H., Bock, P., Gordon, D., 2018. Australian Bryozoa Volume 2. Taxonomy of Australian Families. Melbourne: CSIRO Publishing, 320 p.
- Dafforn, K.A., Johnston, E.L., Glasby, T.M., 2009. Shallow moving structures promote marine invader dominance. *Biofouling* 25 (3), 277–287. <https://doi.org/10.1080/08927010802710618>.
- De Miranda, L.B., Bergamo, A.L., De Castro, B.M., 2005. Interactions of river discharge and tidal modulation in a tropical estuary, NE Brazil. *Ocean Dyn.* 55 (5–6), 430–440.
- Derrail, J.G.B., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 44, 842–852. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00230-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00230-5).
- Elliott, M., 2003. Biological pollutants and biological pollution—an increasing cause for concern. *Mar. Pollut. Bull.* 46, 275–280. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00423-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00423-X).
- Farias, J., Souza, F.B., Vieira, L.M., Almeida, A.C., 2020. On some Smitthinidae (Bryozoa, Cheilostomata) from Bahia, northeastern Brazil, with the description of a new species. *Mar. Biodivers.* 50 (5), 1–17. <https://doi.org/10.1007/s12526-020-01088-2>.
- Farrapica, C.M.R., 2011. The introduction of the bryozoan *Zoobotryon verticillatum* (Della Chiaje, 1822) in northeast of Brazil: a cause for concern. *Biol. Invasions* 13, 13–16.
- Farrapica, C.M.R., Tenório, D.O., do Amaral, F.D., 2011. Vessel biofouling as an inadvertent vector of benthic invertebrates occurring in Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 62 (4), 832–839. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.12.014>.
- Fehlauer-Ale, K.H., Winston, J.E., Tilbrook, K.J., Nascimento, K.B., Vieira, L.M., 2015. Identifying monophyletic groups within *Bugula* sensu lato (Bryozoa, Buguloidae). *Zool. Scr.* 44 (3), 334–347. <https://doi.org/10.1111/zsc.12103>.
- Ferrario, J., Caronni, S., Occhipinti-Ambrogi, A., Marchini, A., 2017. Role of commercial harbors and recreational marinas in the spread of non-indigenous fouling species. *Biofouling* 33 (8), 651–660. <https://doi.org/10.1080/08927014.2017.1351958>.
- Ferrario, J., Rosso, A., Marchini, A., Occhipinti-Ambrogi, A., 2018. Mediterranean non-indigenous bryozoans: an update and knowledge gaps. *Biodivers. Conserv.* 27, 2783–2794. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1566-24>.
- Ferreira, C.E.L., Gonçalves, J.E.A., Coutinho, R., 2006. Ship hulls and oil platforms as potential vectors to marine species introduction. *J. Coast. Res.* 1340–1345.
- Floerl, O., Inglis, G.J., 2005. Starting the invasion pathway: the interaction between source populations and human transport vectors. *Biol. Invasions* 7 (4), 589–606. <https://doi.org/10.1007/s10530-004-0952-8>.
- Floerl, O., Pool, T.K., Inglis, G.J., 2004. Positive interactions between non-indigenous species facilitate transport by human vectors. *Ecol. Appl.* 14, 1724–1736. <https://doi.org/10.1890/0893-5399>.
- Floerl, O., Inglis, G.J., Hayden, B.J., 2005. A risk-based predictive tool to prevent accidental introductions of nonindigenous marine species. *Environ. Manag.* 35 (6), 765–778. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0193-8>.
- Gartner, H.N., Murray, C.C., Frey, M.A., Nelson, J.C., Larson, K.J., Ruiz, G.M., Thieriault, T.W., 2016. Non-indigenous invertebrate species in the marine fouling communities of British Columbia, Canada. *Bioinv Rec* 5 (4), 205–212. <https://doi.org/10.3391/bir.2016.5.4.03>.
- Glasby, T.M., Connell, S.D., 2001. Orientation and position of substrata have large effects on epibiotic assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 214, 127–135. <https://doi.org/10.3354/meps214127>.
- Godwin, L.S., Eldredge, L.G., Gaut, K., 2004. The assessment of hull fouling as a mechanism for the introduction and dispersal of marine alien species in the main Hawaiian islands. *Bishop Mus. Tech. Rep.* 28, 1–122.
- Gordon, D.P., 2018. Bryozoans and biosecurity. In: Cook, P.L., Bock, P.E., Gordon, D.P., Weaver, H.J. (Eds.), *Australian Bryozoa, Biology, vol. 1. Ecology and Natural History*. CSIRO Publishing, Melbourne, pp. 71–90.
- Gordon, D.P., Mawatari, S.P., 1992. Atlas of marine-fouling Bryozoa of New Zealand ports and harbors. *Misc. Publ. NZ Oceanogr. Inst.* 97, 1–158.
- Gordon, D.P., Ramalho, L.V., Taylor, P.D., 2006. An unreported invasive bryozoan that can affect livelihoods – *Membraniporeps tubigerus* in New Zealand and Brazil. *B. Mar. Sci.* 78 (2), 331–342.
- Gordon, D.P., Hosie, A.M., Carter, M.C., 2008. Post-2000 detection of warm-water alien bryozoan species in New Zealand – the significance of recreational vessels. *Virginia Museum of Natural History, Special Publication* 15.
- Grange, K.R., Gordon, D.P., 2005. The Spread and Potential Impact of the Introduced Bryozoan *Biflustra grandicella*. National Institute of Water and Atmospheric Research.
- Harmelin, J.G., 2014. Alien bryozoans in the eastern Mediterranean Sea—new records from the coast of Lebanon. *Zootaxa* 3893 (3), 301–338. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3893.3.1>.
- Harmelin, J.G., Bitar, G., Zibrowius, H., 2009. Smitthinidae (Bryozoa, Cheilostomata) from coastal habitats of Lebanon (Mediterranean Sea), including new and non-indigenous species. *Zoosystema* 31 (1), 163–187. <https://doi.org/10.5252/z2009n1a9>.
- Harmelin, J.G., Vieira, L.M., Ostrovsky, A.N., Cáceres-chamizo, J.P., Sanner, J., 2012. *Scorpidinipora costulata* (Canu & Bassler, 1929) (Bryozoa, Cheilostomata), a taxonomic and biogeographic dilemma: complex of cryptic species or human-mediated cosmopolitan colonizer? *Zoosystema* 34, 123–138. <https://doi.org/10.5252/z2012n1a5>.
- Harmelin, J.G., Bitar, G., Zibrowius, H., 2016. High xenodiversity versus low native diversity in the south-eastern Mediterranean: bryozoans from the coastal zone of Lebanon. *Mediterr. Mar. Sci.* 17 (2), 417–439. <https://doi.org/10.12681/mms.1429>.
- Hewitt, C.L., 2002. The distribution and diversity of tropical Australian marine bioinvasions. *Pac. Sci.* 56, 213–222. <https://doi.org/10.1353/psc.2002.0016>.
- Hewitt, C.L., Campbell, M.L., Thresher, R.E., Martin, R.B., Boyd, S., Cohen, B., Currie, D.R., Gomon, M.F., Keough, M.J., Lewis, J.A., Lockett, M.M., Mays, N., McArthur, M.A., O'Hara, T.D., Poore, G.C.B., Ross, D.J., Storey, M.J., Watson, J.E., Wilson, R.S., 2004. Introduced and cryptogenic species in port Phillip bay, Victoria, Australia. *Mar. Biodivers.* 144(1): 183–202. <https://doi.org/10.1007/s00227-003-1173-x>.
- Hewitt, C.L., Gollasch, S., Minchin, D., 2009. The vessel as a vector: biofouling, ballast water and sediments. In: Rilov, G., Crooks, J.A. (Eds.), *Biological Invasions in Marine Ecosystems, Ecological Studies*, vol. 204. Springer-Verlag, Berlin, pp. 117–131.
- Hillebrand, H., 2004. Strength, slope and variability of marine latitudinal gradients. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 273, 251–267.
- Huisman, J.M., Jones, D.S., Wells, F.E., Burton, T., 2008. Introduced marine biota in Western Australian waters. *Rec. of the West Aust Mus.* 25, 1–44.
- Inglis, G., Gust, N., Fritledge, I., Floerl, O., Woods, C., Hayden, B., Fenwick, G., 2005. Gulf harbor marina – baseline survey for non-indigenous marine species. In: *Biosecurity New Zealand Technical Paper 2005/12*. Ministry of Agriculture and Forestry.
- Lacoursière-Roussel, A., Bock, D.G., Cristescu, M.E., Guichard, F., McKindsey, C.W., 2016. Effect of shipping traffic on biofouling invasion success at population and community levels. *Biol. Invasions* 18 (12), 3681–3695. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1258-3>.
- Lana, P.C., Marone, E., Lopes, R.M., Machado, E.C., 2001. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. In: Seeliger, U., Kjerve, B. (Eds.), *Coastal Marine Ecosystems of Latin America, Ecological Studies* 144. Springer, Berlin, pp. 13–145.
- Liu, X., 1992. On the genus *Membranipora* (Anasca: Cheilostomata: Bryozoa) from south Chinese seas. *Raffles Bull. Zool.* 40, 103–144.
- Lopes, R., Villac, M., 2009. Métodos. In: Lopes, R.M., Coradin, L., Pombó, V.B., Cunha, D. R. (Eds.), *Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil*. Ministério do Meio Ambiente - Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, pp. 19–28.
- Lopes, R.M.C., Pombó, L., Cunha, V.B., Rimoldi, D., 2009. Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil. Ministério do Meio Ambiente - Secretaria de Biodiversidade e Florestas.
- López-Gappa, J., Carranza, A., Gianuca, N.M., Scarabino, F., 2010. *Membraniporeps tubigerus*, an invasive bryozoan in sandy beaches of southern Brazil and Uruguay. *Biol. Invasions* 12 (5), 977–982. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9522-4>.
- López-Legentil, S., Legentil, M.L., Erwin, P.M., Turon, X., 2015. Harbor networks as introduction gateways: contrasting distribution patterns of native and introduced ascidians. *Biol. Invasions* 17 (6), 1623–1638. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0821-z>.
- Lord, J.P., Calini, J.M., Whitlatch, R.B., 2015. Influence of seawater temperature and shipping on the spread and establishment of marine fouling species. *Mar. Biol.* 162, 2481–2492. <https://doi.org/10.1007/s00227-015-2737-2>.
- Loxton, J., Wood, C.A., Bishop, J.D., Porter, J.S., Jones, M.S., Nall, C.R., 2017. Distribution of the invasive bryozoan *Schizoporella japonica* in Great Britain and Ireland and a review of its European distribution. *Biol. Invasions* 19 (8), 2225–2235. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1440-2>.
- Marchini, A., Ferrario, J., Minchin, D., 2015. Marinas may act as hubs for the spread of the pseudoindigenous bryozoan *Amathia verticillata* (Della Chiaje, 1822) and its associates. *Sci. Mar.* 79 (3), 355–365. <https://doi.org/10.3989/scimar.04238.03A>.
- Marcus, E., 1939. Bryozóarios marinhos brasileiros III. *Bol. Fac. Fil. Ci. Letras Univ. São Paulo Zool.* 2, 1–137.

- Marques, A.C., Kloh, A.S., Migotto, A.E., Cabral, A.C., Rigo, A.P.R., Bettim, A.L., Razzolini, E.L., Cascon, H.M., Bard, J., Kremer, L.P., Vieira, L.M., Bezerra, L.E.A., Haddad, M.A., Oliveira Filho, R.R., Gutierrez, S.M.M., Miranda, T.P., Franklin Jr., W., Rocha, R.M., 2013. Rapid assessment survey for exotic benthic species in the São Sebastião Channel, Brazil. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 41, 265–285.
- Marshall, D.J., Keough, M.J., 2003. Variation in the dispersal potential of non-feeding invertebrate larvae: the desperate larva hypothesis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 255, 145–153.
- McCann, L.D., Hitchcock, N.G., Winston, J.E., Ruiz, G.M., 2007. Non-native bryozoans in coastal embayments of the southern United States: new records for the western Atlantic. *Bull. Mar. Sci.* 80 (2), 319–342.
- McIntyre, C.M., Pappal, A.L., Bryant, J., Carlton, J.T., Cote, K., 2013. Report on the 2010 Rapid Assessment Survey of Marine Species at New England Floating Docks and Rocky Shores. Massachusetts Office of Coastal Zone Management.
- Migotto, A.E., Vieira, L.M., Winston, J.E., 2011. Bryozoa. In: Amaral, A.C.Z., Nallin, S.A. H. (Eds.), *Biodiversidade e ecossistemas bentônicos marinhos do litoral norte de São Paulo Sudeste do Brasil*. UNICAMP/IB, Campinas, pp. 265–272.
- Minchin, D., Floer, O., Savini, D., Occhipinti-Ambrogi, A., 2006. Small craft and the spread of exotic species. In: John, D., Davenport, J.L. (Eds.), *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*. Springer, Netherlands, pp. 99–118. <https://doi.org/10.1007/1-4020-4504-2>.
- Minchin, D., Cook, E.J., Clark, P.F., 2013. Alien species in British brackish and marine waters. *Aquat. Invasions* 8 (1), 3–19. <https://doi.org/10.3391/ai.2013.8.1.02>.
- Miranda, A.A., Almeida, A.C.S., Vieira, L.M., 2018. Non-native marine bryozoans (Bryozoa: Gymnolemata) in Brazilian waters: assessment, dispersal and impacts. *Mar. Pollut. Bull.* 130, 184–191. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.023>.
- Miranda, R.J., Nunes, J.A.C.C., Creed, J.C., Barros, F.C.R., Maciel, R.M., Santos, R.G., Lima, G.V., Pontes, A.V.F., Silva, L.G.F.C., Cordeiro, R.T., Sampaio, C.L.S., Pinto, T. K., Malhado, A.C.M., Ladle, R., Pereira, P.H.C., 2020. Brazil policy invites marine invasive species. *Science* 368 (6490), 48. <https://doi.org/10.1126/science.abb7255>.
- Molnar, J.L., Gamboa, R.L., Revenga, C., Spalding, M.D., 2008. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Front. Ecol. Environ.* 6, 485–492. <https://doi.org/10.1890/070604>.
- Murray, C.C., Pakhomov, E.A., Theriault, T.W., 2011. Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. *Divers. Distrib.* 17, 1161–1172. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00798.x>.
- Nascimento, K.B., Migotto, A.E., Fehlaue-Ale, K.H., 2021. Molecular data suggest the worldwide introduction of the bryozoan *Amathia verticillata* (Ctenostomata, Vesiculariidae). *Mar. Biol.* 168, 33. <https://doi.org/10.1007/s00227-021-03837-8>.
- Neves, C.S., Rocha, R.M., Pitombo, F.B., Roper, J.J., 2007. Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranaguá Bay, southern Brazil. *Biofouling* 23 (5), 319–330.
- Orecchio, F.T., Marques, A.C., Hajdu, E., Pitombo, F.B., Azevedo, F., Passos, F.D., Vieira, L.M., Stamps, S.N., Rocha, R.M., Dias, G.M., 2019. Exotic species dominate marinas between the two most populated regions in the southwestern Atlantic Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 146, 884–892. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.013>.
- Pederson, J.P., Bullock, R., Carlton, J., Dijkstra, J., Dobroski, N., 2005. Marine invaders in the northeast: rapid assessment survey of non-native and native marine species of floating dock communities. In: Report of the 3–9 August 2003 Survey. Technology, Massachusetts Institute of Technology.
- Piolo, R.F., Johnston, E.L., 2006. Differential tolerance to metals among populations of the introduced bryozoan *Bugula neritima*. *Mar. Biol.* 148 (5), 997–1010. <https://doi.org/10.1007/s00227-005-0156-5>.
- Ramallo, L.V., Muricy, G., Taylor, P.D., 2005. Taxonomy and distribution of *Bugula* (Bryozoa: Cheilostomata: Anasca) in Rio de Janeiro state, Brazil. In: Moyano, H., Cancino, J., Jackson, P.W. (Eds.), *Bryozoa Studies 2004: Proceedings of the Thirteenth International Bryozoan Association Conference*, Concepción, Chile. A. A. Balkema Publisher, New York, pp. 231–243.
- Ramallo, L.V., Muricy, G., Taylor, P.D., 2011. Taxonomic revision of some lepraliomorph cheilostome bryozoans (Bryozoa: Lepraliomorpha) from Rio de Janeiro State, Brazil. *J. Nat. Hist.* 45 (13–14), 767–798. <https://doi.org/10.1080/00222983.2010.535917>.
- Reinhardt, J.F., Osman, R.W., Whitlatch, R.B., 2012. A phenological mid-domain analysis of non-native and native species recruitment richness. *J. Ecosyst. Ecography* 2, 4–9. <https://doi.org/10.4172/2157-7625.1000118>.
- Ricciardi, A., 2016. Tracking marine alien species by ship movements. *Proc Natl Acad Sci* 113, 5470–5471. <https://doi.org/10.1073/pnas.1605152113>.
- Rocha, R.M., Vieira, L.M., Migotto, A.E., Amaral, A.C.Z., Ventura, C.R.R., Serejo, C.S., Pitombo, F.B., Santos, K.C., Simone, L.R.L., Tavares, M., Lopes, R.M., Pinheiro, U., Marques, A.C., 2013. The need of more rigorous assessments of marine species introductions: a counter example from the Brazilian coast. *Mar. Pollut. Bull.* 67 (1–2), 241–243. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.12.009>.
- Rosso, A., Sciuto, F., Sanfilippo, R., Spencer-Jones, M.E., 2017. The bryozoan genus *Arbucopsis* (Cheilostomata, Electridae) from the Indian Ocean, with description of a new species from off southwestern Thailand, Andaman Sea. *Zootaxa* 4282 (1), 95–110. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4282.1.5>.
- Ruiz, G.M., Carlton, J.T., Grosholz, E.D., Hines, A.H., 1997. Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. *Am. Zool.* 37, 621–632. <https://doi.org/10.1093/icb/37.6.621>.
- Sax, D.F., 2008. Latitudinal gradients and geographic ranges of exotic species: implications for biogeography. *J. Biogeogr.* 28, 139–150. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2001.00536.x>.
- Seebens, H., Gastner, M.T., Blasius, B., 2013. The risk of marine bioinvasion caused by global shipping. *Ecol. Lett.* 16 (6), 782–790. <https://doi.org/10.1111/ele.12111>.
- Shier, D.E., 1964. Marine bryozoa from northwest Florida. *Bull. Mar. Sci.* 14 (4), 603–662.
- Short, A.D., Klein, A.H.F. (Eds.), 2016. *Brazilian Beach Systems*, Vol. vol. 17. Springer International Publishing, Switzerland, p. 624p. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-30394-9>.
- Sokolover, N., Taylor, P.D., Ilan, M., 2016. Bryozoa from the Mediterranean coast of Israel. *Mediterr. Mar. Sci.* 17 (2), 440–458. <https://doi.org/10.12681/mms.1390>.
- Souto, J., Albuquerque, M., 2019. Diversity and community structure of Cheilostomata (Bryozoa) from the Hayes Fracture Zone, Mid-Atlantic ridge. *Deep-Sea Res. I Oceanogr. Res. Pap.* 147, 32–53. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2019.03.006>.
- Souto, J., Ramalhosa, P., Canning-Clode, J., 2018. Three non-indigenous species from Madeira harbors, including a new species of *Parasmittina* (Bryozoa). *Mar. Biodivers.* 48 (2), 977–986. <https://doi.org/10.1007/s12526-016-0592-0>.
- Spalding, M.D., Fox, H.E., Allen, G.R., Davidson, N., Ferdaña, Z.A., Finlayson, M., Halpern, B.S., Jorge, M.A., Lombana, A., Lourie, S.A., Martin, K.D., McManus, E., Molnar, J., Recchia, C.A., Robertson, J., 2007. Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *Bioscience* 57 (7), 573–583. <https://doi.org/10.1641/B570707>.
- Taylor, P.D., Tan, S., 2015. Cheilostome bryozoa from Penang and Langkawi, Malaysia. *European J. Taxon* 149, 1–34.
- Teixeira, L.M.P., Creed, J.C., 2020. A decade on: an updated assessment of the status of marine non-indigenous species in Brazil. *Aquat. Invasions* 15 (1), 30–43. <https://doi.org/10.3391/ai.2020.15.1.03>.
- Tilbrook, K.J., Vieira, L.M., 2012. *Scrupocellaria* (Bryozoa: Cheilostomata) from the Queensland coast, with the description of three new species. *Zootaxa* 3528, 29–48. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3528.1.2>.
- Tsiamis, K., Zenetos, A., Deriu, I., Gervasini, E., Cardoso, A.C., 2018. The native distribution range of the European marine non-indigenous species. *Aquat. Invasions* 13 (2), 187–198. <https://doi.org/10.3391/ai.2018.13.2.01>.
- Tyrrell, M.C., Byers, J.E., 2007. Do artificial substrate favor nonindigenous fouling species over native species? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 342 (1), 54–60. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.10.014>.
- Vieira, L.M., Migotto, A.E., 2015. *Membraniporopsis tubigera* (Osborn, 1940) (Bryozoa) on floating substrata: evidence of a dispersal mechanism in the western Atlantic. *Mar. Biodivers.* 45 (2), 155–156. <https://doi.org/10.1007/s12526-014-0260-1>.
- Vieira, L.M., Gordon, D.P., Correia, M.D., 2007. First record of a living ditaxiporine ctenicellid in the Atlantic, with a description of *Vasgryllia ovicellata* n. sp. (Bryozoa). *Zootaxa* 1582 (1), 49–58. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.1582.1.5>.
- Vieira, L.M., Migotto, A.E., Winston, J.E., 2008. Synopsis and annotated checklist of recent marine Bryozoa from Brazil. *Zootaxa* 1810 (1), 1–39. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.1810.1.1>.
- Vieira, L.M., Migotto, A.E., Winston, J.E., 2010. Shallow-water species of *Beania* Johnston, 1840 (Bryozoa, Cheilostomata) from the tropical and subtropical Western Atlantic. *Zootaxa* 2550 (1), 1–20. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.2550.1.1>.
- Vieira, L.M., Winston, J.E., Fehlaue-Ale, K.H., 2012. Nine new species of *Bugula* (Bryozoa: Cheilostomata) in Brazilian shallow waters. *PLoS One* 7, e40492. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040492>.
- Vieira, L.M., Spencer-Jones, M., Winston, J.E., 2013. Resurrection of the genus *Licorin* for *Scrupocellaria jolloisii* (Bryozoa) and related species, with documentation of *L. jolloisii* as a non-indigenous species in the western Atlantic. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 93 (7), 1911–1921. <https://doi.org/10.1017/S00253154130009301>.
- Vieira, L.M., Spencer-Jones, M.E., Winston, J.E., Migotto, A.E., Marques, A.C., 2014a. Evidence of polyphyly of the genus *Scrupocellaria* (Bryozoa: Candidae) based on a phylogenetic analysis of morphological characters. *PLoS One* 9 (4), e95296. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0095296>.
- Vieira, L.M., Migotto, A.E., Winston, J.E., 2014b. Ctenostomatous Bryozoa from São Paulo, Brazil, with descriptions of twelve new species. *Zootaxa* 3889 (4), 485–524. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3889.4.2>.
- Vieira, L.M., Spencer-Jones, M., Taylor, P.D., 2014c. The identity of the invasive fouling bryozoan *Watersipora subtorquata* (d'Orbigny) and some other congeneric species. *Zootaxa* 3857 (2), 151–182. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3857.2.1>.
- Vieira, L.M., Almeida, A.C.S., Winston, J.E., 2016. Taxonomy of intertidal cheilostome Bryozoa of Macaé, northeastern Brazil. Part 1: suborders Inovicellina, Malcostegina and Thalamoporellina. *Zootaxa* 4097 (1), 59–83. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4097.1.3>.
- Waeschenbach, A., Vieira, L.M., Reverter-Gil, O., Souto-Derungs, J., Nascimento, K.B., Fehlaue-Ale, K.H., 2015. A phylogeny of Vesiculariidae (Bryozoa, Ctenostomata) supports synonymization of three genera and reveals possible cryptic diversity. *Zool. Scr.* 44 (6), 667–683. <https://doi.org/10.1111/zsc.12130>.
- Watson, K., Zabinc, C.J., Bedinger, L., Diaz, M.C., Pearce, J.S., 2001. Biological invasions of estuaries without international shipping: the importance of intraregional transport. *Biodivers. Conserv.* 102, 143–153.
- Watts, P.C., Thorpe, J.P., Taylor, P.D., 1998. Natural and anthropogenic dispersal mechanisms in the marine environment: a study using cheilostome Bryozoa. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. Ser. B Biol. Sci.* 353 (1367), 453–464.
- Wells, C.D., Pappal, A.L., Cao, Y., Carlton, J.T., Currinjee, Z., Dijkstra, J.A., Edquist, S.K., Gittenberger, A., Goodnight, S., Grady, S.P., Green, L.A., Harris, L.G., Harris, L.H., Hobbs, N.V., Lambert, G., Marques, A., Mathieson, A.C., McCuller, M.I., Osborne, K., Pederson, J.A., Ros, M., Smith, J.P., Stefaniak, L.M., Stevens, A., 2014. Report on the 2013 Rapid Assessment Survey of Marine Species at New England Bays and Harbors. Massachusetts Office of Coastal Zone Management.
- Winston, J.E., 1995. Ectoproct diversity of the Indian River coastal lagoon. *Bull. Mar. Sci.* 57 (1), 84–93.

E.A. Xavier et al.

Marine Pollution Bulletin 167 (2021) 112310

Winston, J.E., Vieira, L.M., 2013. Systematics of interstitial encrusting bryozoans from southeastern Brazil. *Zootaxa* 3710 (2), 101–146. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3710.2.1>.

Winston, J.E., Gregory, M.R., Stevens, L.M., 1997. Encrusters, epibionts, and other biota associated with pelagic plastics: a review of biogeographical, environmental, and

conservation issues. In: Coe, J.M., Rogers, D.B. (Eds.), *Marine Debris*. Springer Series on Environmental Management. Springer, New York, pp. 81–97.

Wittenberg, R., Cock, M.J.W., 2001. Invasive alien species. In: *How to Address One of the Greatest Threats to Biodiversity: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices*. International, CAB.