



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

MICHELLY CORREIA DE FREITAS LIRA

AVALIAÇÃO DA COMUNIDADE EPIBENTÔNICA DE SUBSTRATOS
ARTIFICIAIS EM ESTRUTURAS DE PROTEÇÃO COSTEIRA E RECIFES DE
MEDIOLITORAL

Recife

2021

MICHELLY CORREIA DE FREITAS LIRA

AVALIAÇÃO DA COMUNIDADE EPIBENTÔNICA DE SUBSTRATOS
ARTIFICIAIS EM ESTRUTURAS DE PROTEÇÃO COSTEIRA E RECIFES DE
MEDIOLITORAL

Dissertação apresentada ao programa de Pós-
Graduação em Biologia Animal da
Universidade Federal de Pernambuco, como
requisito parcial para obtenção do título de
mestre em Biologia Animal.

Área de concentração: Biologia Animal

Orientador: Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos.

Recife

2021

Catálogo na fonte:
Bibliotecária Claudina Queiroz, CRB4/1752

Lira, Michelly Correia de Freitas

Avaliação da comunidade epibentônica de substratos artificiais em estruturas de proteção costeira e recifes de mediolitoral / Michelly Correia de Freitas Lira - 2021.

78 folhas: il., fig., tab.

Orientador: Paulo Jorge Parreira dos Santos

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal. Recife, 2021.

Inclui referências e apêndices.

1. Comunidade epibentônica 2. Recifes 3. Habitats artificiais
I. Santos, Paulo Jorge Parreira dos (Orientador) II. Título

577.77 CDD (22.ed.)

UFPE/CB-2021-221

MICHELLY CORREIA DE FREITAS LIRA

AVALIAÇÃO DA COMUNIDADE EPIBENTÔNICA DE SUBSTRATOS ARTIFICIAIS
EM ESTRUTURAS DE PROTEÇÃO COSTEIRA E RECIFES DE MEDIOLITORAL

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Biologia Animal.
Área de concentração: Biologia Animal

Aprovada em: 17/06/2021.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. André Morgado Esteves (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dra. Paula Braga Gomes (Examinador Interno)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dra. Ana Carolina Sousa de Almeida (Examinador Externo)
Universidade Federal da Bahia

Prof. Dr. Ulisses dos Santos Pinheiro (Examinador Suplente Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dra. Adriane Pereira Wandeness (Examinador Suplente Externo)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

À Luiza,
sinônimo de força, coragem e amor,
dedico.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Pernambuco e à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal por todo o auxílio durante o período de desenvolvimento desta dissertação.

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pela bolsa de mestrado.

Ao meu orientador, Prof. Paulo Santos, a quem serei eternamente grata pela confiança, dedicação e todo o suporte que recebi durante a elaboração desse trabalho. Obrigada pela paciência, por todos os ensinamentos e por me ajudar a contornar todas as adversidades e imprevistos que surgiram. Gratidão por ter me recebido em sua casa, apesar do momento pandêmico em que vivemos, por ter me ajudado com o trabalho de campo e, literalmente, ter retirado as pedras do meu caminho (obrigada pelas recordações divertidíssimas!).

Aos membros da Banca pela disponibilidade e contribuição. Especialmente ao Prof. André Esteves, pelas contribuições em Seminários 1 e 2.

Ao Prof. Gledson Fabiano pela disponibilidade e ajuda com as identificações das Ascidiacea, a Elielton Nascimento (que me recebeu com um sorriso largo, quando lhe pedi ajuda) e ao Prof. Ulisses Pinheiro, pelo suporte imprescindível nas identificações dos Porifera.

Aos meus pais, Edna e Eronildo, a quem devo cada átomo do meu ser. Obrigada pelo amor incondicional, dedicação e incentivo, sempre. Gratidão por não terem medidos esforços para que hoje eu possa continuar seguindo meus sonhos. Embora vocês não façam ideia do que eu faça na “escola” (palavras do meu pai), tenho certeza de que se orgulham de mim.

A Tarcísio Freitas, meu melhor amigo, meu abrigo, meu confidente, meu maior incentivador. Não conseguiria sem você. Obrigada pela parceria, por abdicar de alguns (muitos!) finais de semana, em prol dessa conquista que é tão minha, quanto sua. Obrigada por ter segurado a barra, por ter juntado os cacos, quantas vezes tenha sido necessário. Além disso, obrigada por ter me ajudado com minhas idas a campo e com minhas tabelas confusas. Te amo, sempre.

Agradeço a todos os integrantes do LABDIN (Laboratório de Dinâmica de Populações): Caroline Correia, Marina Siqueira, Edivaldo Junior, Nayra de Moura, Rebecka Tertuliano, Rayanne Oliveira, Bruna Oliveira, Fred Brainer, Larissa Bacelar, Vinícius Costa, e em especial, à Catarina Silva, Nídia Marinho e Ícaro Bernardo, pela disponibilidade e ajuda nos campos não

oficiais. À Elkenita Guedes por ter me enviado referências importantes e por ter me apresentado ao Prof. Dr. Gledson Fabiano. Gratidão a todos pelos momentos de descontração e por terem me recebido de braços abertos, espero ter conseguido retribuir o carinho.

À Profa. Bruna Bezerra, por ter me recebido com muito carinho em sua casa, por ter disponibilizado seus equipamentos de campo, fundamentais para o desenvolvimento dessa pesquisa, além dos muitos conselhos metodológicos e caronas.

Falando em caronas, obrigada a todos que também contribuíram, em algum momento, para o meu deslocamento a Serrambi-Recife e vice-versa: Paulo Santos, Tarcísio Freitas, Ioná Almeida, Dona Zenáide, Sr. Clemente e Dona Lourdes.

À Amanda Santos, a qual me concedeu estadia, quando mais precisei. Jamais esquecerei seu carinho e cuidado! Gratidão pela amizade e torcida!

Aos meus queridíssimos amigos, Gustavo e Igor pela parceria, incentivo e apoio. Igor, o que seria de mim, sem você? Obrigada pela ajuda atemporal, por ter sido meu Personal PPG desde o momento da minha inscrição. Vocês são parte dessa conquista.

Aos meus colegas da pós-graduação, em especial, a Hugo Rodrigo, por ter sido meu companheiro em muitos momentos difíceis, nós compartilhamos medos, sonhos e, agora, realizações (consequimos, migo!), e à Maria Clara, a qual tenho uma dívida quilométrica de brownies. Jamais esquecerei todas as vezes que você não soltou minha mão.

À Maria Estela pela participação ativa (torcida, sugestões, revisões) em muitos aspectos desse trabalho (e da minha vida). Obrigada por tanto, obrigada por tudo!

A todos da minha família, em especial, minha avó Luiza, meu irmão Edgleybson, meu sobrinho Wendel, minhas cunhadas Joana e Lila, e meus sogros, Sr. Zezo e Dona Neide.

As minhas amigas do peito, que acreditam em mim (mais que eu) e sempre torcem pelo meu sucesso: Amanda Pereira, Ioná Almeida, Ahyana Karen e Janaína Silva.

A todos os professores que contribuíram para minha formação, em especial, às queridíssimas Fernanda Amaral e Nara Freitas, por todo cuidado, carinho e conversas motivacionais.

À Maria José (in memoriam), minha mãe do coração, quero que saiba que sua boneca conseguiu dar mais um passo. Gostaria de poder lhe dar essa notícia pessoalmente. Sentimos sua falta.

A Deus e ao mar, pelas imensidades.

“Aprendi com o mar que
onda grande se atravessa
mergulhando”

Cristina Rioto

RESUMO

As pressões antrópicas exercidas nas zonas costeiras, somadas às alterações climáticas e ao aumento acelerado do nível do mar, resultam em perda de habitats naturais. Simultaneamente, o número de estruturas de proteção e defesa costeira vem aumentando consideravelmente, podendo se tornar o habitat dominante das regiões de mediolitoral. Assim, os objetivos deste trabalho foram: 1) identificar através de uma revisão bibliométrica, padrões de colonização de substratos artificiais e eventuais lacunas a serem preenchidas; e 2) caracterizar a comunidade epibentônica de substratos artificiais (blocos de rocha) de obras de engenharia de contenção dos efeitos da elevação do nível do mar e destes mesmos substratos artificiais encontrados sobre os recifes costeiros da praia de Serrambi, litoral sul de Pernambuco. A partir do levantamento bibliográfico nos bancos de dados científicos *Web of Science* e *Scopus*, aspectos qualitativos e quantitativos de 147 publicações foram analisadas. Os fatores tipos de substrato, tempo de colonização e profundidade repercutiram positiva ou negativamente na determinação de padrões de dominância dos grupos analisados, embora muitos dados e informações disponibilizados nas publicações não apresentarem formatos ou definições consistentes, não sendo facilmente comparáveis. Os padrões aqui apresentados, podem contribuir para definir direcionamentos quanto à implantação de futuros experimentos de colonização de substratos artificiais em habitats marinhos. Em campo, 45 substratos artificiais (granito também usado nas obras de engenharia) foram mapeados, medidos, fotografados (substrato e seu respectivo entorno) e alguns táxons epibentônicos coletados e identificados. No geral, os substratos apresentaram alta cobertura por macroalgas e áreas extensas não colonizadas, porém, quanto mais próximos do recife natural maior riqueza taxonômica foi observada. Nossos resultados também apontam que o fator que melhor explica a colonização dos substratos é a cobertura do seu entorno, desta forma, poucos organismos foram encontrados nos substratos que tiveram uma área sedimentar circundante muito extensa.

Palavras-chave: colonização; habitats artificiais; granito; engenharia costeira; Pernambuco.

ABSTRACT

The anthropogenic pressures exerted on coastal areas, added to climate change and the accelerated rise sea level, result in the loss of natural habitats. Simultaneously, the number of coastal defence structures has been increasing and may become the dominant habitat in the intertidal zones. This study aimed: 1) to identify, through a bibliometric review, patterns of colonization of artificial substrates and future challenges, and 2) characterize the epibenthic community of artificial substrates (rock blocks) from coastal defence structures and these same artificial substrates found on the coastal reefs of Serrambi beach, south coast of Pernambuco. From the bibliographic survey in the scientific databases Web of Science and Scopus, qualitative and quantitative aspects of 147 publications were analyzed. As a result, the factors type of substrate, colonization time and depth influenced positive or negative in determining the patterns of dominance of the analyzed groups, although many data and information available in publications do not present consistent formats or definitions, thus are not easily comparable. The patterns presented here may help to define directions for the implementation of future experiments on colonization of artificial substrates in marine habitats. In the field, 45 artificial substrates (granite also used in coastal defence structures) were mapped, measured, photographed (substrate and its surroundings) and some epibenthic taxa collected and identified. In general, the substrates showed high macroalgal coverage and extensive uncolonized areas, however, the nearness to natural reef enhanced the taxonomic richness. Our results also indicate that the coverage of the substrate surroundings is determinant of their richness, thus, few organisms were found on substrates that had a very extensive surrounding sedimentary area.

Keywords: colonization; artificial habitats; granite; coastal engineering; Pernambuco.

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1 – COLONIZAÇÃO EM SUBSTRATOS ARTIFICIAIS MARINHOS: UMA ABORDAGEM BIBLIOMÉTRICA E REVISÃO DA LITERATURA

Figura 1 – Fluxograma metodológico aplicado à definição do conjunto de dados, extração e análise das informações. Baseado no modelo PRISMA (<i>Preferred Reporting Items for Systematic Reviews</i>) de Moher et al. 2010.....	20
Figura 2 – Análise do padrão bibliométrico. Número de publicações e autores dos artigos entre 1975 e 2020.....	25
Figura 3 – Análise do padrão bibliométrico. A: Relação entre o número de publicações e CiteScore (Scopus) dos periódicos entre 1975 e 2020; B: Distribuição temporal do CiteScore das publicações entre 1975 e 2020.....	26
Figura 4 – Tema geral de pesquisa dos estudos selecionados.....	27
Figura 5 – Percentual de tipos de substratos artificiais utilizados dos periódicos entre 1975 e 2020. P: Plástico; CC: Concreto e Cimento; Met: Metais; R: Rocha; PS: Plásticos Soft; CT: Cerâmica e Tijolo; Mad: Madeira; VFV: Vidro e Fibra de Vidro; Mix: Substratos Mistos.....	28

ARTIGO 2 – AVALIAÇÃO DA COMUNIDADE EPIBENTÔNICA DE SUBSTRATOS ARTIFICIAIS EM ESTRUTURAS DE PROTEÇÃO COSTEIRA E RECIFES DE MEDIOLITORAL

Figura 1 – Localização das áreas de amostragem dos substratos na Praia de Serrambi-Pernambuco. C: obra de contenção e proteção costeira; RC: obra de contenção e proteção costeira em contato com o recife; R: porção do recife estudada.....	40
Figura 2 – Medições dos substratos artificiais encontrados sobre os recifes costeiros da praia de Serrambi-PE. A: tamanho; B: altura.....	42
Figura 3 – Frequências dos táxons presentes no entorno e no substrato, com base no percentual de cobertura de todos os substratos somados.....	45

Figura 4 –	Ordenação MDS do percentual de cobertura dos substratos para location: porção do recife estudo (triângulo verde), obra de contenção e proteção costeira (triângulo invertido azul) e obra de contenção e obra de contenção e proteção costeira em contato com o recife (quadrado azul).....	47
Figura 5 –	Ordenação MDS do percentual do entorno dos substratos para location: porção do recife estudo (triângulo verde), obra de contenção e proteção costeira (triângulo invertido azul) e obra de contenção e obra de contenção e proteção costeira em contato com o recife (quadrado azul).....	48
Figura 6 –	Valores médios dos índices ecológicos de Riqueza de táxons (S), Diversidade de Shannon-Wiener (H') e Equitabilidade (J') do percentual de cobertura dos substratos e entorno. R: porção do recife estudada; C. obra de contenção e proteção costeira; RC: obra de contenção e proteção costeira em contato com o recife.....	49
Figura 7 –	Variação da temperatura de quatro substratos ao longo de um gradiente de 60 minutos. G1: granito de menor volume; G2: granito de maior volume; R1: fragmento de recife de menor volume; R2: fragmento de recife de maior volume.....	50

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1 – COLONIZAÇÃO EM SUBSTRATOS ARTIFICIAIS MARINHOS: UMA ABORDAGEM BIBLIOMÉTRICA E REVISÃO DA LITERATURA

Tabela 1 –	Categorias da variável tipo de substrato e respectivos substratos indicados nas referências. CC: Concreto e Cimento; CT: Cerâmica e Tijolo; Met: Metais; Mad: Madeira; P: Plástico; PS :Plásticos Soft; R: Rocha; VFV: Vidro e Fibra de Vidro; Mix: Substratos Mistos.	22
Tabela 2 –	Resultados da análise multifatorial PERMANOVA para o fator substrato quanto ao grupo dominante. Df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: Quadrado médio.....	30
Tabela 3 –	Resultados da análise multifatorial PERMANOVA para o fator profundidade quanto ao grupo dominante. Df= Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: Quadrado médio.....	30
Tabela 4 –	Resultados da análise multifatorial PERMANOVA para o fator tempo de colonização quanto ao grupo dominante. Df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: Quadrado médio.....	30

ARTIGO 2 – AVALIAÇÃO DA COMUNIDADE EPIBENTÔNICA DE SUBSTRATOS ARTIFICIAIS EM ESTRUTURAS DE PROTEÇÃO COSTEIRA E RECIFES DE MEDIOLITORAL

Tabela 1 –	Valores médios ($\pm$ desvio padrão) de tamanho e altura dos 45 substratos analisados por área. Valores em cm. C: obra de contenção e proteção costeira; RC: obra de contenção e proteção costeira em contato com o recife; R: porção do recife estudada.....	43
Tabela 2 –	Presença (+) e ausência (-) dos táxons nos substratos. C: obra de contenção e proteção costeira; RC: obra de contenção e proteção costeira em contato com o recife; R: porção do recife estudada; nd: não definido.....	44
Tabela 3 –	Resultados da análise multifatorial PERMANOVA para o percentual de cobertura da comunidade epibentônica no substrato quanto ao fator	

	location. Df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: Quadrado médio.....	46
Tabela 4 –	Resultados da análise multifatorial PERMANOVA para o percentual de cobertura da comunidade epibentônica do entorno quanto ao fator location. Df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: Quadrado médio.....	46
Tabela 5 –	Resultados da análise multifatorial PERMANOVA para o percentual de cobertura da comunidade epibentônica no substrato quanto ao fator level. Df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: Quadrado médio.....	48
Tabela 6 –	Resultados da análise multifatorial PERMANOVA para o percentual de cobertura da comunidade epibentônica no substrato quanto ao fator size. Df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: Quadrado médio.....	48

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	15
2	ARTIGO 1 – COLONIZAÇÃO EM SUBSTRATOS ARTIFICIAIS MARINHOS: UMA ABORDAGEM BIBLIOMÉTRICA E REVISÃO DA LITERATURA.....	17
3	ARTIGO 2 – AVALIAÇÃO DA COMUNIDADE EPIBENTÔNICA DE SUBSTRATOS ARTIFICIAIS EM ESTRUTURAS DE PROTEÇÃO COSTEIRA E RECIFES DE MEDIOLITORAL.....	38
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	55
	REFERÊNCIAS.....	56
	APÊNDICE A – Tabela de contingência: fator tipo de substrato.....	76
	APÊNDICE B – Tabela de contingência: fator profundidade.....	77
	APÊNDICE C – Tabela de contingência: fator tempo de colonização.....	78

1 INTRODUÇÃO GERAL

A zona costeira conecta os ecossistemas marinhos e terrestres. Processos costeiros (e. g. processos hidrológicos, transporte de nutrientes e sedimentos) e sistemas naturais (e. g. recifes, estuários, leitos de algas marinhas) fornecem uma diversidade de bens e serviços (e. g. recursos pesqueiros, proteção contra tempestades, espaços de turismo e lazer), que resultam na concentração da ocupação humana nas zonas litorâneas (CROSSLAND et al., 2005). Estima-se que mais de 40% da população mundial e 60% da população das maiores cidades do mundo esteja situada em até 100 km da costa (TIBBETTS, 2002), com projeções de aumento, especialmente, nos trópicos (NICHOLLS et al., 2007).

A urbanização destes ambientes tem favorecido um cenário de mudanças climáticas e o agravamento da erosão costeira (FIRTH et al., 2013). Nessa perspectiva, a adição de estruturas artificiais é uma das principais consequências do desenvolvimento urbano, resultando em intensas modificações nas paisagens costeiras. Essas estruturas formam novos habitat consolidados marinhos que favorece a colonização de invertebrados bentônicos (CASEY; KENDALL, 1996).

A ocupação bentônica ocorre através do processo de assentamento, onde uma larva denominada de “competente”, busca um substrato adequado, nele se estabelece e se metamorfoseia em sua forma pré-juvenil, que mais tarde, transita para um estágio juvenil bentônico, processo que recebe o nome de recrutamento (JENKINS et al. 2005; DA GAMA; PEREIRA; COUTINHO, 2009). No geral, a distribuição e abundância de colonos e recrutas depende de uma combinação adequada de variáveis físicas, químicas e biológicas (CARLTON, 1996).

Os primeiros estudos que buscaram identificar os efeitos da implantação das estruturas artificiais na paisagem natural, apontam, em consenso, que os substratos implantados diferem dos substratos naturais embora sejam capazes de suportar diferentes comunidades (ver BACCHIOCCHI; AIROLDI, 2003; MOSCHELLA et al., 2005). Os estudos subsequentes buscaram, principalmente, estabelecer a dependência/relação entre a estrutura da comunidade e as variáveis físico-químicas como variações de salinidade, temperatura, sedimentação, concentração de matéria orgânica, ou ainda de variáveis biológicas como competição/predação (RUITTON; FRANCOUR; BOUDOURESQUE, 2000; KIM; MICHELI; 2013), ou mesmo uma combinação e/ou interação dessas variáveis.

No Brasil, as intervenções costeiras mais facilmente encontradas, são aquelas realizadas sobre sedimentos arenosos (TESSLER; GOYA, 2005). Até o momento, poucas pesquisas foram realizadas em estruturas artificiais. Boa parte dos estudos que se propuseram a compreender os processos de colonização (recrutamento, seleção e/ou sucessão) em estruturas artificiais, foram realizados nas regiões Sul e Sudeste, e se concentram, principalmente, em avaliar a distribuição vertical de organismos (MASI; MACEDO; ZALMON, 2009).

Para a região Nordeste, e em especial, Pernambuco, onde há uma forte intervenção pública que evidencia a vulnerabilidade litorânea do estado (MANSO et al., 2006), os poucos estudos existentes, se concentram, principalmente, em avaliar processos de colonização em áreas portuárias (NEVES; MUEHE, 2008; XAVIER, ALMEIDA; VIEIRA, 2021) e levantar a biodiversidade bentônica de recifes artificiais submersos do tipo naufrágios (LIRA et al., 2010).

Diante disso, este estudo objetivou identificar, através de uma revisão bibliométrica, padrões de colonização de substratos artificiais, lacunas a serem preenchidas e os desafios futuros em torno desse tema, e, caracterizar a comunidade epibentônica de substratos artificiais de obras de engenharia de proteção costeira que utilizam blocos de rocha e destes mesmos substratos artificiais encontrados sobre os recifes costeiros da praia de Serrambi/Pernambuco.

Esta dissertação está apresentada em formato de artigo, que serão submetidos a periódicos científicos. Entretanto regras usuais de formatação foram flexibilizadas para facilitar a leitura: figuras e tabelas foram inseridas no corpo do texto e o resumo foi suprimido para evitar repetições com o resumo da dissertação. O primeiro artigo reúne informações gerais e referências importantes relacionadas à colonização de substratos artificiais em ambientes marinhos, e o segundo artigo trata de caracterização da comunidade epibentônica de substratos artificiais em estruturas de proteção costeira e recifes de mediolitoral.

2 ARTIGO 1 – COLONIZAÇÃO EM SUBSTRATOS ARTIFICIAIS MARINHOS: UMA ABORDAGEM BIBLIOMÉTRICA E REVISÃO DA LITERATURA

2.1 INTRODUÇÃO

A expansão urbana tem sido apontada como uma das maiores ameaças aos sistemas marinhos costeiros (FIRTH et al., 2013; DUARTE, 2014). A adição de substratos artificiais (planejados e não planejados) tem sido uma das consequências mais notáveis dessa ocupação das linhas litorâneas (BISHOP et al., 2017). Embora possuam papéis ambientais e impactos diferentes, essas estruturas artificiais costumam modificar fortemente as paisagens naturais.

Estruturas artificiais com objetivo de prevenir ou minimizar a erosão costeira são normalmente construídas sobre sedimentos moles e sua implantação costuma objetivar unicamente a proteção e defesa costeira (e. g. quebra-mares, molhes, paredões, diques) (BACCHIOCCHI; AIROLDI, 2003; FIRTH et al., 2013). A introdução dessas estruturas vem aumentando consideravelmente ao longo dos anos, em decorrência, sobretudo, da perda de habitats naturais (BULLERI; CHAPMAN, 2010), podendo se tornar o habitat dominante das zonas entremarés e submarés rasa (CHAPMAN; BULLERI, 2003; AIROLDI et al., 2005; AIROLDI; BECK, 2007) caso as previsões de elevação do nível do mar e do aumento da frequência de tempestades se concretizem (CAZENAVE et al., 2014; KOPP et al., 2014). Apesar disso, a adição desses novos habitats pode favorecer a ocupação bentônica, embora termos informações limitadas na literatura sobre como os organismos marinhos respondem a essas estruturas (FIRTH et al. 2013).

Estruturas artificiais subaquáticas construídas pelo homem também são inseridas nos ambientes marinhos, mas diferentemente das estruturas de proteção e defesa costeira, sua implantação objetiva simular as funções de um recife natural, tais como oferta de substrato, proteção, concentração de organismos marinhos e aumento da homogeneização biótica (SIMON; JOYEUX; PINHEIRO, 2013; DAFFORN et al., 2015). Os recifes artificiais têm atraído cada vez mais atenção como uma ferramenta para a restauração do habitat e aumento dos recursos pesqueiros (SHIN et al., 2014). Muitas embarcações afundadas, propositalmente ou não (JIMENEZ et al., 2017), também funcionam como recifes artificiais e além de contribuírem com as funções ecológicas já destacadas, impulsionam o mercado do turismo subaquático (DIXON; SCURA; VAN'T HOF, 1993; STOLK; MARKWELL; JENKINS, 2007).

De uma maneira geral, quando um substrato é exposto ao mar suas superfícies são frequentemente são colonizadas através do processo de assentamento, onde uma larva denominada “competente”, busca um substrato adequado, nele se estabelece e se metamorfoseia em sua forma pré-juvenil, que mais tarde, transita para um estágio juvenil bentônico (recrutamento) (JENKINS et al. 2005; DA GAMA; PEREIRA; COUTINHO, 2009). Usualmente, a distribuição e abundância de colonos e recrutas podem ser determinadas por vários mecanismos ecológicos, incluindo a predação, o suprimento larval e a competição por espaço (GROSHOLZ, 2002; MORGAN; FISHER; MACE, 2009; CLAAR; EDWARDS; STACHOWICZ, 2011).

Os primeiros trabalhos envolvendo a introdução de substratos artificiais em ambientes marinhos foi estudada inicialmente a fim de aferir a extensão das modificações geradas e a eficácia das estruturas em mimetizar as condições fornecidas por substratos naturais (JACOBI; LANGEVIN, 1996). As primeiras indicações sugerem que as diferenças físicas entre os substratos naturais e artificiais podem afetar a cobertura da biota local e a composição das comunidades adjacentes, no que se refere, por exemplo, à disponibilidade de recursos (DAFFORN et al., 2015; BISHOP et al. 2017). Além disso, substratos artificiais são conhecidos por serem mais suscetíveis à invasão biótica (FIRTH et al., 2013) e potencialmente promoverem a contaminação das comunidades ecológicas (DUGAN et al., 2011; DAFFORN et al., 2015).

Em contrapartida, a implantação dessas estruturas artificiais pode ampliar a disponibilidade de habitat, de refúgio e da oferta de nutrientes, propiciando o desenvolvimento dos níveis tróficos superiores (BACCHIOCCHI; AIROLDI, 2003). Devido à facilidade em sua manipulação e/ou acompanhamento, ao longo do tempo, substratos artificiais têm sido amplamente utilizados como ferramenta em estudos científicos para analisar os processos de recrutamento, colonização e sucessão de organismos (PERKOL-FINKEL; BENEYAHU, 2005). Nos últimos anos, a colonização de substratos artificiais vem sendo abordada, embora não diretamente, em estudos de meta-análise sobre o uso, gestão e/ou desempenho de recifes artificiais (BAINE, 2001; FEARY; BURT; BARTHOLOMEW, 2011) e obras de proteção e defesa costeira (FIRTH et al., 2014). As revisões da literatura desempenham um papel essencial na pesquisa acadêmica.

A Bibliometria é o estudo quantitativo de unidades físicas publicadas (BROADUS, 1987). Os métodos bibliométricos são usados para mapear as produções científicas publicadas: medir índices de produção e disseminação do conhecimento, acompanhar o desenvolvimento de diversas áreas científicas e os padrões de autoria, publicação e uso dos resultados de investigação (ELLEGAARD; WALLIN, 2015). O uso das técnicas bibliométricas tem atingido,

gradativamente, maior popularidade, podendo ainda ser utilizada de forma integrativa com outras metodologias a fim de obter maiores informações acerca de padrões de publicações, tanto em escalas pequenas quanto em escalas globais (EDWARDS et al. 2010).

Desta forma, reunimos informações gerais e referências relacionadas à colonização de substratos artificiais em ambientes marinhos, através de uma revisão bibliométrica, tendo como objetivo identificar, através da análise dos dados obtidos na literatura, padrões de colonização quanto aos grupos dominantes, e eventuais lacunas a serem preenchidas.

2.2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1 Coleta de dados

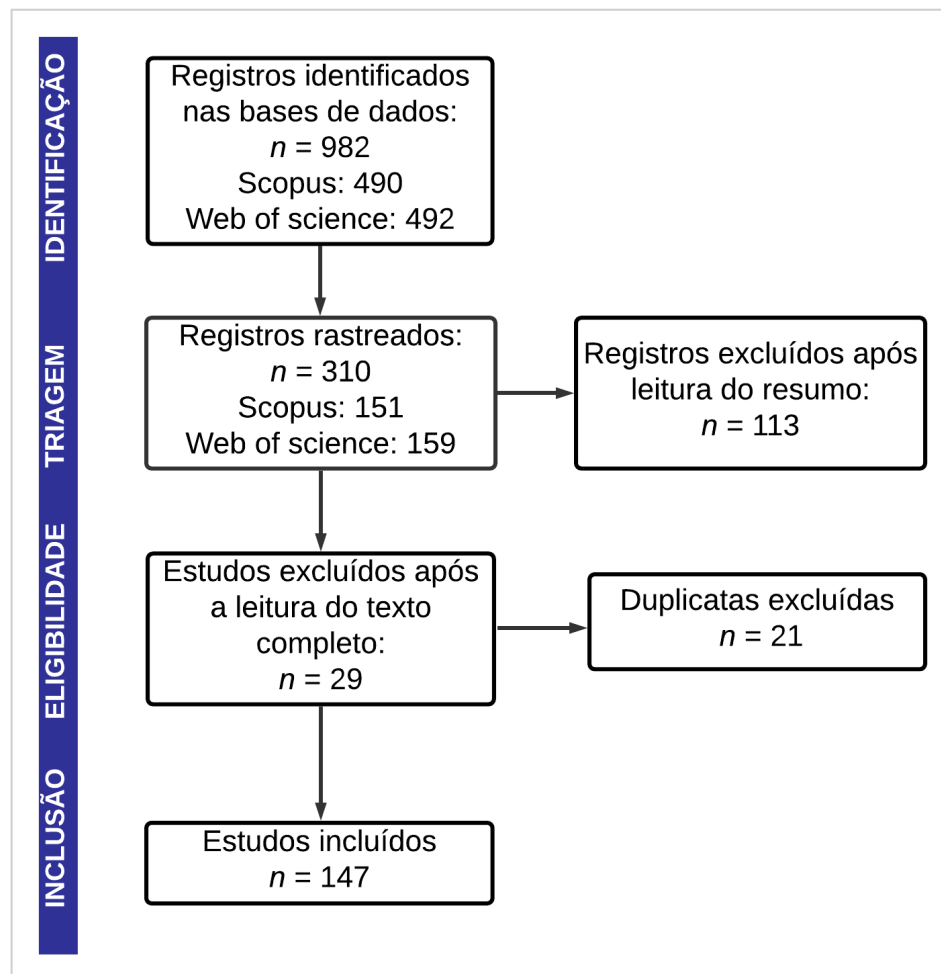
Uma revisão de literatura foi realizada com base em artigos publicados disponíveis nos bancos de dados científicos *Web of Science* e *Scopus*. Esses bancos de dados são comumente explorados em análises bibliométricas e foram selecionados por possuírem ferramentas de pesquisas que restringem ou certificam melhor os resultados, quanto à sua qualidade, quando comparados a outros bancos. As pesquisas foram realizadas entre março e maio de 2020, com a cadeia de pesquisa '*artificial substrates**' and '*colonization**' (título, resumo, palavras-chave), em todos os anos até 2019. Os critérios de exclusão foram aplicados a artigos de habitats terrestres ou puramente de água doce, literatura cinza (artigos que não foram revisados por pares) e duplicidade (artigos que apareceram simultaneamente em mais de uma base de dados). O fluxograma metodológico completo, contendo as etapas de definição do conjunto de dados, extração e análise das informações pode ser observado na Figura 1.

Após a aplicação dos critérios de exclusão, permaneceram 147 publicações. A coleta de dados foi organizada em torno de dois pilares principais: (1) as características gerais dos artigos; (2) as variáveis metodológicas utilizadas; a fim de extrair os seguintes dados:

- 1a) Título do artigo;
- 1b) Ano de publicação;
- 1c) Revista;
- 1d) Número de autores;
- 1e) Número de instituições participantes;
- 1f) Tema principal;
- 2a) Localização da área de estudo;
- 2b) Tipo de habitat analisado;

- 2c) Distância da costa;
- 2d) Temperatura;
- 2e) Salinidade;
- 2f) Tipo de substrato;
- 2g) Fixação dos substratos (fixo, móvel/flutuante ou ambos);
- 2h) Orientação dos substratos (horizontal, vertical, ambos);
- 2i) Faixa de profundidade;
- 2j) Distância entre as réplicas;
- 2k) Tempo de colonização;
- 2l) Grupo focal;
- 2m) Grupo dominante.

Figura 1 — Fluxograma metodológico aplicado à definição do conjunto de dados, extração e análise das informações. Baseado no modelo PRISMA (*Preferred Reporting Items for Systematic Reviews*) de Moher et al., 2010.



Fonte: A autora (2021).

2.2.2 Tratamento prévio dos dados

Buscando identificar e compreender possíveis relações existentes entre os grupos dominantes e a natureza dos substratos, a profundidade em que foram encontrados e o tempo de colonização, foi necessário realizar uma categorização de tais variáveis, em decorrência da obtenção de múltiplas informações para cada categoria. A variável “Tipo de substrato” foi subdividida levando em consideração as similaridades entre as características químicas e físicas dos materiais, resultando nas seguintes categorias: Concreto e Cimento (CC), Cerâmica e Tijolo (CT), Metais (Met), Madeira (Mad), Substratos Mistos (Mix), Plástico (P), Plásticos *Soft* (PS), Rocha (R) e Vidro e Fibra de Vidro (VfV) (Tabela 1).

A variável “Profundidade” (0 a 1500 m) foi subdividida em três níveis: Raso (<1 m), Intermediário (1 a 20 m), e Fundo (> 20 m). A variável “Tempo de Colonização” (3 dias a 86 anos), também foi subdividida em três níveis: Curta duração (Até 3 meses), Média duração (> 3 meses a 1 ano), e Longa duração (> 1 ano). Com relação aos critérios para subdividir “Grupo dominante” foram considerados os grandes grupos zoológicos bentônicos marinhos mais Algae, estabelecidos na literatura e a relação deles com o substrato: Porifera, Actiniaria, Alcyonacea, Hydrozoa, Scleractinia, Nematoda, Polychaeta, Bivalvia, outros Mollusca (sedentários ou vágéis), Cirripedia, outros Crustacea (sedentários ou vágéis), Bryozoa, Echinodermata, Ascidiacea e, ainda, Algae.

Posteriormente, os dados foram filtrados e apenas as publicações que continham as quatro informações foram selecionadas para análise estatística, totalizando $n = 90$. Cada cadeia de informação foi uniformizada, de maneira que para cada subcategoria apenas uma informação estivesse sinalizada, isto é, para cada tipo de substrato, haveria uma única informação de profundidade, uma única informação de tempo de colonização e um único grupo dominante. Deste modo, para os casos em que houvesse mais de uma informação para uma determinada variável, as informações anteriores eram repetidas na linha seguinte e tratadas como uma nova cadeia de informação. Por exemplo, consideremos que o artigo 1 utilizou dois tipos de substratos em duas profundidades diferentes, mas com o mesmo tempo de colonização e obtendo apenas um grupo dominante, teríamos como resultado quatro cadeias de informação, nomeadas utilizando o sistema alfanumérico: 1a (substrato 1 + profundidade 1 + tempo de colonização + grupo dominante), 1b (substrato 1 + profundidade 2 + tempo de colonização + grupo dominante), 1c (substrato 2 + profundidade 1 + tempo de colonização + grupo dominante) e 1d (substrato 2 + profundidade 2 + tempo de colonização + grupo dominante).

Tabela 1 – Categorias da variável tipo de substrato e respectivos substratos indicados nas referências. CC: Concreto e Cimento; CT: Cerâmica e Tijolo; Met: Metais; Mad: Madeira; P: Plástico; PS :Plásticos *Soft*; R: Rocha; VFV: Vidro e Fibra de Vidro; Mix: Substratos Mistos.

Categorias	Substrato utilizado	Referência
CC	painel de concreto	Siddik et al., 2018.
	bloco ou pilar de concreto	Bombace et al., 1994.
	pilar de concreto	Qvarfordt; Kautsky & Malm, 2006.
	painel de cimento	Antoniadou; Voultsiadou & Chintiroglou, 2010.
CT	telha de cerâmica	Mohsin et al., 2019.
	painel de cerâmica	Mallela; Milne & Martinez-Escobar, 2017.
	bloco de tijolo	Riera et al., 2018.
Met	painel de aço	Siddik et al., 2018.
	painel de alumínio	Anderson & Underwood, 1994.
	casco de embarcação	Balazy; Copeland & Sokołowski, 2019.
	cavaletes de oleoduto	Jebarathanam et al., 2019.
	plataformas de petróleo ou gás	Krone et al., 2017; Van der Stap et al., 2016.
Mad	estaca de ferro	Manriquez et al., 2014.
	painel de madeira	Satheesh & Godwin Wesley, 2008.
	estaca de madeira	Connell & Glasby, 1999.
	embarcação de madeira	Genzano; Meretta & Bremec, 2018.
	galhos de árvores	Bersosa Hernández & Angelini, 2019.
P	painéis plásticos: PVC, PET, HDPE, PC, PFA e outros.	Becker, 1993; Brown, 2005; Li et al., 2016.

PS	painel ou disco de acrílico	Hurlbut, 1991; Navarrete et al., 2019.
	cesta plástica	Murtaugh & Hernández, 2014.
	pneu	Chapman & Clynick, 2006.
	isopor	Tyrrell & Byers, 2007.
	borracha	Azevedo; Carloni & Carvalheira, 2006.
	cordas, cabos ou fibras sintéticas	Chagas & Cavalcanti, 2017.
	embalagens plásticas	Ye & Andrady, 1991.
	almofada de malha	Rule & Smith, 2005.
	escova ou esfregão de nylon	Atilla; Fleeger & Finelli, 2005.
	grama sintética	Barroso et al., 2018.
R	esponja plástica	Kelly & Metaxas, 2008.
	painéis: granito, gabro, calcário, arenito ou mármore	Burt et al., 2009a; Guarnieri et al., 2009; Cangussu et al., 2010.
VFV	blocos ou fragmentos: granito, seixo, xisto, basalto, calcário ou ardósia	Vaz-Pinto et al., 2013; Sempere-Valverde et al., 2018; Balazy & Kuklinski, 2017.
	painel de vidro	Ramadan; Kheirallah & Abdel-Salam, 2006.
	pontões de fibra de vidro	Connell, 1999.
Mix	painel de cimento, areia e gesso com fragmentos de corais	Muhammad Fai; Shahbudin & Mukai, 2017.
	Painel de concreto com fragmentos de conchas	Hanlon; Firth & Knights, 2018.

Fonte: A autora (2021).

2.2.3 Análise dos dados

A análise PERMANOVA (ANDERSON, 2001; MCARDLE; ANDERSON, 2001) foi utilizada para verificar a existência de diferenças significativas entre os tipos de substratos, profundidade ou tempo de colonização quanto ao grupo dominante. Para cada análise foram obtidas matrizes de similaridades pelo índice de Bray-Curtis. Comparações pareadas a posteriori foram realizadas quando houve indicação de diferenças significativas. O teste de Qui-quadrado (ZAR, 1996) foi utilizado para avaliar diferenças na frequência dos grupos dominantes entre níveis dos fatores: tipos de substrato, profundidade e tempo de colonização.

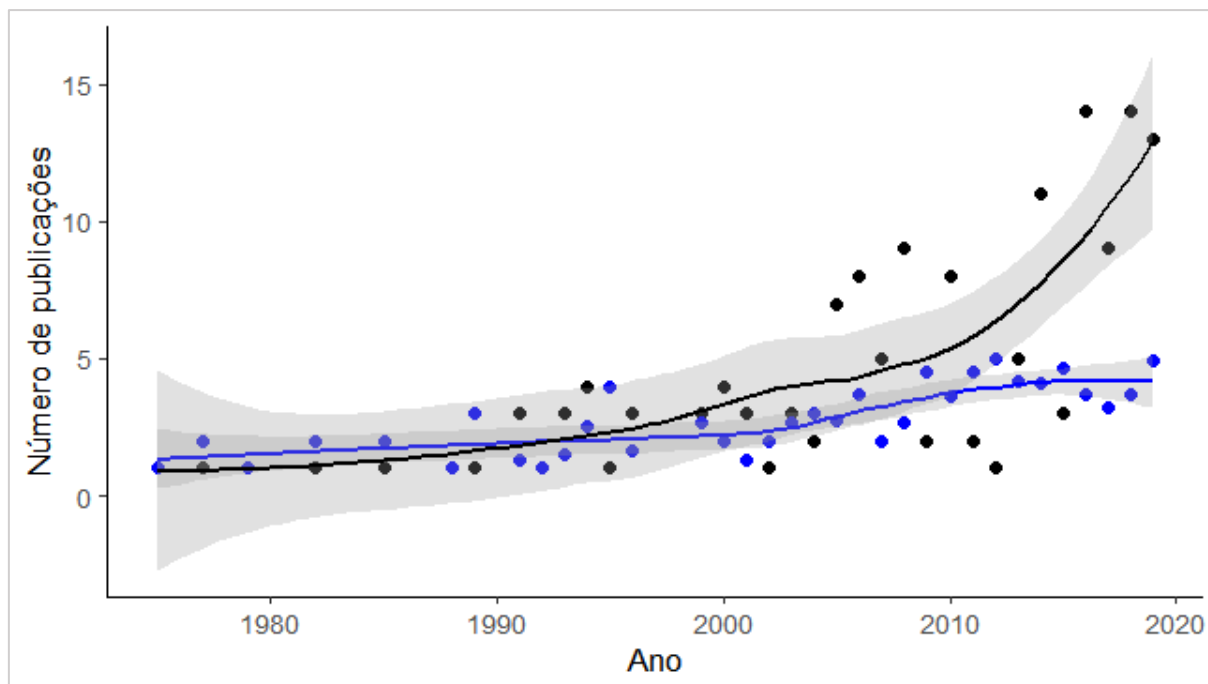
As análises multivariadas foram realizadas com o programa PRIMER v.6 + PERMANOVA. O teste Qui-quadrado foi calculado utilizando as ferramentas disponíveis no Microsoft Excel®, a partir de tabelas de contingência para cada fator. Para todas as análises foi adotado o nível de significância de 5%.

2.3 RESULTADOS

2.3.1. Características gerais bibliométricas

As 147 publicações incluídas nesta análise foram publicadas entre 1975 e 2019, possuem distribuição temporal irregular, com algumas períodos de lacunas em publicações, principalmente entre as décadas de 80 e 90. Entretanto, observando a Figura 2, é possível notar uma tendência de aumento exponencial ao longo dos anos, tanto no volume de publicações, quanto no número de autores por artigo. Essa tendência crescente indica que a temática envolvendo substratos artificiais têm sido alvo de interesse crescente por parte da comunidade científica ao longo dos anos.

Figura 2 — Análise do padrão bibliométrico. Número de publicações e autores dos artigos entre 1975 e 2020.

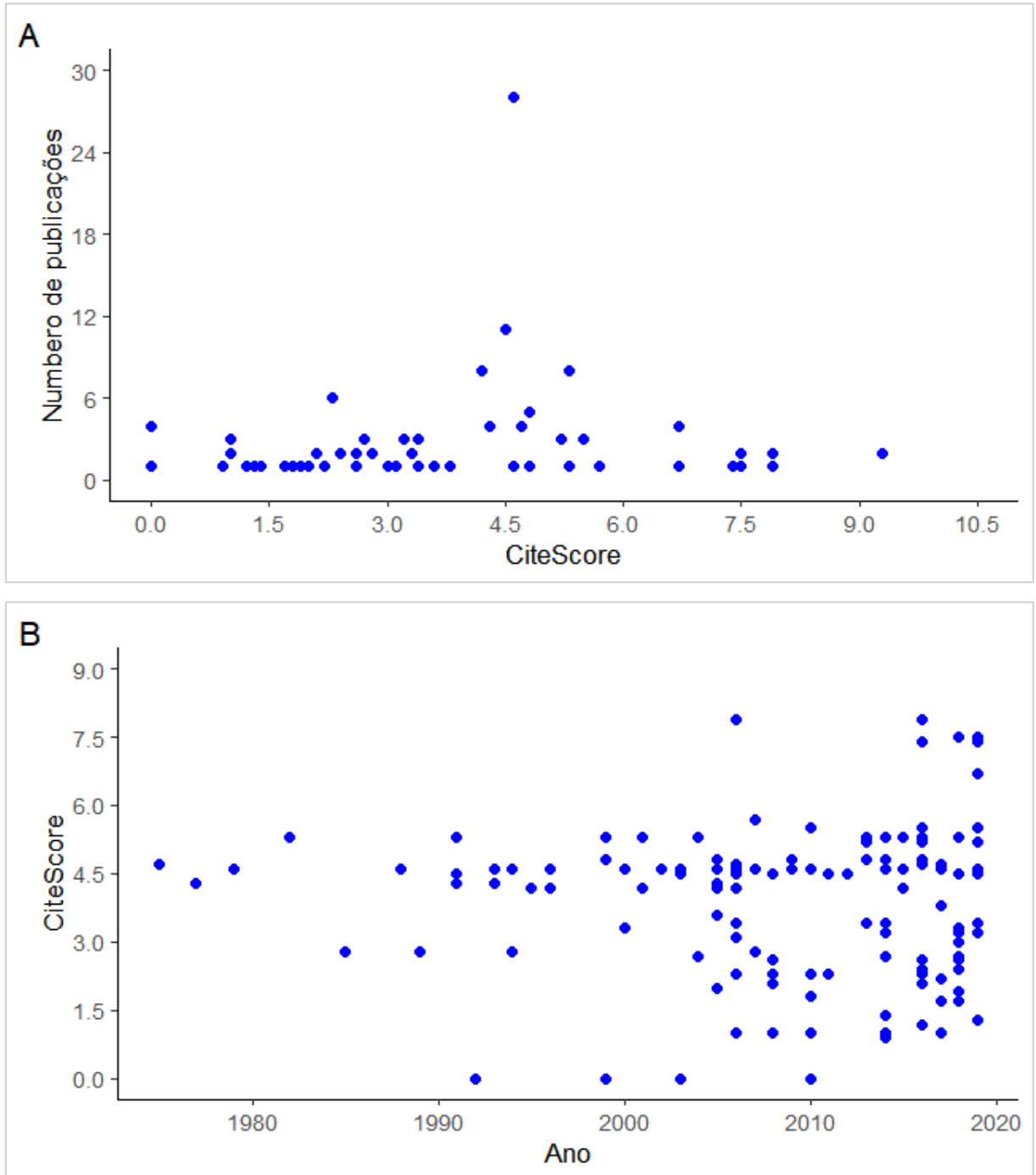


Fonte: A autora (2021).

Os 147 artigos foram publicados em 55 revistas. Analisando o *CiteScore* (*Scopus*), métrica que indica o impacto potencial ou visibilidade da pesquisa através da medida de citações por artigo, dos periódicos incluídos neste estudo (Figura 3A) obtivemos uma média ponderada de 4,1 (equivalente ao percentil 80 em *Ecology*, 81 em *Aquatic Sciences* e 90 em *Animal Science; Zoology*). Praticamente metade das publicações possuiu um *CiteScore* acima de 4, ou seja, os artigos analisados foram publicados em revistas com elevado impacto ou visibilidade, mostrando que não houve alteração importante ao longo do tempo em relação aos parâmetros de impacto e visibilidade de periódicos (Figura 3B). Vale ressaltar, entretanto que nove das dez publicações em periódicos com *CiteScore* acima de 7,0 ocorreram nos últimos cinco anos.

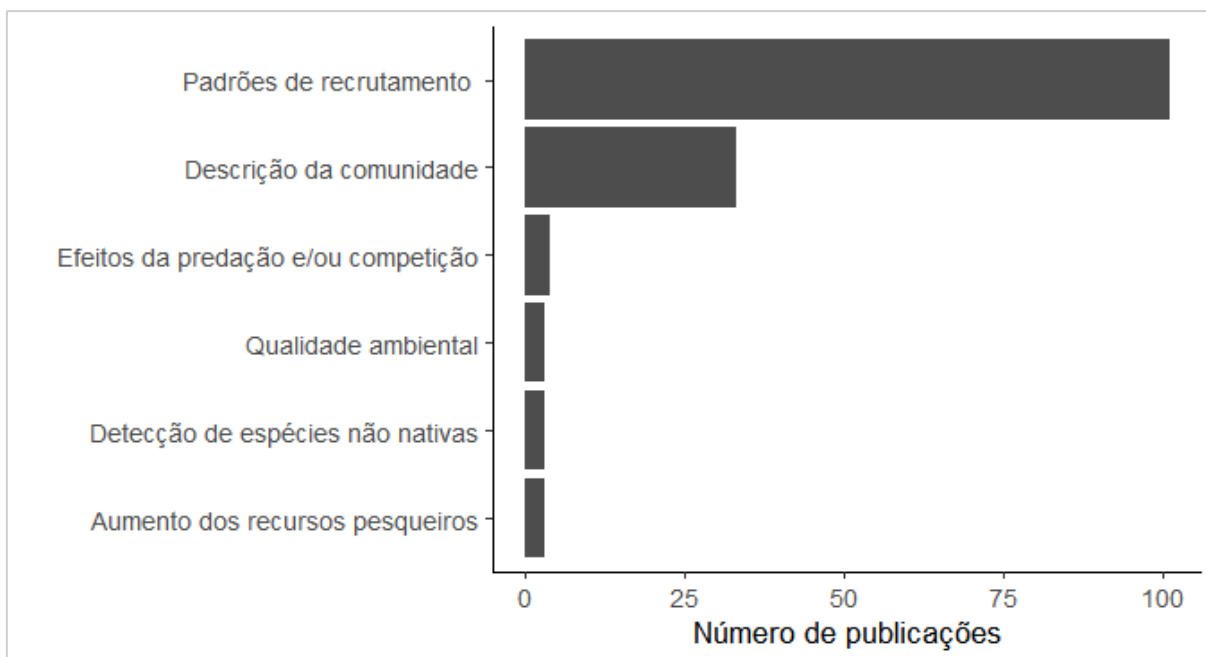
Artigos desenvolvidos por uma, duas ou três instituições foram mais comuns (50,3%, 26,5% e 12,2%, respectivamente), do que artigos com quatro ou cinco instituições envolvidas (6,8% e 4,1%, respectivamente). No que se refere ao tema geral de pesquisa, sete temas foram identificados (Figura 4). Estudos sobre os temas Padrão de recrutamento (100) e Descrição de comunidade (33) foram os mais rastreados. Os demais temas somam apenas quatorze estudos.

Figura 3 – Análise do padrão bibliométrico. A: Relação entre o número de publicações e *CiteScore* (*Scopus*) dos periódicos entre 1975 e 2020; B: Distribuição temporal do *CiteScore* das publicações entre 1975 e 2020.



Fonte: A autora (2021).

Figura 4 – Tema geral de pesquisa dos estudos selecionados.



Fonte: A autora (2021).

2.3.2. Variáveis metodológicas

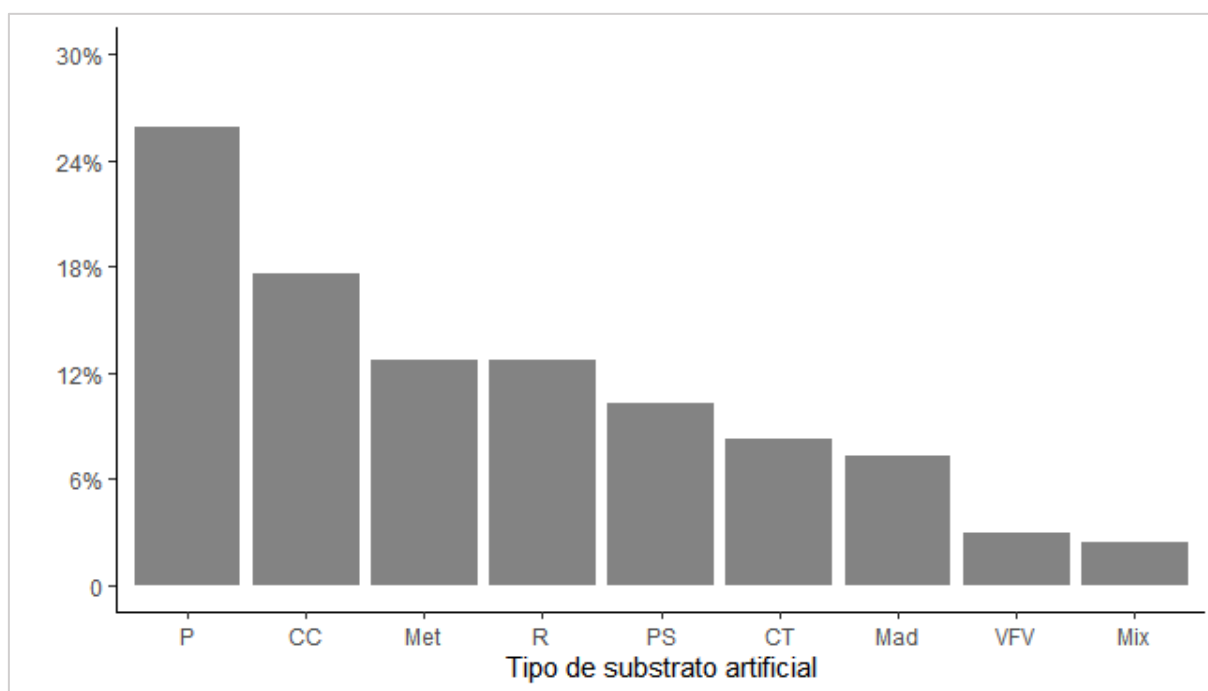
As áreas de estudo das publicações analisadas mostraram a presença de 39 nacionalidades, com Austrália, Brasil e Estados Unidos (23, 22 e 16, respectivamente), como as nações onde foram realizados os maiores números de estudos, seguidos por Itália (11), Argentina, Chile, Israel, Portugal e Reino Unido (4, cada). As demais nacionalidades foram menos frequentes (3, 2 ou apenas 1 estudo). Ambientes costeiros foram os mais estudados nas publicações examinadas (83%). Desse percentual, apontamos 27,9% referentes a estudos realizados em áreas portuárias, 13,1% em extensões estuarinas e 42% em outros tipos de ambientes (e. g. penhascos, costões, recifes naturais). Os demais tipos de ambientes, distantes da costa, contribuíram com aproximadamente 17%, onde destacamos os atóis e ilha somando 10,2%, naufrágios com apenas 2,7% e outras estruturas artificiais submersas (4,1%). Substratos localizados ou inseridos na zona sublitoral foram mais comuns (89,9%) do que nas zonas de médiolitoral (3,4%) e batial (2,7%). Em apenas 4,1% das publicações os substratos estavam localizados em duas zonas (regiões entremarés e sublitoral).

Apenas em 26,1% dos artigos, foi possível extrair informações acerca da distância da costa ao local onde a pesquisa foi realizada. Algo semelhante foi observado na categoria distância entre as réplicas. A escassez de informações nesses descritores tornou inviável

analisar as informações obtidas. Já os descritores temperatura e salinidade, quando descritos, apresentaram informações bastante plurais, como por exemplo, eventos de medições isoladas ou medições de acordo com a sazonalidade. Desta forma, os descritores distância da costa, distância entre as réplicas, temperatura e salinidade não foram incluídos em nossas análises.

A respeito do número de substratos utilizados em cada publicação, 61,2% utilizaram apenas um tipo de substrato, 21,8% utilizaram dois e 17% três ou mais tipos. Dentre os tipos de substratos artificiais utilizados pelos autores, plásticos tiveram o maior percentual de uso e vidro e/ou fibra de vidro, apresentaram o menor percentual (Figura 5), assim como a ocorrência de substratos mistos (Mix), fabricados com a inclusão de substratos naturais, como por exemplo, conchas de bivalves vazias ou fragmentos de recife.

Figura 5 — Percentual de tipos de substratos artificiais utilizados dos periódicos entre 1975 e 2020. P: Plástico; CC: Concreto e Cimento; Met: Metais; R: Rocha; PS: Plásticos *Soft*; CT: Cerâmica e Tijolo; Mad: Madeira; VFV: Vidro e Fibra de Vidro; Mix: Substratos Mistos.



Fonte: A autora (2021).

Com relação ao modo de fixação dos substratos, em 68,7% das publicações os substratos foram implantados ou encontrados fixos a alguma outra superfície, 20,4% foram implantados suspensos, flutuantes ou giratórios, aqui agrupados na subcategoria móveis, 4,1% dos estudos apresentavam ambas as categorias e em 6,8% das publicações esta informação não estava especificada. Já acerca da orientação dos substratos, praticamente metade das publicações (50,3%) os mesmos foram analisados em apenas uma orientação (horizontal ou vertical). Os

casos em que os substratos eram analisados em ambas as orientações (horizontal e vertical) foram menos frequentes (15,7%), com um alto percentual de publicações que não especificaram essa informação (34%). Quanto ao formato, apontamos um percentual considerável de publicações onde a colonização foi aferida utilizando painéis ou placas de assentamento (46,3%), demonstrando que essa metodologia é bem difundida e efetiva para estimar a colonização por epibiontes.

No que se refere ao tempo de colonização dos substratos, as maiores contribuições pertencem a estudos com curta duração (38,6%) seguidos por durações média (32,1%) e longas (24,4%). Apenas 4,9% das publicações não apresentavam essa informação. A respeito da profundidade em que os substratos foram localizados ou implantados, destacamos um percentual relevante de estudos realizados em profundidades intermediárias (54,1%), quando comparadas a profundidades rasas (22,9%) ou fundas (15,3%). Em 7,7% dos artigos esta informação não estava especificada.

A macrofauna foi foco de estudo da maioria das publicações analisadas (90,5%), em contrapartida, artigos com foco em organismos da meiofauna tiveram apenas 5,4% de contribuição e todos foram publicados somente a partir dos anos 2000. Artigos que deram enfoque para organismos tanto da macrofauna, quanto da meiofauna também contribuíram com um percentual baixo (4,1%). Da mesma forma, estudos que analisaram a colonização ao nível de comunidade tiveram um maior volume de publicações (75,9%) quando comparados aos que objetivaram avaliar um grupo taxonômico ou espécies individuais (24,1%).

2.3.3 Padrões de ocorrência dos grupos dominantes

Foram avaliadas 494 cadeias de informação (ver Tratamento prévio dos dados) onde os fatores tipo de substrato, profundidade e tempo de colonização foram analisados separadamente. A análise PERMANOVA apontou diferenças significativas entre os tipos de substratos (Pseudo-F = 1,6147; $p < 0,05$) quanto aos grupos dominantes (Tabela 2). O teste a posteriori (*pair wise t-test*) localizou diferenças significativas entre os substratos P e Met ($t = 2,1213$; $p = 0,0001$), P e CC ($t = 1,759$; $p = 0,0009$), P e Mad ($t = 1,8329$; $p = 0,0013$), Met e R ($t = 1,6842$; $p = 0,0023$), PS e R ($t = 1,5657$; $p = 0,0058$) e P e PS ($t = 1,6166$; $p = 0,0062$).

A PERMANOVA também indicou diferenças significativas entre as profundidades (Pseudo-F = 2,0993; $p < 0,05$) quanto ao grupo dominante (Tabela 3) e o teste a posteriori (*pair wise t-test*) revelou diferenças entre as profundidades intermediárias e fundas ($t = 1,549$; $p = 0,0093$) e entre as profundidades fundas e rasas ($t = 1,8562$; $p = 0,0002$). Para o fator tempo de

colonização não foram identificadas diferenças significativas (Pseudo-F = 1,3568; $p > 0,05$) quanto ao grupo dominante (Tabela 4).

Tabela 2 – Resultados da análise multifatorial PERMANOVA para o fator substrato quanto ao grupo dominante. Df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: Quadrado médio.

Fator	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Substrato	7	50500	7214,3	1,6147	0,0014
Res	488	2,1803E6	4467,8		
Total	495	2,2308E6			

Fonte: A autora (2021).

Tabela 3 – Resultados da análise multifatorial PERMANOVA para o fator profundidade quanto ao grupo dominante. Df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: Quadrado médio.

Fator	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Profundidade	2	18838	9419,2	2,0993	0,0052
Res	493	2,212E6	4486,8		
Total	495	2,2308E6			

Fonte: A autora (2021).

Tabela 4 – Resultados da análise multifatorial PERMANOVA para o fator tempo de colonização quanto ao grupo dominante. Df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: Quadrado médio.

Fator	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Tempo	2	12211	6105,7	1,3568	0,1336
Res	493	2,2186E6	4500,2		
Total	495	2,2308E6			

Fonte: A autora (2021).

O teste de Qui-quadrado revelou que a frequência com a qual os grupos aparecem como dominantes depende do tipo do substrato ($\chi^2 = 688,93$; gl = 98; $p < 0,001$) (Apêndice A) mantendo o resultado geral da PERMANOVA. Ascidiacea aparece muito mais do que seria esperado ao acaso em substratos plásticos [contribuição parcial da categoria para χ^2 ($p\chi^2$) = 101,54] e menos do que esperado em metais ($p\chi^2 = 31,42$). Crustacea aparece menos do que seria esperado ao acaso tanto em substratos plásticos ($p\chi^2 = 27,84$) quanto em substratos categorizados como rocha ($p\chi^2 = 20,33$). Bivalvia aparece bem menos do que esperado ao acaso

em substratos plásticos ($p\chi^2 = 65,63$), assim como Algae ($p\chi^2 = 23,67$). Já Scleractinia e Bryozoa aparecem muito mais do que seria esperado ao acaso em substratos plásticos ($p\chi^2 = 31,67$ e $p\chi^2 = 40,83$, respectivamente) e Actiniaria, em substratos de metais ($p\chi^2 = 28,68$).

O teste do Qui-quadrado mostrou que a frequência com a qual os grupos aparecem como dominantes depende da profundidade em que ocorreu a colonização ($p\chi^2 = 443,05$; gl = 28; $p < 0,001$) (Apêndice B). Cirripedia aparece muito mais do que seria esperado ao acaso em profundidades rasas ($p\chi^2 = 40,44$) e menos do que esperado em profundidades fundas ($p\chi^2 = 24,76$). Polychaeta aparece muito mais do que seria esperado ao acaso em profundidades intermediárias ($p\chi^2 = 25,37$) e menos do que esperado em profundidades fundas ($p\chi^2 = 52,33$). Actiniaria e Ascidiacea também aparecem menos do que esperado em profundidades fundas ($p\chi^2 = 42,46$ e $p\chi^2 = 36,20$, respectivamente) diferentemente do que ocorre com Echinodermata, que em profundidades fundas ($p\chi^2 = 25,82$), aparece mais do que seria esperado ao acaso.

Apesar da PERMANOVA não ter detectado diferenças gerais no padrão de composição de grupos dominantes em função do tempo de colonização, o teste de Qui-quadrado indicou que a frequência com a qual alguns grupos aparecem como dominantes depende do tempo do experimento de colonização ($p\chi^2 = 411,08$; gl = 28; $p < 0,001$) (Apêndice C). Porifera aparece mais do que seria esperado ao acaso em experimentos com duração intermediária ($p\chi^2 = 21,73$) e menos do que esperado em experimentos com curta duração ($p\chi^2 = 21,73$). Algae aparece mais do que o esperado ao acaso em experimentos de curta duração ($p\chi^2 = 48,05$). Hydrozoa e Cirripedia aparecem menos do que seria esperado ao acaso em experimentos de duração intermediária ($p\chi^2 = 22,15$ e $p\chi^2 = 38,22$, respectivamente) e Bryozoa aparece menos do que seria esperado ao acaso em experimentos de longa duração ($p\chi^2 = 39,07$).

2.4 DISCUSSÃO

No período de 1975 a 2019, a principal tendência encontrada nas pesquisas envolvendo o uso de substratos artificiais foi o aumento gradual no volume de artigos e no número de pessoas envolvidas nas publicações. Supostamente, o aumento de volume é um padrão global da produção científica, que vem crescendo ao longo dos anos desde o final da Segunda Guerra Mundial (BORNMAN; MUTZ, 2015). Esse crescimento também aparece no número de autores em artigos científicos, ainda que sejam reconhecidas diferenças marcantes nos padrões de autoria entre campos, como por exemplo nas ciências físicas cujas publicações contam com extensas colaborações autorais de pesquisa (GASSON; HERBERT; PONSFORD, 2019). Além

disso, que a prática do "fracionamento" de dados (*"salami science"*), para gerar mais publicações e aumentar a produtividade, tem se tornado cada vez mais comum, como resultado das pressões da academia (PLUME; VAN WEIJEN, 2014), e pode também ter contribuído para esse padrão global da produção científica.

Uma explicação particular para o crescimento aqui apontado é a ampla utilização de substratos artificiais em diferentes campos da pesquisa em ambientes marinhos: ecologia (JACOBI; LANGEVIN, 1996; MASI; COUTINHO; ZALMON, 2016; HANLON; FIRTH; KNIGHTS, 2018), taxonomia (RAMALHOSA; SOUTO; CANNING-CLODE, 2016; CHAGAS; CAVALCANTI, 2017), aquicultura (MOSS; MOSS, 2004; MURTAUGH; HERNÁNDEZ, 2014), biomonitoramento (MIRTO; DANOVARO, 2004), bioinvasões (KREMER; ROCHA; ROPER, 2010; CANGUSSU et al., 2010; IVKIĆ et al., 2019).

Nossos resultados apontam uma diferença acentuada no número de publicações entre os países. Este fato pode estar relacionado com o desempenho desigual, em termos de financiamento e incentivo a projetos de pesquisa, em ambientes marinhos, acompanhando as diferenças de investimento em pesquisa e desenvolvimento entre países (UNESCO, 2021). Por consequência, podemos supor uma concentração também desproporcional, de instituições e pesquisadores, que sustentam esses números. Embora algumas exceções, como por exemplo, o Brasil, possam ainda ser explicadas pelo fortalecimento da capacidade científica e tecnológica do país, através das colaborações universidade-empresa (BODAS FREITAS; MARQUES; SILVA, 2013). No Brasil, a criação de fundos nacionais, como por exemplo o Fundo Setorial de Petróleo e Gás, a Agência Nacional do Petróleo (ANP), garantem que grandes estatais destinem um percentual mínimo de sua receita bruta as universidades (públicas ou privadas) ou institutos de pesquisa (GIELFIL; FURTADO; TIJSSEN, 2016) potencializando, desta forma, o nicho de pesquisas em ambientes marinhos, quando comparadas a outras agências de fomento cujos orçamentos abarcam todas as áreas do conhecimento.

Esta revisão evidenciou um alto número de publicações de pesquisas realizadas em regiões próximas a costa, muito provavelmente, porque a disponibilidade de substratos duros é maior em áreas costeiras. O fundo de regiões afastadas da costa é relativamente homogêneo e maioritariamente composto de sedimentos superficiais moles (GAGE; TYLER, 1991). Desta forma, é coerente que experimentos de recrutamento/sucessão de organismos bentônicos em substratos artificiais sejam realizados nesses ambientes. Além disso, o esforço metodológico de amostragem dessas áreas é economicamente menor, quando comparado, por exemplo, às áreas marinhas abertas. Nessa perspectiva, tivemos um número baixo de estudos em naufrágios (2,7%).

Naufrágios, assim como outros substratos sólidos afundados, propositalmente ou não, formam habitats complexos e fornecem, da mesma forma que os substratos naturais, áreas de fixação e crescimento para a fauna bentônica, especialmente, organismos incrustantes, além de abrigo, alimentação e berçário para muitas espécies de vertebrados (SVANE; PETERSEN, 2001; WALKER et al., 2007; HISCOCK et al., 2010). Embora, nesta revisão, tenhamos observado uma representatividade baixa de publicações direcionadas a estudos em naufrágios, estruturas artificiais submersas vêm sendo investigadas em diferentes regiões do globo (WALKER, SCHLACHER; SCHLACHER-HOENLINGER, 2007; HISCOCK et al., 2010; GENZANO, MERETTA; BREMEC, 2018; BALAZY, COPELAND; SOKOŁOWSKI, 2019).

Recifes artificiais são considerados bons modelos para avaliar a colonização de substratos artificiais recém-criados (WALKER; SCHLACHER; SCHLACHER-HOENLINGER, 2007) e processos de sucessão biológica (GONZÁLEZ-DUARTE et al., 2018). Quando localizados próximos a costa, também funcionam como estrutura de defesa costeira (BACCHIOCCHI; AIROLDI, 2003). Grande parte das estruturas de defesa costeira (e.g. quebra-mares, molhes, paredões) são implantadas muito próximas ou sobre a faixa de areia, em zonas de médiolitoral. Nossos resultados evidenciam um número reduzido de pesquisas realizadas nessa região, apesar de Perkins et al. (2015) apontarem um aumento nos últimos 15 anos de pesquisas que examinam os padrões ecológicos associados às estruturas costeiras regiões entre marés. Aparentemente, mesmo com essa ampliação, os esforços continuam centralizados em pesquisas nas demais regiões e habitats mais profundos.

Esta observação reforça a ideia de que a subida do nível do mar, associada a maiores frequências de tempestades e perturbações antrópicas, potencialmente diminuirá a área de mediolitoral dos recifes naturais, ao mesmo tempo que estruturas artificiais de defesa costeira são construídas e/ou ampliadas (MICHENER et al., 1997; THOMPSON; CROWE; HAWKINS, 2002; BULLERI; CHAPMAN, 2010). Desta forma, a proporção de habitat natural *versus* habitat artificial, nesses ambientes, poderá ser fortemente impactada. Embora mais pesquisas sejam necessárias para aumentar a compreensão das implicações ecológicas ocasionadas pela adição dessas estruturas artificiais, alguns efeitos são bem descritos, como por exemplo, alterações nos padrões naturais de dispersão das espécies e estrutura da comunidade, além da facilitação do estabelecimento e disseminação de espécies exóticas e/ou invasoras (CONNELL, 2001; BULLERI; CHAPMAN, 2010).

De fato, existem lacunas consideráveis no conhecimento envolvendo, particularmente, a implantação de novas estruturas artificiais e criação de novos habitats. Bulleri e Chapman (2010) sugerem que há uma provável falta de interesse nas consequências ecológicas, quando

se pretende instalar esse tipo de estruturas artificiais, devido ao fato que, diferente do que ocorre com recifes artificiais, o objetivo principal não é promover o aumento das populações nativas. Portanto, a restrição de habitat natural adequado que decorre das previsões intimidadoras dos impactos da elevação do nível do mar sobre os ecossistemas costeiros (IPCC, 2019), demanda urgência e compreensões mais abrangentes, sobretudo, em regiões de mediolitoral quanto aos impactos ecológicos da criação de novos habitats artificiais.

Nossos resultados revelam um número expressivo de estudos em áreas portuárias, este fato pode estar correlacionado com o crescimento mundial de estruturas industriais, portuárias e logísticas, sobretudo, nas últimas duas décadas (DWARAKISH; SALIM, 2015). Muitos estudos mostram que áreas portuárias são frequentemente associadas às bioinvasões marinhas (TYRELL; BYERS, 2007; GLASBY et al., 2007) devido ao tráfego marinho, especialmente, rotas comerciais (MOLNAR et al., 2008; DWARAKISH; SALIM, 2015). Logo, essas áreas tendem a ser foco de pesquisas que se empenham em detectar a ocorrência de espécies exóticas e/ou invasoras.

O uso metodológico de placas de recrutamento foi evidenciado neste estudo. Walters e Wethey (1986) citam algumas vantagens da utilização dessa metodologia, tais qual a possibilidade de controlar as características físicas e químicas, fixação e inclinação do substrato, além de eliminar o fator heterogeneidade e/ou complexidade de habitat, bastante comum em substratos naturais. Desta forma, a coleta de dados quantitativos tende a ser facilitada, podendo este, ser um dos motivos para esse método de coleta ser frequentemente utilizado.

Apesar da maioria dos estudos analisados nesta revisão abordarem apenas uma orientação, é bem documentado que a associação de espécies colonizadoras pode ser influenciada pela orientação dos substratos. Glasby (2000), em seu estudo sobre o efeito da composição e a orientação de substratos artificiais sobre a epibiota que habitam regiões entremarés, demonstrou que tanto a cobertura da maioria dos táxons quanto a ocorrência de táxons dominantes, foram bastante influenciadas pela orientação em três diferentes tipos de substratos artificiais. E, mesmo quando não houve a detecção de diferenças significativas entre as orientações, pode ser observado algum indicativo de maiores taxas de assentamento ocorrendo em uma das superfícies (superior ou inferior), como relatado por Salinas-de-León et al. (2011).

Embora os descritores temperatura e salinidade tenham apresentado uma flutuação alta na sua descrição, dificultando a avaliação das informações obtidas, pesquisas vêm sendo realizadas, sobretudo, objetivando avaliar como as comunidades bênticas reagem quando exposta a gradientes destes descritores. Por exemplo, Wetzel, Scholle e Teschke (2014)

observaram que a composição das espécies de diferentes substratos artificiais mudou significativamente ao longo de um gradiente de salinidade estuarina e Kim e Micheli (2013), através de comparações espaciais, revelaram que espécies não nativas tendem a recrutar com mais facilidade em substratos implantados em regiões de temperaturas mais altas. De uma maneira geral, notamos que a descrição das características ambientais da área estudada é nitidamente negligenciada por muitos autores, comprometendo comparações entre as informações.

Com relação aos tipos de substratos artificiais mais utilizados nas publicações analisadas, destacamos os substratos plásticos (36%). Esse percentual pode estar ligeiramente relacionado ao grande número de pesquisas que utilizaram placas de recrutamento, que, em sua maioria, são constituídas por substratos plásticos (e. g. polietileno, polivinil cloreto, polipropileno, entre outros) (BECKER, 1993; RAMADAN; KHEIRALLAH; ABDEL-SALAM, 2006; LI et al., 2016). Este dado, sob uma perspectiva ambiental, é bastante conveniente, uma vez que os plásticos são detritos antropogênicos comuns e onipresentes em ambientes marinhos e que estes detritos já vêm sendo considerados como possíveis “substratos novos” para macroinvertebrados em trabalho recente em rios urbanos (WILSON et al., 2020). Por outro lado, é pouco animador que os substratos concreto e rocha tenham um percentual de utilização somado menos expressivo que plásticos, visto que os recifes artificiais e obras de contenção e proteção costeira são fabricados, majoritariamente, desses materiais. Em ambos os cenários, ter informações acerca da colonização e/ou estruturação da comunidade sob influência de determinados parâmetros ambientais, contribui para aumentar o entendimento, sobretudo, de causa e efeito.

Ressaltamos ainda um percentual ligeiramente maior de estudos com durações curtas ou intermediárias comparados a estudos de longa duração. Acreditamos que o fator tempo, esteja profundamente relacionado com tempo de resposta do grupo de interesse de cada estudo, por exemplo, estudos de meiofauna tiveram tempos de colonização variando de 1 dia (ATILLA, 2001) a 5 meses (GOBIN, 2007), sendo bem documentado que esses organismos possuem um rápido ciclo reprodutivo, além de uma forte sensibilidade às alterações ambientais. É também, por essa razão, que muitas pesquisas utilizam esse grupo como bioindicadores, em estudos de monitoramento ambiental (BODIN, 1988; KENNEDY; JACOBY, 1999; SEMPRUCCI et. al, 2015; BARROSO et al., 2018). Em contraste aos corais e bivalves, por exemplo, organismos que demandam tempos de colonização mais longos (BRAMANTI et. al, 2005; CASOLI et al., 2016).

Nesta revisão os fatores tipos de substrato, tempo de colonização e profundidade são apontados como significativos no que se refere à determinação do padrão de dominância dos grupos. Uma diferença importante no padrão de colonização aparece entre plásticos e diversos outros substratos artificiais (metais, concreto-cimento, madeira e plásticos-*soft*). Nossos resultados indicam que plásticos podem favorecer Ascidiacea, Bryozoa e Scleractinia quando comparados a grupos como Algae, Bivalvia e Crustacea (que ocorrem como grupos dominantes em frequência inferior ao que seria esperado ao acaso).

Possivelmente para Ascidiacea a filopatria, vinculada a uma duração larval planctônica reduzida, e uma certa ausência de discriminação de substrato no assentamento, pode estar por trás deste padrão (SVANE; YOUNG, 1989). Já para Bryozoa e Scleractinia o resultado é contraintuitivo já que boa parte da literatura indica forte discriminação de substratos no assentamento (BURT et al., 2009a; BLAKEWAY et al., 2013; LI et al., 2016). Alterações importantes no padrão de grupos dominantes em substratos artificiais podem acarretar diferenças importantes na disponibilidade de recrutas dos diferentes táxons entre ambientes naturais com diferentes níveis de impacto por macrodetritos plásticos, por exemplo.

Nossos resultados sugerem que profundidades rasas favorecem a ocorrência de Cirripedia como grupo dominante. Este resultado é plausível diante das ferramentas adaptativas desses organismos que asseguram, por exemplo, a sobrevivência a períodos relativamente longos de exposição ao ar (KLÔH et al., 2013). Nossos resultados também apontam que profundidades fundas podem ser um obstáculo para a dominância desse grupo. Possivelmente, o suprimento alimentar, obtido através de filtração, seja favorecido em regiões mais rasas, em decorrência da constante movimentação da água, e limitado em regiões fundas (RUHL; SMITH, 2004; GAN et al., 2020). Outros táxons importantes (Actiniaria, Ascidiacea e Polychaeta) também exibiram esse possível padrão, isto é, ocorreram como grupos dominantes em frequência inferior ao que seria esperado ao acaso, e, provavelmente, teriam desvantagens ao colonizar substratos artificiais em profundidades superiores a 20 m, quando comparado aos demais grupos.

Algae foi indicado como o único grupo favorecido como dominante em tempos de colonização curtos, já o grupo Bryozoa aparece numa frequência inferior, do que o esperado ao acaso, como grupo dominante em tempos de colonização longos. Esses resultados podem ser interpretados como consequência de maiores taxas de recrutamento de larvas/esporos e/ou crescimento mais acelerado. Para Algae, este resultado corrobora com outros estudos, onde esse grupo é frequentemente registrado como os primeiros colonizadores de substratos novos, chegando atingir, em alguns casos, cobertura de 100%, em poucos meses (BACCHIOCCHI;

AIROLDI, 2003). Briozoários, comparados a outros organismos sésseis, são competidores habilidosos, especialmente, espécies coloniais. Há registros de dominâncias mais tardias (GREENE; SCHOENER, 1982), ligados a processos de sucessão biológica, da mesma forma que há registros de dominância em experimentos de colonização com durações curtas, com ocupação de 40 a 60% do espaço disponível, como relata Tao et al. (2000). Podemos supor que outros fatores estejam atrelados a essa resposta, assim como a falta de um possível padrão para a dominância dos demais grupos em durações de colonização intermediárias, por exemplo.

De modo geral, os fatores tipos de substrato, tempo de colonização e profundidade repercutiram positiva ou negativamente na determinação de padrões de dominância dos grupos analisados. Embora algumas das relações possam estar vinculadas a processos estocásticos ou relacionados a comportamentos espécie-específicos (individuais) dos grupos, principalmente, quando influenciados por outras variáveis ambientais (e. g. temperatura, salinidade, oferta de nutrientes, níveis de perturbação, entre outros), as possibilidades aqui levantadas, podem contribuir para definir direcionamentos quanto à implantação de futuros experimentos de colonização de substratos artificiais em habitats marinhos.

3 ARTIGO 2 – AVALIAÇÃO DA COMUNIDADE EPIBENTÔNICA DE SUBSTRATOS ARTIFICIAIS EM ESTRUTURAS DE PROTEÇÃO COSTEIRA E RECIFES DE MEDIOLITORAL

3.1 INTRODUÇÃO

A perda de habitats marinhos consolidados naturais está estritamente relacionada ao aumento das pressões exercidas sobre as zonas costeiras, principalmente nas últimas décadas, com a expansão urbana em áreas litorâneas, somada as alterações climáticas e o aumento acelerado do nível do mar (FIRTH et al., 2013; DUARTE, 2014; IPCC, 2019). Estruturas de defesa costeira são geralmente adicionadas a ambientes de sedimentos não consolidados e têm como principal objetivo proteger as linhas costeiras de inundações e de processos erosivos marinhos. (BACCHIOCCHI; AIROLDI, 2003; DAFFORN et al., 2015).

Essas estruturas de contenção e proteção costeira são predominantemente construídas com materiais novos e são projetadas para serem duráveis (DONG, 2004; HALL et al., 2018). Por essa razão, blocos de rocha são comumente utilizados pois, além de resistentes, dispersam a energia das ondas de maneira eficiente (CROSSMAN et al., 2003). No entanto, a maioria das estruturas artificiais são desprovidas (e. g. heterogeneidade de superfície, conectividade) ou acrescidas (e. g. declividade, formatos múltiplos) de características físico-químicas que as fazem diferir de substratos naturais (BULLERI; CHAPMAN, 2010; FIRTH et al., 2016). Além disso, a maioria absoluta das obras de defesa costeira são planejadas para fins de engenharia, sem levar em consideração as consequências ecológicas de sua instalação (NG et al., 2015) podendo afetar diretamente os padrões de distribuição das comunidades bentônicas.

A distribuição de organismos bentônicos é normalmente influenciada por uma combinação e/ou interação de fatores bióticos (e. g. recrutamento, predação, competição) e abióticos (e. g. tipo de habitat, exposição as ondas, sedimentação, temperatura da água) (WATANABE, 1984; PETERSON, 1979; HALE et al., 2011; CEFALÌ et al., 2016; DAMVELD et al. 2018). Estruturas de defesa costeira implantadas em níveis médios e/ou superiores das marés suportam uma biodiversidade mais baixa do que aquelas inseridas na zona de infralitoral (BURCHARTH et al., 2007).

Em habitats de mediolitoral, a altura da maré tem um efeito importante na estrutura e funcionamento da comunidade, em habitats naturais e artificiais, embora a interação altura/tipo de substrato seja ainda pouco investigada (DITTMANN, 2000; CACABELOS, 2010). Além disso, ainda temos uma compreensão bastante limitada acerca dos fatores que influenciam o

desempenho ecológico desses novos habitats e seu impacto no padrão de distribuição das espécies, principalmente em habitats de mediolitoral, que em termos térmicos, são habitats bastante variáveis e estressantes (SEURONT et al., 2019).

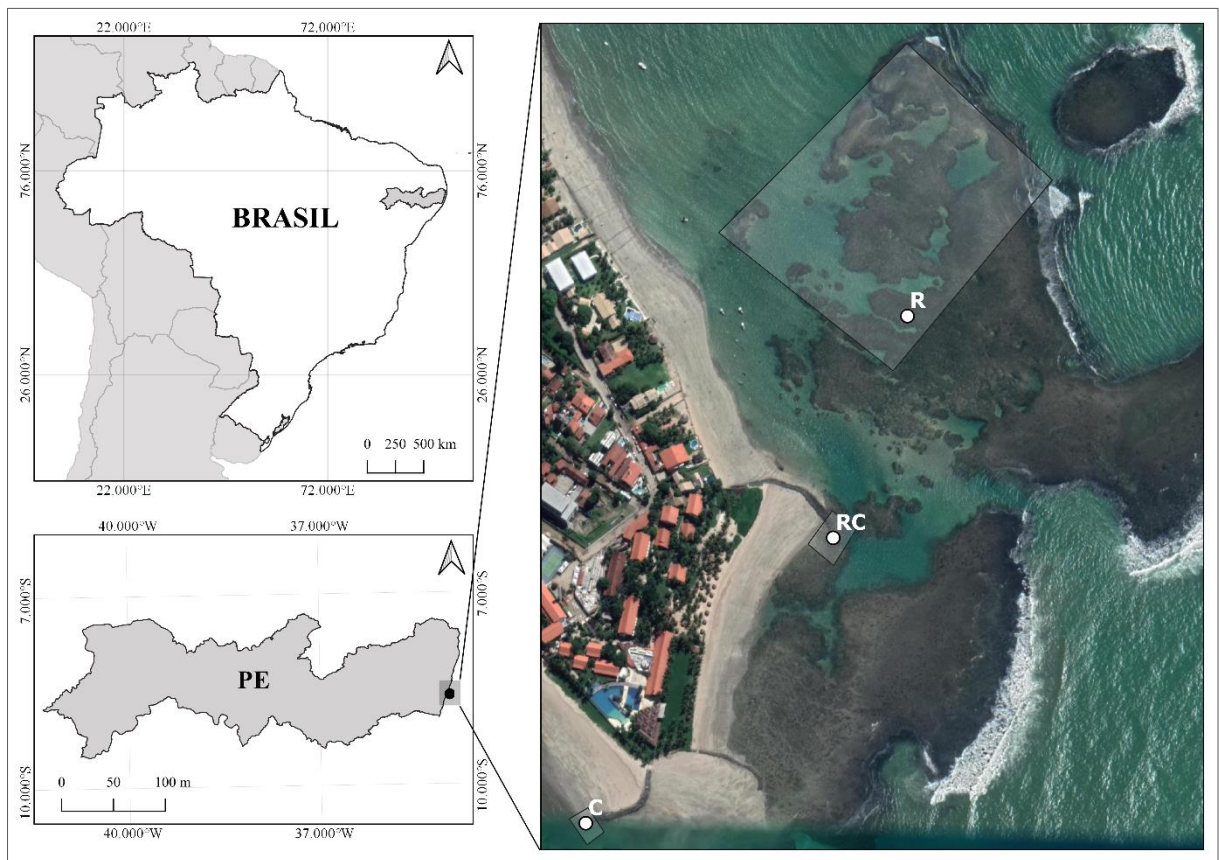
Sabendo que estruturas artificiais consistentemente apresentam um desempenho ecológico fraco, quando comparadas aos recifes naturais (BURT et al., 2009b), buscamos avaliar se a proximidade a um recife natural, poderia influenciar positivamente nesse desempenho e se substratos com tamanhos semelhantes e/ou situados em alturas (com relação ao nível da maré) similares, apresentariam uma comunidade colonizadora equivalente. Desta forma, caracterizamos a comunidade epibentônica de substratos artificiais (blocos de rocha) de obras de engenharia de contenção dos efeitos da elevação do nível do mar e destes mesmos substratos artificiais encontrados sobre os recifes costeiros da praia de Serrambi/Pernambuco. Além disso, examinamos experimentalmente variações térmicas de substratos artificiais e naturais, para avaliar o potencial destas variações em determinar a riqueza de espécies em habitats de mediolitoral.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado na praia de Serrambi (8°33'36"S e 35°00'24"W), localizada no município de Ipojuca, litoral sul de Pernambuco (Figura 1). A praia apresenta recifes areníticos, do tipo franja, que se estendem ao longo de aproximadamente 2 km de extensão por 0,7 km na porção mais larga (JALES et al., 2012). A principal atividade econômica é o turismo, com a presença de um resort hoteleiro imbricado em estruturas de proteção costeira. Devido à configuração espacial da área, em formato de ponta, a região sofre pressões hidrodinâmicas que resultam numa alta dinâmica de erosão/deposição de sedimento. Com o objetivo de minimizar essa dinâmica e potenciais impactos, e manter um perfil praial estável, foram construídos três espigões de formato irregular, constituídos por blocos de granito (SOARES JUNIOR, 2014). Com base em nossos objetivos, escolhemos três áreas de amostragem apresentados na Figura 1.

Figura 1 — Localização das áreas de amostragem dos substratos na Praia de Serrambi-Pernambuco. C: obra de contenção e proteção costeira; RC: obra de contenção e proteção costeira em contato com o recife; R: porção do recife estudada.



Fonte: A autora (2021).

3.2.2 Coleta de dados

Os substratos artificiais de granito, disponíveis na zona de médiolitoral da porção do recife selecionada, foram mapeados através de busca ativa nos dias 04 e 05 de julho, 03 e 04 de agosto, e 04 de outubro de 2020. Substratos artificiais menores que 20 cm de comprimento ou que se encontravam pouco estáveis (i. e. capacidade do substrato ser mobilizado), não foram selecionados. Como o acesso a essas áreas depende dos níveis de maré, marés baixas foram selecionadas (0,1 a 0,4 m) como o momento mais adequado para executar a busca. Foram estimados tamanho (comprimento e largura) (Figura 2A) e altura (distância entre o ponto médio do substrato e o nível 0,0 m da maré) (Figura 2B) com relação ao nível da maré, sendo esta última, confirmadas, posteriormente, com os dados do Sistema de Monitoramento da Costa Brasileira (SiMCosta), um sistema integrado de plataformas que coleta e disponibiliza dados para a comunidade científica (disponível em <http://www.simcosta.furg.br/>).

Os substratos artificiais foram removidos da água, as superfícies voltadas para cima, para baixo e as laterais, de cada substrato, fotografadas e filmadas com uma câmera GoPro (*hero 4*) e depois retornados à água, dentro de 2 minutos para minimizar o estresse dos epibiontes entre os períodos de amostragem. Alguns organismos foram extraídos, através da raspagem dos substratos, acondicionados em potes plásticos e levados ao laboratório, para posterior identificação até o menor nível taxonômico possível, através de chaves de identificações e consulta com especialistas.

A partir das fotos e *frames* dos vídeos, foram selecionadas, com base na resolução, 4 imagens do entorno (substrato natural) e 4 imagens das faces de cada substrato artificial: 3 faces laterais e/ou superior, somada a face (1) em contato com o substrato natural. O entorno consistiu em áreas inseridas ao redor dos substratos artificiais num raio de até 50 cm, tanto nos recifes naturais quanto nas obras de contenção e proteção costeira. A porcentagem de cobertura viva do substrato artificial e do seu respectivo entorno foram estimadas usando o software *Coral Point Count* (CPCe v4.1), com 100 pontos aleatórios em cada imagem.

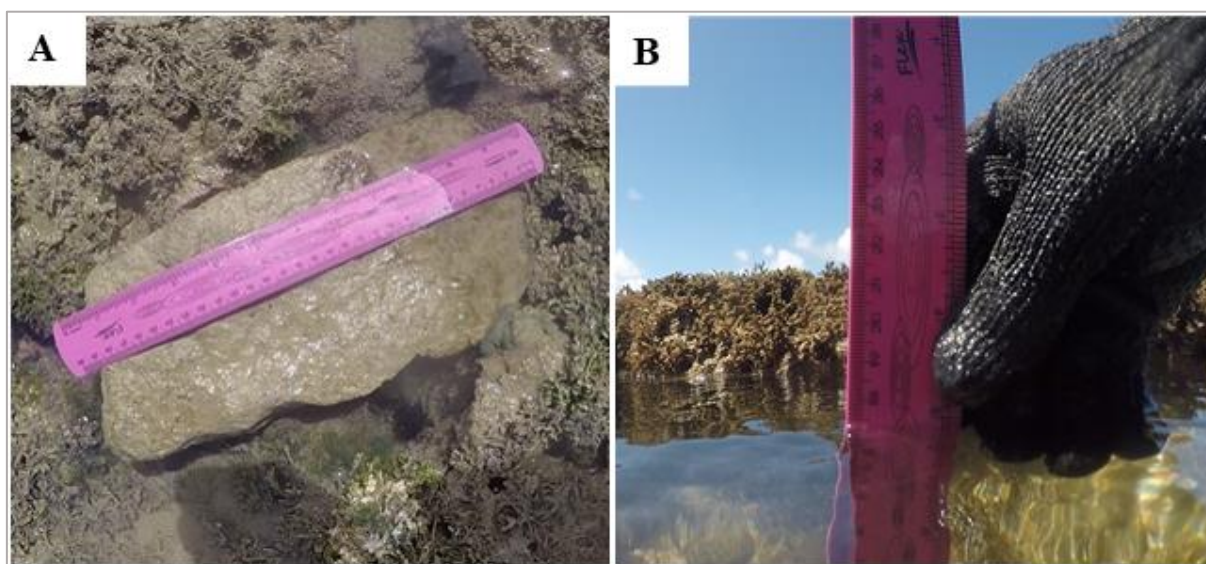
Além disso, foram coletados 2 substratos artificiais que estavam localizados na obra de contenção e proteção costeira e 2 fragmentos de recifes que se encontravam sobre a faixa de área próximo aos recifes naturais, para a realização de um ensaio de variação da temperatura ao longo de um gradiente de tempo, simulando o período de exposição dos substratos, em condições naturais de uma maré baixa as 13 horas. Os substratos foram pesados, com o auxílio de uma balança digital suspensa e posicionados sobre uma superfície de madeira, de maneira intercalada: substrato de granito 1 (G1), fragmento de recife 1 (R1), substrato de granito 2 (G2) e fragmento de recife 2 (R2), a uma distância de aproximadamente 1 metro um do outro, em uma área externa sujeita as condições naturais de vento e exposição solar. Em seguida, os substratos foram umedecidos com água e aferida a temperatura inicial de cada um deles, com o auxílio de um termômetro digital do tipo espeto, isolado com PVC. As medições foram realizadas em sequência: G1, R1, G2, R2, em intervalos de 5 minutos, durante 1 hora. Também foram realizadas medições da temperatura do ar e da água contida em um recipiente plástico de 10 litros, exposta pelo mesmo período dos substratos, para representar a variação de temperatura da água do mar.

2.2.2 Tratamento prévio dos dados

Com base nos dados de tamanho (fator *size*) obtidos, os substratos foram categorizados como pequenos (P) ou grandes (G), a partir de um valor padrão, calculado através da fórmula:

tamanho máximo - tamanho mínimo /2 + tamanho mínimo. As informações obtidas para as alturas dos substratos subtraída da altura considerada, isto é, informações da plataforma SiMCosta, entendendo os intervalos entre os registros como o tempo de deslocamento entre os substratos, resultaram em diferentes níveis (fator *level*), que permitiram categorizar os substratos em exposto (E) ou semi-exposto (S), entendendo como “semi-exposto” os substratos artificiais que mesmo com o nível extremamente baixo, encontram-se parcialmente (acima de 50% de sua área total) expostos. A localização (fator *location*) de acordo com as áreas de amostragem (C, RC, R) (Figura 1) também foi tratada como um fator que supostamente possa influenciar a composição da comunidade epibentônica.

Figura 2 – Medições dos substratos artificiais encontrados sobre os recifes costeiros da praia de Serrambi-PE. A: tamanho; B: altura.



Fonte: A autora (2021).

3.2.3 Análises dos dados

Foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), equitabilidade de Pielou (J') e a riqueza de táxons (S) para o percentual de cobertura dos substratos e dos seus respectivos entornos. As relações entre os percentuais da cobertura viva de cada táxon, no substrato e no entorno, foram medidas através do coeficiente de correlação de Spearman, realizadas no programa BioEstat v.5.

Foi utilizada a PERMANOVA (ANDERSON, 2001; MCARDLE; ANDERSON, 2001), a partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis, para verificar as diferenças significativas na cobertura de epibiontes para os fatores *size*, *level* e *location*. Comparações

pareadas a posteriori foram realizadas quando houve indicação de diferenças significativas. Para discriminar diferenças espaciais na comunidade epibentônica entre as áreas coletadas, utilizou-se a ordenação por escalonamento multidimensional (MDS). Relações entre as matrizes foram obtidas através da rotina RELATE. Todas as análises multivariadas foram realizadas no programa PRIMER v.6 + PERMANOVA.

Foi adotado o nível de significância de 5% para todas as análises.

3.3 RESULTADOS

Foram encontrados 35 substratos artificiais na zona de mediolitoral da área R, e selecionados 10 substratos artificiais dos espigões, sendo 5 substratos do ponto C e 5 substratos do ponto RC, totalizando $n = 45$ substratos ao todo. Valores médios ($\pm$ desvio padrão) de tamanho e altura por área podem ser observados na Tabela 1. Ao todo, 17 substratos foram classificados como G e 28 substratos como P. Quanto ao tamanho, 22 substratos foram classificados como E e 23 substratos como S. Um substrato S na área C possuiu altura média negativa (-5 cm) indicando posição primária no infralitoral raso. Todos os substratos da obra de contenção (área C) estavam no grupo E ($1,4 \pm 5,13$) e todos os da obra de contenção em contato com o recife (área RC) estavam no grupo S ($35,0 \pm 7,97$).

Tabela 1 – Valores médios ($\pm$ desvio padrão) de tamanho e altura dos 45 substratos analisados por área. Valores em cm. C: obra de contenção e proteção costeira; RC: obra de contenção e proteção costeira em contato com o recife. R: porção do recife estudada.

Área	Altura			Tamanho		
	Média	Máxima	Mínima	Média	Máximo	Mínimo
C ($n = 5$)	$1,4 \pm 5,13$	44	24	$1244,8 \pm 600,06$	2144	640
RC ($n = 5$)	$35,0 \pm 7,97$	9	-5	$978,55 \pm 233,93$	1147,5	608
R ($n = 35$)	$22,49 \pm 9,71$	39	5	$752,06 \pm 286,27$	1500	288

Fonte: A autora (2021).

3.3.1 Composição dos táxons

No geral, os substratos apresentaram uma alta cobertura por macroalgas, calcáreas incrustantes e filamentosas, além de muitas áreas não colonizadas (substrato descoberto), principalmente em C, onde alguns substratos apresentaram 100% de substrato descoberto, e em RC. A tabela 2 traz a presença e ausência dos táxons em cada ponto amostrado. A área R apresentou o maior número de táxons exclusivos. As áreas R e RC compartilharam 7 táxons, enquanto R e C compartilharam apenas 2 táxons (Tabela 2).

Em termos de frequência, os táxons com maior ocorrência no entorno dos substratos foram o equinodermo *Echinometra lucunter*, zoantídios *Zoanthus sociatus* e *Palythoa caribaeorum* e o coral *Siderastrea stellata* (Figura 3). Já no substrato, os táxons com maior ocorrência foram as ascídias *Didemnum* sp.1 e *Didemnum ligulum*, poliquetas da família Serpulidae e o porífero *Amorphinopsis atlantica* (Figura 3).

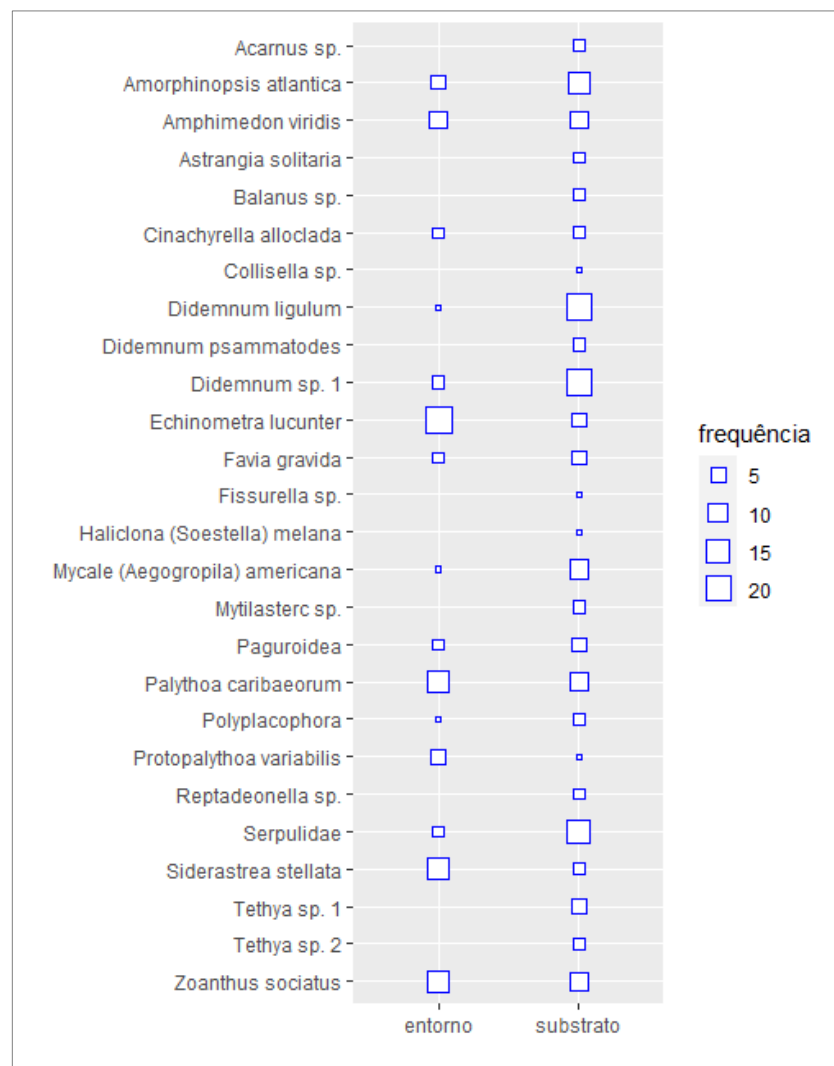
Tabela 2 – Presença (+) e ausência (-) dos táxons nos substratos. C: obra de contenção e proteção costeira; RC: obra de contenção e proteção costeira em contato com o recife; R: porção do recife estudada; nd: não definido.

Filo/Classe	Taxa	C	RC	R
Porifera				
Classe Demospongiae	<i>Acarnus</i> sp.	-	-	+
	<i>Amorphinopsis atlantica</i> Carvalho, Hajdu, Mothes & van Soest, 2004	-	-	+
	<i>Amphimedon viridis</i> Duchassaing & Michelotti, 1864	-	+	+
	<i>Cinachyrella alloclada</i> (Uliczka, 1929)	-	+	-
	<i>Haliclona (Soestella) melana</i> Muricy & Ribeiro, 1999	-	+	-
	<i>Mycale (Aegogropila) americana</i> van Soest, 1984	-	-	-
	<i>Tethya</i> sp. 1	-	-	+
	<i>Tethya</i> sp. 2	-	-	+
Cnidaria				
Classe Anthozoa	Actiniaria nd	-	-	+
	<i>Astrangia solitaria</i> (Le Sueur, 1818)	-	-	+
	<i>Favia gravida</i> Verrill, 1868	-	-	+
	<i>Palythoa caribaeorum</i> (Duchassaing & Michelotti, 1860)	-	-	+
	<i>Protopalmytha variabilis</i> (Duerden, 1898)	-	-	+
	<i>Siderastrea stellata</i> Verrill, 1868	-	+	+
	<i>Zoanthus sociatus</i> (Ellis, 1768)	-	-	+
Annelida				
Classe Polychaeta	Serpulidae nd	-	+	+
Mollusca				

Classe Gastropoda	<i>Collisella</i> sp.	+	-	-
	<i>Fissurella</i> sp.	+	+	-
Class Polyplacophora	Chitonoidea nd	-	+	+
Classe Bivalvia	<i>Mytilaster</i> sp.	+	-	-
Arthropoda				
Classe Hexanauplia	<i>Balanus</i> sp.	+	+	-
Classe Malacostraca	Paguroidea nd	-	+	+
Bryozoa				
Classe Gymnolaemata	<i>Reptadeonella</i> sp.	-	-	+
Echinodermata				
Classe Echinoidea	<i>Echinometra lucunter</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	+
Chordata				
Classe Ascidiacea	<i>Didemnum ligulum</i> Monniot F., 1983	-	-	+
	<i>Didemnum psammotodes</i> (Sluiter, 1895)	-	+	+
	<i>Didemnum</i> sp. 1	-	+	+

Fonte: A autora (2021).

Figura 3 – Frequências dos táxons presentes no entorno e no substrato, com base no percentual de cobertura de todos os substratos somados.



Fonte: A autora (2021).

3.3.2 Análise Multivariada

Na ordenação MDS do percentual de cobertura dos substratos (Figura 4) é possível verificar uma separação evidente entre os substratos para o fator *location*. Essa dissimilaridade foi corroborada pela PERMANOVA (Pseudo-F = 60,561; $p < 0,001$) (Tabela 3). O teste a posteriori (*pair wise t-test*) localizou diferenças altamente significativas entre R e C ($t = 11,067$; $p < 0,001$), R e RC ($t = 3,1316$; $p < 0,001$) e C e RC ($t = 5,8108$; $p = 0,0089$). Um padrão de diferenciação semelhante foi obtido na ordenação MDS, quanto ao percentual de cobertura do entorno (Figura 5) para o mesmo fator. A PERMANOVA também apontou diferenças significativas para *location* quanto à cobertura do entorno (Pseudo-F = 30,946; $p < 0,001$) (Tabela 4). O teste a posteriori (*pair wise t-test*) localizou diferenças altamente significativas entre R e C ($t = 7,5116$; $p = 0,001$) e C e RC ($t = 7,3249$; $p = 0,0078$), e diferenças significativas menos expressivas entre R e RC ($t = 1,8052$; $p = 0,0376$). Além disso, a rotina RELATE apontou que o fator que melhor explica a colonização dos substratos artificiais é a cobertura do entorno (Rho = 0,704; $p = 0,0001$).

Tabela 3 – Resultados da análise multifatorial PERMANOVA para o percentual de cobertura da comunidade epibentônica no substrato quanto ao fator *location*. Df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: Quadrado médio.

Fator	Df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
<i>Location</i>	2	41604	20802	60,561	0,0001
Res	42	14426	343,49		
Total	44	56030			

Fonte: A autora (2021).

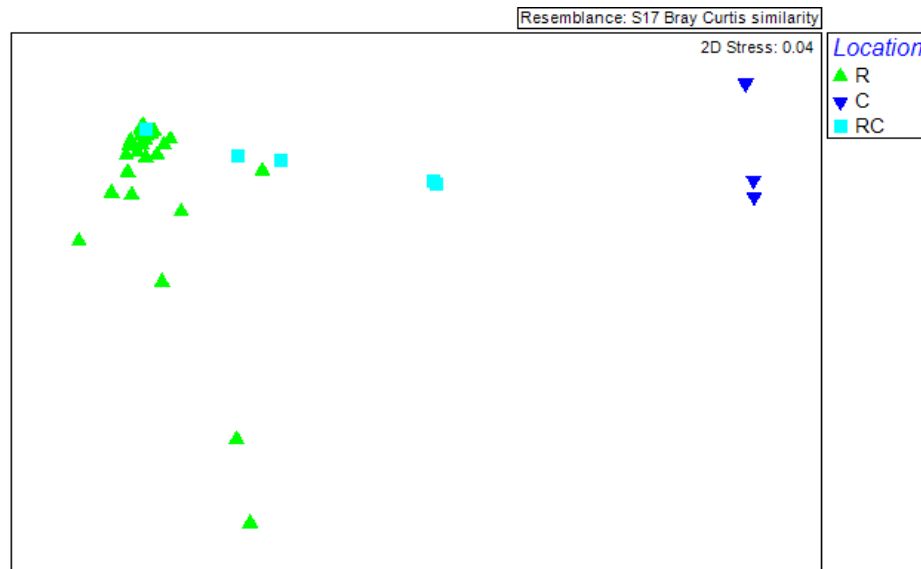
Tabela 4 – Resultados da análise multifatorial PERMANOVA para o percentual de cobertura da comunidade epibentônica do entorno quanto ao fator *location*. Df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: Quadrado médio.

Fator	Df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
<i>Location</i>	2	37910	18955	30,946	0,0001
Res	42	25726	612,53		
Total	44	63636			

Fonte: A autora (2021).

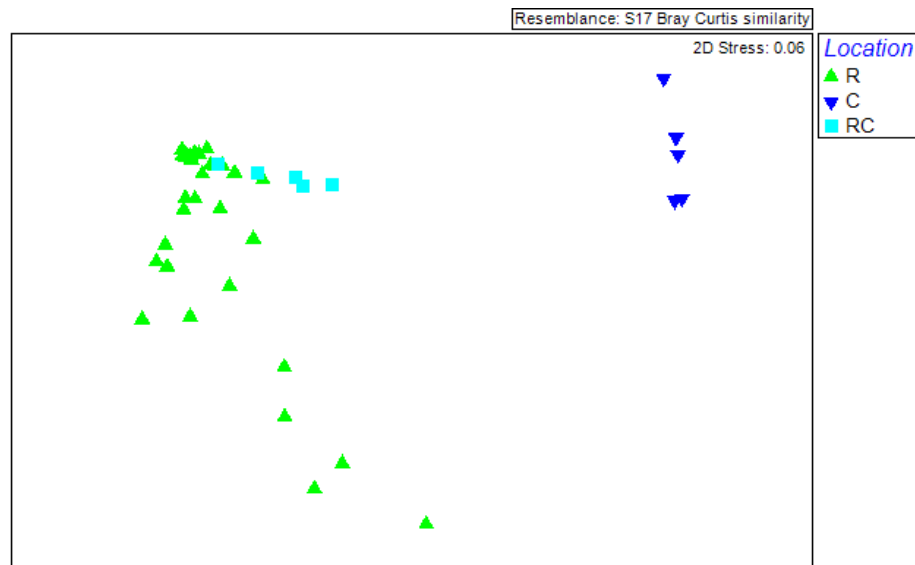
Ao descartar os substratos próximos às obras de proteção costeira e considerar apenas os substratos encontrados sobre a porção do recife estudada ($n = 35$), a PERMANOVA não identificou diferenças significativas, quanto à cobertura do substrato, para os fatores *level* (Pseudo-F = 1,8651; $p > 0,05$) ou *size* (Pseudo-F = 1,1092; $p > 0,05$) (Tabela 5 e 6, respectivamente). A rotina RELATE indica que o fator que melhor explica a colonização dos substratos artificiais sobre a área recifal continua sendo a cobertura do entorno (Rho = 0,507; $p = 0,0003$).

Figura 4 — Ordenação MDS do percentual de cobertura dos substratos para *location*: porção do recife estudo (triângulo verde), obra de contenção e proteção costeira (triângulo invertido azul) e obra de contenção e obra de proteção costeira em contato com o recife (quadrado azul).



Fonte: A autora (2021).

Figura 5 — Ordenação MDS do percentual do entorno dos substratos para *location*: porção do recife estudo (triângulo verde), obra de contenção e proteção costeira (triângulo invertido azul) e obra de contenção e obra de contenção e proteção costeira em contato com o recife (quadrado azul).



Fonte: A autora (2021).

Tabela 5 — Resultados da análise multifatorial PERMANOVA para o percentual de cobertura da comunidade epibentônica no substrato quanto ao fator *level*. Df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: Quadrado médio.

Fator	Df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
<i>Level</i>	1	624.85	624,85	1,8651	0,1542
Res	33	11056	335,03		
Total	34	11681			

Fonte: A autora (2021).

Tabela 6 — Resultados da análise multifatorial PERMANOVA para o percentual de cobertura da comunidade epibentônica no substrato quanto ao fator *size*. Df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: Quadrado médio.

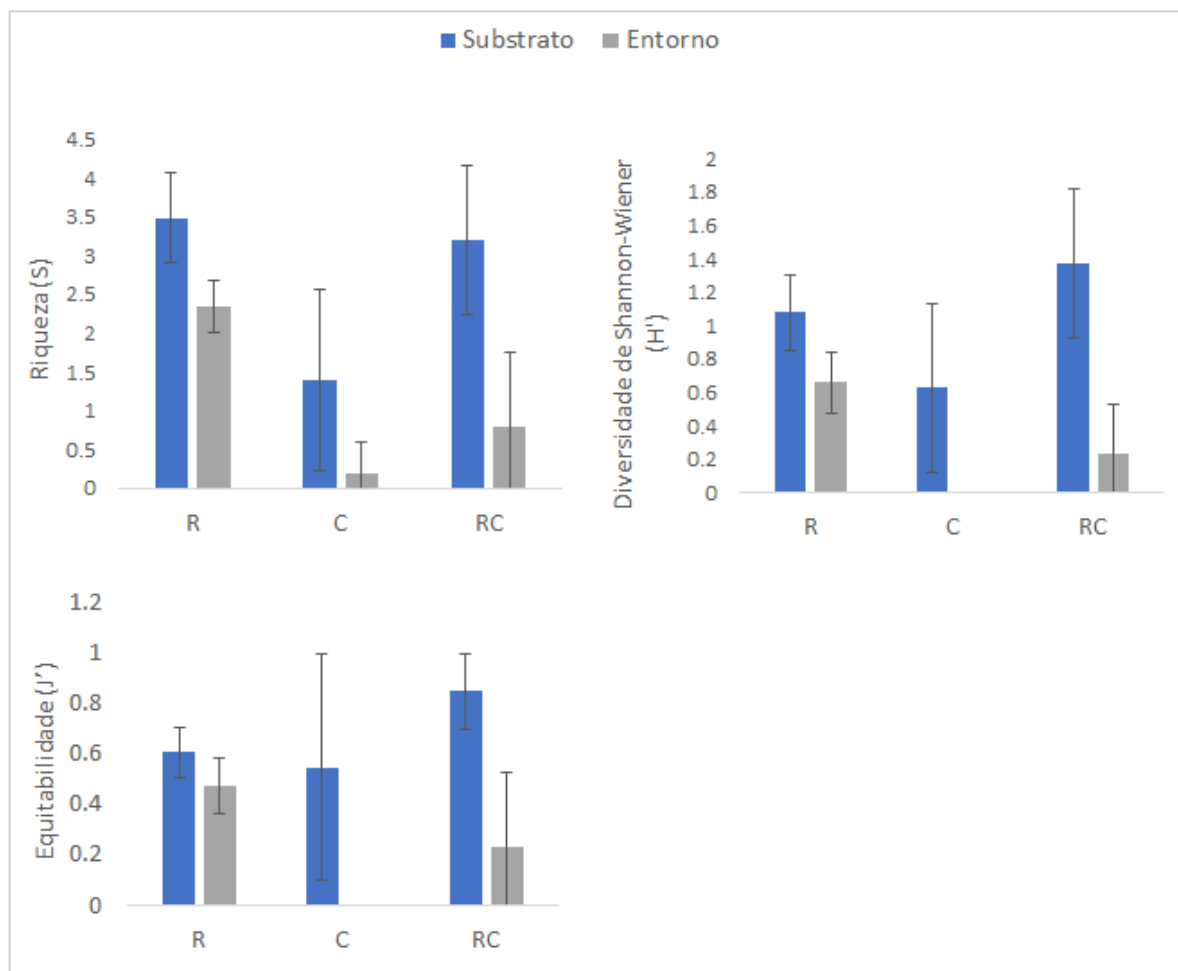
Fator	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
<i>Size</i>	1	379,83	379,83	1,1092	0,1542
Res	33	11301	342,45		
Total	34	11681			

Fonte: A autora (2021).

3.3.2 Atributos Univariados

A riqueza de táxons (S') apresentou um padrão semelhante entre *locations* para cobertura do substrato e do entorno, entretanto, a riqueza de táxons no substrato não apresentou uma relação significativa ($r = 0,2467$; $p > 0,05$) com a riqueza registrada para o entorno dos substratos (Figura 6). A diversidade (H') e a equitabilidade (J') não apresentaram um padrão claro de variação e nenhuma relação significativa ($r = 0,1001$ e $r = 0,2506$, sucessivamente; $p > 0,05$) com a diversidade e equitabilidade do entorno (Figura 6). Uma comparação pareada entre a riqueza observada nos substratos artificiais e aquela do entorno para as amostras obtidas na área R (que possui as menores diferenças de cobertura entre substrato e entorno) demonstra uma diferença significativa ($t_{\text{pareado}} = 3,402$; $p = 0,0017$).

Figura 6 – Valores médios dos índices ecológicos de Riqueza de táxons (S), Diversidade de Shannon-Wiener (H') e Equitabilidade (J') do percentual de cobertura dos substratos e entorno. R: porção do recife estudada; C. obra de contenção e proteção costeira; RC: obra de contenção e proteção costeira em contato com o recife.



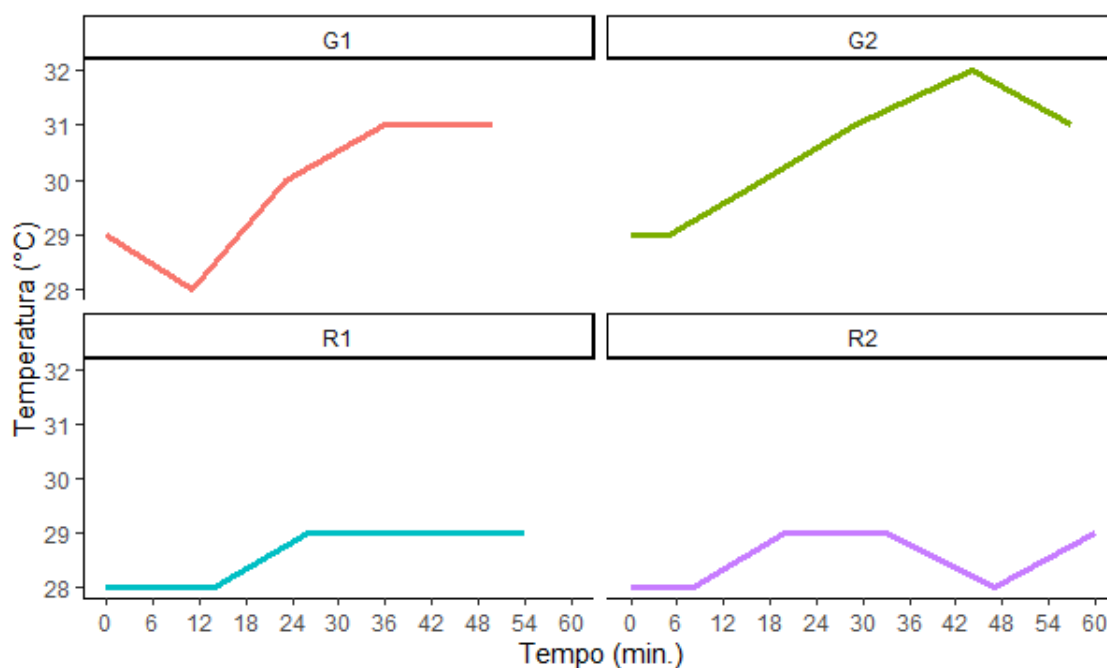
Fonte: A autora (2021).

3.3.3 Padrões térmicos

Com base na quantidade de matéria (kg) os substratos foram diferenciados quanto ao volume: G1 - granito de menor volume (14,75 kg); G2 - granito de maior volume (17,26 kg); R1 - fragmento de recife de menor volume (5,7 kg); e R2 - fragmento de recife de maior volume (7,32 kg). Além disso, foi observado que o substrato G2 também apresentava uma coloração mais escura, quando comparado ao G1, sendo esta uma outra variável que pode ter interferido na temperatura. A temperatura inicial dos substratos foi de 29,8° C (G1 e R2) e 29,9° C (G2 e R1).

A variação da temperatura dos quatro substratos, ao longo de um gradiente de 60 minutos, pode ser observada na Figura 7. Os substratos artificiais apresentaram um aumento gradual da temperatura, chegando a picos de até 3° C de diferença acima dos substratos naturais, que por sua vez, apresentaram maior estabilidade e até diminuição da temperatura, se comparada à temperatura inicial (Figura 7). A temperatura da água também apresentou um aumento gradual de temperatura (inicial = 30,6° C; final = 32° C), apresentando a média de 31,4° C, semelhante à temperatura do ar (média = 31,3° C), que não apresentou variação evidente.

Figura 7 – Variação da temperatura de quatro substratos ao longo de um gradiente de 60 minutos. G1: granito de menor volume; G2: granito de maior volume; R1: fragmento de recife de menor volume; R2: fragmento de recife de maior volume.



Fonte: A autora (2021).

3.4 DISCUSSÃO

As comunidades epibentônicas são componentes importantes da estrutura biogênica dos habitats costeiros (UNDERWOOD; KINGSFORD; ANDREW, 1991). À medida que a paisagem desses habitats vem sendo rapidamente alterada, através da introdução de estruturas de engenharia, com pouca ou nenhuma avaliação das consequências ecológicas dessa inclusão, a busca pela compreensão dos principais fatores que influenciam a distribuição das espécies nesses habitats, vem se tornando cada vez mais necessária.

Neste estudo, identificamos um gradiente no número de táxons entre as áreas amostradas: quanto mais próximos do recife natural, uma maior riqueza de táxons foi registrada. Acreditamos que essas diferenças encontradas possam ser explicadas pelas condições ambientais a quais os substratos artificiais estão submetidos. Os substratos da área RC se encontram mais próximos dos substratos naturais e dispõem de um maior tempo de imersão, quando comparados aos substratos da área C, que contam com uma extensa área sedimentar circundante, desfavoráveis ao assentamento e posterior colonização. Além disso, os substratos da área C, por se encontrarem sempre e totalmente expostos na maré baixa, tendem a apresentar um maior aquecimento, especialmente devido ao tamanho dos substratos desta área (Tabela 1), superior aos substratos encontrados nas áreas RC e R. Em nosso ensaio de variação de temperatura (Figura 8) evidenciamos esta influência do tamanho na velocidade do aumento de temperatura.

Na área C tivemos a ocorrência dos táxons *Collisella* sp., *Fissurella* sp., *Mytilaster* sp. e *Balanus* sp., que embora sejam comuns em regiões entremarés, tiveram frequências muito baixas (Tabela 2; Figura 3). Estes táxons podem estar sendo afetados pela abrasão, devido ao fato de estarem situados sobre a faixa de areia, em condições claramente desafiadoras, que pode prejudicar tanto a sobrevivência dos organismos recém-assentados e/ou juvenis (DIKOU; VAN WOESIK, 2006), quanto os processos fisiológicos (e. g. respiração, alimentação) de organismos adultos (RIEGL; BRANCH, 1995). Esse panorama é reforçado pelo fato de que a proximidade do recife foi um importante preditor da riqueza de táxons entre as áreas e que quanto mais voltada para o mar for a localização de uma estrutura, mais profundamente o seu zoneamento poderá ser afetado (GRAUS; MACINTYRE, 1989).

Outro fator que pode ter contribuído para essa diferença entre as áreas C e RC é o aporte/retenção de nutrientes. Tomascik (1991), por exemplo, encontrou diferenças significativas no assentamento de corais, ao longo de um gradiente de eutrofização (recifes menos e mais eutrofizados) na costa de Barbados. Considerando que RC é situado em frente a

um resort hoteleiro e em área protegida, possuindo maior ocupação e fluxo antrópico, quando comparado a C, que se situa próximo a um canal de abertura para o mar, é esperado que entrada/manutenção de matéria orgânica favoreça a proliferação de algas e microrganismos na área RC, desta forma, as superfícies dos substratos artificiais serão mais rapidamente colonizadas por biofilme (RUMMEL et al., 2017) que fornecem inúmeras vantagens aos mecanismos de colonização (DANG; LOVELL; 2015).

De modo geral, tanto os substratos quanto o entorno onde eles estavam inseridos, apresentaram uma alta cobertura por macroalgas, calcáreas incrustantes e filamentosas, coincidindo com resultados de estudos anteriores de zonação para a região Nordeste do Brasil (SASSI, 1988; STEINER et al., 2015). McGuinness e Underwood (1986) sugerem que as algas podem crescer e sobreviver melhor em alguns tipos de rocha, devido às diferenças na retenção de calor ou água. Essa capacidade de reter calor foi evidenciada em nosso ensaio de variação da temperatura ao longo de um gradiente temporal, onde as rochas de granitos demonstraram um aquecimento mais rápido e maior, quando comparadas a fragmentos de substrato natural (Figura 7). Este aumento na temperatura foi ainda maior no substrato de coloração escura. A influência da cor dos substratos no assentamento de larvas vem sendo estudada há um bom tempo (TAKI et al., 1980) principalmente em sistemas fechados de aquicultura (KAWAMURA et al., 2018; MCLEAN et al., 2021).

Por outro lado, o desempenho dos substratos artificiais pode ser considerado satisfatório, no que se refere à ocupação dos substratos pelos epibiontes, sobretudo na área R, onde diversos táxons que colonizavam o granito, apresentaram percentuais de cobertura bastante inferiores ou eram completamente inexistentes no substrato natural. Burt et al. (2009b) observou dominância na comunidade assentada em estruturas artificiais, por espécies de substrato duro que estão comumente ausentes ou são raras no ambiente natural. Da mesma forma, ascídias e poríferos também são apontados como táxons mais abundantes em recifes artificiais do que recifes naturais, por Perkol-Finkel e Benayahu (2007).

Contudo, destacamos que, neste estudo, assim como em grande parte dos trabalhos envolvendo zonação de ambientes recifais (VAN DEN HOEK et al., 1975; LOYA, 1978; BARRADAS et al., 2010), apenas a superfície externa da plataforma recifal (i. e. platô recifal) foi analisada, deste modo, as superfícies “laterais” (i. e. elementos estruturais do recife, como fendas e cavernas, por exemplo) não foram examinadas. É possível que essa abordagem tradicional tenha contribuído, em parte, para superestimar as diferenças encontradas entre a riqueza do substrato artificial e seu entorno. Esta é uma limitação importante, uma vez que, comparações entre a equivalência das orientações entre substratos (artificiais *versus* naturais),

supostamente, poderiam esclarecer eventuais padrões espaciais dos grupos que se refugiam em áreas do recife menos expostas e que normalmente não são investigadas.

Com relação aos táxons mais frequentes do entorno destacamos *Echinometra lucunter*, *Zoanthus sociatus*, *Palythoa caribaeorum* e *Siderastrea stellata*. *Echinometra lucunter* é uma espécie bastante abundante em partes do recife mais altas e de águas rasas (GRUNBAUM et al., 1978), e, assim como *Z. sociatus* e *P. caribaeorum*, se destacam pela alta capacidade de colonizar áreas expostas em curtos períodos, além disso, zoantídeos podem resistir por horas à exposição solar (RABELO et al. 2013). *S. stellata* é extremamente resistente à sedimentação, ação das ondas, variações de temperatura e salinidade (SEGAL; CASTRO, 2000). Desta forma, as estratégias individuais de competição desses organismos justificam esse resultado. Além disso, a instabilidade do topo de recifes emersos ou parcialmente emersos é apontada por Loya (1972) como fator limitante da diversidade. Isto justifica as baixas frequências dos demais táxons do entorno, além da falta de um padrão de variação claro para a diversidade (H') e a equitabilidade (J').

Nos substratos artificiais, os táxons mais representativos foram *Didemnum* sp. 1 e *D. ligulum*, poliquetas da família Serpulidae e *Amorphinopsis atlantica*. Esses táxons compartilham a habilidade de rápida ocupação do espaço disponível o que compromete o estabelecimento de espécies com histórias de vida mais lentas/longas (i. e. crescimento lento, maturidade reprodutiva tardia), como por exemplos, moluscos e corais (SALINAS-DE-LEÓN et al., 2011). Além disso, o recrutamento e o crescimento de ascídias coloniais normalmente não são limitados pela comunidade existente, e algumas espécies do gênero *Didemnum*, são facilmente observadas colonizando substratos já ocupados (KREMER; ROCHA; ROPER, 2010), o que justifica a dominância desse táxon em muitos substratos da área R.

Embora esses resultados possam ainda estar relacionados à preferência desses organismos, pelo mesmo micro-habitat, por exemplo, em nosso estudo, as superfícies inferiores dos substratos foram observadas mais colonizadas do que as superfícies laterais ou superiores. Maughan (2001) relata que esta pode ser uma estratégia utilizada pelas larvas para evitar os efeitos adversos da sedimentação. Uma segunda interpretação, para a maior ocupação dos táxons nas superfícies voltadas para o recife, pode ser presumida pela diferença no aquecimento das superfícies dos substratos, num cenário de exposição durante a maré baixa.

Como já mencionado, em nossa simulação de exposição, as rochas de granitos demonstraram um aquecimento mais acelerado e maior, quando comparadas a fragmentos de substrato natural, onde o processo de evaporação ocorre mais lentamente, provavelmente, devido à alta porosidade. Este e outros efeitos da temperatura nas propriedades físicas de rochas

é bem documentado, principalmente, utilizando testes mecânicos pós exposição a altas temperaturas (LAM DOS SANTOS; ROSA; AMARAL, 2011; SUN et al., 2016). Desta forma, acreditamos que o contato com o recife supostamente modera a variação térmica e provoca menos estresse na comunidade epibentônica.

Nosso estudo (em particular os resultados nas áreas C e RC) corrobora com o padrão geral observado para obras de engenharia de abrigar menos espécies, quando comparadas com os substratos naturais de referência (PERKINS et al., 2015; FIRTH et al., 2016). Neste contexto, utilizamos como referência substratos de granito encontrados sobre a plataforma recifal (área R) e seu entorno, que estão inseridos em condições ambientais não análogas às obras de proteção costeira aqui analisadas. Inesperadamente, nenhum efeito significativo foi detectado entre a comunidade colonizadora desses substratos e seus respectivos tamanhos ou alturas, possivelmente em decorrência da curta escala de variação. Embora a falta de evidências sobre o tempo de colonização dos substratos, tenha sido um fator limitante em nossas análises, a cobertura do entorno demonstrou ser um fator tão relevante quanto os demais fatores ambientais (e. g. temperatura, turbidez, profundidade) e estruturais (e. g. complexidade, material, rugosidade, orientação), explorados com maior frequência.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

No capítulo 1, contribuímos com uma avaliação geral e abrangente das pesquisas envolvendo colonização em substratos artificiais marinhos. Enfatizamos uma tendência crescente de publicações, predominantemente, em periódicos com elevado fator de impacto, que refletem a relevância acadêmica desse tema e interesse crescente por parte da comunidade científica, ao longo dos anos. Frisamos que muitos dos dados e informações disponibilizados nas publicações não têm formatos ou definições consistentes e, deste modo, não são facilmente comparáveis, sendo esta fragilidade, um forte limitador de nossas análises. Contudo, com a categorização das variáveis foi possível observar alguns padrões referentes à frequência com a qual os grupos aparecem como dominantes nos substratos artificiais, que podem subsidiar estudos subsequentes. Ressaltamos uma carência de estudos nas regiões entremarés que é acentuada por uma perspectiva de ampliação das estruturas de proteção costeira enquanto habitat de mediolitoral e pela perda por submersão e/ou afogamento dos substratos naturais e/ou recifes de mediolitoral, ambos consequência potencial da subida do nível do mar.

No capítulo 2, evidenciamos uma baixa riqueza de táxons em substratos artificiais de granito na zona de mediolitoral em obras de engenharia e, embora a proximidade ao recife natural tenha favorecido a riqueza taxonômica dos substratos artificiais, no geral, foi observado uma alta cobertura por macroalgas e áreas extensas não colonizadas. Além disso, o fator que melhor explicou a colonização dos substratos foi o tipo de entorno (recife, areia ou outros substratos artificiais), desta forma, nos substratos que tiveram uma área sedimentar circundante muito extensa, poucos organismos puderam se estabelecer e se desenvolver.

Diante da proeminente dominância dessas estruturas de defesa costeira, especialmente em regiões de mediolitoral, torna-se imprescindível a ampliação de estudos ecológicos nas estruturas artificiais existentes, uma vez que os modelos construídos, podem não ser adequados para suportar os organismos epibentônicos.

REFERÊNCIAS

- AIROLDI, L.; ABBIATI, M.; BECK, M. W.; HAWKINS, S. J.; JONSSON, P. R.; MARTIN, D.; MOSCHELLA, P. S.; SUNDELOF, A.; THOMPSON, R. C.; ABERG, P. An ecological perspective on the deployment and design of low-crested and other hard coastal protection structures. **Coastal Engineering**, v. 52, p. 1073-1087, 2005.
- AIROLDI, L.; BECK, M. W. Loss, Status and Trends for Coastal Marine Habitats of Europe. **Oceanography and Marine Biology: An Annual Review**, v. 45, p. 345-405, 2007.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 23, p. 32-46, 2001.
- 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**, v. 184, n. 2, p. 217-236, 1994.
- ANTONIADOU, C.; VOULTSIADOU, E.; CHINTIROGLOU, C. Benthic colonization and succession on temperate sublittoral rocky cliffs. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 382, n. 2, p. 145-153, 2010.
- ATILLA, N. Meiofaunal Colonization of Artificial Substrates in an Estuarine Embayment. **Marine Ecology**, v. 21, p. 69-83, 2001.
- ATILLA, N.; FLEEGER, J. W.; FINELLI, C. M. Effects of habitat complexity and hydrodynamics on the abundance and diversity of small invertebrates colonizing artificial substrates. **Journal of Marine Research**, v. 63, p. 1151-1172, 2005.
- AZEVEDO, F. B. B.; CARLONI, G. G.; CARVALHEIRA, L. V. Colonization of benthic organisms on different artificial substratum in Ilha Grande bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 49, n. 2, p. 263-275, 2006.
- BACCHIOCCHI, F.; AIROLDI, L. Distribution and dynamics of epibiota on hard structures for coastal protection. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 56, p. 1157-1166, 2003.
- BAINE, M. Artificial reefs: a review of their design, application, management and performance. **Ocean & Coastal Management**, v. 44, n. 3/4, p. 241-259, 2001.

BALAZY, P.; COPELAND, U.; SOKOŁOWSKI, A. Shipwrecks and underwater objects of the southern Baltic – Hard substrata islands in the brackish, soft bottom marine environment. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 225, p. 106240, 2019.

BALAZY, P.; KUKLINSKI, P. Arctic field experiment shows differences in epifaunal assemblages between natural and artificial substrates of different heterogeneity and origin. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 486, p. 178-187, 2017.

BARRADAS, J. I.; AMARAL, F. D.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; FLORESMONTES, M. J.; STEINER, A. Q. Spatial distribution of benthic macroorganisms on reef flats at Porto de Galinhas Beach (northeastern Brazil), with special focus on corals and calcified hydroids. **Biotemas**, v. 23, n. 2, p. 61-67, 2010.

BARROSO, M. S.; SILVA, B. J.; FLORES MONTES, M. J.; SANTOS, P. J. P. Anthropogenic Impacts on Coral Reef Harpacticoid Copepods. **Diversity**, v. 10, n. 2, p. 32, 2018.

BECKER, K. Attachment strength and colonization patterns of two macrofouling species on substrata with different surface tension (in situ studies). **Marine Biology**, v. 117, n. 2, p. 301-309, 1993.

BERSOZA HERNÁNDEZ, A.; ANGELINI, C. Wood traits and tidal exposure mediate shipworm infestation and biofouling in southeastern U.S. estuaries. **Ecological Engineering**, v. 132, p. 1-12, 2019.

BISHOP, M. J.; MAYER-PINT, M.; AIROLDI, L.; FIRTH, L. B.; MORRIS, R. L.; LOKE, L. H. L.; HAWKINS, S. J.; NAYLOR, L. A.; COLEMANF, R. A.; CHEE, S. Y.; DAFFORN, K. A. Effects of ocean sprawl on ecological connectivity: impacts and solutions. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 492, p. 7-30, 2017.

BLAKEWAY, D.; BYERS, M.; STODDART, J.; ROSSENDELL, J. Coral Colonisation of an Artificial Reef in a Turbid Nearshore Environment, Dampier Harbour, Western Australia. **PLoS ONE**, v. 8, n. 9, p. e75281, 2013.

BODAS FREITAS, I. M.; MARQUES, R. A.; SILVA, E.M. P. University–industry collaboration and innovation in emergent and mature industries in new industrialized countries. **Research Policy**, v. 42, p. 443-453, 2013.

BODIN, P. Results of ecological monitoring of three beaches polluted by the 'Amoco Cadiz' oil spill: development of meiofauna from 1978 to 1984. **Marine Ecology Progress Series**, v. 42, p. 105-123, 1988.

BOMBACE, G.; FABÍ, G.; FIORENTINI, L.; SPERANZA, S. Analysis of the efficacy of artificial reefs located in five different areas of the Adriatic Sea. **Bulletin of Marine Science**, v. 55, n. 2–3, p. 559-580, 1994.

BORNEMANN, L.; MUTZ, R. Growth rates of modern science: A bibliometric analysis based on the number of publications and cited references. **Journal of the Association for Information Science and Technology**, v. 66, n. 11, p. 2215-2222, 2015.

BRAMANTI, L.; MAGAGNINI, G.; DE MAIO, L.; SANTANGELO, G. Recruitment, early survival and growth of the Mediterranean red coral *Corallium rubrum* (L 1758), a 4-year study. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 314, n. 1, p. 69-78, 2005.

BROADUS, R. N. Toward a definition of 'bibliometrics'. **Scientometrics**, v. 12, p. 373-379, 1987.

BROWN, C. J. Epifaunal colonization of the Loch Linnhe artificial reef: Influence of substratum on epifaunal assemblage structure. **Biofouling**, v. 21, n. 2, p. 73-85, 2005.

BULLERI, F.; CHAPMAN, M. G. The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, n. 1, p. 26-35, 2010.

BURCHARTH, H. F.; HAWKINS, S. J.; ZANUTTIGH, B.; LAMBERTI, A. **Environmental design guidelines for low-crested coastal defence structures**. Elsevier, Amsterdam. p. 448, 2007.

BURT, J.; BARTHOLOMEW, A.; BAUMAN, A.; SAIF, A.; SALE, P. F. Coral recruitment and early benthic community development on several materials used in the construction of artificial reefs and breakwaters. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 373, n. 1, p. 72-78, 2009a.

BURT, J.; BARTHOLOMEW, A.; USSEGLIO, P.; BAUMAN, A.; SALE, P. F. Are artificial reefs surrogates of natural habitats for corals and fish in Dubai United Arab Emirates? **Coral Reefs**, v. 28, p. 663-675, 2009b.

CACABELOS, E.; OLABARRIA, C.; INCERA, M.; TRONCOSO, J. S. Effects of habitat structure and tidal height on epifaunal assemblages associated with macroalgae. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 89, n. 1, p. 43-52, 2010.

CANGUSSU, L. C.; ALTVATER, L.; HADDAD, M. A.; CABRAL, A. C.; HEYSE, H. L.; ROCHA, R. M. Substrate type as a selective tool against colonization by non-native sessile invertebrates. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 58, n. 3, p. 219-231, 2010.

CARLTON, J. T. Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. **Biological Conservation**, v. 78, p. 97-106, 1996.

CASEY, R. J.; KENDALL, S. A. Comparisons among colonization of artificial substratum types and natural substratum by benthic macroinvertebrates. **Hydrobiologia**, v. 341, n. 1, p. 57-64, 1996.

CASOLI, E.; RICCI, S.; ANTONELLI, F.; SACCO PERASSO, C.; BELLUSCIO, A.; ARDIZZONE, G. Impact and colonization dynamics of the bivalve *Rocellaria dubia* on limestone experimental panels in the submerged Roman city of Baiae (Naples, Italy). **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 108, p. 9-15, 2016.

CAZENAVE, A.; DIENG, H. B.; MEYSSIGNAC, B.; VON SCHUCKMANN, K.; DECHARME, B.; BERTHIER, E. The rate of sea-level rise. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 5, p. 358-361, 2014.

CEFALÌ, M. E.; CEBRIAN, E.; CHAPPUIS, E.; PINEDO, S.; TERRADAS, M.; MARIANI, S.; BALLESTEROS, E. Life on the boundary: Environmental factors as drivers of habitat distribution in the littoral zone. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 172, p. 81-92, 2016.

CHAGAS, C.; CAVALCANTI, F. F. Taxonomy of calcareous sponges (Porifera, Calcarea) sampled on artificial substrates of a recreational marina in the Tropical Northeastern Brazilian coast. **Zootaxa**, v. 4363, n. 2, p. 203, 2017.

CHAPMAN, M. G.; BULLERI, F. Intertidal seawalls—new features of landscape in intertidal environments. **Landscape and Urban Planning**, v. 62, n. 3, p. 159-172, 2003.

CHAPMAN, M. G.; CLYNICK, B. G. Experiments testing the use of waste material in estuaries as habitat for subtidal organisms. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 338, p. 164-78, 2006.

CLAAR, D. C.; EDWARDS, K. F.; STACHOWICZ, J. J. Positive and negative effects of a dominant competitor on the settlement, growth, and survival of competing species in an epibenthic community. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 399, n. 2, p. 130-134, 2011.

CONNELL, J. H. The Influence of Interspecific Competition and Other Factors on the Distribution of the Barnacle *Chthamalus Stellatus*. **Ecology**, v. 42, n. 4, p. 710-723, 1961.

CONNELL, S. D. Effects of surface orientation on the cover of epibiota. **Biofouling**, v. 14, n. 3, p. 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**, v. 52, n. 2, p. 115-125, 2001.

CONNELL, S.; GLASBY, T. Do urban structures influence local abundance and diversity of subtidal epibiota? A case study from Sydney Harbour, Australia. **Marine Environmental Research**, v. 47, n. 4, p. 373-387, 1999.

CROSSLAND, C. J.; BAIRD, D.; DUCROTOY, J. P.; LINDEBOOM, H.; BUDDEMEIER, R. W.; DENNISON, W. C.; MAXWELL, B. A.; SMITH, S. V.; SWANEY, D. P. The Coastal Zone — a Domain of Global Interactions. **Global Change — The IGBP Series**, p. 1-37, 2005.

CROSSMAN, M.; SEGURA-DOMINGUEZ, S.; ALLSOP, W. Low-Cost Rock Structures for Beach Control and Coast Protection. **London: Defra-Flood Management Division**, p. 65, 2003.

DA GAMA, B. A. P.; PEREIRA, R. C.; COUTINHO, R. Bioincrustação marinha. In: PEREIRA, R.C.; SOARES-GOMES, A. (orgs.) **Biologia Marinha**. 2ª edição, editora Interciência, Rio de Janeiro, p. 299-318, 2009.

- DAFFORN, K. A.; GLASBY, T. M.; AIROLDI, L.; RIVERO, N. K.; MAYER-PINTO, M.; JOHNSTON, E. L. Marine urbanization: an ecological framework for designing multifunctional artificial structures. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, n. 2, p. 82-90, 2015.
- DAMVELD, J. H.; VAN DER REIJDEN, K. J.; CHENG, C.; KOOP, L.; HAAKSMA, L. R.; WALSH, C. A. J.; SOETAERT, K.; B.W.; BORSJE, L.L.; GOVERS, P.C. ROOS, H. OLFF; HULSCHER, S. J. M. H. Video transects reveal that tidal sand waves affect the spatial distribution of benthic organisms and sand ripples. **Geophysical Research Letters**, v. 45, n. 21, 2018.
- DANG, H.; LOVELL, C. R. Microbial Surface Colonization and Biofilm Development in Marine Environments. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**, v. 80, n. 1, p. 91-138, 2015.
- DIKOU A.; VAN WOESIK, R. Survival under chronic stress from sediment load: spatial patterns of hard coral communities in the southern islands of Singapore. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, p. 1340-1354, 2006.
- DITTMANN, S. Zonation of benthic communities in a tropical tidal flat of north-east Australia. **Journal of Sea Research**, v. 43, n. 1, p. 33-51, 2000.
- DIXON, J. A.; SCURA, L. F.; VAN'T HOF, T. Meeting ecological and economic goals: marine parks in the Caribbean. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 22, n. 2, p. 117-125, 1993.
- DONG, P. An assessment of groyne performance in the United Kingdom. **Coastal Management**, v. 32, n. 2, p. 203-213, 2004.
- DUARTE, C. M. Global change and the future ocean: a grand challenge for marine sciences. **Frontiers in Marine Science**, v. 1, n. 63, p. 1-16, 2014.
- DUGAN, J. E.; AIROLDI, L.; CHAPMAN, M. G.; WALKER, S. J.; SCHLACHER, T. Estuarine and Coastal Structures: Environment effects, a focus on shore and nearshore structures. **Treatise on Estuarine and Coastal Science**, v. 8, p. 17-41, 2011.
- DWARAKISH, G. S.; SALIM, A. M. Review on the Role of Ports in the Development of a Nation. **Aquatic Procedia**, v. 4, p. 295-301, 2015.

EDWARDS, K. F.; AQUILINO, K. M.; BEST, R. J.; SELLHEIM, K. L.; STACHOWICZ, J. Prey diversity is associated with weaker consumer effects in a meta-analysis of benthic marine experiments. **Ecology Letters**, v. 13, p. 194-201, 2010.

ELLEGAARD, O.; WALLIN, J. A. The bibliometric analysis of scholarly production: How great is the impact? **Scientometrics**, v. 105, p. 1809-1831, 2015.

FEARY, D. A.; BURT, J. A.; BARTHOLOMEW, A. Artificial marine habitats in the Arabian Gulf: Review of current use, benefits and management implications. **Ocean & Coastal Management**, v. 54, n. 10, p. 742-749, 2011.

FIRTH, L. B.; KNIGHTS, A. M.; BRIDGER, D.; EVANS, A. J.; MIESZKOWSKA, N.; MOORE, P. J.; O'CONNOR, N. E.; SHEEHAN, E. V.; THOMPSON, R. C.; HAWKINS, S. J. Ocean sprawl: Challenges and opportunities for biodiversity management in a changing world. **Oceanography and Marine Biology: An Annual Review**, v. 54, p. 193-269, 2016.

FIRTH, L. B.; MIESZKOWSKA, N.; THOMPSON, R. C.; HAWKINS, S. J. Climate change and adaptational impacts in coastal systems: the case of sea defences. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 15, n. 9, p. 1665-1670, 2013.

FIRTH, L. B.; THOMPSON, R. C.; BOHN, K.; ABBIATI, M.; AIROLDI, L.; BOUMA, T. J.; BOZZEDA, F.; CECCHERELLI, V. U.; COLANGELO, M. A.; EVANS, A.; FERRARIO, F.; HANLEY, M. E.; HINZ, H.; HOGGART, S.P.G.; JACKSON, J. E.; MOORE, P.; MORGAN, E. H.; PERKOL-FINKEL, S.; SKOV, M.W.; STRAIN, E. M.; BELZEN, J. V.; HAWKINS, S. J. Between a rock and a hard place: Environmental and engineering considerations when designing coastal defence structures. **Coastal Engineering**, v. 87, p. 122-135, 2014.

GAGE J. D.; TYLER, P. A. **Deep-Sea Biology**. Cambridge University Press, Cambridge: p. 504, 1991.

GAN, Z.; YUAN, J.; LIU, X.; DONG, D.; LI, F.; LI, X. Comparative transcriptomic analysis of deep- and shallow-water barnacle species (Cirripedia, Poecilasmatidae) provides insights into deep-sea adaptation of sessile crustaceans. **BMC Genomics**, v. 21, n. 240, p. 240, 2020.

GASSON, K.; HERBERT, R; PONSFORD, A. Fractional Authorship & Publication Productivity. **ICSR Perspectives**, v. 1, p. 7, 2019.

GENZANO, G. N.; MERETTA, P. E.; BREMEC, C. Macrobenthic colonization on the derelict Fisheries Vessel Khronometer, Cristo Rey Submarine Park, Argentina. **Marine Ecology**, v. 39, n. 2, 2018.

GIELFI, G. G.; FURTADO, A; TIJSSEN, R. J. W. R&D funding policy and university-industry research collaboration in Brazil: the case of Petrobras. **1º Encontro da Nacional de Economia Industrial e Inovação**, v. 3, n. 4, p. 1299-1315, 2016.

GLASBY T. M.; CONNELL S. D.; HOLLOWAY M.; HEWITT C. Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? **Marine Biology**, v. 151, p. 887-895, 2007.

GLASBY, T. M. Surface composition and orientation interact to affect subtidal epibiota. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 248, n. 2, p. 177-190, 2000.

GOBIN, J. F. Free-living marine nematodes of hard bottom substrates in Trinidad and Tobago, West Indies. **Bulletin of Marine Science**, v. 81, n. 1, p. 73-84, 2007.

GONZÁLEZ-DUARTE, M. M.; FERNÁNDEZ-MONTBLANC, T.; BETHENCOURT, M.; IZQUIERDO, A. Effects of substrata and environmental conditions on ecological succession on historic shipwrecks. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 200, p. 301-310, 2018.

GRAUS, R. R.; MACINTYRE, I. G. GRAUS, R. R. The zonation patterns of Caribbean coral reefs as controlled by wave and light energy input, bathymetric setting and reef morphology: computer simulation experiments. **Coral Reefs**, v. 8, n. 1, p. 9-18, 1989.

GREENE, C. H.; SCHOENER, A. Succession on marine hard substrata: A fixed lottery. **Oecologia**, v. 55, n. 3, p. 289-297, 1982.

GROSHOLZ, E.D.; RUIZ, G. M.; DEAN, C. A.; SHIRLEY, K. A.; MARON, J. L.; CONNORS, P. G. The impacts of a nonindigenous marine predator in a California bay. **Ecology**, v. 81, n. 5, p. 1206–1224, 2000.

GRÜNBAUM, H.; BERGMAN, G.; ABBOTT, D. P.; OGDEN, J. C. Intraspecific agonistic behavior in the rock-boring sea urchin *Echinometra lucunter* (L.) (Echinodermata: Echinoidea). **Bulletin of Marine Science**, v. 28, n. 1, p. 181-188, 1978.

GUARNIERI, G.; TERLIZZI, A.; BEVILACQUA, S.; FRASCHETTI, S. Local vs regional effects of substratum on early colonization stages of sessile assemblages. **Biofouling**, v. 25, n. 7, p. 593-604, 2009.

HALE, R.; CALOSI, P.; MCNEILL, L.; MIESZKOWSKA, N.; WIDDICOMBE, S. Predicted levels of future ocean acidification and temperature rise could alter community structure and biodiversity in marine benthic communities. **Oikos**, v. 120, n. 5, p. 661-674, 2011.

HALL, A. E.; HERBERT, R. J. H.; BRITTON, J. R.; HULL, S. L. Ecological enhancement techniques to improve habitat heterogeneity on coastal defence structures. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 210, p. 68-78, 2018.

HANLON, N.; FIRTH, L. B.; KNIGHTS, A. M. Time-dependent effects of orientation, heterogeneity and composition determines benthic biological community recruitment patterns on subtidal artificial structures. **Ecological Engineering**, v. 122, p. 219-228, 2018.

HISCOCK, K.; SHARROCK, S.; HIGHFIELD, J.; SNELLING, D. Colonization of an artificial reef in south-west England—ex-HMS “Scylla”. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 1, p. 69 – 94, 2010.

HURLBUT, C. J. Community recruitment: Settlement and juvenile survival of seven co-occurring species of sessile marine invertebrates. **Marine Biology**, v. 109, n. 3, p. 507-515, 1991.

IPCC. IPCC - Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate [Pörtner H-O; Roberts DC; Masson-Delmotte V; Zhai P; Tignor M; Poloczanska E; Mintenbec K; Nicolai M; Okem A; Petzold J; Rama B; Weyer N (eds.)]. In press, 2019.

IVKIĆ, A.; STEGER, J.; GALIL, B. S.; ALBANO, P. G. The potential of large rafting objects to spread Lessepsian invaders: the case of a detached buoy. **Biological Invasions**, v. 21, p. 1887-1893, 2019.

JACOBI, C. M.; LANGEVIN, R. Habitat geometry of benthic substrata: effects on arrival and settlement of mobile epifauna. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 206, p. 39-54, 1996.

JALES, M. C.; FEITOSA F. A. N.; KOENING, M. L.; BASTOS R. B.; MACHADO, R. C. A. O Ecossistema Recifal De Serrambi (Nordeste Do Brasil): Biomassa Fitoplanctônica e Parâmetros Hidrológicos. **Atlântica**, v. 34, p. 87-102, 2012.

JEBARATHANAM, P. P. J.; GANESAN, N.; BOSE, R. B.; SHUNMUGAVEL, R., CHOKALINGAM MUTHIAH, R.; ALI, A. J.; ARSHAN, M. K.; RAVICHANDRAN, V. Impact of artificial coastal protection structures on Ascidians settlement along the Tamil Nadu coast, India. **Oceanologia**, v. 61, n.1, p. 60-67, 2018.

JENKINS, S. R. Larval habitat selection, not larval supply, determines settlement patterns and adult distribution in two chthamalid barnacles. **Journal of Animal Ecology**, v. 74, p. 893-904, 2005.

JIMENEZ, C.; HADJIOANNOU, L.; PETROU, A.; ANDREOU, V.; GEORGIU, A. Fouling Communities of Two Accidental Artificial Reefs (Modern Shipwrecks) in Cyprus (Levantine Sea). **Water**, v. 9, n. 1, p. 11, 2017.

KAWAMURA, G.; BAGARINAO, T. U.; YONG, A. S. K.; FAISAL, A. B.; LIM, L. Limit of colour vision in dim light in larvae of the giant freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii*. **Fisheries Science**, v. 84, n. 2, p. 365-371, 2018.

KELLY, N. E.; METAXAS A. Diversity of invertebrate colonists on simple and complex substrates at hydrothermal vents on the Juan de Fuca Ridge. **Aquatic Biology**, v. 3, n. 3, p. 271-281, 2008.

KENNEDY, A.; JACOBY, C. Biological indicators of marine environmental health: meiofauna—a neglected benthic component? **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 54, p. 47-68, 1999.

KIM, T. W.; MICHELI, F. Decreased solar radiation and increased temperature combine to facilitate fouling by marine non-indigenous species. **Biofouling**, v. 29, n. 5, p. 501-512, 2013.

KLÔH, A. S.; FARRAPEIRA, C. M. R.; RIGO, A. P. R.; ROCHA, R. M. Intertidal native and introduced barnacles in Brazil: distribution and abundance. **Marine Biodiversity Records**, v. 6, p. e102, 2013.

KOPP, R. E.; HORTON, R. M.; LITTLE, C. M.; MITROVICA, J. X.; OPPENHEIMER, M.; RASMUSSEN, D. J.; TEBALDI, C. Probabilistic 21st and 22nd century sea-level projections at a global network of tide-gauge sites. **Earth's Future**, v. 2, n. 8, p. 383-406, 2014.

KREMER, L. P.; ROCHA, R. M.; ROPER, J. J. An experimental test of colonization ability in the potentially invasive *Didemnum perlucidum* (Tunicata, Ascidiacea). **Biological Invasions**, v. 12, n. 6, p. 1581-1590, 2010.

KRONE, R.; DEDERER, G.; KANSTINGER, P.; KRÄMER, P.; SCHNEIDER, C.; SCHMALENBACH, I. Mobile demersal megafauna at common offshore wind turbine foundations in the German Bight (North Sea) two years after deployment - increased production rate of *Cancer pagurus*. **Marine Environmental Research**, v. 123, p. 53-61, 2017.

LAM DOS SANTOS, J. P.; ROSA, L. G.; Amaral, P.M. Temperature effects on mechanical behaviour of engineered stones. **Construction and Building Materials**, v. 25, n. 1, p. 171-174, 2011.

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**, v. 218, p. 973-980, 2016.

LIRA, S. M. DE A.; FARRAPEIRA, C. M. R.; AMARAL, F. M. D.; RAMOS, C. A. C. Sessile and sedentary macrofauna from the Pirapama Shipwreck, Pernambuco, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 155-165, 2010.

LOYA, Y. Community structure and species diversity of hermatypic corals at Eilat, Red Sea. **Marine Biology**, v. 13, n. 2, p. 100-123, 1972.

LOYA, Y. Plotless and transect methods. In: STODDART, D. R.; JOHANNES, R. F. eds. **Coral reefs: research methods**. Paris, United Nations, p. 197-217, 1978.

MALLELA, J.; MILNE, B. C.; MARTINEZ-ESCOBAR, D. A comparison of epibenthic reef communities settling on commonly used experimental substrates: PVC versus ceramic tiles. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 486, p. 290-295, 2017.

MANRIQUEZ, P.; FICA, E.; ORTIZ, V.; CASTILLA, J. C. Bio-incrustantes marinos en el canal de Chacao, Chile: un estudio sobre potenciales interacciones con estructuras manufacturadas por el hombre. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, v. 49, n. 2, p. 243-265, 2014.

MANSO, V. A. V.; COUTINHO, P. N.; GUERRA, N. C.; JUNIOR, C. F. A. S. “Pernambuco”, in Erosão e progradação da costa brasileira. Org. por Ministério do Meio Ambiente, Brasil, p. 181-196, 2006.

MASI, B. P.; COUTINHO, R.; ZALMON, I. R. Analytical successional tools of fouling communities submitted to different light effects. **Community Ecology**, v. 17, n. 2, p. 178-187, 2016.

MASI, B. P.; MACEDO, I. M.; ZALMON, I. R. Benthic Community Zonation in a Breakwater on the North Coast of the State of Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian archives of biology and technology**, v. 52, n. 3, p. 637-646, 2009.

MAUGHAN, B. C. The effects of sedimentation and light on recruitment and development of a temperate, subtidal, epifauna community. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 256, p. 59-71, 2001.

MCARDLE B. H.; ANDERSON M. J. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance based redundancy analysis. **Ecology**, v. 82, p. 290-297, 2001.

MCGUINNESS, K. A.; UNDERWOOD, A. J. Habitat structure and the nature of communities on intertidal boulders. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 104, n. 1-3, p. 97-123, 1986.

MCLEAN, E. Background color and cultured invertebrates – A review. **Aquaculture**, v. 537, p. 736523, 2021.

MICHENER, W. K.; BLOOD, E. R.; BILDSTEIN, K. L.; BRINSON, M. M.; GARDNER, L. R. Climate change, hurricanes and tropical storms, and rising sea level in coastal wetlands. **Ecological Applications**, v. 7, n. 3, p. 770-801, 1997.

MIRTO, S.; DANOVARO, R. Meiofaunal colonisation on artificial substrates: a tool for biomonitoring the environmental quality on coastal marine systems. **Marine Pollution Bulletin**, v. 48, n. 9/10, p. 919-926, 2004.

MOHER, D.; LIBERATI, A.; TETZLAFF, J.; ALTMAN, D. G. Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses: The PRISMA Statement. **International Journal of Surgery and Medicine**, v. 8, n. 5, p. 336-341, 2010.

MOHSIN A.; AL-SOFYANI, A.; SATHEESH, S. Recruitment patterns of the solitary ascidian *Phallusia nigra Savigny*, 1816 on artificial substrates submerged in the central Red Sea, Saudi Arabia. **Oceanological and Hydrobiological Studies**, v. 48, n. 3, p. 262-269, 2019.

MOLNAR, J. L.; GAMBOA, R. L.; REVENGA, C.; SPALDING, M. D. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 9, p. 485-492, 2008.

MORGAN, S. G.; FISHER, J. L.; MACE, A. J. Larval recruitment in a region of strong, persistent upwelling and recruitment limitation. **Marine Ecology Research**, v. 394, p. 79-99, 2009.

MOSCHELLA, P. S.; ABBIATI, M.; ÅBERG, P.; AIROLDI, L.; ANDERSON, J. M. ; F. BACCHIOCCHI, F.; BULLERI, F.; DINESEN, G. E.; FROST, M.; GACIA, E.; GRANHAG, L.; JONSSON, P.R; SATTA, M.P.; SUNDELÖF, A.; THOMPSON, R.C.; HAWKINS, S.J. Low-crested coastal defence structures as artificial habitats for marine life: Using ecological criteria in design. **Coastal Engineering**, v. 52, p. 1053-1071, 2005.

MOSS, K. R. K.; MOSS, S. M. Effects of Artificial Substrate and Stocking Density on the Nursery Production of Pacific White Shrimp *Litopenaeus vannamei*. **Journal of the World Aquaculture Society**, v. 35, n. 4, p. 536-542, 2004.

MUHAMMAD FAIZ, M. H.; SHAHBUDIN, S.; MUKAI, Y. Coral recruitment success and sessile benthic colonisation estimation in Tioman Island Marine Park, Malaysia. **Journal of Coastal Conservation**, v. 21, n. 6, p. 883-891, 2017.

MURTAUGH, M. P.; HERNÁNDEZ, L. Inventario de la macro-fauna reclutada sobre sustrato artificial suspendido en bahía Concepción, Baja California Sur, México. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 85, n. 2, p. 402-413, 2014.

NAVARRETE, S. A.; PARRAGUÉ, M.; OSIADACZ, N.; ROJAS, F.; BONICELLI, J.; FERNÁNDEZ, M.; ARBOLEDA-BAENAA, C.; PEREZ-MATUSA, A.; FINKE, R. Abundance, composition and succession of sessile subtidal assemblages in high wave-energy environments of Central Chile: Temporal and depth variation. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 512, p. 51-62, 2019.

NEVES, C. F.; MUEHE, D. Vulnerabilidade, impactos e adaptação a mudanças do clima: a zona costeira. **Parcerias Estratégicas**, v. 27, p. 218-295, 2008.

NG, C. S. L.; LIM, S. C.; ONG, J. Y.; TEO, L. M. S.; CHOU, L. M.; CHUA, K. E.; TAN, K. S. Enhancing the biodiversity of coastal defence structures: transplantation of nursery-reared reef biota onto intertidal seawalls. **Ecological Engineering**, v. 82, p. 480-486, 2015.

NICHOLLS, R. J.; WONG, P. P.; BURKETT, V. R.; CODIGNOTTO, J. O.; HAY, J. E.; MCLEAN, R. F.; RAGOONADEN, S.; WOODROFFE, C. D.; Coastal systems and low-lying areas. In: PARRY, M.L., CANZIANI, O. F.; PALUTIKOF, J. P.; VAN DER LINDEN, P. J.; HANSON, C. E. (Eds.), *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, p. 315-356, 2007.

PERKINS, M. J.; NG, T. P. T.; DUDGEON, D.; BONEBRAKE, T. C.; LEUNG, K. M. Y. Conserving intertidal habitats: What is the potential of ecological engineering to mitigate impacts of coastal structures? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 167, p. 504-515, 2015.

PERKOL-FINKEL, S.; BENAYAHU, Y. Differential recruitment of benthic communities on neighboring artificial and natural reefs. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 340, n. 1, p. 25-39, 2007.

PERKOL-FINKEL, S.; BENAYAHU, Y. Recruitment of benthic organisms onto a planned artificial reef: shifts in community structure one decade post-deployment. **Marine Environmental Research**, v. 59, p. 79-99, 2005.

PETERSON, C. H. Predation, Competitive Exclusion, and Diversity in the Soft-Sediment Benthic Communities of Estuaries and Lagoons. In: LIVINGSTON, R. J. (eds). **Ecological Processes in Coastal and Marine Systems**. Boston: Springer, p. 233-264, 1979.

PLUME, A.; VAN WEIJEN, D. Publish or perish? The rise of the fractional author. Research Trends. Disponível em: <<https://www.researchtrends.com/issue-38-september-2014/publish-or-perish-the-rise-of-the-fractional-author/>>, 2014.

QVARFORDT, S.; KAUTSKY, H.; MALM, T. Development of fouling communities on vertical structures in the Baltic Sea. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 67, n. 4, p. 618-628, 2006.

RABELO, E. F.; SOARES, M. O.; MATTHEWS-CASCON, H. Competitive interactions among zoanthids (cnidaria: zoanthidae) in an intertidal zone of northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 61, n. 1, p. 35-42, 2013.

RAMADAN, SH. E.; KHEIRALLAH, A. M.; ABDEL-SALAM, KH. M. Marine fouling community in the Eastern harbour of Alexandria, Egypt compared with four decades of previous studies. **Mediterranean Marine Science**, v. 7, n. 2, p. 19-29, 2006.

RAMALHOSA, P.; SOUTO, J.; CANNING-CLODE, J. Diversity of Bugulidae (Bryozoa, Cheilostomata) colonizing artificial substrates in the Madeira Archipelago (NE Atlantic Ocean). **Helgoland Marine Research**, v. 71, n. 1, 2016.

RIEGL, B.; BRANCH, G. M. Effects of sediment on the energy budgets of four scleractinian (Bourne 1900) and five alcyonacean (Lamouroux 1816) corals. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 186, p. 259-275, 1995.

RIERA, L.; RAMALHOSA, P.; CANNING-CLODE, J.; GESTOSO, I. Variability in the settlement of non-indigenous species in benthic communities from an oceanic island. **Helgoland Marine Research**, v. 72, n. 1, p. 15, 2018.

RUHL, H. A.; SMITH, K. L. Shifts in deep-sea community structure linked to climate and food supply. **Science**, v. 305, n. 5683, p. 513-515, 2004.

RUITTON, S.; FRANCOUR, P.; BOUDOURESQUE, C. F. Relationships between Algae, Benthic Herbivorous Invertebrates and Fishes in Rocky Sublittoral Communities of a Temperate Sea (Mediterranean). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 50, n. 2, p. 217-230, 2000.

RULE, M. J.; SMITH, S. D. A. Spatial variation in the recruitment of benthic assemblages to artificial substrata. **Marine Ecology Progress Series**, v. 290, p. 67-78, 2005.

RUMMEL, C. D.; JAHNKE, A.; GOROKHOVA, E.; KÜHNEL, D.; SCHMITT-JANSEN, M. Impacts of Biofilm Formation on the Fate and Potential Effects of Microplastic in the Aquatic Environment. **Environmental Science & Technology Letters**, v. 4, p. 258-267, 2017.

SALINAS-DE-LEÓN P.; COSTALES-CARRERA, A.; ZELJKOVIC, S; SMITH, D. J.; BELL J. J. Scleractinian settlement patterns to natural cleared reef substrata and artificial settlement panels on an Indonesian coral reef. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 93, p. 80-85, 2011.

SASSI, R.; KUTNER, M.B.B.; MOURA, G.F. Studies on the decomposition of drift seaweed from the northeast Brazilian coastal reefs. **Hydrobiologia**, v. 157, n. 2, p. 187-192, 1988.

SATHEESH, S.; GODWIN WESLEY, S. Seasonal variability in the recruitment of macrofouling community in Kudankulam waters, east coast of India. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 79, n. 3, p. 518-524, 2008.

SEGAL, B.; CASTRO, C. B. Slope preferences of Reef corals (Cnidaria, Scleractinia) in the Abrolhos Archipelago, Brazil. **Boletim do Museu Nacional, Nova Série, Zoologia, Rio de Janeiro**, v. 418, p. 1-10, 2000.

SEMPERE-VALVERDE, J.; OSTALÉ-VALRIBERAS, E.; FARFÁN, G. M.; ESPINOSA, F. Substratum type affects recruitment and development of marine assemblages over artificial substrata: A case study in the Alboran Sea. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 204, p. 56-65, 2018.

SEMPRUCCI, F.; SBROCCA, C.; ROCCHI, M.; BALSAMO, M. Marine Biological Association of the United Kingdom. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 95, n. 2, p. 247-254, 2015.

SEURONT, L.; NICASTRO, K. R.; ZARDI, G. I.; GOBERVILLE, E. Decreased thermal tolerance under recurrent heat stress conditions explains summer mass mortality of the blue mussel *Mytilus edulis*. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 17498, 2019.

SHIN, P. K. S.; CHEUNG, S. G.; TSANG, T. Y.; WAI, H. Y. Ecology of Artificial Reefs in the Subtropics. **Advances in Marine Biology**, v. 68, p. 1-63, 2014.

SIDDIK, A. A.; AL-SOFYANI, A. A.; BA-AKDAH, M. A.; SATHEESH, S. 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**, v. 99, n. 4, p. 1-10, 2018.

SIMON, T.; JOYEUX, J.-C.; PINHEIRO, H. T. Fish assemblages on shipwrecks and natural rocky reefs strongly differ in trophic structure. **Marine Environmental Research**, v. 90, p. 55-65, 2013.

SOARES JUNIOR, C. F. A. Influência das ondas e das características geomorfológicas no zoneamento territorial costeiro entre Porto de Galinhas e Rio Formoso, Litoral Sul de Pernambuco - Brasil. Tese (doutorado) - Centro de Tecnologia e Geociências, Programa de Pós-graduação em Geociências, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, p. 142, 2014.

STEINER, A. Q.; AMARAL, F. M. D.; AMARAL, J. R. B. C.; SASSI, R.; BARRADAS, J. I. Zonação de recifes emersos da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais, Nordeste do Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 105, n. 2, p. 184-192, 2015.

STOLK, P.; MARKWELL, K.; JENKINS, J. M. Artificial Reefs as Recreational Scuba Diving Resources: A Critical Review of Research. **Journal of Sustainable Tourism**, v. 15, n. 4, p. 331-350, 2007.

SUN, Q.; LÜ, C.; CAO, L.; LI, W.; GENG, J.; ZHANG, W. Thermal properties of sandstone after treatment at high temperature. **International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences**, v. 85, p. 60–66, 2016.

SVANE, I.; PETERSEN, J. K. On the problems of epibioses, fouling and artificial reefs, a review. P.S.Z.N. **Marine Ecology**, v. 22, p. 169-188, 2001.

SVANE, I.; YOUNG, C. M. The ecology and behaviour of ascidian larvae. **Oceanography and Marine Biology**, v. 27, p. 45-90, 1989.

TAKI, Y.; OGASAWARA, Y.; IDO, Y.; YOKOYAMA, N. Colour factors influencing larval settlement of Barnacles, *Balanus amphitrite* sub spp. **Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries**, v. 46, p. 133-138, 1980.

TAO, Y.; WEN-XIA, Y.; GUAN-HE, L.; YU, D.; HUA-JIE, W.; YAN, Y. Marine biofouling in offshore areas south of Hainan Island, northern South China Sea. **Chinese Journal of Oceanology and Limnology**, v. 18, n. 2, p.132-139, 2000.

TESSLER, M. G.; GOYA, S. C. Processos costeiros condicionantes do litoral brasileiro. **Revista do Departamento de Geografia, USP**, v. 17, p. 11-23, 2005.

THOMPSON, R. C.; CROWE, T. P.; HAWKINS, S. J. Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. **Environmental Conservation**, v. 29, n. 2, p. 168-191, 2002.

TIBBETTS, J. Coastal cities: living on the edge. **Environmental Health Perspectives**, v. 110, n. 11, p. 674-681, 2002.

TOMASCIK, T. Settlement patterns of Caribbean scleractinian corals on artificial substrata along a eutrophication gradient, Barbados, West Indies. **Marine Ecology Progress Series**, v. 77, n. 2/3, p. 261-269, 1991.

TYRELL, M. C.; BYERS, J. E. Do artificial substrates favor nonindigenous fouling species over native species? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 342, n. 1, p. 54-60, 2007.

UNDERWOOD, A. J.; KINGSFORD, M. J.; ANDREW, N. L. Patterns in shallow subtidal marine assemblages along the coast of New South Wales. **Austral Ecology**, v. 16, n. 2, p. 231-249, 1991.

UNESCO. How much does your country invest in R&D? Disponível em:

<<http://uis.unesco.org/apps/visualisations/research-and-development-spending/>>. Acesso em: 20 de Maio de 2021.

VAN DEN HOEK, C.; CORTEL-BREEMAN, A. M.; WANDERS, J. B.

W. Algal zonation in the fringing reef of Curaçao, Netherlands Antilles, in relation to zonation of corals and gorgonians. **Aquatic Botany**, v. 1, p. 269-308, 1975.

VAN DER STAP, T.; COOLEN, J. W. P.; LINDEBOOM, H. J. Marine Fouling Assemblages on Offshore Gas Platforms in the Southern North Sea: Effects of Depth and Distance from Shore on Biodiversity. **PLOS ONE**, v. 11, n. 1, p. e0146324, 2016.

VAZ-PINTO, F.; TORRONTegi, O.; PRESTES, A. C. L.; ÁLVARO, N. V.; NETO, A. I.; MARTINS, G. M. Invasion success and development of benthic assemblages: Effect of timing, duration of submersion and substrate type. **Marine Environmental Research**, v. 94, p. 72-79, 2013.

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**, v. 28, n. 4, p. 435-445, 2007.

WALTERS, L. J.; WETHEY, D. S. Settlement, refuges, and adult body form in colonial marine invertebrates: a field experiment. **Biology Bulletin**, v. 180, p. 112-118, 1986.

WATANABE, J. M. The influence of recruitment, competition, and benthic predation on spatial distributions of three species of Kelp Forest gastropods (Trochidae: Tegula). **Ecology**, v. 65, n. 3, p. 920-936, 1984.

WETZEL, M. A.; SCHOLLE, J.; TESCHKE, K. Artificial structures in sediment-dominated estuaries and their possible influences on the ecosystem. **Marine Environmental Research**, v. 99, p. 125-135, 2014.

WILSON, H. L.; JOHNSON, M. F.; WOOD, P. J.; THORNE, C. R.; EICHHORN, M. P. Anthropogenic litter is a novel habitat for aquatic macroinvertebrates in urban rivers. **Freshwater Biology**, v. 66, p. 524-534, 2020.

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

YE, S.; ANDRADY, A. L. Fouling of floating plastic debris under Biscayne Bay exposure conditions. **Marine Pollution Bulletin**, v. 22, n. 12, p. 608-613, 1991.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. 3ª edição, editora Prentice-Hall, New Jersey, p. 662, 1996.

APÊNDICE A – Tabela de contingência: fator tipo de substrato

Frequências observadas dos grupos dominantes para o fator tipo de substrato. CC: Concreto e Cimento; CT: Cerâmica e Tijolo; Met: Metais; Mad: Madeira; P: Plástico; PS: Plásticos *Soft*; R: Rocha; VFV: Vidro e Fibra de Vidro.

Substratos	Grupos dominantes															Total
	Porifera	Actiniaria	Alcyonacea	Hydrozoa	Scleractinia	Nematoda	Cirripedia	Polychaeta	Bivalvia	Mollusca	Crustacea	Bryozoa	Echinodermata	Asciacea	Algae	
CC	4	4	1	2	1	0	11	10	19	1	11	13	6	9	13	105
CT	0	0	0	0	1	0	2	2	3	0	2	2	0	2	5	19
Met	3	8	2	5	0	0	7	4	16	1	9	11	5	2	9	82
Mad	0	4	0	6	0	0	10	6	13	2	8	11	4	3	8	75
P	8	0	2	5	8	1	10	12	7	0	4	23	0	20	7	107
PS	2	0	0	1	0	2	2	5	5	3	7	4	1	2	2	36
R	2	0	0	2	1	0	9	5	4	2	0	9	2	7	9	52
VFV	0	0	0	0	0	0	4	3	3	1	2	4	0	1	2	20
Total	19	16	5	21	11	3	55	47	70	10	43	77	18	46	55	496

APÊNDICE B – Tabela de contingência: fator profundidade

Frequências observadas dos grupos dominantes para o fator profundidade.

Profundidade	Grupos Dominantes														
	Porifera	Actinaria	Alcyonacea	Hydrozoa	Scleractinia	Nematoda	Cirripedia	Polychaeta	Bivalvia	Mollusca	Crustacea	Bryozoa	Echinodermata	Asciacea	Algae
Até 1 m	4	4	1	2	1	0	11	10	19	1	11	13	6	9	13
>1 m a 20 m	2	0	0	1	0	2	2	5	5	3	7	4	1	2	2
>20 m	8	0	2	5	8	1	10	12	7	0	4	23	0	20	7
Total	19	16	5	21	11	3	55	47	70	10	43	77	18	46	55

APÊNDICE C – Tabela de contingência: fator tempo de colonização

Frequências observadas dos grupos dominantes para o fator tempo de colonização.

Tempo de colonização	Grupos Dominantes															Total
	Porifera	Actinaria	Alcyonacea	Hydrozoa	Scleractinia	Nematoda	Cirripedia	Polychaeta	Bivalvia	Mollusca	Crustacea	Bryozoa	Echinodermata	Ascidacea	Algae	
Até 3 meses	3	6	0	9	0	3	23	22	23	3	14	32	7	17	28	190
>3 meses	12	7	1	3	7	0	14	14	27	4	15	32	10	18	18	182
a 1 ano	5	3	3	9	4	0	18	11	20	3	14	13	1	11	9	124
>1 ano	5	3	3	9	4	0	18	11	20	3	14	13	1	11	9	124
Total	20	16	4	21	11	3	55	47	70	10	43	77	18	46	55	496