Roteiro Metodológico de Aplicação dos Protocolos Básicos dos Alvos Globais

Componente Ambiente Recifal
Subprograma Marinho e Costeiro





Presidente da República
Luiz Inácio Lula da Silva

Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima
João Paulo Ribeiro Capobianco

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)
Mauro Oliveira Pires

Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade (DIBIO)
Marcelo Marcelino de Oliveira

Coordenação-Geral de Pesquisa e Monitoramento da Biodiversidade (CGPEQ)
Cecília Cronemberger de Faria

Coordenação de Monitoramento da Biodiversidade (COMOB)
Rodrigo Silva Pinto Jorge

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Sudeste e Sul (CEPSUL)
Luiz Fernando Guimarães Brutto

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Tartarugas Marinhas e da Biodiversidade Marinha do Leste (TAMAR)
João Carlos Alciati Thomé

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Nordeste (CEPENE)
Leonardo Tortoriello Messias

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Norte (CEPNOR)
Alex Garcia Cavalleiro de Macedo Klautau

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Sociobiodiversidade Associada a Povos e Comunidades Tradicionais (CNPT)
Louiziane Gabrielle Souza Soeiro

Organizadores
Programa Monitora (organização institucional)
Adriana Carvalhal Fonseca
Iara Braga Sommer
Laura Shizue Moriga Masuda
Rachel Klaczko Acosta

Textos
Adriana Carvalhal Fonseca
Áthila Bertoncini
Augusto Alves Machado
Maíra Borgonha

Revisão de textos
Bruna Eduarda Duarte de Freitas

Capa
Áthila Bertoncini (Reserva biológica Marinha do Arvoredo/SC)

Design gráfico e diagramação
Áthila Bertoncini

Ilustrações
Jan Raphael Reuter Braun

Fotografias
Adriana Carvalha Fonseca (p. 70, 88)
Iara Braga Sommer (p. 94)
Marcelo Crivellaro (p. 82, 83, 84, 85 inferior)
Áthila Bertoncini (todas as demais)

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio
Complexo Administrativo Sudoeste – EQSW 103/104 – Bloco D – 2º Andar – CEP: 70670-350
Brasília/DF Fone +55 (61) 2028-9452
monitoramento.biodiversidade@icmbio.gov.br
https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/monitoramento

© **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio 2026.** Permitida a reprodução desse material, para propósitos sem fins lucrativos, citando a fonte do ICMBio.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Câmara Brasileira do Livro, SP, Brasil)

Roteiro metodológico de aplicação dos protocolos básicos dos alvos globais [livro eletrônico] / [textos Adriana Carvalhal Fonseca...[et al.] ; organizadores Programa Monitora...[et al.] ; ilustração Jan Raphael Reuter Braun]. -- Brasília, DF : Instituto Chico Mendes - ICMBio, 2026.
PDF

Outros autores: Áthila Bertoncini, Augusto Alves Machado, Maíra Borgonha.
Outros organizadores: Adriana Carvalhal Fonseca, Iara Braga Sommer, Laura Shizue Moriga Masuda, Rachel Klaczko Acosta.
Bibliografia.
ISBN 978-65-5693-233-0

1. Biodiversidade marinha - Conservação - Brasil 2. Biodiversidade marinha - Preservação 3. Ecologia marinha 4. Gestão ambiental 5. Zonas costeiras e marinhas - Gestão I. Fonseca, Adriana Carvalhal. II. Bertoncini, Áthila. III. Machado, Augusto Alves. IV. Borgonha, Maíra. V. Monitora, Programa. VI. Fonseca, Adriana Carvalhal. VII. Sommer, Iara Braga. VIII. Masuda, Laura Shizue Moriga. IX. Acosta, Rachel Klaczko. X. Braun, Jan Raphael Reuter.

26-368058.1 CDD-363.7

Índices para catálogo sistemático:

1. Biodiversidade marinha : Impacto ambiental : Gestão ambiental 363.7

Aline Graziele Benitez - Bibliotecária - CRB-1/3129

Como citar a obra:

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Programa Monitora (Org.). *Roteiro Metodológico de Aplicação dos Protocolos Básicos dos Alvos Globais do Componente Ambiente Recifal, Subprograma Marinho e Costeiro.* Textos: Adriana C. Fonseca; Áthila Bertoncini; Augusto Machado; Maíra Borgonha. Brasília, DF: ICMBio, 2026. E-book. ISBN 978-65-5693-233-0.



Sumário

Lista de Boxes 8

Lista de Tabelas 9

Lista de Figuras 9

Lista de Anexos 10

Roteiro Metodológico de Aplicação dos Protocolos Básicos dos Alvos Globais do Componente Ambiente Recifal, Subprograma Marinho e Costeiro 11

1. Introdução 12

1.1. O Ambiente Recifal 13

1.2. Ameaças aos ambientes recifais 15

2. Seleção e Importância dos Alvos e indicadores para o Programa Monitora 18

2.1. Peixes predadores-chaves e usados como recurso 22

2.1.1. Abundância de Badejos, Garoupas e afins 22

2.1.1.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador 23

2.1.2. Abundância de Vermelhos e afins 24

2.1.2.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador 25

2.1.3. Abundância de Peixes-papagaio ou Budiões 26

2.1.3.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador 27

2.1.4. Abundância de Peixes-cirurgião 28

2.1.4.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador 29

2.1.5. Ocorrência de Tubarões e Raias 30

2.1.5.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador 31

2.2. Epibentos 33

2.2.1. Porcentagem de cobertura de grupos selecionados de epibentos 33

2.2.2. Corais pétreos e hidrocorais 34

2.2.2.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador 35

2.2.3. Zoantídeos 36

2.2.3.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador 37

2.2.4. Macroalgas frondosas 38

2.2.4.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador 39

2.2.5. Algas calcárias crostosas (incluindo rodolitos) 40

2.2.5.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador 41

2.2.6. Algas calcárias articuladas 42

2.2.6.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador 43

2.2.7. Turf (matriz de algas epilíticas) 44

2.2.7.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador 45

2.3. Macroinvertebrados sob pressão de captura 47

2.3.1. Abundância de Ouriços-pretos adultos (> 2 cm) 47

2.3.1.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador 48

2.3.2. Abundância de Pepinos-do-mar 49

2.3.2.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador 50

2.3.3. Abundância de Lagostas 51

2.3.3.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador 52

2.4. Espécies Exóticas Invasoras "EEI" 54

2.4.1. Ocorrência de EEI selecionadas 54

2.4.1.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador 54

2.4.2. Ocorrência de Peixe-leão 55

2.4.3. Ocorrência de Coral-sol 55

2.4.4. Ocorrência de Ofiuróide epizóico 56

2.4.5. Ocorrência de Mexilhão-verde 57

2.4.6. Ocorrência de Briozoário incrustante 57

2.4.7. Ocorrência de Coral-mole 58

2.5. Habitat 60

2.5.1. Descritores e indicadores ambientais do habitat: características da coluna d'água e características do fundo 60

2.5.1.1. Avaliação dos critérios básicos dos descritores ambientais da coluna d'água 60

2.5.1.2. Avaliação dos critérios básicos dos indicadores associados às características do fundo 63

3. Protocolos de Monitoramento do Componente Ambiente Recifal do Programa Monitora 64

3.1. O que é um protocolo amostral? 64

3.1.1. Protocolo básico 64

3.1.2.Protocolo avançado 64

3.2. Metodologias de amostragem 65

3.2.1. Censo visual em faixa (ou belt transect) 65

3.2.2. Transecção em pontos (point intercept transect) 66

3.3. Desenho amostral 67

3.3.1. Estações amostrais (EAs) 67

3.3.1.1. Critérios de elegibilidade das EAs 67

3.3.1.2. Seleção e validação das Estações Amostrais 68

3.3.2. Unidades Amostrais 69
3.3.2.1. Considerações importantes para a disposição das UAs na profundidade definida 69
3.3.2.2. Definição do posicionamento das Unidades Amostrais 70
3.3.3. Quando e em que condições deverão ser realizadas as amostragens 72
3.3.4. Esquema amostral 72

3.4. Procedimentos para Coleta dos Dados 75
3.4.1. Tamanho da Equipe de Campo 75
3.4.2. Dados coletados pela subequipe de Habitat 76
3.4.2.1. Profundidade de transparência da água (Profundidade de Secchi) 79
3.4.2.2. Temperatura do ar e da água de superfície 79
3.4.2.3. Salinidade da água de superfície e fundo 80
3.4.2.4. Profundidade de amostragem, visibilidade horizontal e temperatura da água 81
3.4.3. Dados coletados pela subequipe de Peixes 82
3.4.4. Dados coletados pela subequipe de Bentos 86

3.5. Materiais e equipamentos necessários para a aplicação dos protocolos 91
3.5.1. Manutenção e armazenamento dos materiais e equipamentos 97
3.5.1.1. Antes da expedição (preparo e checagem) 97
3.5.1.2. Após a expedição (limpeza profunda e armazenamento) 100

3.6. Segurança 102
3.6.1. Segurança em campo 102
3.6.2. Segurança no mergulho 103
3.6.3. Plano de primeiros socorros 104

4. Referências Bibliográficas 110

Lista de Boxes

Box 1.1 Conservação e uso sustentável dos oceanos, dos mares e dos recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável 17
Box 2.1 Pesca de Badejos, Garoupas e afins 23
Box 2.2 Pesca de Vermelhos e afins 25
Box 2.3 Macroalgas e o potencial farmacológico 39
Box 2.4 Pesca de Lagostas 52
Box 3.1 Amostragem em contraste 68
Box 3.2 A Escala Beaufort e o protocolo do Monitora Ambiente Recifal 77
Box 3.3 Marés 78

Lista de Tabelas

Tabela 2.1 Alvos Biológicos e Indicadores 19

Tabela 2.2 Alvos Não-biológicos e Descritores Ambientais/Indicadores 20

Tabela 3.1 Resumo das características das UAs. 69

Tabela 3.2 Elementos para a criação da Identidade da UA-I. 71

Tabela 3.3 Resumo do Protocolo Amostral Básico de Monitoramento dos Alvos Globais. 89

Tabela 3.4 Resumo dos Parâmetros Ambientais do Protocolo Básico de Monitoramento dos Alvos Globais. 90

Tabela 3.5 Materiais de campo. 91

Tabela 3.6 Itens para adaptações das trenas, cabos de 10 m, fichas de campo e pranchetas de espécies. 93

Tabela 3.7 Equipamentos de campo. 95

Tabela 3.8 Sugestão de equipamentos de campo extras, não obrigatórios para realização dos protocolos. 96

Tabela 3.9 *Checklist* materiais de campo. 98

Tabela 3.10 *Checklist* equipamentos de campo. 99

Lista de Figuras

Figura 1.1 Ambiente recifal no estado do Rio de Janeiro. 13

Figura 1.2 Ambiente recifal no estado da Bahia. 13

Figura 1.3 Zonação de comunidades bentônicas com a definição das zonas supralitoral, mesolitoral e infralitoral. Adaptado de Masi & Zalmon (2008). 15

Figura 1.4 Petrechos de pesca abandonados são uma ameaça aos ambientes recifais. 16

Figura 3.1 Vista superior do mergulhador executando o censo visual em faixa. 65

Figura 3.2 Vista lateral do mergulhador executando a transecção em pontos. 66

Figura 3.3 Deco marker sinalizando o início da UA-I. 70

Figura 3.4 Vista lateral da Unidade Amostral. 73

Figura 3.5 Vista superior da Unidade Amostral de Peixes e Macroinvertebrados. 74

Figura 3.6 Vista superior da Unidade Amostral de Epibentos. 74

Figura 3.7 Equipe se prepara para o início dos mergulhos de monitoramento. 75

Figura 3.8 Resumo da coleta de dados pela subequipe de Habitat. 77

Figura 3.9 Tomada da profundidade de transparência com o Disco de Secchi. 79

Figura 3.10 Utilização do refratômetro para obtenção da medida de salinidade. 80
Figura 3.11 Resumo da coleta de dados pela subequipe de Peixes. 82
Figura 3.12 Amostrador e apoiador realizando a amostragem de peixes. 83
Figura 3.13 Fixação do início da trena da UA-I, junto ao cabo do deco marker. 83
Figura 3.14 Trena clipada no colete e destravada. 83
Figura 3.15 Disposição da trena contornando matacão. 84
Figura 3.16 A disposição das UAs deve seguir a topografia dos recifes, atentando para não deixar a trena esticada demais. Imagem da trena seguindo a topografia do recife. 84
Figura 3.17 Detalhe do cabo laranja desenrolado, preso por mosquetão à trena. Fim da UA-I. 85
Figura 3.18 Final do cabo laranja desenrolado, mostrando como prender na próxima trena. Detalhes da chumbada e fio de cobre encapado, presos nas trenas. 85
Figura 3.19 Resumo da coleta de dados pela subequipe de Bentos. 86
Figura 3.20 Mergulhadora realiza a amostragem de macroinvertebrados, sendo seguida pelo amostrador de substrato. 87
Figura 3.21 Obtenção da visibilidade horizontal pela subequipe de Bentos. 88
Figura 3.22 Materiais de campo e adaptações necessárias. 94
Figura 3.23 Equipe de mergulhadores em embarcação de apoio. 102

Lista de Anexos

Anexo I - Ficha de Campo de Parâmetros Ambientais 106
Anexo II - Ficha de Campo de Peixes | EEI 107
Anexo III - Ficha de Campo de Macroinvertebrados | Lixo | EEI 108
Anexo IV - Ficha de Campo de Epibentos | Substrato não-vivo | EEI 109

Roteiro Metodológico de Aplicação dos Protocolos Básicos dos Alvos Globais do Componente Ambiente Recifal, Subprograma Marinho e Costeiro

Este Roteiro Metodológico apresenta os protocolos básicos de monitoramento do componente Ambiente Recifal do **Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade do ICMBio - Programa Monitora**.

O documento inicia com uma introdução ao ambiente recifal, à importância dos alvos e indicadores selecionados, e às pressões antrópicas que afetam esse ecossistema. Ao longo do documento, são descritos os alvos biológicos e parâmetros ambientais monitorados; o protocolo de amostragem; os procedimentos para a coleta de dados; os materiais e equipamentos necessários e respectivos cuidados de manutenção e armazenamento; e as diretrizes de segurança em campo, compondo uma base técnica para a execução padronizada dos protocolos de monitoramento.

O objetivo principal deste material é apresentar, de forma detalhada, todas as etapas envolvidas na aplicação do protocolo de monitoramento em campo. Além disso, em conjunto com o Guia de Identificação dos Indicadores, este material busca servir como instrumento de apoio às atividades de monitoramento da biodiversidade, reunindo conceitos, imagens e ilustrações que facilitem a compreensão dos procedimentos e a identificação dos indicadores, contribuindo para a adequada execução das atividades de campo e registro de dados.



1. Introdução

O Brasil abriga uma das maiores biodiversidades do planeta, e a criação de áreas protegidas constitui uma das principais estratégias para garantir sua conservação e a manutenção dos serviços ecossistêmicos. Nesse contexto, o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) desempenha um papel central na implementação da agenda nacional de conservação, atuando na criação, gestão, proteção, fiscalização e monitoramento das 340 Unidades de Conservação (UCs) federais sob sua responsabilidade. A produção de informação qualificada é essencial para orientar ações de manejo e conservação nessas UCs, distribuídas por todos os biomas brasileiros e inseridas em diferentes realidades de gestão.

Em 2017, o ICMBio formalizou o **Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora**, que foi atualizado por meio da Instrução Normativa (IN) ICMBio 02/2022. De acordo com a IN, o Programa Monitora tem como objetivos gerar informação qualificada para apoio à gestão das UCs federais, avaliar a efetividade das UCs em conservar a biodiversidade, fornecer subsídios para avaliação do estado de conservação da fauna e flora brasileiras, subsidiar e acompanhar projeções de alteração na distribuição e ocorrência de espécies em resposta a mudanças climáticas e outros vetores de pressão.

O **Programa Monitora** é estruturado em três subprogramas: **Terrestre, Aquático Continental e Marinho e Costeiro**, cada um com seus componentes e alvos de monitoramento. No Programa Monitora, os alvos de monitoramento selecionados podem ser globais ou complementares, e para cada alvo são consolidados protocolos de coleta de dados, que podem ser básicos ou avançados (IN ICMBio 02/2022).

A Estratégia Integrada para o Monitoramento Marinho Costeiro do Programa Monitora foi publicada em 2019, avançando na estruturação dos componentes do Subprograma Marinho e Costeiro: Manguezal, Ambiente Recifal, Praia, Ilha e Margem Continental e Bacia Oceânica (ICMBio, 2019). Estes componentes representam os diferentes ecossistemas e áreas geográficas que devem ser monitorados e compreendidos para a gestão e conservação da biodiversidade marinha e costeira do Brasil.

O Projeto Áreas Marinhas e Costeiras Protegidas – GEF Mar é uma iniciativa do Governo Federal, desenvolvida em parceria com instituições privadas e com a sociedade civil, com o objetivo de fortalecer a conservação da biodiversidade marinha e costeira. O projeto é implementado pelo Governo Federal em colaboração com o Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO) e financiado com recursos provenientes da compensação ambiental. O Projeto GEF Mar vem contribuindo com a estruturação do componente Ambiente Recifal do Programa Monitora, coordenado pela Coordenação de Monitoramento da Biodiversidade (COMOB). A COMOB integra a Coordenação-Geral de Pesquisa e Monitoramento da Biodiversidade (CGPEQ), no âmbito do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.

A estruturação do componente Ambiente Recifal tem sido conduzida pela COMOB em conjunto com o Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Nordeste - CEPENE e com o envolvimento de diferentes instituições e atores. Foram realizadas três oficinas participativas e diversas reuniões técnicas para contextualização, seleção, ranqueamento e priorização de alvos e indicadores globais, definição dos protocolos básicos de monitoramento e seleção de espécies para os guias de campo.

1.1. O Ambiente Recifal

Os ambientes recifais são ecossistemas marinhos formados por estruturas consolidadas de origem natural - formações duras que podem ter diferentes origens. Podem ser de origem geológica, como as rochas (Figura 1.1); ou de origem biogênica, formadas por esqueletos rígidos de organismos marinhos, como corais, algas e briozoários (Figura 1.2). Embora em menor escala, estruturas artificiais, como naufrágios, píeres, pontões e instalações da indústria do petróleo e gás, podem também atuar como recifes, oferecendo substratos para a fixação de organismos bentônicos, sendo chamados de recifes artificiais ou antropogênicos (Pereira & Soares-Gomes, 2009).

Os ambientes recifais funcionam como verdadeiras "cidades submersas", podendo, em alguns casos, emergir temporariamente em decorrência da variação das marés. Distribuem-se por todos os oceanos, sendo particularmente comuns nas zonas litorâneas, como plataformas continentais, e em ilhas costeiras ou oceânicas (Moura *et al.*, 2020). Sua complexa estrutura tridimensional proporciona abrigo, suporte e recursos para uma ampla diversidade de organismos, permitindo que inúmeras espécies utilizem essas áreas para alimentação, reprodução, refúgio contra predadores e desenvolvimento em diferentes etapas de seus ciclos de vida (Coni *et al.*, 2013; Moura *et al.*, 2020).

A elevada relevância ecológica dos ambientes recifais está diretamente relacionada à sua riqueza e diversidade biológica, que inclui algas, invertebrados marinhos - como cnidários, moluscos e esponjas - e vertebrados, como peixes e tartarugas (Figueiredo *et al.*, 2008; Bertoncini *et al.*, 2019; Pereira *et al.*, 2021; Machado *et al.*, 2022; Marcovaldi *et al.*, 2007; Reisser *et al.*, 2013; Martins *et al.*, 2001; Rodrigues *et al.*, 2019). Muitas dessas espécies são migratórias e não residentes, utilizando os recifes unicamente como áreas de alimentação e reprodução. Os ambientes recifais exercem também o importante papel de auxiliar no ciclo do carbono na natureza (Vilaça, 2009).

Além de sua reconhecida importância ecológica, os ambientes recifais prestam valiosos serviços ecossistêmicos às populações humanas que habitam as regiões litorâneas, configurando-se como um dos ecossistemas marinhos costeiros mais significativos do planeta (Woodhead *et al.*, 2019; Coutinho & Zalmon, 2020). Esses ambientes fornecem alimento, compostos bioativos de interesse medicinal e fontes de renda para milhões de pessoas em todo o mundo (Pereira & Soares, 2009; Laport *et al.*, 2016). Entre os benefícios econômicos diretos proporcionados às comunidades costeiras, destacam-se o turismo e as pescarias artesanais associadas às formações recifais, atividades essenciais para a subsistência



Figura 1.1 Ambiente recifal no estado do Rio de Janeiro.



Figura 1.2 Ambiente recifal no estado da Bahia.

e geração de renda local (Ghilardi-Lopes *et al.*, 2024). Além disso, os recifes do Nordeste brasileiro desempenham um papel fundamental na proteção da linha de costa, atuando como barreiras naturais contra a erosão marinha provocada pela ação das ondas (Moura *et al.*, 2020).

Em termos biológicos, recifes verdadeiros (ou recifes biogênicos) são estruturas subaquáticas maciças e rígidas, construídas por organismos vivos que secretam um esqueleto de carbonato de cálcio. A característica essencial é que a própria estrutura do recife é formada pela acumulação e cimentação dos esqueletos desses organismos ao longo do tempo.

O principal e mais conhecido construtor de recifes verdadeiros são os corais pétreos (ou escleractíneos) hermatípicos - também chamados simplesmente de corais hermatípicos - que vivem em simbiose com microalgas chamadas zooxantelas, responsáveis por grande parte da energia necessária à calcificação e ao crescimento do recife. No entanto, outros organismos também contribuem para a construção e consolidação dessas estruturas, como as algas calcárias, briozoários, moluscos, foraminíferos, esponjas e até cianobactérias, estas últimas associadas à formação de estruturas conhecidas como estromatólitos (Moura *et al.*, 2020).

Os recifes biogênicos ocorrem principalmente em regiões tropicais e representam cerca de 0,2% da área total dos oceanos em todo o mundo (Vilaça, 2009). Seu desenvolvimento e manutenção estão sob forte influência de fatores abióticos, como temperatura, salinidade, luminosidade, turbidez, sedimentação, pH, disponibilidade de nutrientes (por exemplo, nitrogênio e fósforo), hidrodinâmica, oxigênio dissolvido e concentração de carbonatos, essenciais para os processos de calcificação das construções recifais (Moura *et al.*, 2020; Kikuchi *et al.*, 2024).

No Brasil, os recifes biogênicos são formados principalmente por algas calcárias (Moura *et al.*, 2020) e constituem ecossistemas marinhos de alta relevância para a conservação, devido ao elevado nível de endemismo, presente em cerca de 5% dos recifes do Atlântico Ocidental (Amado-Filho *et al.*, 2012; Francini-Filho *et al.*, 2013). Essas construções biológicas ocorrem ao longo de toda a região Nordeste e no norte do Espírito Santo, abrangendo tanto ambientes rasos, como na APA Costa dos Corais (PE/AL) e Fernando de Noronha (PE), quanto áreas mais profundas, como no Banco dos Abrolhos (BA), onde os recifes podem ultrapassar 30 metros de profundidade (Laborel-Deguen *et al.*, 2019).

Já os recifes rochosos, também conhecidos como costões rochosos, são ambientes formados por rochas cristalinas que servem de substrato para o estabelecimento de diversas formas de vida marinha. Assim como os recifes biogênicos, esses ambientes são suscetíveis às variações do nível do mar, às correntes marinhas e às condições climáticas locais, como o regime de chuvas e ventos (Calado *et al.*, 2024). Devido à sua elevada riqueza de espécies, os costões rochosos possuem grande importância ecológica e econômica, sendo considerados um dos ecossistemas marinhos costeiros mais relevantes do planeta (Coutinho & Zalmon, 2020).

Os organismos associados a esses ambientes distribuem-se verticalmente em zonas, conforme suas adaptações fisiológicas e tolerância às condições ambientais, principalmente à exposição ao ar, luminosidade, temperatura e salinidade (Coutinho & Zalmon, 2009). Essas adaptações são especialmente evidentes na zona entre marés (mesolitoral) - compreendida entre o nível máximo e mínimo das marés, alternando períodos emersos e submersos -, onde predominam espécies com alta resistência às variações extremas de fatores abióticos (Figura 1.3).

Em contraste, na zona infra litorânea - localizada abaixo do nível da maré mais baixa e permanentemente submersa -, predominam espécies mais sensíveis às variações ambientais, mais dependentes da estabilidade e disponibilidade de recursos oferecidos por essa faixa do costão.

No litoral brasileiro, os costões rochosos estão distribuídos principalmente nas regiões Sudeste e Sul (Villwock *et al.*, 2005; Calado *et al.*, 2024), incluindo ainda ambientes rochosos no nordeste brasileiro, como os dos Parques Nacionais Marinhos dos Abrolhos (Coutinho *et al.*, 2016) e Fernando de Noronha, que também servem como núcleo para crescimento de comunidades biogênicas recifais.

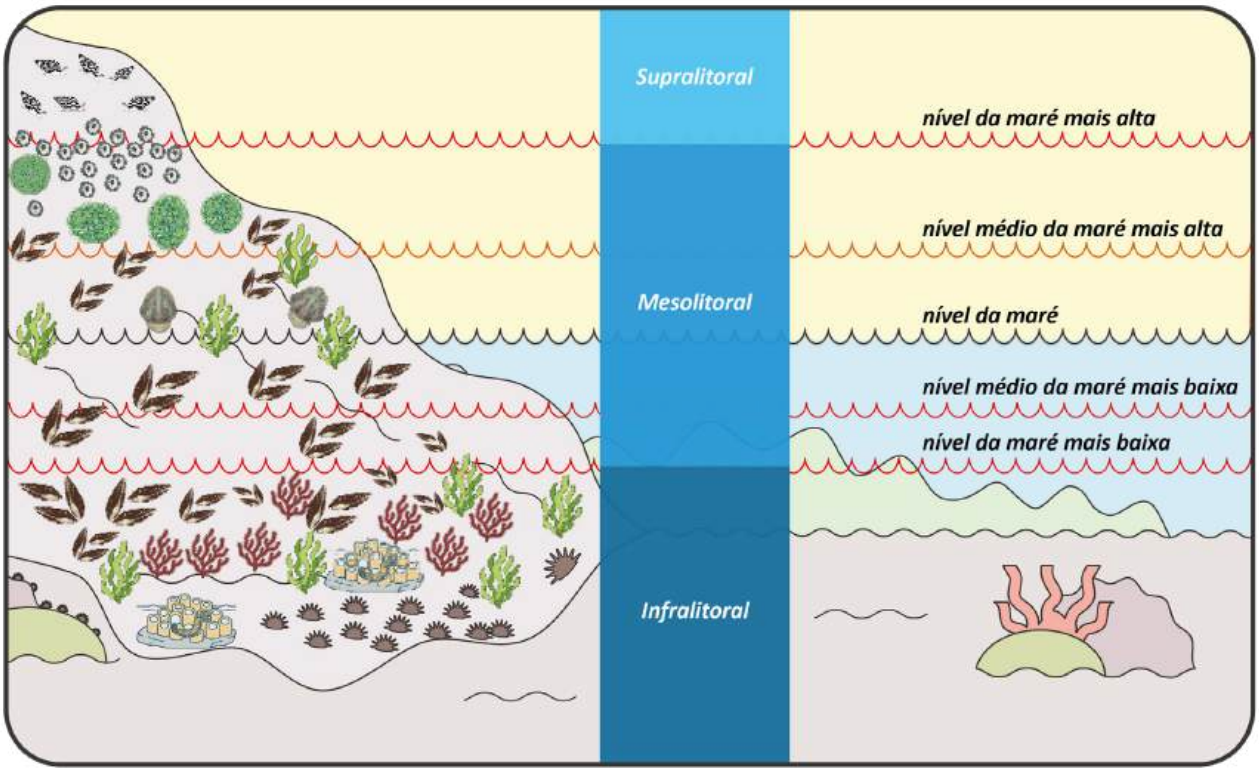


Figura 1.3 Zonação de comunidades bentônicas com a definição das zonas supralitoral, mesolitoral e infralitoral. Adaptado de Masi & Zalmon (2008).

1.2. Ameaças aos ambientes recifais

Os recifes biogênicos e os costões rochosos vêm enfrentando graves ameaças (Figura 1.4) decorrentes das atividades antrópicas, tais como a sobrepesca, poluição, introdução de espécies exóticas invasoras, aquecimento global e acidificação dos oceanos (Moura *et al.*, 2020; Machado *et al.*, 2023). Essa pressão antrópica inclui ainda a pesca ilegal, o despejo de efluentes domésticos e industriais (Bradini & Pires-Vanin, 2020) e o intenso tráfego de embarcações. Este último fator, especialmente em áreas portuárias e zonas de navegação intensa, favorece o transporte não intencional de espécies exóticas invasoras, seja por meio da água de lastro ou pela incrustação de organismos nos cascos dos navios, representando uma ameaça significativa à biodiversidade local (De Souza *et al.*, 2009; Messano *et al.*, 2019).

Em escala global, o aquecimento e a acidificação dos oceanos representam graves ameaças à sobrevivência dos corais, especialmente das espécies construtoras de recifes (Kleypas *et al.*, 2006; Soares *et al.*, 2024). O aquecimento das águas tem sido associado ao aumento da incidência de doenças e branqueamento em corais, resultando muitas vezes na mortalidade das colônias. Já a acidificação oceânica provoca a redução das taxas de crescimento e calcificação das principais espécies formadoras de recifes biológicos, como algas calcárias e corais hermatípicos (Moura *et al.*, 2020).

Nos recifes do Atlântico Sul, os eventos de estresse térmico aumentaram a partir de 2010, variando de 10 episódios entre 1985 e 1989 para 75 episódios entre 2020 e 2024 (Destri *et al.* 2024). A intensidade e a duração também aumentaram ao longo do tempo, culminando em eventos severos de branqueamento registrados em 1998,

2009/2010, 2016, 2019/2020, e mais recentemente em 2023/2024 (Mies *et al.* 2025).

Esses eventos têm potencial para aumentar a prevalência de doenças coralinas, comprometendo a resiliência das comunidades recifais e levando à mortalidade em larga escala (Castro & Pires, 1999; Lisboa *et al.*, 2018; Rodrigues *et al.*, 2025). Nesse contexto, estudos indicam que, desde a década de 1950, houve uma redução de aproximadamente 50% na capacidade dos recifes em todo o mundo de fornecer serviços ecossistêmicos, como alimento, renda e proteção costeira (Eddy *et al.*, 2021).

Diante das pressões antrópicas que incidem sobre os ambientes recifais, a implementação de Áreas Marinhas Protegidas (AMPs), especialmente aquelas que restringem o uso direto dos recursos, constitui uma ferramenta fundamental para a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (Halpern & Warner, 2002; Claudet *et al.*, 2011).

Entre os principais benefícios proporcionados pelas AMPs destacam-se o aumento da abundância, riqueza e biomassa de peixes, com potencial para transbordamento de indivíduos para áreas adjacentes (Di Lorenzo *et al.*, 2016), além da proteção de espécies ameaçadas e da recuperação dos estoques pesqueiros (Rolim *et al.*, 2022; Machado *et al.*, 2024).



Figura 1.4 Petrechos de pesca abandonados são uma ameaça aos ambientes recifais.

No entanto, apesar da reconhecida importância das AMPs para a manutenção da biodiversidade marinha, apenas uma pequena fração dos ambientes recifais mundiais conta atualmente com algum tipo de proteção efetiva (Moura *et al.*, 2020). Nesse contexto, a criação e o fortalecimento dessas áreas representam instrumentos essenciais para assegurar a conservação dos ecossistemas recifais, contribuindo para a manutenção da biodiversidade, a estabilidade ecológica e geológica costeira e a preservação dos benefícios socioeconômicos que esses ambientes proporcionam (Kikuchi *et al.*, 2024; Coutinho & Christofoletti, 2024).

Dada a alta sensibilidade dos recifes às mudanças ambientais e à crescente pressão humana, torna-se urgente a implementação de políticas públicas eficazes, articuladas a ações de manejo integrado, educação ambiental e engajamento comunitário (Ghilardi-Lopes *et al.*, 2024). A proteção dos recifes não se limita à preservação de espécies emblemáticas, mas envolve o cuidado com sistemas ecológicos complexos que sustentam a pesca artesanal, o turismo sustentável e o equilíbrio climático global (Magris *et al.*, 2024).

Assim, a conservação dos recifes constitui uma prioridade estratégica para a restauração da saúde dos oceanos e para a proteção da sociobiodiversidade marinha. Nesse sentido, a Década da Ciência Oceânica para o Desenvolvimento Sustentável (2021–2030), proclamada pela UNESCO, representa uma oportunidade singular para ampliar a conscientização e mobilização da sociedade em prol da conservação marinha. A iniciativa busca estabelecer uma estrutura unificadora no âmbito das Nações Unidas, com o propósito de apoiar os países no cumprimento das metas oceânicas previstas na Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, colocando o oceano no centro do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 14 - Vida na Água, e promovendo ações coordenadas para o alcance de suas metas específicas.

Box 1.1 Conservação e uso sustentável dos oceanos, dos mares e dos recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável

Segundo a plataforma ODS Brasil, gerida pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), das dez metas propostas para o ODS 14, somente três possuem indicadores com dados disponíveis, duas possuem indicadores em construção e as demais não possuem dados disponíveis. Para essa análise, são consideradas apenas cinco metas, sendo três delas (14.5, 14.6 e 14.b) as que possuem dados disponíveis e indicadores globais calculados pelo IBGE. As outras duas (14.1 e 14.3) ainda não possuem dados disponíveis, no entanto, foram destacadas por sua importância quanto à poluição dos mares e seus efeitos globais no oceano. O IBGE está desenvolvendo indicadores para as metas 14.a e 14.c, as demais (14.2, 14.4 e 14.7) não possuem dados oficiais contínuos e confiáveis para que seus indicadores sejam elaborados. Confira as metas e a evolução dos seus indicadores no website: www.ipea.gov.br/ods/ods14_card.html. Nele, você ainda encontra uma série de documentos sobre a agenda 2030, como a avaliação do progresso das principais metas globais para o Brasil.



2. Seleção e Importância dos Alvos e indicadores para o Programa Monitora

O monitoramento da biodiversidade é uma ferramenta essencial para avaliar o estado de conservação dos ecossistemas naturais, permitindo o acompanhamento contínuo das comunidades biológicas e a identificação de **alterações, ameaças e tendências ao longo do tempo**. Essa abordagem sistemática permite a identificação de sinais precoces de degradação, subsidiando a tomada de decisões em gestão ambiental e apoiando ações de conservação mais eficazes.

Nesse contexto, e seguindo as diretrizes e objetivos do Programa Monitora, o monitoramento do componente **Ambiente Recifal** tem como objetivo geral gerar informação para a avaliação continuada da efetividade das UCs federais brasileiras na conservação da biodiversidade dos ambientes recifais — sejam eles biogênicos ou rochosos. Dentre alguns dos objetivos específicos, podemos elencar:

- Detectar alterações na composição das comunidades recifais;
- Detectar precocemente a ocorrência de novas espécies exóticas invasoras (EEIs) e a expansão da ocorrência de EEIs já registradas;
- Detectar possíveis vetores de pressão e ameaça sobre as comunidades recifais;
- Detectar alterações em padrões ambientais da água do mar.

De acordo com as etapas de estruturação de componentes no âmbito do Programa Monitora, foram definidos **alvos globais** e **indicadores biológicos** e **não-biológicos** para o módulo básico do monitoramento do componente Ambiente Recifal.

A definição dos alvos globais e respectivos indicadores de monitoramento do componente Ambiente Recifal, bem como dos protocolos básicos de monitoramento, foi realizada ao longo de três reuniões específicas voltadas à estruturação do componente. Essas reuniões colaborativas contaram com a participação de gestores e pesquisadores especialistas, ocorrendo presencialmente no CEPENE, em Tamandaré (PE), em junho de 2022, e virtualmente em março e julho de 2023. Durante esses encontros, foram conduzidos processos participativos para a seleção e ranqueamento dos alvos e indicadores globais, definição dos protocolos básicos de monitoramento e seleção das espécies para compor os guias de campo, considerando os seguintes critérios utilizados pelo Programa Monitora, segundo Pereira *et al.* (2013):

i) racionalidade – o grupo deve ser sensível a alterações ecológicas do ambiente, além de ser bom representante de outros grupos também sensíveis a essas alterações;

ii) desempenho – ter potencial de aplicação como indicador em diferentes situações, p. ex. em diferentes unidades de conservação, demonstrando representatividade em ampla escala espacial; e

iii) implantação – ser de fácil mensuração e acompanhamento, ou seja, não depender de especialista, bem como ser viável econômica e logisticamente, a longo prazo.

Nesse contexto, os alvos globais de monitoramento consistem em táxons, grupos taxonômicos, sistemas ecológicos, habitats ou ainda processos ecológicos escolhidos para serem monitorados devido à sua sensibilidade a alterações do ambiente e seu potencial de representar as condições de conservação de um bioma ou ecossistema em uma ampla escala territorial, continental ou marinha.

Já os indicadores de monitoramento, por sua vez, representam a medida ou variável usada para avaliar o estado, tendência ou mudança do alvo monitorado. Esses indicadores podem consistir em componentes taxonômicos e ecológicos, ou ainda uma medida de pressão, estado e/ou resposta da biodiversidade, usados para descrever ou avaliar condições e mudanças ambientais, bem como o

progresso em relação ao alcance de um conjunto de objetivos (Pereira *et al.*, 2013).

Os Alvos Globais e seus respectivos indicadores biológicos e não-biológicos selecionados para o componente Ambiente Recifal são apresentados na Tabela 2.1 Alvos Biológicos e Indicadores; e Tabela 2.2 Alvos Não-biológicos e Descritores Ambientais/Indicadores. Em sequência, são descritos individualmente, contemplando aspectos relacionados à sua importância ecológica, bem como à aderência aos critérios de racionalidade, desempenho e implantação, no âmbito do Programa Monitora.

Tabela 2.1 Alvos Biológicos e Indicadores

Alvo biológico	Indicador
Peixes predadores chaves e usados como recurso	Abundância de badejos/garoupas e afins
	Abundância de vermelhos e afins
	Abundância de peixes-papagaio (budiões)
	Abundância de peixes-cirurgião
	Ocorrência de tubarões e raias
Macroinvertebrados sob pressão de captura	Abundância de ouriços pretos adultos (grupo morfotipo maior que 2 cm)
	Abundância de lagostas
	Abundância de pepinos-do-mar
Epibentos	Porcentagem de cobertura de grupos selecionados de substrato vivo: corais pétreos e hidrocorais; macroalgas eretas; zoantídeos; algas calcárias incrustantes (incluindo rodolitos); algas calcárias articuladas; turf (matriz de algas epilíticas)
EEI (Alvo Transversal)	Ocorrência de EEI selecionadas (coral-sol, coral-mole, peixe-leão, mexilhão-verde, *Ophiothela mirabilis*, *Schizoporella errata*)

Tabela 2.2 Alvos Não-biológicos e Descritores Ambientais/ Indicadores

Alvo não-biológico		Descritores ambientais / Indicadores
Habitat	Características da coluna d'água	Temperatura (medidas pontuais)
		Salinidade (medidas pontuais)
		Profundidade da camada de luz (medidas pontuais)
		Visibilidade horizontal da água (medidas pontuais)
	Característica do fundo	Porcentagem de grupos selecionados de substrato não vivo: rocha, cascalho, areia, lama e biogênicos (amostragem conjunta com epibentos)
		Abundância de resíduos de pesca e lixo comum (amostragem conjunta com macroinvertebrados)





2.1. Peixes predadores-chaves e usados como recurso

2.1.1. Abundância de Badejos, Garoupas e afins

Badejos e garoupas, bem como chernes e meros, são nomes populares utilizados para designar peixes da família Epinephelidae.

Os peixes da família Epinephelidae constituem um grupo de predadores de topo de cadeia amplamente distribuídos em ambientes recifais tropicais e subtropicais. Essa posição trófica confere-lhes papel essencial na regulação da estrutura e dinâmica das comunidades recifais, influenciando diretamente a abundância, a diversidade e o comportamento das espécies presas (Sadovy *et al.*, 2020). Ao controlar populações de peixes menores e invertebrados, as garoupas, badejos, e afins contribuem para a manutenção do equilíbrio trófico e para a redução da dominância competitiva, favorecendo a biodiversidade local.

Esses peixes apresentam ainda forte conectividade com manguezais e estuários, que funcionam como importantes áreas de berçário e alimentação para os estágios juvenis. Nesses ecossistemas, a oferta de abrigo e a elevada disponibilidade de recursos — especialmente invertebrados — favorecem o crescimento e a sobrevivência dos jovens (Sheaves, 2005). Entretanto, atividades humanas como a expansão urbana e a aquicultura têm degradado esses ambientes, resultando na redução das populações destes peixes e na alteração da estrutura das comunidades associadas (Cuenca *et al.*, 2015). Apesar disso, algumas espécies de Epinephelidae não são exclusivamente dependentes desses habitats, e essa flexibilidade ecológica pode conferir maior resiliência diante da perda de manguezais (Nagelkerken, 2006).

Além de seu relevante papel ecológico, os Epinephelidae são altamente valorizados e apresentam grande importância econômica na pesca costeira artesanal e esportiva (Carter & Liese, 2012), incluindo a pesca subaquática (Sbragaglia *et al.*, 2023), sendo bastante explorados em regiões tropicais e subtropicais ao redor do mundo (Heemstra & Randall, 1993).

No Brasil, embora ainda existam poucos dados sistematizados sobre captura e comércio, é amplamente reconhecido que garoupas e badejos têm alto valor de mercado, sendo frequentemente alvos da pesca artesanal em diversas comunidades pesqueiras (Begossi *et al.*, 2011).

Dessa forma, ao longo do litoral brasileiro, as espécies da família vêm sofrendo intensa pressão pesqueira, o que representa séria ameaça às suas populações naturais. Muitas delas apresentam características biológicas que amplificam sua vulnerabilidade à sobrepesca, como crescimento lento, elevada longevidade, maturação tardia, hermafroditismo sequencial (protoginia) e comportamentos de agregação reprodutiva previsíveis no tempo e no espaço (Bertoncini *et al.*, 2023). Como resultado dessa combinação de fatores, diversas espécies já se encontram classificadas em categorias de ameaça nas listas vermelhas do ICMBio (2018) e da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN).



2.1.1.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador

Racionalidade	Como predadores de topo, as garoupas, badejos e afins (Epinephelidae) exercem papel central na manutenção do equilíbrio trófico e na regulação da dominância competitiva nos ambientes recifais, influenciando diretamente a estrutura e a dinâmica das comunidades. Por apresentarem crescimento lento, longevidade elevada, maturação tardia, hermafroditismo sequencial (protoginia) e comportamentos de agregação reprodutiva previsíveis, são particularmente sensíveis à pressão pesqueira e à degradação do habitat. Essas características fazem com que variações em sua abundância reflitam de forma sensível a pressão antrópica e a qualidade ambiental, justificando seu uso como bons indicadores biológicos em ecossistemas recifais.
Desempenho	Ocorrem em todas as UCs com ambientes recifais, e apesar de não serem as mesmas espécies, são muito equivalentes no Nordeste, Sudeste e Sul.
Implantação	Enquanto grupo (não por espécie) são facilmente identificáveis na amostragem visual por não especialistas após treinamento.

Box 2.1 Pesca de Badejos, Garoupas e afins

No Nordeste brasileiro, Lucena-Frédou *et al.* (2021) reportaram a captura de Epinephelidae, em especial o badejo-quadrado (*Mycteroperca bonaci*), por meio de linhas de fundo e com armadilhas com covos de peixes. No Sudeste, dados de relatórios técnicos da Fundação Instituto de Pesca do Estado do Rio de Janeiro - FIPERJ (2014) reportaram um total de 5.479 kg de badejos e 4.701 kg de garoupas capturados no litoral do Estado do Rio de Janeiro no ano de 2013. Ao longo de 2023, ainda no estado do Rio de Janeiro, garoupa, badejo e cherne estiveram entre as capturas mais desembarcadas, totalizando mais de 13 mil quilos, segundo dados do monitoramento da atividade pesqueira (PMAP-FIPERJ, 2024).

No litoral de São Paulo, o Projeto de Monitoramento de Atividade Pesqueira (PMAP) registrou a captura de 3.756,49 kg para o litoral paulista entre os anos de 2018/19 (PMAP, 2019). Na região Sul, um total de 3.849 kg de garoupas e chernes (1.417 + 2.432, respectivamente) foram capturados no ano de 2012 pela frota industrial ao longo do estado de Santa Catarina (Univali/CCTMar, 2013). No primeiro semestre de 2023, dados do PMAP revelaram a captura de mais de 67 mil kg de garoupas em todo o litoral do estado de Santa Catarina (Wahrlich *et al.*, 2023).

2.1.2. Abundância de Vermelhos e afins

Vermelhos, dentões e ciobas são exemplos de nomes populares de representantes de peixes de médio e grande porte, pertencentes à família Lutjanidae, presentes em águas tropicais, subtropicais e, em alguns casos, ambientes de água doce (Sampaio *et al.*, 2023).

Os Lutjanidae desempenham papel ecológico fundamental nos ecossistemas costeiros tropicais e subtropicais. Durante o ciclo de vida, apresentam mudanças ontogenéticas de habitat, utilizando inicialmente os manguezais como áreas de berçário — onde as raízes fornecem abrigo contra predadores e elevada disponibilidade de alimento — e migrando posteriormente para ambientes recifais, onde se estabelecem como adultos (Osório *et al.*, 2011; Tanaka *et al.*, 2011; Siceloff *et al.*, 2025). Essa transição reforça a conectividade entre ecossistemas e sustenta múltiplos estágios de vida. Além disso, ao se alimentarem principalmente de crustáceos e peixes menores, influenciam a dinâmica populacional dessas espécies e contribuem para a manutenção do equilíbrio ecológico (Rigoberto & Alexei, 2021).

Paralelamente à sua relevância ecológica, os vermelhos possuem elevada importância econômica, sendo recursos pesqueiros fundamentais para diversas comunidades costeiras (Kimirei *et al.*, 2016). A pesca dessas espécies é majoritariamente artesanal e historicamente pouco documentada em âmbito global (Allen, 1985). No Brasil, entretanto, são capturados tanto pela frota artesanal quanto pela industrial, apresentando alto valor comercial devido ao seu amplo consumo (Sampaio *et al.*, 2023).

Apesar dessa importância ecológica e socioeconômica, diversas populações de Lutjanídeos estão sob ameaça. A sobrepesca e a degradação do habitat têm contribuído para o declínio dessas espécies, afetando tanto as pescarias locais quanto o equilíbrio dos ecossistemas costeiros (Espinosa-Carreón *et al.*, 2023). A ocorrência de eventos de agregações reprodutivas (Kadison *et al.*, 2006) aumenta a sua vulnerabilidade à pesca, porém, no Brasil, as informações disponíveis sobre esse comportamento ainda são incipientes (Malafaia *et al.*, 2021, Motta *et al.*, 2022). No litoral brasileiro, algumas espécies, como a caranha (*Lutjanus cyanopterus*), já se encontram classificadas como Vulneráveis nas listas vermelhas do ICMBio (2018) e da IUCN.



2.1.2.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador

Racionalidade	Como predadores de níveis tróficos intermediários e superiores, os Vermelhos e afins (Lutjanidae) exercem papel importante na manutenção do equilíbrio trófico e na dinâmica populacional dos ambientes recifais, contribuindo para a regulação das comunidades associadas. Por apresentarem ciclos de vida que envolvem a conectividade entre manguezais, estuários e recifes, além de elevada importância econômica, são fortemente afetados pela degradação de habitats costeiros e pela pressão da pesca artesanal e industrial. Adicionalmente, o comportamento de agregação reprodutiva observado em diversas espécies aumenta sua vulnerabilidade à exploração. Essas características fazem com que variações em sua abundância reflitam de forma sensível a pressão antrópica e o estado de conservação dos recifes, bem como a conectividade funcional entre os diferentes habitats costeiros, justificando seu uso como bons indicadores biológicos em ecossistemas recifais.
Desempenho	Ocorrem em todas as UCs com ambientes recifais, e apesar de não serem as mesmas espécies, são muito equivalentes no Nordeste, Sudeste e Sul.
Implantação	Enquanto grupo (não por espécie) são facilmente identificáveis na amostragem visual por não especialistas após treinamento.

Box 2.2 Pesca de Vermelhos e afins

No Nordeste brasileiro, os Lutjanidae são amplamente explorados, especialmente por meio das pescarias com linha (Frédou *et al.*, 2006). Entre os anos de 1962 e 2007, devido ao aumento do esforço de pesca, as capturas das ciobas, ariocós e dentões atingiram uma média de 3,13 toneladas/ano (Lucena-Frédou *et al.*, 2021). Ao longo do Sudeste Brasileiro, dados de desembarque do PMAP-SP do primeiro semestre de 2023 registraram mais de 827,6 kg de ariocó/vermelho-henrique (*Lutjanus synagris*) pescados no litoral de São Paulo (PMAP-SP, 2023). No Espírito Santo, ao longo dos anos de 2022/2023, foram capturadas e desembarcadas mais de 19,74 toneladas de cioba (*Lutjanus analis*) por meio das pescarias industriais (PMAP-ES, 2024). No Sul do Brasil, o boletim estatístico da pesca industrial de Santa Catarina de 2012 revela um total de 77,1 toneladas de cioba capturados no litoral do estado (Univali/CCTMar, 2013).

2.1.3. Abundância de Peixes-papagaio ou Budiões

Os peixes-papagaio, também chamados de budiões, são espécies recifais herbívoras, coloridas, de médio a grande porte, e a maioria muda de cor e de sexo ao longo da vida, sendo hermafroditas protogínicos (Bonaldo *et al.*, 2023). Esses peixes desempenham um papel ecológico essencial para a funcionalidade e a recuperação dos recifes de coral. Suas atividades de alimentação promovem produção e transporte de sedimentos, bem como processos de bioerosão, nos quais raspam ou escavam o substrato carbonático ao consumir algas e coral morto, triturando o calcário. Esse processo abre espaço para o assentamento de novos corais, influencia a formação das estruturas recifais e contribui para a geração de sedimentos (Abu-Taweel *et al.*, 2023, Bonaldo *et al.*, 2014; Bruggemann, 1995). Como herbívoros primários, regulam o crescimento de algas e evitam que estas dominem o recife, mantendo condições favoráveis à saúde dos corais (Bruggemann, 1995; Francini-Filho *et al.*, 2007; Rossi *et al.*, 2025). Além disso, exibem diferentes modos de forrageamento — como raspagem (*scraping*) e escavação (*excavating*) — que influenciam diretamente a dinâmica ecológica e a biodiversidade dos recifes (Burkepile *et al.*, 2019; Francini-Filho *et al.*, 2007). São espécies sensíveis à pressão de pesca, pois também realizam agregações reprodutivas como muitas outras espécies recifais (Mitcheson & Colin, 2012), e a redução de suas populações pode resultar na dominância de macroalgas e em queda da resiliência recifal (Burkepile *et al.*, 2019; Roos, 2015).

Além da relevância ecológica, os peixes-papagaio também possuem importância econômica e sociocultural, especialmente ao longo da costa brasileira, desde o Nordeste até o Espírito Santo. Nessa região, constituem recursos pesqueiros valorizados nas modalidades artesanal, subaquática e esportiva, tendo sua procura aumentado após o declínio de estoques de outras espécies recifais como garoupas (Epinephelidae) e dentões (Lutjanidae) (Tischer *et al.*, 2021).

Dessa forma, diversas populações de peixes-papagaio vêm sofrendo declínio acentuado devido à pesca intensiva e à ausência de fiscalização adequada. Embora haja escassez de dados formais de desembarque, evidências indicam forte exploração, sobretudo do papagaio-azul (*Scarus trispinosus*) e do budião-cinza (*Sparisoma axillare*), frequentemente capturados por pesca de arpão (Tischer *et al.*, 2021). O papagaio-azul, em particular, tornou-se uma das espécies mais pressionadas devido ao seu grande porte e à facilidade de captura, encontrando-se atualmente ameaçado de extinção, com declínios populacionais documentados ao longo dos últimos anos (Roos, 2015; Bonaldo *et al.*, 2023).



2.1.3.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador

Racionalidade	Os peixes-papagaio ou budiões (tribo Scarini) atuam como herbívoros chave ao se alimentarem de algas, limitando seu crescimento excessivo e evitando a dominância algal sobre os corais. Além disso, contribuem para a bioerosão e a remodelação dos recifes ao rasparem o substrato, abrindo espaço para o assentamento de organismos bentônicos e gerando sedimentos, processos essenciais para a dinâmica e a renovação do habitat recifal. São ainda espécies extremamente sensíveis a pressão pesqueira e, nesse contexto, variações na abundância dos peixes-papagaio refletem de forma sensível tanto o equilíbrio funcional do ecossistema quanto a intensidade da exploração humana, justificando seu uso como importantes indicadores biológicos da integridade e da resiliência dos recifes, bem como da efetividade de medidas de conservação.
Desempenho	Ocorrem em todas as UCs com ambientes recifais, e apesar de não serem as mesmas espécies, são muito equivalentes no Nordeste, Sudeste e Sul.
Implantação	Enquanto grupo (não por espécie) são facilmente identificáveis na amostragem visual por não especialistas após treinamento.



2.1.4. Abundância de Peixes-cirurgião

Os cirurgiões, ou acaraúnas, são peixes marinhos de médio porte amplamente distribuídos em mares tropicais e subtropicais, comuns em ambientes recifais costeiros e ilhas oceânicas, onde se alimentam principalmente de algas e detritos, raspando o substrato (Ferreira & Macieira, 2023). Essas espécies desempenham um papel ecológico fundamental, contribuindo para a conectividade entre habitats, a dinâmica de sedimentos e a remoção de detritos (Tebbett *et al.*, 2022).

Seus hábitos herbívoros e detritívoros ajudam a manter o equilíbrio entre corais e algas, influenciando a dinâmica do turf ao controlar macroalgas e detritos, o que favorece a resiliência do ambiente recifal (Marshell, 2014; Marshell & Mumby, 2012). Além disso, atuam como vetores de matéria orgânica, transportando nutrientes entre diferentes zonas do recife, o que pode aumentar a produtividade pesqueira (Rogers *et al.*, 2018; Tebbett *et al.*, 2022). Alguns estudos indicam que suas densidades podem aumentar após distúrbios que reduzem a cobertura de coral vivo, sugerindo maior dependência de substrato morto para alimentação (Russ *et al.*, 2018).

Além de sua importância ecológica, os peixes-cirurgião também possuem valor econômico, sendo capturados na pesca artesanal e de subsistência, além de serem explorados no comércio de aquariofilia (Gasparini, 2005; Taylor, 2019). Algumas espécies realizam agregação reprodutiva, o que as torna mais vulneráveis à pesca (Robertson, 1983; Colin & Clavijo, 2012). No Brasil, embora existam poucos registros sistematizados de desembarque, Carvalho *et al.* (2013) documentaram a exportação de 288,04 kg de indivíduos frescos entre 1996 e 2008, apenas no litoral do Rio Grande do Norte.

Embora apresentem baixo risco de extinção global, pressões localizadas — como sobrepesca e degradação de habitats — representam ameaças significativas às populações de peixes-cirurgião, podendo comprometer sua abundância e o equilíbrio ecológico que promovem nos recifes (Comeros-Raynal *et al.*, 2012).



2.1.4.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador

Racionalidade	Como herbívoros e detritívoros funcionais, os peixes-cirurgião (Acanthuridae) exercem papel central na manutenção do equilíbrio entre algas, detritos e corais nos ambientes recifais, influenciando diretamente a estrutura e a dinâmica das comunidades bentônicas. Ao atuarem na remoção de algas, na dinâmica de sedimentos e no transporte de matéria orgânica e nutrientes, contribuem para a resiliência dos recifes e para a manutenção de condições favoráveis ao recrutamento de corais. Além disso, por integrarem a linha sucessória da pesca após o declínio de grupos de maior valor comercial, como garoupas, vermelhos e peixes-papagaio, e por algumas espécies formarem agregações reprodutivas previsíveis, tornam-se especialmente sensíveis à pressão pesqueira. Essas características fazem com que variações em sua abundância reflitam de forma consistente a intensidade dos impactos antrópicos e a qualidade ambiental, justificando seu uso como bons indicadores biológicos da integridade dos ecossistemas recifais.
Desempenho	Ocorrem em todas as UCs com ambientes recifais. Nas regiões SE e S apresentam menores abundâncias.
Implantação	Enquanto grupo (não por espécie) são facilmente identificáveis na amostragem visual por não especialistas após treinamento.



2.1.5. Ocorrência de Tubarões e Raias

Os elasmobrânquios — que incluem tubarões e raias — são peixes cartilaginosos amplamente distribuídos em habitats costeiros, oceânicos e, no caso de algumas raias, também de água doce. Os tubarões, geralmente de grande porte, são altamente móveis e vivem predominantemente na coluna d'água, deslocando-se longas distâncias como predadores ativos. As raias, por sua vez, possuem corpo achatado dorso-ventralmente, apresentam menor mobilidade e adotam um modo de vida demersal, permanecendo próximas ao fundo e interagindo de forma mais direta com o substrato.

Em ambientes recifais, os elasmobrânquios exercem papel fundamental na manutenção do equilíbrio ecológico, funcionando como predadores de topo que regulam populações de presas, estabilizam a teia trófica e contribuem para a biodiversidade marinha (Sims & Sims, 2015; Cursi, 2021). Além disso, promovem conectividade energética entre habitats neríticos, oceânicos e profundos, reforçando a resiliência dos ecossistemas (Shipley *et al.*, 2023). Sua presença em recifes é frequentemente associada a sistemas mais saudáveis e ecologicamente funcionais (Roff *et al.*, 2016; Dedman *et al.*, 2024).

Além da relevância ecológica, tubarões e raias possuem forte importância econômica para diversas comunidades pesqueiras ao longo do litoral brasileiro. No Nordeste, onde a produção pesqueira corresponde a cerca de 29% do total nacional (>150.000 toneladas em 2006; IBAMA, 2008), a ausência de monitoramento detalhado subestima a real magnitude da exploração. Mesmo assim, estudos mostram que, apenas em 2009, foram desembarcados 2.410 kg de tubarões — sobretudo tubarão-lixa (*Ginglymostoma cirratum*) — no Ceará (Basilio, 2011).



No Sudeste, somente no primeiro semestre de 2023, São Paulo registrou mais de 2,4 toneladas de cação-frango (*Rhizoprionodon porosus*), enquanto o Rio de Janeiro ultrapassou 4,2 toneladas de tubarões filhotes, incluindo cação-frango, anequim e tigre (PMAP-SP, 2023; PMAP-RJ, 2023).

No Sul, os números são ainda maiores: Santa Catarina contabilizou mais de 1.372,62 toneladas de cação — sobretudo cação-azul (*Prionace glauca*) e cação-anequim (*Isurus oxyrinchus*) — apenas nos primeiros seis meses de 2023 (PMAP-SC, 2023).

Para as raias, o cenário é igualmente expressivo. No Nordeste, em 2007, mais de 2.488 toneladas foram desembarcadas (IBAMA, 2007), mas a falta de dados atualizados limita a gestão (Neto, 2011). No Sudeste, o Espírito Santo registrou mais de 581 toneladas de raias entre 2022 e 2023 (PMAP-ES, 2024), enquanto o Rio de Janeiro contabilizou mais de 9,8 toneladas apenas no primeiro trimestre de 2023, incluindo raia-viola, raia-borboleta e raia-manteiga (PMAP-RJ, 2023). Já no Sul, Santa Catarina registrou mais de 66,5 toneladas no primeiro semestre de 2023 (PMAP-SC, 2023).

Além de serem capturadas como espécie-alvo, muitas espécies de elasmobrânquios são capturadas incidentalmente (*bycatch*) em pescarias artesanais, recreativas e industriais e, somado a isso, possuem características de história de vida — como maturidade tardia, ciclos que variam de anual a trienal e baixa fecundidade — que dificultam sua recuperação e tornam a gestão pesqueira especialmente desafiadora (Last *et al.*, 2016; Pollom *et al.*, 2020a, 2020b; Rigby *et al.*, 2025).

A sobrepesca e a degradação de habitats, associadas às mudanças climáticas e à falta de monitoramento pesqueiro, têm resultado em declínios significativos e preocupantes das populações de elasmobrânquios em todo o mundo (Cursi, 2022; Sims & Sims, 2015; Shipley *et al.*, 2023). O cenário brasileiro reflete essa tendência, com capturas expressivas, registros fragmentados e baixa fiscalização, dificultando ações efetivas de conservação.

2.1.5.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador

Racionalidade	Como predadores de topo de cadeia, tubarões e raias (elasmobrânquios) exercem papel fundamental na manutenção do equilíbrio trófico, da biodiversidade e da saúde dos ecossistemas recifais, regulando populações de presas e mediando interações ecológicas que contribuem para a estabilidade das comunidades. Ao promoverem a conectividade energética entre diferentes habitats marinhos, como recifes, áreas costeiras e zonas pelágicas, aumentam a resiliência ecológica desses sistemas. Por apresentarem crescimento lento, maturação tardia, baixa fecundidade e elevada longevidade, são particularmente sensíveis à mortalidade causada pela pesca direcionada ou incidental. Assim, sua simples presença ou ausência reflete de forma sensível a intensidade da pressão antrópica e a integridade ambiental, justificando o uso de tubarões e raias como indicadores biológicos eficazes da saúde e estabilidade de ecossistemas recifais.
Desempenho	Como grupo, ocorrem em toda a costa brasileira, embora as espécies apresentem distribuição bem definida. Historicamente enfrentam declínios expressivos em toda a costa, com várias espécies colapsadas e ameaçadas de extinção por sobrepesca, sendo considerado um indicador raro, de forma geral.
Implantação	Enquanto grupo (não por espécie) são facilmente identificáveis na amostragem visual por não especialistas após treinamento.





2.2. Epibentos

2.2.1. Porcentagem de cobertura de grupos selecionados de epibentos

O epibentos, a fração do substrato recoberta por corais, macroalgas, zoantídeos e outros organismos bentônicos, é um componente fundamental na estruturação e no funcionamento das comunidades recifais, modulando a disponibilidade de habitat, a produção primária e os processos tróficos. Sua composição e o percentual que ocupa no substrato determinam o espaço disponível para recrutamento, influenciando a sucessão ecológica e a diversidade bentônica (Kuempel & Altieri, 2017). Esses atributos também condicionam a estrutura, a resistência e a capacidade de recuperação dos recifes, uma vez que regulam a competição por espaço e afetam diretamente os processos tróficos.

Mudanças na composição e no percentual de cobertura do epibentos refletem a interação entre perturbações climáticas, processos locais e mecanismos ecológicos internos (Ceccarelli *et al.*, 2020; Page, 2006). Variações associadas à herbivoria, à disponibilidade de nutrientes e a diferentes tipos de perturbação podem desencadear mudanças de fase persistentes quando limiares ecológicos são ultrapassados. Alterações nas interações biológicas — especialmente aquelas impulsionadas pelo clima — também podem reestruturar profundamente as comunidades recifais, sobretudo quando envolvem espécies-chave, cuja alteração de cobertura gera efeitos desproporcionais no ecossistema, ou espécies engenheiras, capazes de modificar o ambiente físico e criar condições adequadas para a colonização por outros organismos (Hughes, 1994).

Um exemplo desse processo é a transição de recifes dominados por corais para recifes dominados por macroalgas quando há redução da herbivoria por peixes, ou, inversamente, a substituição de macroalgas frondosas por "áreas estéreis" em regiões onde o pastejo por ouriços se intensifica excessivamente (Vergés *et al.*, 2024). Essas mudanças comprometem a capacidade de construção de recifes, processo essencial para manter a integridade e a complexidade estrutural desses ambientes (Sorokin, 1995; Knowlton & Jackson, 2001).

Impactos desse tipo já são amplamente documentados, como nos recifes do Caribe, que apresentam elevada dominância de macroalgas em comparação a outras regiões tropicais. Esse padrão está associado a fortes distúrbios antropogênicos, à perda de herbívoros de grande porte e à degradação dos corais por doenças e tempestades (Bruno *et al.*, 2009; Hughes, 1994; McManus & Polsenberg, 2004).

Nesse contexto, o monitoramento da porcentagem de cobertura de grupos selecionados do epibentos torna-se essencial para detectar mudanças de fase e avaliar o estado de conservação dos ambientes recifais.

2.2.2. Corais pétreos e hidrocorais

Os corais pétreos e os hidrocorais são invertebrados marinhos que formam colônias capazes de construir recifes biogênicos, como ocorre no Nordeste brasileiro, desempenhando papéis fundamentais para os ecossistemas recifais ao fornecer habitat, sustentar a biodiversidade e contribuir para a proteção costeira (Castro & Zilberberg, 2016; Moura *et al.*, 2020). Constituem, ainda, uma importante fonte de renda para as comunidades costeiras, sobretudo por meio do turismo, e podem contribuir para a segurança alimentar dessas populações ao sustentar uma diversidade de organismos marinhos de valor pesqueiro (Pegas *et al.*, 2018; Moura *et al.*, 2020).

Os corais pétreos e os hidrocorais possuem grande sensibilidade a alterações ambientais e pressões antrópicas, o que os torna indicadores importantes da saúde dos ecossistemas recifais. Diversos estudos mostram que distúrbios como turismo, poluição e mudanças climáticas contribuem para o declínio dos corais, aumentam a prevalência de doenças e provocam alterações na composição das comunidades, comprometendo os papéis ecológicos desempenhados pelos recifes.

Temperaturas elevadas podem favorecer o recrutamento de corais até determinado limite; entretanto, associadas a alterações da qualidade da água, especialmente pelo enriquecimento de nutrientes, promovem o crescimento de macroalgas, comprometendo tanto a saúde quanto o recrutamento dos corais e podendo resultar em mudanças de fase nos recifes (Jones & Gilliam, 2024).

Pesquisas realizadas por Gómez-Gras *et al.* (2025) indicam que eventos de mudanças climáticas, como as ondas de calor marinhas (*Marine Heat Waves* – MHW), provocam declínios consistentes de corais em comparação às algas, assim como reduções de consumidores em relação aos produtores. Esses resultados sugerem que muitas teias alimentares dos recifes podem se simplificar no futuro devido às MHWs, aumentando a probabilidade de mudanças de fase nos ecossistemas recifais.

Uma mudança de fase (*phase shift*) em recifes de coral ocorre quando há redução da abundância ou cobertura de corais, acompanhada por um aumento persistente de organismos que não constroem recifes, como algas e corais moles (Done, 1992). A transição de recifes dominados por corais para recifes dominados por macroalgas é frequentemente impulsionada por fatores como o enriquecimento de nutrientes e alterações na herbivoria, gerando efeitos em cascata sobre todo o ecossistema (Worm *et al.*, 1999). Esse processo não apenas reduz os serviços ecossistêmicos fornecidos pelos recifes, como também compromete a capacidade do recife de manter sua diversidade local (Done, 1992).

Mudanças de fase podem ser impactos ecológicos de difícil detecção. A transição de recifes dominados por corais para recifes com maior cobertura de algas calcárias, por exemplo, requer estudos detalhados, pois, mesmo que o balanço de carbonato de cálcio e o crescimento do recife se mantenham positivos a longo prazo, os efeitos subsequentes sobre a complexidade estrutural, a diversidade de microhabitats e a composição da comunidade bentônica — e, consequentemente, sobre os processos ecológicos e a fauna associada — muitas vezes permanecem desconhecidos (Schils, 2023).

A saúde dos corais também é influenciada pelo aumento da turbidez e pelo aporte de nutrientes provenientes de atividades antrópicas, condições também associadas à menor cobertura de corais pétreos e à maior prevalência de doenças (Huang *et al.*, 2020). Áreas com elevada atividade turística apresentam declínios significativos de corais devido ao pisoteio, aumento da sedimentação e escoamento de nutrientes, resultando em menor diversidade e saúde dos recifes (Huang *et al.*, 2020; Gutiérrez-Ruiz *et al.*, 2011). O surgimento de doenças como a *stony coral tissue loss disease* tem sido exacerbado por distúrbios antrópicos, provocando alterações drásticas na estrutura das comunidades de corais e redução na produção de carbonato de cálcio (Estrada-Saldívar *et al.*, 2020).

2.2.2.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador

Racionalidade	Altamente sensíveis a estressores naturais e antrópicos — como o aumento da temperatura da água e ondas de calor marinhas, eutrofização, poluição, turbidez, sedimentação, acidificação oceânica, fundeio de embarcações e pisoteio —, os corais respondem rapidamente a alterações ambientais. Como construtores biogênicos, são responsáveis pela formação da complexidade estrutural dos recifes, criando habitat, abrigo e áreas de alimentação para uma elevada diversidade de organismos. Dessa forma, a porcentagem de cobertura de corais constitui um descritor fundamental da saúde, da integridade estrutural e da diversidade biológica dos ambientes recifais. Reduções na porcentagem de cobertura coralínea, especialmente quando associadas ao aumento de organismos não construtores, podem indicar processos de degradação e mudanças de fase no ecossistema, justificando seu uso como um dos mais relevantes indicadores biológicos da condição e resiliência dos recifes.
Desempenho	Ocorrem em todas as UCs, apesar das diferenças na composição das espécies e porcentagens de cobertura ao longo da costa brasileira, que diminuem consideravelmente no gradiente latitudinal de NE para S.
Implantação	Enquanto grupo (não por espécie) são facilmente identificáveis na amostragem visual por não especialistas após treinamento.



2.2.3. Zoantídeos

Os zoantídeos são cnidários que, em sua maioria, se organizam de forma colonial e, diferentemente dos corais escleractíneos, não possuem esqueleto rígido (Falsarella, 2025). Diversas espécies integram a fauna bentônica dominante em recifes rasos (Reimer *et al.*, 2011; Koupaei *et al.*, 2014) e desempenham importante papel ecológico, uma vez que se associam a uma grande diversidade de invertebrados, incluindo moluscos — como nudibrânquios —, nematóides, artrópodes e crustáceos (Pérez *et al.*, 2005; Kumari *et al.*, 2019; George *et al.*, 2020).

No Brasil, os zoantídeos podem formar extensos tapetes ao longo do litoral Nordeste, Sudeste e Sul, recobrindo áreas de recifes de corais e costões rochosos (Francini-Filho & Moura, 2010; Santos *et al.*, 2015; Bertoncini *et al.*, 2019). Entre as espécies mais notáveis destaca-se *Palythoa caribaeorum*, conhecido como coral baba-de-boi, frequentemente dominante em ambientes rochosos rasos da costa oeste do Atlântico, em regiões tropicais e subtropicais (Durante *et al.*, 2018).

Embora a competição entre corais e macroalgas seja mais amplamente estudada, invertebrados como os zoantídeos também constituem competidores importantes, com potencial para influenciar a complexidade estrutural dos recifes (Lorenzetti *et al.*, 2022). Experimentos conduzidos em campo e laboratório por Lorenzetti *et al.* (2022) demonstraram que os zoantídeos podem recobrir espécies de corais nativos em cenários de aquecimento oceânico, reduzindo o potencial de recuperação dessas espécies.

Na Baía de Todos os Santos, Cruz *et al.* (2007) registraram um caso de mudança de fase envolvendo o zoantídeo *Epizoanthus gabrieli*, caracterizado por uma redução acentuada da cobertura de corais em recifes onde esse organismo passou a dominar. Esse declínio ocorreu em apenas quatro anos e foi considerado extremamente significativo diante do limitado potencial de recuperação dos recifes, atribuível às taxas de crescimento lentas dos principais corais construtores da região.

Além de seu papel ecológico, os zoantídeos possuem valor econômico considerável, sendo amplamente valorizados no comércio de aquarismo devido às suas cores vibrantes. Nos últimos anos, esses organismos também têm atraído grande interesse científico devido ao seu potencial farmacêutico e industrial (Santos & Reimer, 2020; Guillen *et al.*, 2020).

2.2.3.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador

Racionalidade	Tolerantes a elevadas temperaturas, pisoteio e a diferentes impactos antrópicos, os zoantídeos tendem a persistir e, em muitos casos, a aumentar sua cobertura em ambientes recifais submetidos à degradação. Por competirem diretamente com os corais por espaço, variações na porcentagem de cobertura dos zoantídeos podem indicar alterações na estrutura e na complexidade do recife, refletindo processos de substituição de organismos construtores por organismos oportunistas e possíveis mudanças de fase do ecossistema. Além disso, por se associarem a uma elevada diversidade de invertebrados, sua cobertura também informa sobre a reorganização das comunidades bentônicas. Dessa forma, a porcentagem de cobertura de zoantídeos constitui um indicador biológico relevante do estado de conservação dos ambientes recifais, bem como de tendências de degradação ou simplificação estrutural do habitat.
Desempenho	Ocorrem em todas as UCs.
Implantação	Enquanto grupo (não por espécie) são facilmente identificáveis na amostragem visual por não especialistas após treinamento.



2.2.4. Macroalgas frondosas

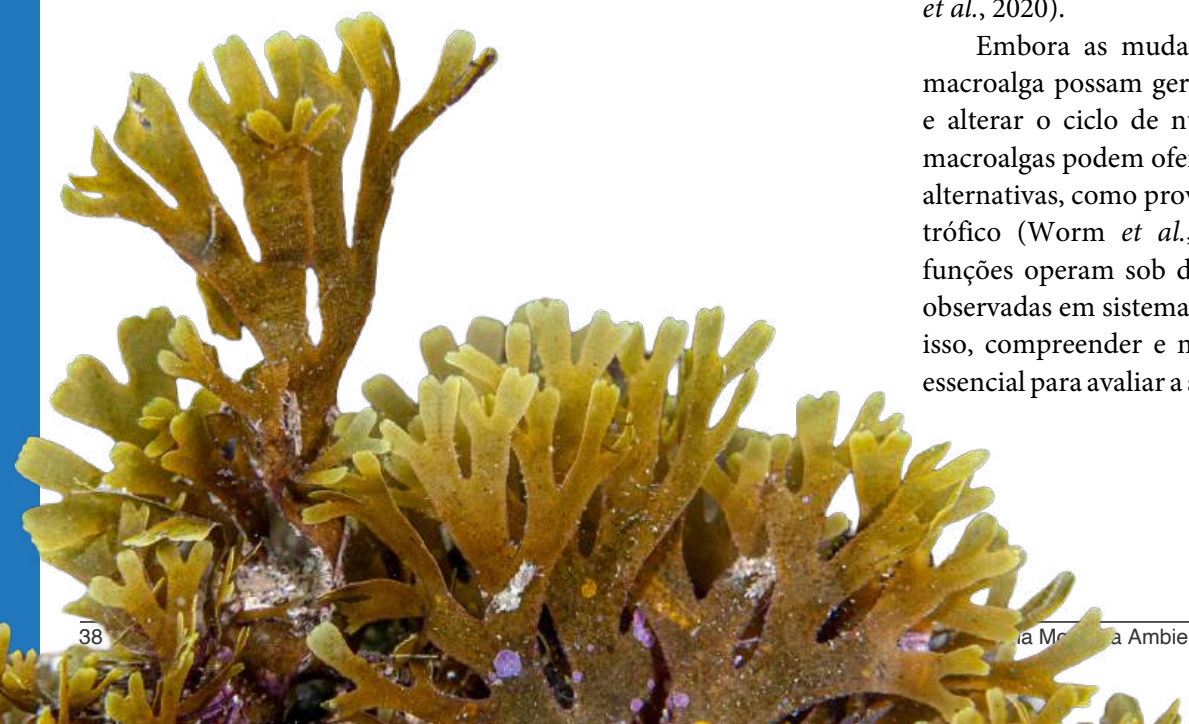
As macroalgas são organismos fotossintetizantes facilmente visíveis a olho nu, que ocorrem em ambientes recifais rasos e profundos, desde que haja luz suficiente para a fotossíntese (Raven *et al.*, 2014; Spalding *et al.*, 2019). Elas desempenham um papel fundamental como produtoras primárias, servindo de alimento para diversos grupos, como crustáceos e peixes, além de contribuírem para a produção de oxigênio (Bahia *et al.*, 2019). Suas colorações — verdes, pardas ou vermelhas — variam conforme o tipo de pigmento fotossintetizante presente em cada espécie (Raven *et al.*, 2014).

A estrutura das comunidades recifais é fortemente influenciada pela relação entre o crescimento das macroalgas e o consumo por herbívoros. A herbivoria efetiva impede a dominância algal, enquanto a redução desse controle favorece o estabelecimento de macroalgas que dificultam a recuperação de outros organismos do epibentos, como os corais (Cannon *et al.*, 2021). Além disso, aumentos na turbidez e na disponibilidade de nutrientes favorecem o crescimento algal e reduzem a competitividade dos corais, potencializando mudanças na composição bentônica (Arias-González *et al.*, 2017; Ceccarelli *et al.*, 2020).

As mudanças de fase em recifes dominados por corais para recifes dominados por macroalgas representam transformações profundas no funcionamento dos ecossistemas recifais (McCook, 1999; Adam *et al.*, 2020), onde ao menos três fatores merecem destaque:

- **Herbivoria:** herbívoros de diferentes tamanhos podem controlar a biomassa algal; espécies menores podem exercer funções compensatórias importantes quando a abundância de herbívoros maiores é reduzida, ajudando a evitar mudanças de fase em determinados contextos (Cannon *et al.*, 2021; Ceccarelli *et al.*, 2020).
- **Competição:** macroalgas e outros organismos do epibentos competem por espaço e luz; após a mortalidade de corais, macroalgas de crescimento rápido colonizam o substrato livre, formando estruturas como dosséis, que facilitam a propagação de outras macroalgas e consolidam a nova dominância algal (Cannon *et al.*, 2021).
- **Enriquecimento de nutrientes:** o excesso de nutrientes estimula o aumento da biomassa algal; a eutrofização do ambiente pode interagir com a redução da herbivoria para direcionar a transição coral → macroalga, sendo processos que se iniciam na base da cadeia trófica (*bottom-up*) tão determinantes quanto a perda do controle trófico (*top-down*) (Arias-González *et al.*, 2017; Ceccarelli *et al.*, 2020).

Embora as mudanças de fase de coral para macroalga possam gerar perdas de biodiversidade e alterar o ciclo de nutrientes, alguns grupos de macroalgas podem oferecer funções ecossistêmicas alternativas, como provimento de habitat e suporte trófico (Worm *et al.*, 1999). No entanto, essas funções operam sob dinâmicas distintas daquelas observadas em sistemas dominados por corais. Por isso, compreender e monitorar essas transições é essencial para avaliar a saúde dos ambientes recifais.



2.2.4.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador

Racionalidade	Como produtores primários essenciais, as macroalgas desempenham papel central nos ecossistemas recifais, servindo de alimento para diversos invertebrados e peixes, além de contribuírem para a produção de oxigênio. Por responderem rapidamente a alterações ambientais, especialmente ao aumento da disponibilidade de nutrientes e a mudanças na pressão de herbivoria, variações na sua porcentagem de cobertura constituem importantes indicadores de processos de eutrofização e de desequilíbrios tróficos. O aumento do domínio de macroalgas em detrimento dos corais está frequentemente associado à degradação do ambiente recifal, resultando em perda de biodiversidade, alterações no ciclo de nutrientes e comprometimento das funções ecológicas do recife. Dessa forma, a cobertura de macroalgas é um indicador biológico relevante do estado de conservação e da trajetória ecológica dos ecossistemas recifais.
Desempenho	Ocorrem em todas as UCs.
Implantação	Enquanto grupo (não por espécie) são facilmente identificáveis na amostragem visual por não especialistas após treinamento.

Box 2.3 Macroalgas e o potencial farmacológico

As macroalgas têm despertado um interesse farmacológico significativo devido à sua rica composição química, que inclui uma variedade de compostos bioativos com potenciais aplicações terapêuticas. Esses organismos não são apenas vitais para os ecossistemas marinhos, mas também servem como um recurso promissor para a descoberta e o desenvolvimento de fármacos. Macroalgas contêm diversos metabólitos secundários, incluindo polissacarídeos, compostos fenólicos e terpenóides, que apresentam variadas atividades biológicas (Oliveira, 2021; Mariya & Ravindran, 2013). Gêneros específicos, como *Caulerpa*, têm demonstrado propriedades anti-inflamatórias, antibacterianas e antitumorais, destacando o seu potencial na farmacologia (Oliveira, 2021). Apesar do seu potencial, muitas espécies de macroalgas permanecem pouco estudadas, o que indica uma oportunidade significativa para que pesquisas futuras explorem suas aplicações farmacológicas (Pereira *et al.*, 2023).

2.2.5. Algas calcárias crostosas (incluindo rodolitos)

As algas calcárias crostosas, também chamadas de algas coralíneas ou incrustantes, pertencem ao grupo das algas vermelhas e se caracterizam por depositar carbonato de cálcio em suas paredes celulares, o que lhes confere rigidez e resistência (Raven *et al.*, 2014). Amplamente distribuídas por todos os oceanos, as algas calcárias crostosas se desenvolvem preferencialmente em superfícies bem iluminadas, como rochas localizadas em zonas de arrebentação (Raven *et al.,* 2014), servindo de substrato para o assentamento e metamorfose de larvas de diversas espécies de invertebrados (Harrington *et al.*, 2004).

Algumas espécies de algas calcárias crostosas apresentam talos livres, formando os chamados rodolitos, que podem originar extensos bancos capazes de abrigar grande diversidade de organismos (Bahia *et al.*, 2019). Esses bancos são considerados um tipo de habitat recifal, funcionando como áreas de refúgio e berçário para peixes e invertebrados, além de representarem importantes estoques de carbono.

Essas algas desempenham um papel fundamental na coesão estrutural dos recifes, contribuindo para sua integridade física e seu funcionamento ecológico. Além de aglutinar elementos estruturais — como colônias de corais —, oferecem um substrato rígido para o assentamento de larvas coralinas, auxiliando no crescimento e na manutenção da estrutura recifal (Richards & O'Leary, 2015). Essa capacidade de cimentação é fundamental para manter a integridade e a resiliência dos recifes, especialmente em locais sujeitos a fortes forças hidrodinâmicas.

Suas propriedades mecânicas, caracterizadas pela rigidez e pela resistência à compressão, reforçam ainda mais seu papel na estabilização do recife, pois ajudam a manter a integridade do substrato diante da ação hidrodinâmica intensa, contribuindo para a coesão e durabilidade da estrutura recifal (Li, 2016).

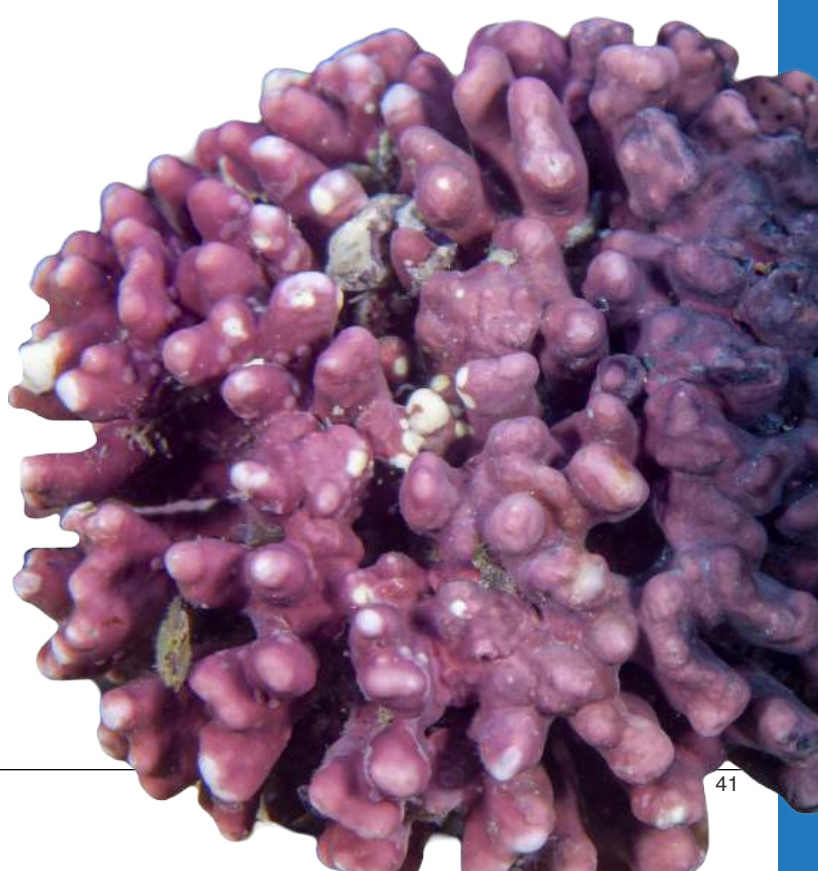
As algas calcárias crostosas são sensíveis a alterações ambientais, especialmente à acidificação dos oceanos. A redução do pH da água - provocada pela absorção de CO_2 - dificulta a captação de íons carbonato essenciais para a formação do seu esqueleto calcário. Nesse cenário, essas algas crescem mais lentamente ou se dissolvem, o que enfraquece a estrutura do recife e reduz a coesão (Noonan *et al.*, 2025). Por essa razão, são consideradas bioindicadoras primárias de acidificação.

A herbivoria exerce papel importante na dinâmica das algas calcárias crostosas em ambientes recifais. Em níveis moderados, pode favorecer sua persistência e dominância relativa ao reduzir a cobertura de macroalgas e algas filamentosas competidoras, liberando espaço no substrato e influenciando a colonização e a estruturação da comunidade bentônica (Belliveau & Paul, 2002). No entanto, pressões excessivas de pastoreio podem comprometer sua cobertura e integridade superficial, especialmente quando há raspagem intensa do substrato. Dessa forma, a manutenção de níveis equilibrados de herbivoria é fundamental para a conservação das algas calcárias crostosas e para a estabilidade da estrutura bentônica recifal.

Danos mecânicos também podem reduzir significativamente o crescimento dessas algas, sobretudo quando combinados ao estresse térmico associado ao aquecimento das águas, podendo inclusive alterar sua composição geoquímica (Pinna *et al.*, 2024). Além disso, o estresse térmico pode provocar o branqueamento de algas calcárias (Calderon *et al.*, 2025) - um fenômeno menos estudado do que o branqueamento de corais, mas que compromete sua saúde e sua capacidade de cimentar o substrato, contribuindo indiretamente para a fragilização da estrutura recifal.

2.2.5.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador

Racionalidade	As algas calcárias crostosas desempenham papel fundamental na coesão estrutural dos recifes, atuando como importantes agentes de cimentação ao aglutinar sedimentos e fragmentos biogênicos e fornecer substrato rígido para o assentamento de organismos bentônicos, incluindo corais. Suas propriedades mecânicas contribuem diretamente para a integridade física e a resiliência dos recifes frente às forças hidrodinâmicas. Por dependerem da deposição de carbonato de cálcio, são altamente sensíveis à acidificação oceânica, além de responderem negativamente a eventos de branqueamento e a impactos físicos, como pisoteio e ancoragem de embarcações. Assim, variações em sua cobertura e condição refletem de forma sensível mudanças na química da água e no nível de perturbação física do ambiente, justificando seu uso como importantes indicadores biológicos do estado de conservação e da estabilidade estrutural dos ecossistemas recifais.
Desempenho	Ocorrem em todas as UCs.
Implantação	Enquanto grupo (não por espécie) são facilmente identificáveis na amostragem visual por não especialistas após treinamento.



2.2.6. Algas calcárias articuladas

As algas calcárias articuladas são algas que possuem talos segmentados, formados por partes rígidas calcificadas conectadas por articulações flexíveis chamadas genículos, o que lhes confere maleabilidade mesmo sendo organismos calcificados (Raven *et al.*, 2014). Essa estrutura articulada é fundamental para sua sobrevivência em ambientes submetidos a intenso hidrodinamismo, como zonas de arrebentação, pois o material genicular é capaz de se deformar e dissipar energia sem romper, pois, é composto por um tecido forte, extensível e resistente à fadiga. Essa propriedade mecânica reduz o risco de quebras e permite que as algas suportem o estresse das ondas (Denny & King, 2016; Janot *et al.*, 2022), contribuindo para a resiliência geral da estrutura do recife.

Além dessa resiliência estrutural, as algas calcárias articuladas apresentam elevada capacidade fotossintética devido à grande área superficial de suas frondes ramificadas, favorecendo taxas de crescimento mais rápidas em comparação às formas não articuladas (McCoy, 2015). Em alguns ecossistemas, contribuem significativamente para a produção primária e formação de sedimentos, essenciais para manter a integridade ecológica (Stevenson *et al.*, 2002). Também podem atuar como indicadoras (*proxies*) de condições ambientais pretéritas, fornecendo informações sobre a estabilidade histórica (Sarkar, 2015) e sobre variações na produtividade marinha ao longo do tempo (Kamenos *et al.*, 2016). Contribuem, ainda, para a estrutura física e funcional dos recifes ao fornecerem habitat para diversos organismos marinhos e ao participarem ativamente da produção de carbonato de cálcio ($CaCO_3$) (McCoy, 2015). Esse processo desempenha papel fundamental na estabilização do substrato e na formação de sedimentos calcários marinhos (Bussell *et al.*, 2007; Vilaça, 2009). Em determinados ambientes rasos, sua produção de $CaCO_3$ pode, inclusive, superar a de corais e briozoários (Pessarrodona *et al.*, 2025).

As algas calcárias articuladas são sensíveis a mudanças ambientais, como o aumento da temperatura da água e a acidificação dos oceanos, que podem comprometer seu crescimento e calcificação (Sinutok *et al.*, 2012), tornando-as indicadores confiáveis da saúde e da estabilidade ecológica dos ambientes recifais (Basso & Granier, 2012; McCoy & Kamenos, 2015). No entanto, algumas espécies já demonstraram maior resistência a ondas de calor (McCormack, 2014).

2.2.6.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador

Racionalidade	As algas calcárias articuladas indicam estágios avançados de estabilidade ambiental em ecossistemas recifais, uma vez que dependem de condições físico-químicas adequadas para o crescimento e a calcificação. Contribuem significativamente para a estruturação dos recifes e para a estabilização do substrato, além de serem importantes produtoras de carbonato de cálcio, fortalecendo a matriz recifal. Por suportarem elevado estresse mecânico em ambientes com forte batimento de ondas, refletem a integridade estrutural e a funcionalidade do habitat. Entretanto, são sensíveis a mudanças ambientais, especialmente à acidificação oceânica, que compromete seus processos de calcificação. Dessa forma, variações em sua cobertura fornecem informações relevantes sobre a resiliência, a estabilidade e a manutenção dos processos ecológicos em ambientes recifais.
Desempenho	Ocorrem em todas as UCs.
Implantação	Enquanto grupo (não por espécie) são facilmente identificáveis na amostragem visual por não especialistas após treinamento.



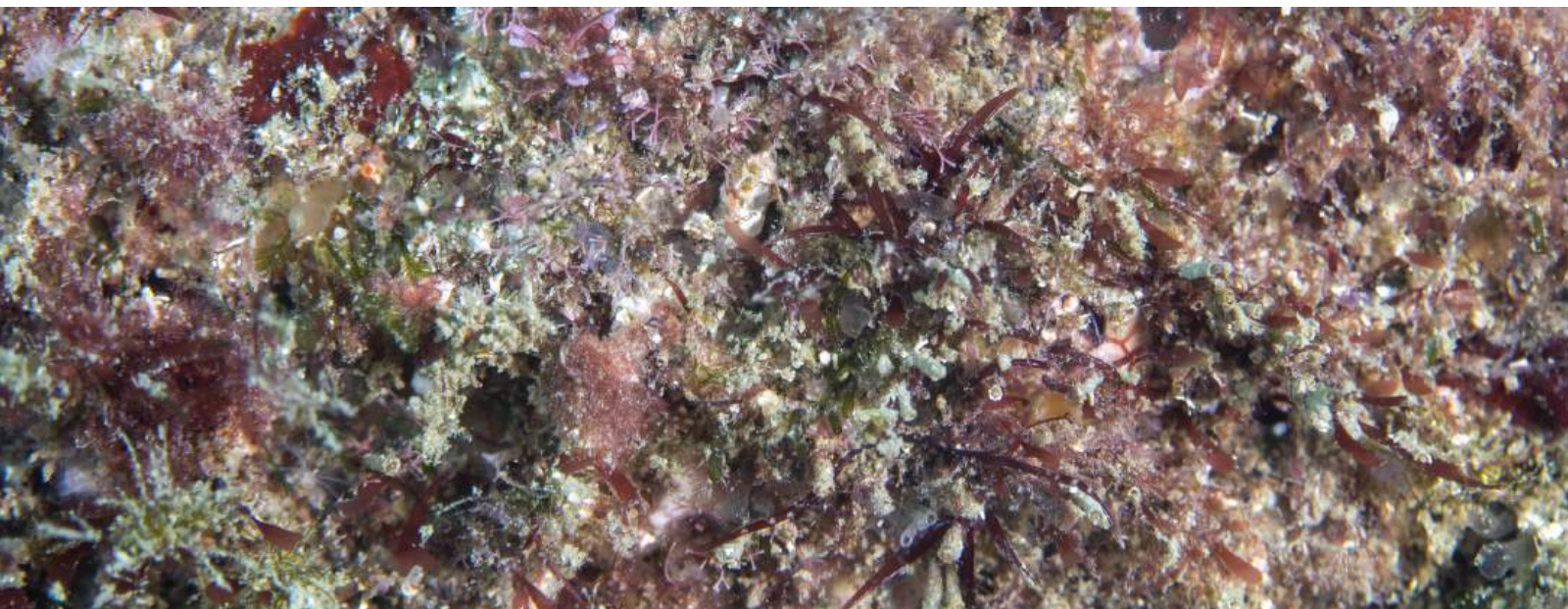
2.2.7. Turf (matriz de algas epilíticas)

O turf ou matriz de algas epilíticas é uma camada de algas, geralmente multiespecífica e baixa - variando de poucos milímetros a centímetros - que constitui um dos principais componentes dos costões rochosos em regiões tropicais e temperadas (Virgilio *et al.*, 2006; Connell *et al.*, 2014). Em ambientes marinhos tropicais, o turf pode incluir microalgas, cianobactérias e algas filamentosas (Harris, 2015), formando associações altamente produtivas nos recifes (Wanders, 1976; Wilson *et al.*, 2003) e servindo como importante recurso alimentar para diversos herbívoros, como peixes e ouriços (Morrison, 1988; Fong & Paul, 2011).

Além de sua elevada produtividade, o turf desempenha um importante papel nos recifes como competidor por espaço com os corais. Sua dinâmica é fortemente moldada pelas condições ambientais e pressões antrópicas. Esses consórcios algais respondem rapidamente a estressores como enriquecimento de nutrientes, sedimentação e variações na herbivoria, resultando em mudanças marcantes em sua abundância e composição. Essa sensibilidade torna o turf um indicador precoce da saúde do recife, já que alterações nas cargas de sedimentos e nutrientes são prontamente refletidas em sua estrutura. Eventos como tempestades, por exemplo, podem reduzir temporariamente a herbivoria, favorecendo sua expansão (Hayes *et al.*, 2021).

O turf apresenta altas taxas de renovação e rápida capacidade de recuperação após distúrbios, mantendo cobertura relativamente estável nos recifes, mesmo diante de variações sazonais (Littler & Littler, 2012). Embora prosperem em ambientes oligotróficos, também respondem positivamente ao enriquecimento de nutrientes, com aumento de biomassa e diversidade (Harris, 2014). Pressões antrópicas - como sobrepesca e poluição - intensificam esse processo ao reduzir populações de herbívoros e ampliar a disponibilidade de nutrientes, promovendo a proliferação do turf e diminuindo a resiliência do recife (Harris, 2014; Muthukrishnan *et al.*, 2014).

Apesar de fornecer recursos alimentares importantes para diversos invertebrados e peixes e contribuir significativamente para a produtividade primária dos recifes (Harris, 2014), o turf pode, quando dominante, competir intensamente com os corais por espaço e luz, alterando a estrutura recifal, especialmente em cenários de baixa herbivoria (Littler & Littler, 2012). Assim, sua expansão excessiva geralmente indica desequilíbrios ecológicos - como redução da herbivoria ou elevadas cargas de nutrientes - com potenciais efeitos em cascata na comunidade recifal. Diante disso, monitorar a dinâmica do turf é essencial para avaliar alterações na estrutura dos recifes.



2.2.7.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador

Racionalidade	O turf algal constitui um dos elementos dominantes nos recifes, frequentemente recobrindo o substrato e outros organismos após eventos de mortalidade coralínea. Atua como importante fonte de alimento para uma ampla diversidade de herbívoros e como forte competidor por espaço com os corais, influenciando diretamente a dinâmica bentônica. Por responder rapidamente a alterações ambientais e pressões antrópicas, como enriquecimento de nutrientes, aumento da sedimentação e mudanças nos níveis de herbivoria, o turf reflete de forma sensível o estado de perturbação do ambiente. Suas altas taxas de renovação e capacidade de rápida recuperação após distúrbios fazem com que variações em sua cobertura indiquem mudanças recentes na qualidade ambiental, sendo, portanto, um indicador biológico eficaz de processos de degradação e de alteração da dinâmica ecológica em recifes.
Desempenho	Ocorrem em todas as UCs.
Implantação	São facilmente identificáveis por não especialistas na amostragem visual, considerando-se que não é necessária sua individualização.



2.3. Macroinvertebrados sob pressão de captura

2.3.1. Abundância de Ouriços-pretos adultos (> 2 cm)

Os ouriços-do-mar são animais que vivem associados ao fundo, em regiões marinhas tropicais e subtropicais (Hendler *et al.* 1995), habitando diversos ecossistemas e comumente abundantes em fundos irregulares e outros substratos como rochas de praia, recifes de corais e bancos de gramas marinhas (Ebert *et al.* 2008). No Brasil, os ouriços-pretos estão distribuídos por todo o litoral, desde os recifes coralíneos da região nordeste, aos costões rochosos do sudeste e sul (Ventura *et al.*, 2003; Tavares *et al.*, 2004; Bertoncini *et al.*, 2019), incluindo as ilhas oceânicas (Tavares *et al.*, 2020).

Ecologicamente, os ouriços-do-mar desempenham um papel fundamental nos ambientes recifais, atuando principalmente como herbívoros (*grazers*) e agentes de bioerosão. Esses dois processos influenciam diretamente a estrutura das comunidades bentônicas e a biodiversidade dos recifes. A herbivoria contribui para o controle do crescimento de algas, favorecendo a manutenção de corais e o equilíbrio ecológico (Langdon, 2011; Angellia & Nugrahapraja, 2023), enquanto a bioerosão altera a estrutura física do substrato, limitando o espaço disponível para o recrutamento de corais e afetando a resiliência geral dos recifes (Langdon, 2011; Steneck, 2019). Devido à sua alta abundância em muitos recifes, os ouriços têm capacidade de moldar a dinâmica desses ambientes, impactando simultaneamente as populações de algas e de corais.

Em algumas regiões da costa brasileira, os ouriços-do-mar-pretos desempenham um papel fundamental para a manutenção das populações de corais e para o controle do crescimento de algas, destacando a relevância ecológica desses herbívoros na dinâmica recifal (Muthiga & McClanahan, 2006). Ao exercerem a herbivoria, esses organismos podem favorecer a dominância de algas calcárias crostosas, que por sua vez facilitam o recrutamento de corais e aumentam a resiliência dos recifes (Steneck, 2019). Esse efeito demonstra como sua presença contribui de forma direta para a estabilidade e a recuperação das comunidades coralíneas.

Impactos antrópicos têm contribuído para o declínio na abundância de ouriços-do-mar em diversas localidades. Esses organismos exibem sensibilidade fisiológica ao aquecimento, à hipóxia (baixo oxigênio) e à acidificação oceânica, fatores que podem afetar seus processos de reprodução e recrutamento (Rogers-Bennett & Okamoto, 2020).

O aumento da temperatura da água e eventos de marés vermelhas têm causado flutuações significativas nas populações, afetando a riqueza e a abundância de espécies. Somando-se a essas pressões ambientais, algumas espécies — como o ouriço-preto-de-espinho-curto — vêm sendo alvo de coleta para obtenção de suas gônadas, que representam importante fonte de alimento para comunidades costeiras no Nordeste brasileiro (Carneiro & Cerqueira, 2008) e atendem também à demanda da indústria alimentícia internacional (Machado *et al.*, 2017).

Por outro lado, impactos antrópicos também têm contribuído para o aumento da abundância de ouriços, uma vez que a redução de seus predadores naturais tem gerado efeitos significativos em diversos ecossistemas marinhos. Em algumas regiões do mundo, a sobrepesca desses predadores levou à hiper abundância de ouriços-do-mar, causando degradação de habitats sensíveis, como pradarias marinhas e florestas de macroalgas (Steneck, 2012, 2019).

Esse desequilíbrio trófico altera a estrutura da teia alimentar e pode desencadear transformações nas comunidades bentônicas, incluindo a substituição de macroalgas por algas calcárias crostosas. Embora esse processo possa favorecer o recrutamento de corais, ele também reflete uma condição de perturbação ecológica que compromete o funcionamento natural dos ecossistemas. Assim, os ouriços-do-mar constituem um grupo de influência ambivalente: enquanto contribuem para o equilíbrio entre algas e corais em condições

naturais, sua superabundância decorrente de pressões antrópicas pode levar à perda de habitats e à reestruturação das comunidades recifais.

Nesse contexto, a abundância dos ouriços-pretos constitui um indicador biológico relevante da integridade dos ecossistemas recifais, pois reflete alterações no equilíbrio trófico, na pressão de herbivoria e na estrutura das comunidades bentônicas. Variações em sua abundância respondem tanto à degradação ambiental quanto a mudanças na pressão antrópica, incluindo sobrepesca de predadores e coleta direta, sendo capazes de sinalizar estados de resiliência ou de perturbação ecológica.

2.3.1.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador

Racionalidade	Os ouriços-do-mar representam componentes-chave dos processos ecológicos recifais, atuando de forma significativa na herbivoria e na bioerosão e influenciando diretamente a estrutura e a dinâmica das comunidades bentônicas. São sensíveis a mudanças ambientais, especialmente a variações de temperatura, hipóxia e acidificação da água, e, no caso dos ouriços-pretos, também à coleta direta, o que torna suas populações responsivas tanto a distúrbios naturais quanto antrópicos. Alterações em sua abundância refletem ainda desequilíbrios tróficos, uma vez que a sobrepesca de seus predadores pode resultar em superabundância, desencadeando mudanças profundas na teia alimentar e na composição bentônica. Assim, variações na abundância de ouriços pretos indicam alterações no funcionamento ecológico, na intensidade da pressão antrópica e na estabilidade dos ecossistemas recifais, justificando seu uso como importantes indicadores biológicos.
Desempenho	Ocorrem em praticamente todas as UCs, com exceção da APA e MONA do Arquipélago de São Pedro e São Paulo.
Implantação	São facilmente identificáveis na amostragem visual por não especialistas após treinamento.



2.3.2. Abundância de Pepinos-do-mar

Os pepinos-do-mar são animais que apresentam um corpo cilíndrico e alongado coberto por espinhos na pele, que se alimentam principalmente de matéria orgânica suspensa na água ou depositada em fundos duros (biogênico ou costões rochosos) ou fundo mole de areia (Brusca e Brusca, 2007). Estão distribuídos desde o Nordeste até o sul de Santa Catarina associados aos recifes de corais, costões rochosos e fundos de areia (Mendes *et al.*, 2006; Bertoncini *et al.*, 2019; Ponte e Feitosa, 2019, Rupp *et al.*, 2023).

Esses equinodermos desempenham um papel fundamental nos ambientes recifais por meio da bioturbação, isto é, a agitação e mistura do substrato. Esse processo melhora a permeabilidade do sedimento e aumenta a taxa de remineralização, contribuindo para o fluxo e a ciclagem de nutrientes (Purcell *et al.*, 2016). Além disso, os pepinos-do-mar contribuem para mitigar os efeitos da acidificação oceânica ao modificar a química do carbonato nos recifes. Durante a digestão e excreção, eles liberam compostos alcalinos — como bicarbonato e carbonato — que elevam localmente o pH e aumentam a disponibilidade de íons necessários para a calcificação. Esse processo cria microambientes mais favoráveis para corais e algas calcárias, fortalecendo a estabilidade e a resiliência do ecossistema recifal (Wolfe *et al.*, 2017).

Os pepinos-do-mar são sensíveis a mudanças ambientais e a diversos distúrbios antrópicos, fatores que impactam diretamente suas populações e comprometem suas funções ecológicas nos ambientes recifais. São particularmente afetados pela poluição, podendo acumular poluentes, que prejudicam seus processos fisiológicos, especialmente durante os estágios iniciais de desenvolvimento (Mohsen *et al.*, 2024).

O aumento na pressão de captura também tem levado a declínios em sua abundância. Nos últimos anos, a captura de pepinos-do-mar tem aumentado globalmente (FAO, 2008), impulsionada principalmente pela demanda em países asiáticos, onde são consumidos como iguaria ou utilizados para fins medicinais (Conand, 1990, 2018), representando uma importante fonte de renda para milhões de pescadores costeiros (Purcell *et al.*, 2013). A intensa pressão de captura já provocou declínios populacionais severos em algumas regiões, como no Parque Nacional Marinho de Bunaken, na Indonésia, onde algumas espécies não se recuperaram mesmo após a adoção de medidas de proteção (Lane *et al.*, 2015). A redução de suas abundâncias compromete os processos de bioturbação que mantêm a saúde dos sedimentos e sustentam o ciclo de nutrientes, diminuindo a resiliência dos recifes (Williamson *et al.*, 2021).

Nesse contexto, a abundância dos pepinos-do-mar constitui um indicador biológico relevante da integridade dos recifes, pois reflete diretamente a saúde dos sedimentos, a ciclagem de nutrientes e a resiliência do ecossistema recifal. Por serem sensíveis a mudanças ambientais e à pressão de captura, variações em sua abundância indicam alterações na qualidade do habitat e em processos ecológicos fundamentais, como a bioturbação. Embora vitais para a integridade dos ecossistemas recifais, os papéis ecológicos dos pepinos-do-mar permanecem frequentemente subestimados em comparação ao seu valor comercial.

2.3.2.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador

Racionalidade	Os pepinos-do-mar desempenham papel fundamental nos ecossistemas recifais ao promoverem a bioturbação, melhorando a circulação do sedimento e o fluxo e a ciclagem de nutrientes no ambiente. Contribuem também para o amortecimento local da acidificação oceânica, ao modificar a química do carbonato durante os processos de digestão e excreção. São fisiologicamente sensíveis a mudanças ambientais e a estressores antrópicos, como poluição e pressão de coleta. Dessa forma, variações em sua abundância refletem alterações na qualidade ambiental e no funcionamento dos processos ecológicos, bem como impacto direto de pressão de coleta, justificando seu uso como indicadores biológicos da integridade dos ecossistemas recifais.
Desempenho	Ocorrem em todas as UCs, sendo raros nas ilhas oceânicas.
Implantação	São facilmente identificáveis por não especialistas na amostragem visual.



2.3.3. Abundância de Lagostas

Nos ecossistemas marinhos, os crustáceos exibem grande diversidade, riqueza de espécies e elevada biomassa, explorando uma ampla variedade de nichos. Eles desempenham papel crucial na teia trófica, atuando como elo na transferência de energia entre os ambientes bentônico e pelágico e mantendo interações ecológicas específicas com outros grupos.

Entre esses crustáceos, as lagostas se destacam como predadores generalistas e onívoros-chave, exercendo controle sobre populações de pequenos moluscos e crustáceos em recifes rochosos e coralinos (Cox *et al.*, 1997). Elas mediam interações tróficas e influenciam na dinâmica das comunidades. Estudos demonstram que lagostas de grande porte podem exercer controle direto sobre populações de ouriços-do-mar, reduzindo suas densidades e permitindo o restabelecimento de macroalgas (Dunn *et al.*, 2021).

Ainda, sua dieta e posição trófica podem se alterar com a degradação do recife, e a competição intra e interespecífica tende a aumentar em habitats empobrecidos (Blamey *et al.*, 2019; Briones-Fourzán *et al.*, 2019; Dolan, 2011). Estudos isotópicos e de conteúdo alimentar indicam que espécies com nicho mais estreito são mais sensíveis à degradação ambiental, enquanto espécies com nicho amplo apresentam maior plasticidade alimentar, potencialmente amortecendo alterações na disponibilidade de presas (Blamey *et al.*, 2019; Briones-Fourzán *et al.*, 2019; Sabino *et al.*, 2021).

No Brasil, as populações de lagostas estão distribuídas por toda a costa, desde o Amapá, na região Norte, passando pelo Nordeste e Sudeste, até o Rio Grande do Sul (Cruz *et al.*, 2021). Esses crustáceos habitam principalmente áreas de recifes biogênicos e costões rochosos, vivendo em fendas e cavernas protegidas por corais e/ou rochas (Giraldes *et al.*, 2015; Bertoncini *et al.*, 2019).

Além da importância ecológica, algumas espécies de lagostas-verdadeiras e cavaquinhas têm grande valor econômico. Esses decápodes de grande porte são muito apreciados para consumo humano, sendo capturados principalmente pela pesca artesanal (Kassuga *et al.*, 2020). As pescarias de lagostas representam algumas das mais importantes e valiosas ao redor do mundo, fornecendo alimento e renda para milhares de pessoas (Wahle *et al.*, 2020). No Brasil, a Lagosta-verdadeira (*Panulirus* spp.) e a Cavaquinha (*Scyllarides* spp.) são frequentemente capturadas para exportação, com a atividade crescendo desde 2013, além de atender à demanda do mercado interno (Alencar *et al.*, 2020; Cruz *et al.*, 2021).



2.3.3.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador

Racionalidade	Como predadoras generalistas, as lagostas exercem papel central na regulação das interações tróficas e no controle de populações de pequenos moluscos e ouriços-do-mar, influenciando a estrutura e o funcionamento das comunidades recifais. Ao atuarem na transferência de energia entre os ambientes bentônico e pelágico, contribuem para a estabilidade e a resiliência dos ecossistemas recifais. Por apresentarem elevado valor econômico e serem intensamente exploradas pela pesca, suas populações são altamente sensíveis à sobrepesca e à degradação do habitat. Essas características fazem com que variações em sua abundância reflitam de forma direta a pressão antrópica e a qualidade ambiental, justificando o uso das lagostas como importantes indicadores biológicos do estado de conservação dos recifes e da efetividade de medidas de manejo.
Desempenho	Ocorrem em todas as UCs.
Implantação	São facilmente identificáveis por não especialistas na amostragem visual.

Box 2.4 Pesca de Lagostas

No Nordeste brasileiro, as lagostas são um dos recursos pesqueiros mais valiosos capturados preferencialmente por covos e redes de emalhar (Lessa *et al.*, 2004; Aragão, 2013), e representam cerca de 31% das exportações de produtos marinhos (MPA, 2010), em especial nos estados do Ceará e Rio Grande do Norte (Lucena-Frédou *et al.*, 2021). No Sudeste e Sul do Brasil, as capturas de lagosta são mencionadas sem informações em kg, desembarcadas dentro da categoria "Outros" nos relatórios técnicos do Programa de Monitoramento da Atividade Pesqueira do Rio de Janeiro, Espírito Santo e Santa Catarina (UNIVALI/CTTMar, 2013; PMAP-ES, 2023; FIPERJ, 2024).

2.4. Espécies Exóticas Invasoras "EEI"

2.4.1. Ocorrência de EEI selecionadas

As espécies exóticas invasoras (EEI) são organismos — incluindo plantas, animais e outros — introduzidos fora de sua área de distribuição natural devido a atividades humanas, de forma intencional ou acidental, que, ao se estabelecerem em novos ambientes, causam impactos negativos significativos sobre os ecossistemas naturais, os recursos econômicos ou a saúde humana (Executive Order, 1999; Meyerson & Mooney, 2007).

No Brasil, a Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras, uma iniciativa do Ministério do Meio Ambiente instituída pela Resolução CONABIO 07/2018, consolida diretrizes e decisões da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB). Essa estratégia define ações prioritárias para a gestão, prevenção, manejo e controle de espécies invasoras, com participação de diversas esferas e setores do governo e da sociedade civil até 2030, sendo o monitoramento uma ação central.

A simples ocorrência dessas espécies já justifica a necessidade de monitoramento, uma vez que sua presença pode indicar distúrbios ou alterações ambientais capazes de afetar a integridade dos ecossistemas. No âmbito do componente Ambiente Recifal do Programa Monitora, a seleção das espécies considerou não apenas a relevância dos impactos ambientais provocados pelas EEIs, mas também a facilidade de identificação das espécies ou grupo de espécies por não especialistas.

2.4.1.1. Avaliação dos critérios básicos do indicador

Racionalidade	A ocorrência de espécies exóticas invasoras, por si só, justifica a necessidade de monitoramento contínuo, uma vez que sua presença indica distúrbios ou alterações ambientais que favorecem processos de invasão biológica e podem comprometer a integridade dos ecossistemas nativos. Esses organismos frequentemente se estabelecem em ambientes degradados ou sob pressão antrópica, tornando-se indicadores precoces de desequilíbrios ecológicos. A detecção rápida de sua introdução e expansão é fundamental para o planejamento e a implementação de ações de controle, visando minimizar impactos sobre a biodiversidade, as interações ecológicas e o funcionamento dos ecossistemas.
Desempenho	Em linhas gerais, considerando o potencial de dispersão das espécies, podem ocorrer em todas as unidades de conservação (UCs) com ambientes recifais ao longo do litoral brasileiro.
Implantação	Foram selecionadas EEIs facilmente identificáveis por não especialistas na amostragem visual.

2.4.2. Ocorrência de Peixe-leão



O peixe-leão é o nome popular dado às espécies do gênero *Pterois*. São nativas dos oceanos Índico e Pacífico, e sua introdução no Oceano Atlântico tem causado sérios impactos no Golfo do México, mar do Caribe e mar Mediterrâneo (Albins & Hixon, 2013; Ulman *et al.*, 2022). No Brasil, a espécie iniciou sua invasão pela região Norte em 2020 e vem ampliando sua distribuição e abundância ao longo do litoral Nordeste, dispersando em direção ao sul do litoral brasileiro (Ferreira *et al.*, 2015; Luiz *et al.*, 2021; Soares *et al.*, 2023).

Modelos de nicho global e regional indicam que a tolerância térmica limita, em grande parte, sua dispersão em direção aos polos, enquanto modelos de ecossistema mostram potencial para aumentos populacionais em locais com habitat bentônico adequado e disponibilidade de presas (Maggioni & Tavares, 2023; Soares *et al.*, 2023). A modelagem ecológica aplicada à teia alimentar subtropical brasileira prevê fortes reduções em grupos de presas, predação direta sobre espécies recifais-chave, incluindo vermelhos e garoupas, e potenciais efeitos negativos na teia trófica, reduzindo a disponibilidade de alimento para espécies nativas (Soares *et al.*, 2023).

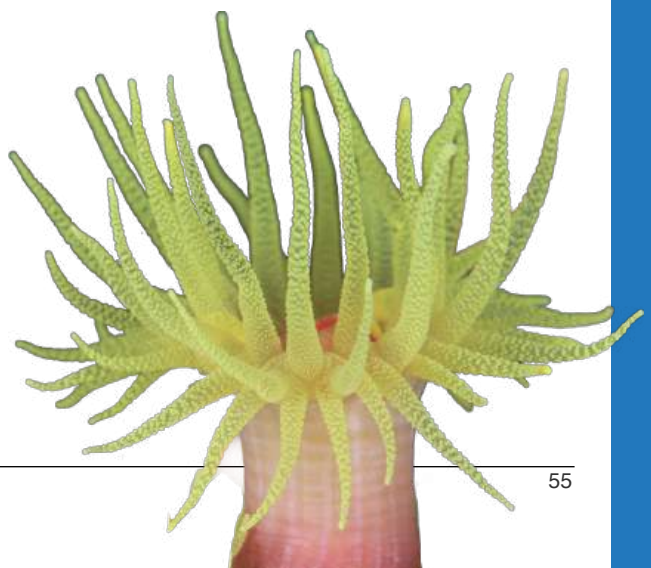
Os impactos negativos causados pelo peixe-leão têm o potencial de alterar a dinâmica populacional das comunidades marinhas (Côté *et al.*, 2013). Ao reduzir as populações de suas presas, interfere indiretamente nas relações de predador e presa mantidas por outras espécies da fauna nativa (Côté *et al.*, 2013; Albins & Hixon, 2011).

O peixe-leão já está presente em muitas unidades de conservação (UCs) brasileiras, com 18 áreas já invadidas, e os Modelos de Distribuição de Espécies projetam expansão para mais 25 UCs nos próximos 10 anos caso não haja controle efetivo (Soares *et al.*, 2025; Maggioni & Tavares, 2023). Dessa forma, a espécie apresenta alto potencial de colonização para todas as UCs, podendo comprometer os objetivos de conservação e a produção de pescarias artesanais.

Diante desse cenário, a invasão do peixe-leão no litoral brasileiro exige atenção especial e uma abordagem integrada, envolvendo a comunidade científica, a população e os tomadores de decisão, com o objetivo de garantir a detecção precoce da espécie e implementar medidas estratégicas que minimizem seus impactos ecológicos e socioeconômicos.

2.4.3. Ocorrência de Coral-sol

Coral-sol é o nome popular dado a espécies de corais do gênero *Tubastraea* originárias dos oceanos Índico e Pacífico (Creed *et al.*, 2017). O coral-sol é reconhecido como invasor no Caribe, Golfo do México, Flórida, ilhas Canárias (Cairns, 1994; Fenner & Banks, 2004; Sammarco *et al.*, 2010; López *et al.*, 2019) e no litoral brasileiro (Creed, 2006). No Brasil, esse coral invasor está amplamente distribuído ao longo do litoral desde o estado do Ceará, no Nordeste, até o estado de Santa Catarina, no Sul do país (Creed *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2022; Crivellaro *et al.*, 2022).



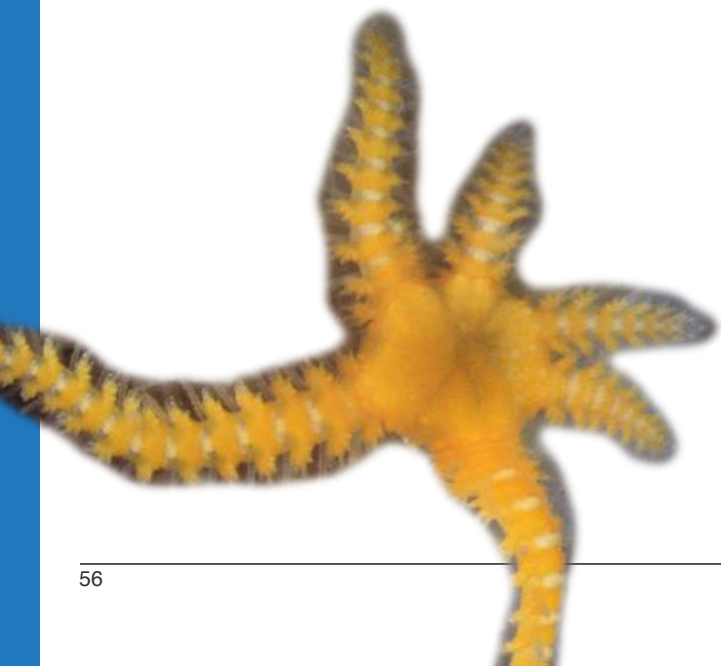
O coral-sol apresenta elevada taxa de crescimento, atinge rapidamente a maturidade reprodutiva e libera grande número de larvas ao longo do ciclo de vida (de Paula *et al.*, 2014), características que conferem alto potencial invasivo. Dessa forma, e considerando a distribuição atual do invasor, o coral-sol tem potencial de ocorrer em todas as unidades de conservação (UCs) com ambientes recifais ao longo do litoral brasileiro.

Devido à sua alta taxa de dispersão, essas espécies têm o potencial de impactar significativamente a estrutura e o funcionamento das comunidades marinhas (Creed *et al.*, 2017). Entre os efeitos observados, destacam-se a necrose dos tecidos de corais nativos, como o coral-cérebro (*Mussismilia hispida*) (Creed, 2006), e, quando presentes em alta abundância, podem levar à redução na riqueza e abundância de peixes (Miranda *et al.*, 2018; Machado *et al.*, 2023).

Diante desses impactos negativos, foi elaborado e publicado em março de 2018 (Portaria IBAMA N° 3.642/2018) o Plano Nacional de Prevenção, Controle e Monitoramento do Coral-Sol. Coordenado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) em conjunto com o Ministério do Meio Ambiente (MMA) e o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). O objetivo do Plano é "prevenir a introdução de coral-sol em áreas sem ocorrência, erradicar novos focos e controlar a invasão, preferencialmente em áreas prioritárias" (Brasil, 2018).

2.4.4. Ocorrência de Ofiuróide epizóico

Os ofiuróides são organismos que apresentam um disco central associado a cinco braços articulados e flexíveis usados para movimentação (Brusca e Brusca, 2007) e, para o leigo, se parecem com uma estrela-do-mar de tamanho diminuto. A espécie de ofiuroide epizóico, *Ophiothela mirabilis*, é originária dos oceanos Índico e Pacífico, e com o passar dos anos, tem expandido sua área de ocorrência para a Guiana Francesa, Mar do Caribe, Sul da Flórida (Hendler *et al.*, 2012; Ferry *et al.*, 2020) e por quase todo o litoral brasileiro, onde é reconhecida como invasora (Tavares *et al.*, 2021). Dessa forma, a espécie tem potencial de ocorrer em todas as UCs com ambientes recifais do litoral brasileiro.



Vivem associados a diversos organismos, como corais, esponjas, octocorais e ouriços-do-mar nos ambientes recifais biogênicos ou costões rochosos (Mantelatto *et al.*, 2016; Machado *et al.*, 2023). Apesar de sua ampla ocorrência, frequentemente em densidades superiores às registradas em sua área de distribuição nativa, os impactos ecológicos permanecem pouco claros e provavelmente dependem do contexto (Derviche *et al.*, 2021). Estudos com octocorais relataram impactos mínimos da colonização por *O. mirabilis* (Derviche & da Cunha Lana, 2022). No entanto, as interações com outros organismos, incluindo corais escleractíneos, permanecem com documentação e pesquisas incipientes (Cord *et al.*, 2025). No Brasil, atualmente não existem projetos ou iniciativas específicas que foquem nos efeitos causados por esse organismo não-nativo.

2.4.5. Ocorrência de Mexilhão-verde

O mexilhão-verde (*Perna viridis*) é uma espécie de molusco bivalve originária dos oceanos Índico e Pacífico e tem sido reconhecido como invasor em todo o globo (Dias *et al.* 2018). A espécie tem expandido sua distribuição ao longo do Caribe, Jamaica, Golfo do México, na Flórida (Segnini de Bravo *et al.*, 1998; Buddo *et al.*, 2003; Galimany *et al.*, 2018) e nos costões rochosos do litoral brasileiro, nos estados do Rio de Janeiro (Messano *et al.*, 2019; Machado *et al.*, 2023), São Paulo e Paraná (Beltrão *et al.*, 2024; Stefanelli-Silva *et al.*, 2025). Apesar de, até o momento, ter sido registrada apenas em alguns estados das regiões Sul e Sudeste, sua capacidade de expansão indica um potencial de ocorrência em todas as UCs com ambientes recifais no litoral brasileiro.

O mexilhão-verde (*Perna viridis*) tem causado impactos econômicos, sociais e ambientais significativos, uma vez que interfere na produção de mariscos nativos, como *Perna perna*, desloca populações de ostras e supera competitivamente espécies nativas em ambientes recifais (Benson *et al.*, 2001; Ingrao *et al.*, 2001; Dias *et al.*, 2018).



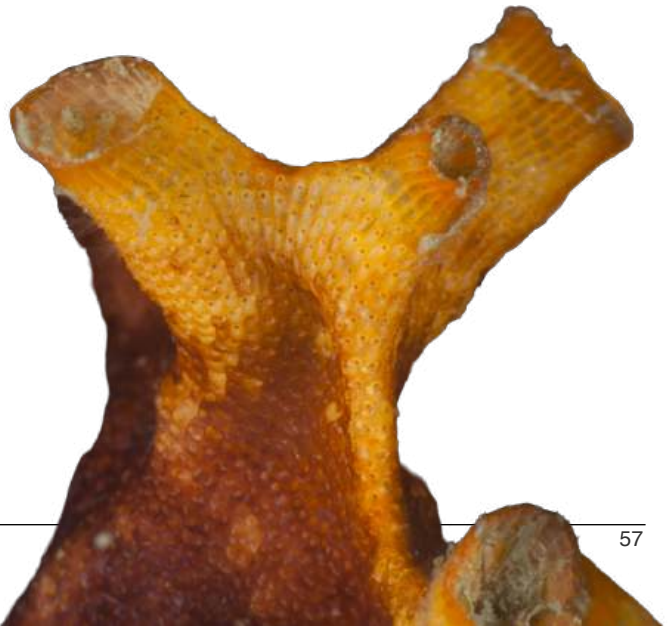
2.4.6. Ocorrência de Briozoário incrustante

Os Briozoários incrustantes crescem sobre superfícies calcárias, rochosas e até mesmo biogênicas, como conchas e exoesqueleto de outros invertebrados (Brusca e Brusca, 2007; Bertoncini *et al.*, 2019).

Schizoporella errata é uma espécie encontrada em águas rasas, comumente observada em enseadas e portos (Ryland, 1965), onde cresce sobre outros organismos, inibindo o desenvolvimento de espécies adjacentes e, por vezes, superando espécies nativas (Cocito *et al.*, 2000; Hayward & McKinney, 2002). Nativa do mar Mediterrâneo (McKinney & McKinney, 2002; Marasinghe *et al.*, 2015), apresenta ampla distribuição global e tem expandido sua ocorrência para regiões tropicais e temperadas.

A espécie já foi registrada como não nativa nas Ilhas Britânicas (Hayward & Ryland, 1999), no arquipélago dos Açores (Micael *et al.*, 2014), em Gana, na costa oeste da África (Taylor *et al.*, 2008), no Sri lanka (Marasinghe *et al.*, 2015), e no Brasil (Ramalho *et al.*, 2011). No litoral brasileiro, *S. errata* tem sido observada nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Santa Catarina (Morgado & Tanaka, 2001; Bouzon *et al.*, 2012; Bertoncini *et al.*, 2019).

Apesar de até o momento ter sido registrada apenas em alguns estados das regiões Sul e Sudeste, sua capacidade de expansão indica um potencial de ocorrência em todas as UCs com ambientes recifais no litoral brasileiro.



2.4.7. Ocorrência de Coral-mole

Os corais moles são organismos coloniais que, diferentemente dos corais duros, não possuem o esqueleto rígido de carbonato de cálcio característico dos corais-verdadeiros, o que lhes confere maior flexibilidade estrutural (Brusca & Brusca, 2007). Esses organismos ocorrem em recifes biogênicos e costões rochosos de regiões tropicais e subtropicais ao redor do mundo (Castro & Pires, 2001; Bertoncini *et al.*, 2019).

No Brasil, as espécies *Latissimia ningalooensis, Sarcothelia* sp., *Briareum hamrum* e *Chromonephthea* spp. vêm sendo reconhecidas como invasoras (De Oliveira *et al.*, 2008; Mantelatto *et al.*, 2026; Menezes *et al.*, 2021; Carvalho-Junior *et al.*, 2023; Lolis *et al.*, 2023; Creed *et al.*, 2026). São espécies de fácil detecção e necessitam de recorrente monitoramento para entender seu modo de expansão. Apesar de não estarem amplamente distribuídas ao longo da costa brasileira, com ocorrências pontuais reportadas para os estados da Bahia e Rio de Janeiro, esse grupo apresenta potencial para ampliar sua distribuição e colonizar UCs com ambientes recifais ao longo de todo o litoral.





2.5. Habitat

2.5.1. Descritores e indicadores ambientais do habitat: características da coluna d'água e características do fundo

A coleta de dados abióticos — que englobam todos os componentes não vivos do ambiente — é essencial para compreender como esses fatores determinam a distribuição das espécies, seus comportamentos e o funcionamento ecológico dos sistemas marinhos.

Os dados relativos ao Alvo Habitat do componente Ambiente Recifal irão fornecer informações pontuais acerca das características da coluna d'água (temperatura, salinidade, profundidade da camada de luz e visibilidade horizontal da água), e características dos tipos de fundo encontrados, além de informações sobre a presença de resíduos de pesca e lixo comum.

Os dados referentes às características da coluna d'água são considerados descritores ambientais, uma vez que são utilizados apenas para caracterizar as condições físico-químicas da água do mar no momento das amostragens dos indicadores biológicos, podendo subsidiar a interpretação de possíveis alterações na estrutura das comunidades bênticas monitoradas.

Já os dados referentes às características do fundo são considerados como indicadores ambientais, uma vez que serão amostrados conjuntamente com os indicadores biológicos e têm o objetivo de indicar mudanças nas características do substrato ao longo do monitoramento, bem como a presença de pressão antrópica associada à pesca e descarte de resíduos sólidos.

2.5.1.1. Avaliação dos critérios básicos dos descritores ambientais da coluna d'água

Temperatura

Racionalidade	A temperatura da água do mar é um parâmetro ambiental fundamental, pois influencia diretamente os processos metabólicos, a reprodução e a distribuição dos organismos marinhos. Está intimamente associada às mudanças climáticas, e aumentos nos valores médios ao longo de séries temporais indicam intensificação do estresse térmico nos ecossistemas marinhos. Em ambientes recifais, elevações prolongadas da temperatura estão diretamente relacionadas a eventos de branqueamento de corais e a alterações fisiológicas e comportamentais em diversos organismos, tornando esse parâmetro um descritor essencial das condições ambientais e da vulnerabilidade dos ecossistemas às mudanças globais.
Desempenho	Pode ser monitorado em todas as UCs.
Implantação	Fácil amostragem, não necessita especialista e nem laboratório.

Salinidade

Racionalidade	A salinidade é um parâmetro ambiental essencial, pois afeta diretamente a osmorregulação, a tolerância ambiental e o desempenho fisiológico das espécies marinhas, influenciando sua distribuição espacial. Constitui um importante indicador de mudanças climáticas, ao refletir o balanço entre precipitação, evaporação, escoamento continental e o aporte de água doce associado ao derretimento de geleiras e calotas polares. Além de responder a variações sazonais e flutuações de curto prazo, a salinidade interage com todos os grupos biológicos, modulando processos ecológicos e estruturando as comunidades marinhas, sendo, portanto, um descritor fundamental das condições ambientais e da dinâmica dos ecossistemas marinhos.
Desempenho	Pode ser monitorado em todas as UCs.
Implantação	Fácil amostragem, não necessita especialista e nem laboratório.

Profundidade da camada de luz (visibilidade vertical)

Racionalidade	A profundidade da camada de luz é um descritor ambiental fundamental, pois determina a disponibilidade de energia luminosa na coluna d'água e, consequentemente, a ocorrência de organismos fotossintetizantes e a produtividade primária dos ecossistemas marinhos. É altamente sensível a alterações ambientais locais, refletindo processos como aumento da turbidez, sedimentação e eutrofização, que reduzem a penetração da luz. Dessa forma, variações na profundidade da camada fótica refletem mudanças na qualidade da água e nas condições ambientais que estruturam as comunidades recifais e costeiras.
Desempenho	Pode ser monitorado em todas as UCs.
Implantação	Fácil amostragem, não necessita especialista e nem laboratório.

Visibilidade horizontal

Racionalidade	Fator relevante para analisar a confiabilidade dos dados bióticos, já que as metodologias de amostragem se baseiam em tomadas de dados visuais, onde a baixa visibilidade horizontal pode comprometer a acurácia desses dados.
Desempenho	Pode ser monitorado em todas as UCs.
Implantação	Fácil amostragem, não necessita especialista e nem laboratório.



2.5.1.2. Avaliação dos critérios básicos dos indicadores associados às características do fundo

Porcentagem de cobertura de substrato não-vivo: rocha, cascalho, areia, lama e biogênicos

Racionalidade	O tipo do substrato pode indicar o grau de integridade ou perturbação do ambiente. Mudanças na composição do substrato alteram o nicho disponível e podem modificar toda a estrutura da comunidade.
Desempenho	Pode ser monitorado em todas as UCs.
Implantação	Amostragem apenas visual. Não necessita especialista e nem laboratório.

Abundância de resíduos de pesca e lixo comum

Racionalidade	É o próprio impacto e pode ser indicativo de pressão pesqueira e de atividade humana.
Desempenho	Pode ser monitorado em todas as UCs.
Implantação	Fácil amostragem, não necessita especialista.

3. Protocolos de Monitoramento do Componente Ambiente Recifal do Programa Monitora

3.1. O que é um protocolo amostral?

Um protocolo amostral compreende um conjunto padronizado de procedimentos e critérios utilizados para coletar, registrar e analisar amostras ou dados ambientais e biológicos em um programa de monitoramento. Ele garante que as coletas sejam consistentes, comparáveis e cientificamente válidas ao longo do tempo e entre diferentes locais ou equipes.

A estrutura do Programa Monitora compreende protocolos amostrais de monitoramento de caráter básico - como o abordado neste roteiro - e de caráter avançado, conforme definidos pela IN ICMBio 02/2022:

3.1.1. Protocolo básico

Conjunto de procedimentos utilizados para a coleta padronizada de dados sobre determinado alvo, que empregam técnicas simples, de menor custo financeiro e operacional, e envolvem equipes mínimas definidas para cada protocolo.

3.1.2.Protocolo avançado

Conjunto de procedimentos utilizados para a coleta padronizada de dados sobre determinado alvo, que requerem acompanhamento especializado para identificação taxonômica ou demandam métodos e técnicas mais complexos, podendo ser desdobrados em mais de um nível de complexidade.

A seguir são apresentados o conjunto de procedimentos e critérios que compõem os protocolos básicos do componente Ambiente Recifal do Programa Monitora: as metodologias de amostragem para os diferentes alvos globais de monitoramento; os critérios para definição do desenho amostral, incluindo a definição das Estações Amostrais (EAs), o estabelecimento das Unidades Amostrais (UAs) e o esforço da amostragem, além da descrição detalhada do processo de coleta dos dados, incluindo materiais, equipamentos e tarefas das equipes de campo, bem como cuidados com a segurança em campo.



3.2. Metodologias de amostragem

Duas metodologias de amostragem são utilizadas para aferição dos alvos e indicadores do componente Ambiente Recifal do Programa Monitora:

3.2.1. Censo visual em faixa (ou *belt transect*)

Consiste em um método de amostragem não destrutivo e padronizado, empregado para estimar a abundância, densidade e composição de espécies de organismos marinhos visíveis, particularmente em ambientes recifais e costeiros rasos. O observador percorre uma faixa delimitada de comprimento e largura conhecidos — **denominada transecto** — registrando todos os organismos encontrados dentro dos limites visuais dessa área (Figura 3.1). A amostragem é realizada ***in situ***, geralmente por mergulho autônomo (scuba), seguindo uma profundidade determinada, conforme o alvo do estudo.

O transecto é geralmente demarcado com uma fita métrica posicionada sobre o substrato, de comprimento variável conforme o objetivo da amostragem. **Para o Monitora Ambiente Recifal, será utilizado um comprimento de 20 metros**. A largura da faixa de observação depende do grupo de organismos a serem amostrados, bem como das condições de visibilidade dos locais amostrados. **Para o Monitora Ambiente Recifal, será utilizada uma largura padrão de 2m: 1m de cada lado da fita do transecto**.

Cada faixa amostrada corresponde a uma **unidade amostral**, cuja área total (comprimento × largura) é usada para calcular a abundância e densidade dos organismos amostrados. **Para o Monitora Ambiente Recifal, a área amostral de cada transecto será de 40 m² (20 metros x 2 metros)**.

No Programa Monitora Ambiente Recifal, a metodologia de censo visual em faixa será utilizada para amostragem dos seguintes alvos:

- Peixes predadores-chaves e usados como recursos
- Macroinvertebrados sob pressão de captura
- Espécies exóticas invasoras
- Habitat - abundância de lixo comum e lixo de pesca

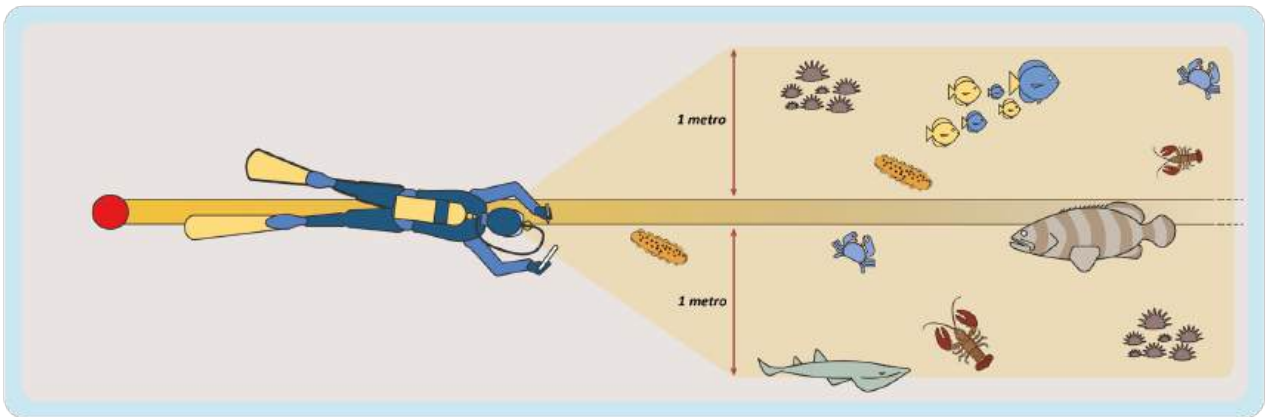


Figura 3.1 Vista superior do mergulhador executando o censo visual em faixa.

3.2.2. Transecção em pontos (*point intercept transect*)

Consiste em um método de amostragem, não destrutivo e padronizado, empregado para estimar a composição e cobertura relativa das comunidades epibentônicas. Baseia-se no registro dos organismos que ocorrem exatamente sob pontos amostrais distribuídos ao longo de uma linha - **denominada transecto** - posicionada sobre o substrato (Figura 3.2). A amostragem é realizada ***in situ***, geralmente por mergulho autônomo (scuba), seguindo uma profundidade determinada, conforme o alvo do estudo.

O comprimento do transecto varia conforme a escala do estudo. **Para o Monitora Ambiente Recifal, será utilizado um comprimento de 20 metros**. Os pontos correspondem a intervalos regulares ao longo da fita, e em cada ponto é registrado o organismo ou categoria que se encontra imediatamente abaixo do ponto de interseção visual. **Para o Monitora Ambiente Recifal, o intervalo utilizado será de 50 cm, resultando em 40 pontos por transecto**.

Cada conjunto de pontos registrados ao longo do transecto constitui uma unidade amostral. A partir da contagem dos pontos correspondentes a cada categoria, calcula-se sua cobertura percentual em relação ao total de pontos amostrados, conforme a equação:

$$\text{Cobertura}\ (\%) = \left(\frac{\text{n de pontos ocupados pela categoria}}{\text{total de pontos}}\right) \bullet 100$$

A metodologia parte do princípio de que a distribuição dos organismos interceptados pelos pontos ao longo do transecto reflete proporcionalmente a composição e a cobertura da comunidade epibentônica. Assim, a porcentagem de cobertura de cada grupo taxonômico ou categoria funcional é utilizada como estimativa de sua representatividade na área amostrada.

No Programa Monitora Ambiente Recifal a metodologia de transecção em pontos será utilizada para amostragem dos seguintes alvos:

- Epibentos
- Espécies exóticas invasoras (EEI)
- Habitat - porcentagem de cobertura de substrato não vivo (rocha, cascalho, areia, lama e biogênicos)

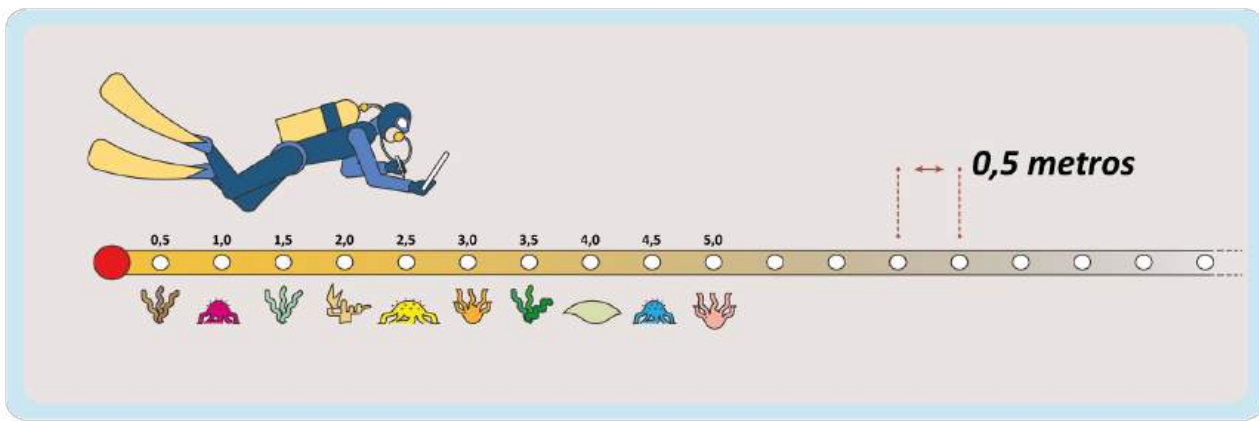


Figura 3.2 Vista lateral do mergulhador executando a transecção em pontos.

3.3. Desenho amostral

Um desenho amostral consiste no planejamento sistemático da coleta de dados, definindo estações amostrais, unidades amostrais e frequência de amostragem, de forma a garantir representatividade e confiabilidade dos resultados. Esse planejamento permite reduzir vieses e possibilita comparações espaciais e temporais.

3.3.1. Estações amostrais (EAs)

O desenho amostral requer atenção a diversos aspectos relacionados à definição das Estações Amostrais (EAs), que correspondem aos locais selecionados dentro da Unidade de Conservação (UC) para a realização do monitoramento. No âmbito do Programa Monitora, uma Estação Amostral constitui uma abstração espacial que compreende um conjunto de unidades amostrais (IN ICMBio 02/2022), sendo necessária a adoção de, no mínimo, três EAs por UC, a fim de assegurar maior representatividade espacial e possibilitar a análise estatística dos resultados obtidos.

A seleção das EAs é um passo muito importante, o qual irá impactar diretamente o desenvolvimento e os resultados do monitoramento. Uma vez que se deseja um monitoramento de longo prazo, as EAs devem se manter as mesmas ao longo do tempo, em todos os períodos de amostragem. Dessa forma, é importante levar em consideração os seguintes critérios no processo de seleção das EAs.

3.3.1.1. Critérios de elegibilidade das EAs

1. **Grau de conservação**: a seleção das EAs deve considerar as áreas em condição de referência na UC, ou seja, com maior grau de preservação ambiental;
2. **Logística de acesso**: as EAs devem ser estabelecidas em áreas acessíveis, de acordo com as possibilidades logísticas da UC, visto que deverão ser acessadas anualmente. Além disso, devem ser áreas abrigadas da ação de ondas e ventos, de forma a garantir o acesso aos locais e a realização do monitoramento com menor dependência das condições meteoceanográficas;
3. **Homogeneidade**: a seleção das EAs deve considerar áreas que compartilhem características ambientais semelhantes, tais como exposição a condições meteoceanográficas, fisiografia do fundo, diversidade de habitats e perfis de profundidade, para que possam ser consideradas réplicas;
4. **Instrumentos de gestão**: a seleção das EAs deve considerar critérios de exclusão previstos em Plano de Manejo ou outro instrumento de gestão;
5. **Tamanho da área**: a seleção das EAs deve considerar a disponibilidade de área adequada para aplicação do protocolo de monitoramento, conforme detalhado no item relativo às Unidades Amostrais, uma vez que deverá comportar todas as UAs e o respectivo distanciamento entre elas.



3.3.1.2. Seleção e validação das Estações Amostrais

A seleção das Estações Amostrais deverá ser realizada, prioritariamente, por meio de um processo de aleatorização. Após a identificação e mapeamento das áreas elegíveis, isto é, áreas que atendam aos critérios elencados anteriormente, a UC deverá realizar um sorteio para a seleção das áreas para instalação das EAs. Caso não seja possível a aplicação do processo de aleatorização, deve-se apresentar uma justificativa fundamentada para tal.

Após a seleção das Estações Amostrais, recomenda-se que seja feita uma validação em campo, no formato de uma amostragem piloto, para confirmar se são efetivamente locais possíveis de implementação das EAs, considerando todos os critérios de elegibilidade já elencados. Caso na amostragem piloto seja avaliado que o local não atende, deverá ser realizado novo sorteio.

O processo de definição das EAs deve seguir um passo a passo estruturado, de modo a garantir a viabilidade do monitoramento a longo prazo, contemplando as seguintes etapas:

1. **Mapeamento das Estações Amostrais elegíveis**

O passo inicial exige que a Unidade de Conservação (UC) identifique e mapeie todas as áreas que satisfaçam os critérios de elegibilidade pré-estabelecidos (conforme detalhado anteriormente). Essas áreas formarão o conjunto de locais potenciais para a instalação das Estações Amostrais (EAs).

2. **Sorteio das Estações Amostrais (EAs)**

Com base no mapeamento de áreas elegíveis, a equipe da UC deve realizar um sorteio para selecionar as áreas onde as Estações Amostrais serão instaladas.

3. **Validação em campo (Amostragem Piloto)**

Após o sorteio, é altamente recomendável que se realize uma validação em campo, por meio de uma amostragem piloto. O objetivo dessa validação é confirmar se os locais sorteados atendem efetivamente a todos os critérios de elegibilidade elencados, antes de iniciar o primeiro ciclo de coleta de dados.

4. **Ação em caso de inviabilidade**

Se a validação em campo indicar que o local sorteado não atende a algum critério de elegibilidade (por exemplo, devido a profundidade inadequada, alta turbidez ou falta de área suficiente), o local deverá ser descartado, e a UC deverá realizar um novo sorteio para substituí-lo.

Box 3.1 Amostragem em contraste

A depender das perguntas que cada Unidade de Conservação (UC) pretende responder com o monitoramento e das condições logísticas, existe a possibilidade de se ampliar o monitoramento para áreas que apresentem situações contrastantes em relação às áreas em condição de referência da UC. A amostragem em contraste entre áreas em condição de referência e áreas com algum tipo de intervenção humana constitui uma ferramenta importante para gestão, especialmente naquelas situações em que o uso humano dos espaços e recursos naturais constitui objeto de especial interesse para a UC. Para essa amostragem, no entanto, será necessário a seleção de, pelo menos, uma Estação Amostral adicional, além das três EAs (no mínimo) selecionadas em áreas em condição de referência.

3.3.2. Unidades Amostrais

As Unidades Amostrais (UAs) correspondem à menor unidade de área onde são coletados os dados previstos no protocolo (IN ICMBio 02/2022), representando a menor subdivisão do desenho amostral. Cada UA deve ser delimitada de forma padronizada, de modo a garantir a comparabilidade dos resultados entre diferentes locais, períodos e campanhas de monitoramento.

Para cada uma das Estações Amostrais selecionadas na UC, serão estabelecidas quatro UAs. A definição de cada UA - conforme abordado anteriormente na metodologia de amostragem - é o transecto de 20 metros. Deverá ser adotado um distanciamento de 10 metros entre cada uma das 4 UAs. Os mesmos transectos serão utilizados como UAs de todos os alvos biológicos (peixes, macroinvertebrados, epibentos, EEI) e não biológicos (habitat).

As UAs deverão estar dispostas paralelamente ao costão rochoso ou recife biogênico, mantendo sempre a mesma faixa de profundidade. A definição da profundidade de amostragem será feita por cada unidade de conservação observando-se os seguintes critérios: para ambientes de costão rochoso a profundidade deverá ser estabelecida entre a faixa de 2 a 8 metros e para ambientes de recifes biogênicos entre 2 a 12 metros. Uma vez definida a profundidade de amostragem esta deve permanecer a mesma ao longo do tempo.

A Tabela 3.1 resume as características das UAs.

Tabela 3.1 Resumo das características das UAs.

UA	Transecto de 20 metros
Número de UAs por EA	4
Distanciamento entre UAs	10 metros
Posição das UAs	paralelas ao recife/ costão rochoso
Profundidade da UAs	Entre 2-8 metros (costão rochoso); entre 2-12 metros (recife biogênico)

3.3.2.1. Considerações importantes para a disposição das UAs na profundidade definida

- Ao definir a profundidade de amostragem procure manter a menor variação possível ao longo da disposição das UAs (transectos). Uma faixa de variação aceitável está entre 1 metro para mais ou para menos. Por exemplo, se for definida a profundidade de amostragem em 4 metros, as UAs (transectos) não deverão ser dispostas em profundidade inferiores a 3 metros ou superiores a 5 metros. Quanto maior a variação da faixa de profundidade de amostragem, maior a possibilidade de amostragem de comunidades bentônicas diferentes da que se pretende amostrar.
- As UAs não podem ser dispostas na região entre-marés, pois essa região apresenta características (e organismos) distintas dos ambientes do infralitoral.
- As UAs não podem ser dispostas em regiões de interface com sedimento, pois representam um ecótono (transição entre ambientes) que tem características (e organismos) distintas dos ambientes de substrato consolidado.

- As UAs devem ser dispostas em áreas contíguas de substrato rígido, evitando bolsões de sedimento e outras interferências, como grandes matacões.
- A disposição das UAs deve seguir a topografia dos recifes, atentando para não deixar a trena esticada demais. Grandes obstáculos (ex. matacões, chapeirões) devem ser contornados, de forma a não variar a profundidade do transecto em mais de 1 m, seja para mais raso ou mais fundo).

3.3.2.2. Definição do posicionamento das Unidades Amostrais

A cada ciclo de amostragem, as UAs deverão ser posicionadas nos mesmos locais na Estação Amostral. Para isso, são necessários a localização geoespacial do ponto inicial de amostragem, ou seja, o início da primeira UA (Figura 3.3), bem como a definição do sentido da amostragem, além da definição da profundidade de amostragem.

Para estabelecer o ponto inicial da amostragem é importante que a UC realize uma **amostragem piloto** para se certificar que:

1) A área da EA comporta a disposição de todas as UAs com o devido distanciamento entre elas;

2) A faixa máxima aceitável de variação da profundidade de amostragem - 1m para mais ou menos da profundidade definida - é possível de ser seguida, **sem haver sobreposição com regiões entre-marés ou interface com o sedimento**;

Uma vez realizada a amostragem piloto e definido o ponto inicial para o posicionamento das UAs em cada Estação Amostral é necessário criar a Identidade (ID) da UA-I para cada Estação Amostral. A criação da ID deve ser feita ao longo do primeiro ciclo de monitoramento, seguindo as orientações da Tabela 3.2.



Figura 3.3 *Deco marker* sinalizando o início da UA-I.

Tabela 3.2 Elementos para a criação da Identidade da UA-I.

Elemento da ID (Dados)	Descrição do Procedimento	Finalidade	Ferramentas de Registro
Ponto Inicial (Marcação)	Marcar o ponto exato definido para o início da amostragem utilizando um *deco marker* ou boia de sinalização. A fixação do cabo do *deco marker* no fundo define o início da UA-I.	Servir como ponto de referência físico exato para o posicionamento da UA-I e sucessivamente as 3 UAs seguintes.	*Deco marker* / Boia de Sinalização
Coordenadas Geográficas	Coletar as coordenadas geográficas (em grau decimal / Datum SIRGAS 2000) o mais próximo possível do *deco marker*, utilizando um GPS ou aplicativo de celular.	Mapear a localização da EA e início da UA-I para garantir a reamostragem anual.	GPS/ Aplicativo de celular
Registro Fotográfico (Emerso)	Capturar uma foto do *deco marker* em relação a marcos visuais na superfície (costão rochoso ou recife). A foto deve ter um ângulo de 90° (perpendicular) à referência da superfície.	Fornecer uma referência visual emersa para facilitar a localização do ponto inicial da UA-I.	Câmera fotográfica / Celular
Registro Fotográfico (Submerso)	Se disponível, registrar o ponto de fixação submerso do cabo do *deco marker* (ponto inicial da UA-I), incluindo formações naturais do fundo que ajudem na identificação futura.	Auxiliar na identificação exata do ponto de início da amostragem.	Câmera Subaquática (ex: GoPro)
Orientação (Direção e Sentido)	Registrar a direção cardeal (N-S; E-W e variações) e o sentido (Ex: norte para sul) da disposição das UAs a partir do ponto inicial. As UAs devem ser dispostas paralelamente ao recife/costão rochoso.	Padronizar o sentido de instalação das UAs dentro da Estação Amostral.	Bússola/ Aplicativo de celular
Mapeamento Pós-Campo	Identificar e plotar a área de estabelecimento das UAs no programa Google Earth ou similar após a primeira coleta de dados.	Criar um mapa de referência final e um registro cartográfico da EA e ponto inicial da UA-I.	Software Google Earth ou similar

3.3.3. Quando e em que condições deverão ser realizadas as amostragens

- **Periodicidade**: mínimo de 1 amostragem em todas as EAs por ano, preferencialmente entre fevereiro e abril, período que garante a menor incidência de ventos na região nordeste e também boas condições de mar nas regiões no sul e sudeste do Brasil. Importante considerar para definição do período exato da amostragem condições ambientais como: visibilidade, previsão de ventos, entrada de frentes frias, influência de plumas de rios, etc.
- **Visibilidade**: a amostragem não deve ser realizada com visibilidade horizontal inferior a 3 m.
- **Horários**: evitar amostragens muito cedo ou muito tarde, de forma a garantir uma boa luminosidade natural. Nesse sentido, é importante que a equipe avalie as distâncias entre EAs, e considere a viabilidade de realizar ou não a amostragem em duas EAs no mesmo dia.
- **Maré**: considerar a maré para definir horário de amostragem em função da profundidade, corrente e visibilidade da água, especialmente nas UCs do Nordeste.

3.3.4. Esquema amostral

O esquema amostral (Figuras 3.4, 3.5 e 3.6) apresenta detalhadamente o protocolo de amostragem, buscando garantir precisão e replicabilidade do procedimento amostral.

A amostragem inicia-se com o posicionamento da embarcação de apoio e a marcação da UA-I por meio do *deco marker*. Em seguida, a dupla de mergulhadores responsável pela amostragem de peixes realiza a extensão dos transectos a partir do ponto de fixação do *deco marker*. A manutenção da isóbata é prioritária, com diretrizes para o contorno de obstáculos, de forma a não haver variação de profundidade superior a um metro, para cima ou para baixo. Esse rigor metodológico é fundamental para a padronização dos dados coletados.

O esforço amostral é distribuído sistematicamente ao longo dos quatro transectos interconectados por cabos de 10 m, assegurando o delineamento amostral estabelecido.

Para a amostragem de peixes e macroinvertebrados, o mergulhador deve manter velocidade de natação constante (~2 m/min), concentrando-se nos organismos localizados à sua frente, dentro da área delimitada em 1 m de cada lado do transecto. Para o epibentos, a amostragem é realizada a cada 0,5 m, totalizando 40 pontos por UA.

Itens de destaque nas Figuras 3.4, 3.5 e 3.6:

A. Embarcação de apoio.

B. Boia ou *deco marker* sinalizando o início da UA-I.

C. Após a marcação do início da UA-I, o amostrador inicia a extensão do transecto, a partir do ponto de fixação do cabo do *deco marker*.

D. Dupla de mergulhadores. Para a contagem dos peixes, o amostrador deve se concentrar nos organismos a sua frente, respeitando os limites da área imaginária de 1 metro para cada lado. A natação deve ser a uma velocidade lenta e constante (~2m/minuto).

E, I, L. Durante a extensão do transecto, eventuais obstáculos devem ser contornados, de modo a não variar a profundidade do transecto em mais de 1 metro, seja para áreas mais rasas ou mais profundas.

F. Após o fim da extensão do transecto, deve ser realizado o engate do cabo laranja de 10 metros com a trena.

G. Ao fim do cabo de 10 metros, deve ser realizado o engate da trena subsequente com o cabo laranja. Início da próxima UA.

H. A coleta de dados de Peixes e Macroinvertebrados, deve respeitar os limites da área imaginária de 1 metro para cada lado do transecto. A natação deve ser a uma velocidade lenta e constante (~2m/minuto).

J. A coleta de dados de Epibentos deve ser realizada em intervalos de 0,5 m entre os pontos de amostragem. Ao longo de cada transecto de 20 m, devem ser amostrados 40 pontos em cada UA.

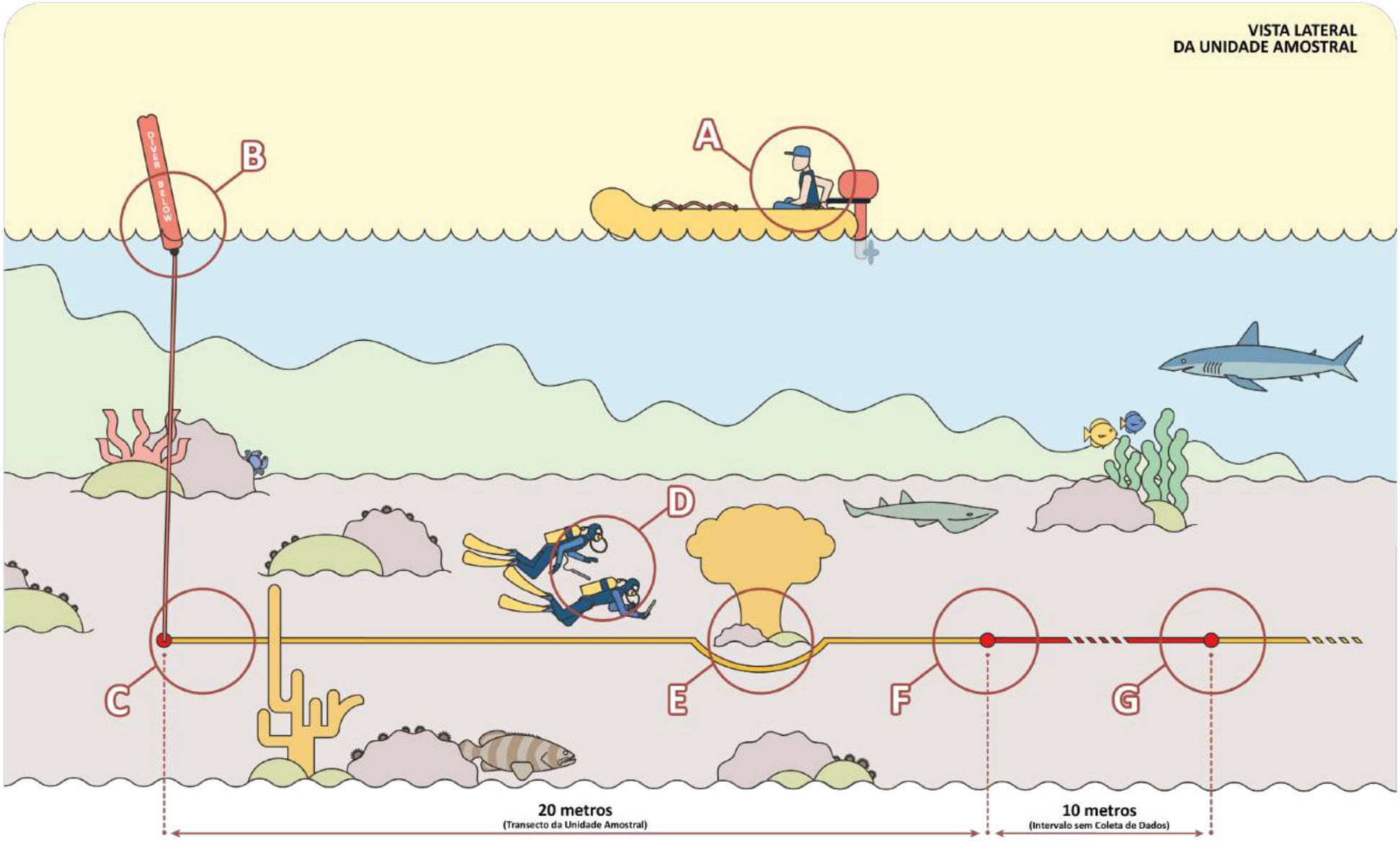


Figura 3.4 Vista lateral da Unidade Amostral.

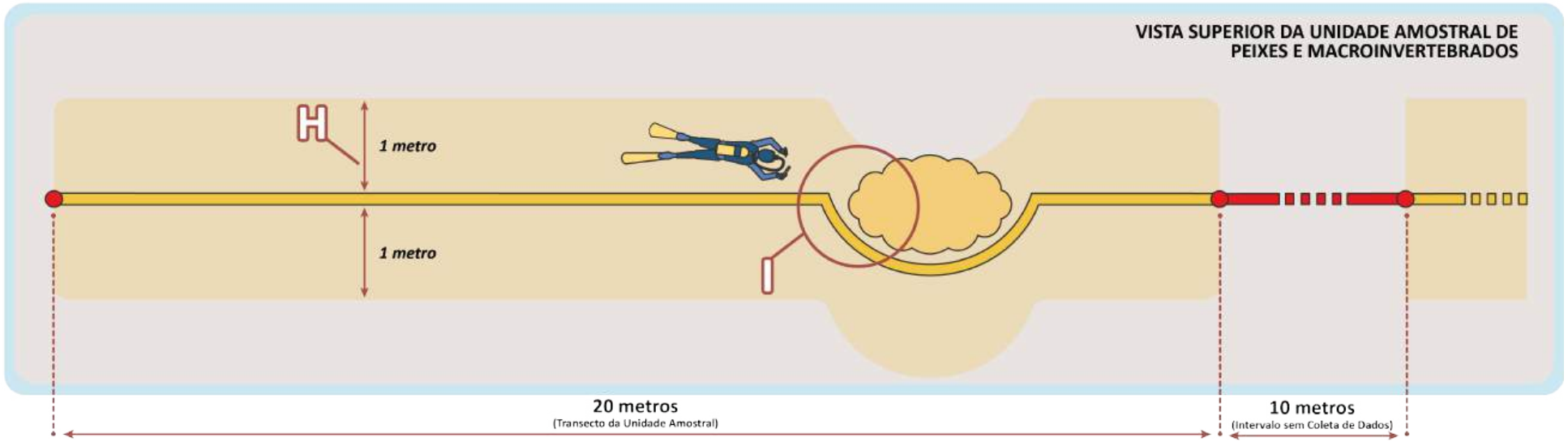


Figura 3.5 Vista superior da Unidade Amostral de Peixes e Macroinvertebrados.

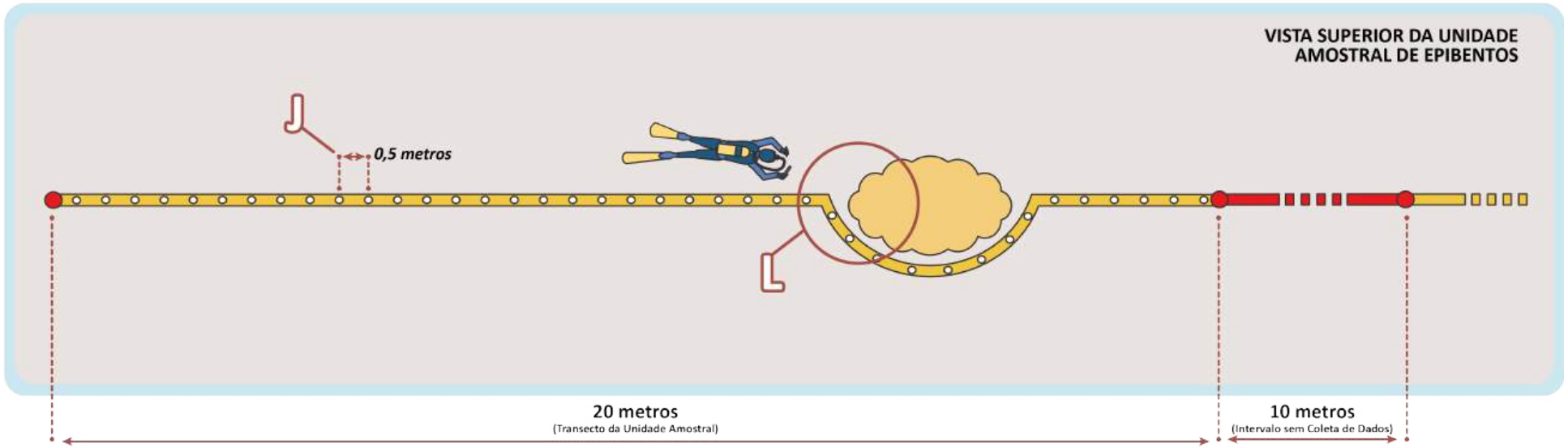


Figura 3.6 Vista superior da Unidade Amostral de Epibentos.

3.4. Procedimentos para Coleta dos Dados

Antes do início da coleta de dados, a equipe de campo (Figura 3.7) deverá ser dividida em 3 subequipes: Habitat, Peixes e Bentos. Ao chegar à EA, as três subequipes já devem estar definidas, de modo a otimizar o andamento da amostragem.

A seguir, são apresentadas informações referentes ao tamanho ideal das equipes de campo, à distribuição das responsabilidades entre as subequipes e à descrição dos dados que cada uma deve coletar, bem como a relação dos materiais e equipamentos necessários para a execução das atividades. Também são incluídas orientações essenciais para a correta aferição e registro das informações nas planilhas de campo, garantindo a padronização e a qualidade dos dados obtidos para cada um dos alvos monitorados.

3.4.1. Tamanho da Equipe de Campo

Uma **equipe ideal** para o desenvolvimento do protocolo de coleta de dados é composta por **seis pessoas**:

- 2 pessoas embarcadas para compor a subequipe de Habitat;
- 2 mergulhadores para compor a subequipe de Peixes: 1 mergulhador amostrador e 1 mergulhador de apoio;
- 2 mergulhadores para compor a subequipe de Bentos: 1 mergulhador amostrador de substrato e 1 mergulhador amostrador de macroinvertebrados.

Na indisponibilidade de pessoas para formar uma equipe ideal, considera-se **3 pessoas como equipe mínima** para o desenvolvimento do protocolo de coleta de dados:

- 1 pessoa embarcada para o Habitat;
- 2 mergulhadores para a coleta de dados: nesse caso os mergulhadores deverão fazer 2 mergulhos: no primeiro mergulho atuarão como subequipe de Peixes e no segundo mergulho atuarão como subequipe de Bentos.



Figura 3.7 Equipe se prepara para o início dos mergulhos de monitoramento.

3.4.2. Dados coletados pela subequipe de Habitat

A subequipe de Habitat (Figura 3.8) será responsável por:

1. Preencher a Ficha de Campo - Parâmetros Ambientais (Anexo I);

2. Registrar a Identidade da UA-I;

3. Aferir e registrar os seguintes parâmetros ambientais: profundidade da camada de luz, salinidade de superfície e fundo, e temperatura do ar e da superfície da água (caso seja aferida com termômetro);

4. Registrar os parâmetros ambientais coletados pelas outras subequipes: profundidade de amostragem mínima e máxima, visibilidade horizontal, temperatura da água de superfície (se for aferida com o computador de mergulho) e fundo.

5. Fotografar todas as Fichas de Campo, após a coleta dos dados;

6. Subir todos os dados coletados para o aplicativo ODK (*Open Data Kit*).

Para cada Estação Amostral (EA) deve ser preenchida uma **Ficha de Campo – Parâmetros Ambientais (Anexo I)**. Imediatamente após a saída para campo devem ser registradas as seguintes informações: **Unidade de Conservação**, nome da **Estação Amostral**, **data** da amostragem, nome do **coletor** dos dados, **hora de embarque**, nome da **embarcação** e nome dos integrantes da **equipe de campo** com respectiva instituição e certificação de mergulho (Básico, Avançado, Rescue, Dive Master ou Instrutor).

No local de amostragem, devem ser anotadas as **coordenadas geográficas** (graus decimais, datum SIRGAS 2000 – e.g. Rebio Arvoredo: -27.303888°, -48.372411°), obtidas próximo ao *deco marker* que marca o ponto de descida dos mergulhadores e início da UA-I. Também deve ser feito registro fotográfico do **marco visual** que caracteriza esse ponto, bem como a orientação espacial de amostragem das UAs (direção e sentido). A aferição das coordenadas geográficas deve ser feita apenas na primeira campanha de amostragem em cada EA. Nas amostragens subsequentes as coordenadas geográficas deverão ser repetidas, sem novas aferições. Já o registro fotográfico do marco visual do ponto inicial da UA-I deverá ser feito a cada nova campanha de amostragem.

Posteriormente, são coletadas as informações referentes às condições climáticas, incluindo:

- **Tempo**: ensolarado, poucas nuvens, nublado ou chuvoso;
- **Direção do vento**: de onde o vento sopra (N, NE, NW, S, SE, SW, E ou W);
- **Intensidade do vento**: calmaria, brisa, fraco, moderado ou forte (Box 3.2);
- **Ondulação**: quadrante de origem da ondulação (N, NE, NW, S, SE, SW, E ou W);
- **Maré**: altura e horários da maré baixa e da maré alta (Box 3.3).

Na sequência, são realizadas as aferições e registros dos parâmetros ambientais, conforme especificado nos itens 3.4.2.1, 3.4.2.2, 3.4.2.3 e 3.4.2.4.

Após a subida das duplas de mergulhadores, a subequipe de Habitat deverá conferir o preenchimento de todas as Fichas de Campo, certificando-se que todos os registros de dados estão legíveis e devidamente aferidos. Após a conferência, todas as Fichas de Campo deverão ser fotografadas. Recomenda-se o *backup* imediato dessas imagens.

Ainda em campo, deverá se proceder com o registro dos dados nos formulários do ODK (*Open Data Kit*), que estão integrados ao SISMonitora (Sistema de Gestão de Dados de Monitoramento do Programa Monitora). Por fim, com a chegada da embarcação em terra, registra-se a **hora de desembarque.**

Cabe destacar que a subequipe de Habitat é responsável também pela organização dos materiais e equipamentos a bordo da embarcação, bem como pelo apoio aos mergulhadores das subequipes de Peixes e Bentos.

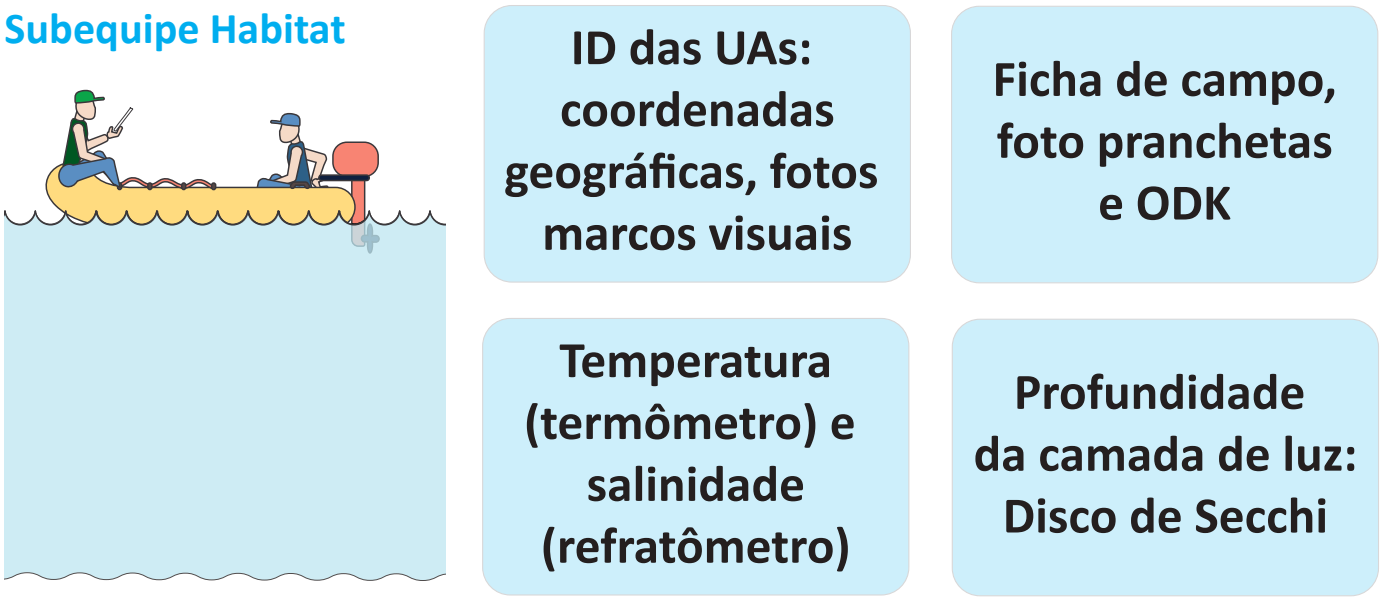


Figura 3.8 Resumo da coleta de dados pela subequipe de Habitat.

Box 3.2 A Escala Beaufort e o protocolo do Monitora Ambiente Recifal

A Escala de Beaufort é uma escala empírica utilizada para classificar a intensidade dos ventos a partir de sua velocidade e dos efeitos observáveis provocados no mar e em terra, como a formação de ondas, a presença de espuma e o comportamento da superfície da água (EOCEANIC, 2025; BRASIL, 2025). Essa escala está diretamente relacionada à segurança e à dificuldade de navegação, uma vez que valores mais baixos indicam ventos fracos e condições favoráveis de navegação, enquanto valores mais altos correspondem a ventos mais intensos, com aumento da agitação do mar e maior dificuldade para a realização de manobras por embarcações (Escala, 2025). Concebida no início do século XIX pelo meteorologista anglo-irlandês Francis Beaufort, a escala permanece amplamente utilizada em atividades marítimas, oceanográficas e meteorológicas como referência prática para a avaliação das condições ambientais.

Para a obtenção da velocidade do vento no momento da amostragem, diversos sites e aplicativos podem ser consultados (por exemplo: www.windfinder.com, windguru.cz). A partir dos valores obtidos, a classificação da intensidade do vento adotada pelo Programa Monitora Ambiente Recifal segue uma adaptação da Escala de Beaufort, conforme tabela a seguir:

Intensidade	Calmaria	Brisa	Fraco	Moderado	Forte
velocidade do vento em nós	<1	1-6	7-10	11-16	>16

Box 3.3 Marés

As marés são oscilações periódicas do nível do mar causadas, principalmente, pela atração gravitacional da Lua e do Sol, em conjunto com a rotação da Terra. Esse fenômeno é fundamental para a dinâmica dos ecossistemas marinhos costeiros. O nível do mar sobe (preamar ou maré alta) e desce (baixamar ou maré baixa) seguindo os ciclos astronômicos. A amplitude dessas marés (a diferença entre o nível máximo e o mínimo) varia conforme o alinhamento dos astros:

Marés de Sizígia (Vivas): Ocorrem nas luas Nova e Cheia, quando Sol e Lua estão alinhados, somando forças e gerando marés muito altas e muito baixas.

Marés de Quadratura (Mortas): Ocorrem nas luas Crescente e Minguante, quando as forças se opõem, resultando em pouca variação no nível do mar.

Dependendo de quantas vezes o nível do mar oscila por dia, as marés são classificadas em:

1. Semidiurnas: Dois ciclos completos de maré por dia (duas altas e duas baixas) com durações e alturas semelhantes. Este é o tipo predominante em quase toda a costa do Brasil.
2. Diurnas: Apenas um ciclo por dia (uma alta e uma baixa). Raras no Brasil.
3. Mistas: Dois ciclos por dia, mas com alturas e durações muito desiguais entre si.

Para a anotação da maré é importante conhecer o regime de marés na região da sua UC. Inicialmente você deverá baixar do website da Marinha do Brasil (https://www.marinha.mil.br/chm/tabuas-de-mare) a previsão de tábua de maré mais atual (ano), da localidade mais próxima da sua UC. As anotações devem priorizar os valores mais próximos do horário em que a amostragem é executada.

Abaixo estão dois exemplos de como devem ser preenchidos os campos de maré, considerando as oscilações ao longo do dia, baseada em exemplos reais retirados da tábua de marés fornecida pela Marinha do Brasil.

15 0621 0.43 **SEG** **1127 0.95** **1825 0.37** 2359 1.05	Supondo que sua amostragem ocorra às 12h. O preenchimento da Ficha de Campo deverá ser: Maré Alta: hora 11h27 / altura 0,95 e Maré Baixa: hora 18h25 / altura 0,37
16 **0704 0.42** **SEG** **1217 1.01** 1904 0.29	Supondo que sua amostragem ocorra às 8h. O preenchimento da Ficha de Campo deverá ser: Maré Alta: hora 12h17 / altura 1,01 e Maré Baixa: hora 07h04 / altura 0,42

3.4.2.1. Profundidade de transparência da água (Profundidade de Secchi)

O **Disco de Secchi** é um disco circular (30 cm de diâmetro), pintado em quadrantes preto e branco, que deve estar acoplado a um cabo graduado ou fita métrica. Ele é utilizado para determinar a **profundidade de transparência da água (Profundidade de Secchi, Z_{SD})**, que reflete a atenuação da luz causada por partículas em suspensão, fitoplâncton e matéria orgânica dissolvida.

Para usar o disco de Secchi, mergulhe-o lentamente na água (Figura 3.9) até que o padrão preto e branco desapareça; anote a profundidade da fita métrica. Em seguida, abaixe-o um pouco mais, e depois suba-o lentamente até que o padrão preto e branco reapareça; anote novamente a profundidade da fita métrica. A profundidade de Secchi é a média dessas duas leituras e deve sempre ser tomada em local sombreado da embarcação (Esteves, 2014). Atentar para descontar a altura do costado da embarcação, do resultado das medições.

$$Z_{SD} = \frac{\text{Profundidade de desaparecimento} + \text{Profundidade de reaparecimento}}{2}$$

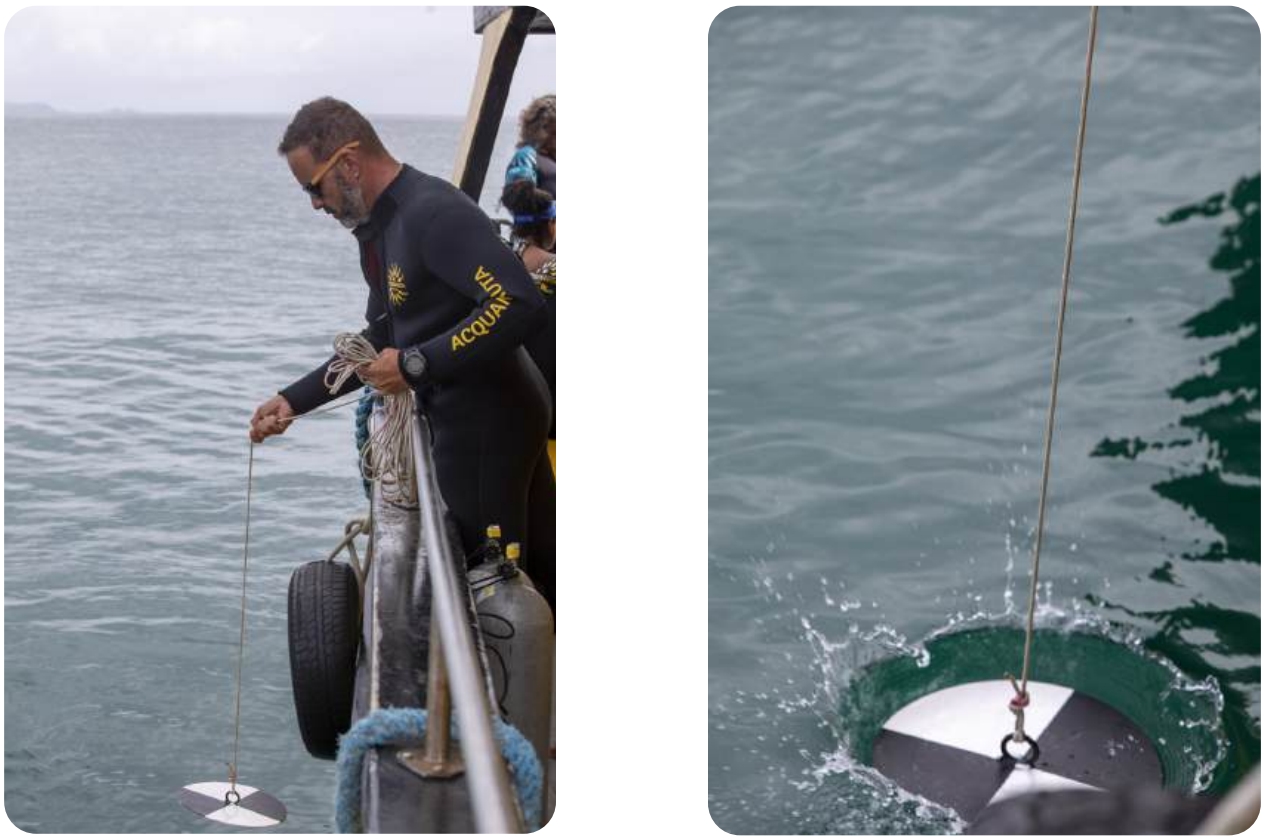


Figura 3.9 Tomada da profundidade de transparência com o Disco de Secchi.

3.4.2.2. Temperatura do ar e da água de superfície

A subequipe de Habitat deverá aferir a temperatura do ar com um termômetro ou coletar esse dado via celular. A temperatura da superfície da água também poderá ser aferida pela subequipe de Habitat com um termômetro, a partir da embarcação.

3.4.2.3. Salinidade da água de superfície e fundo

O **refratômetro** é o instrumento utilizado para medir a **salinidade da água do mar**, a partir do **índice de refração** da luz que atravessa uma amostra de água (Figura 3.10). Esse índice varia conforme a **concentração de sais dissolvidos**.

Para a correta utilização do refratômetro o equipamento deve inicialmente ser calibrado, conforme descrito a seguir:

1. Limpe o prisma com papel macio ou pano sem fiapos.

2 **Aplique algumas gotas de água destilada ou deionizada** sobre o prisma.

3 Feche a tampa e aguarde alguns segundos.

4 **Ajuste o parafuso de calibração** até que a leitura indique **zero (0‰)**.

5. Seque cuidadosamente o prisma com papel macio ou pano sem fiapos, antes de iniciar as medições.

Após a calibração do equipamento, deverá se proceder com a coleta e análise da salinidade da água de superfície, da seguinte forma:

6. Colete a amostra de água em **recipiente limpo e enxaguado previamente com a própria amostra**.

7 Com o conta-gotas, **deposite 2 a 3 gotas sobre o prisma do refratômetro, cobrindo totalmente** sua superfície.

8. Feche a tampa cuidadosamente, evitando bolhas de ar.

9. Aguarde de 15 a 30 segundos para estabilização térmica.

10 Observe através da ocular em direção à luz e leia a interseção entre as zonas azul e branca na escala (em ‰ ou PSU).

Para a aferição da salinidade da água de fundo, proceda da mesma forma, após a subequipe de Peixes entregar o frasco plástico com a amostra da água de fundo (profundidade de amostragem) coletada.

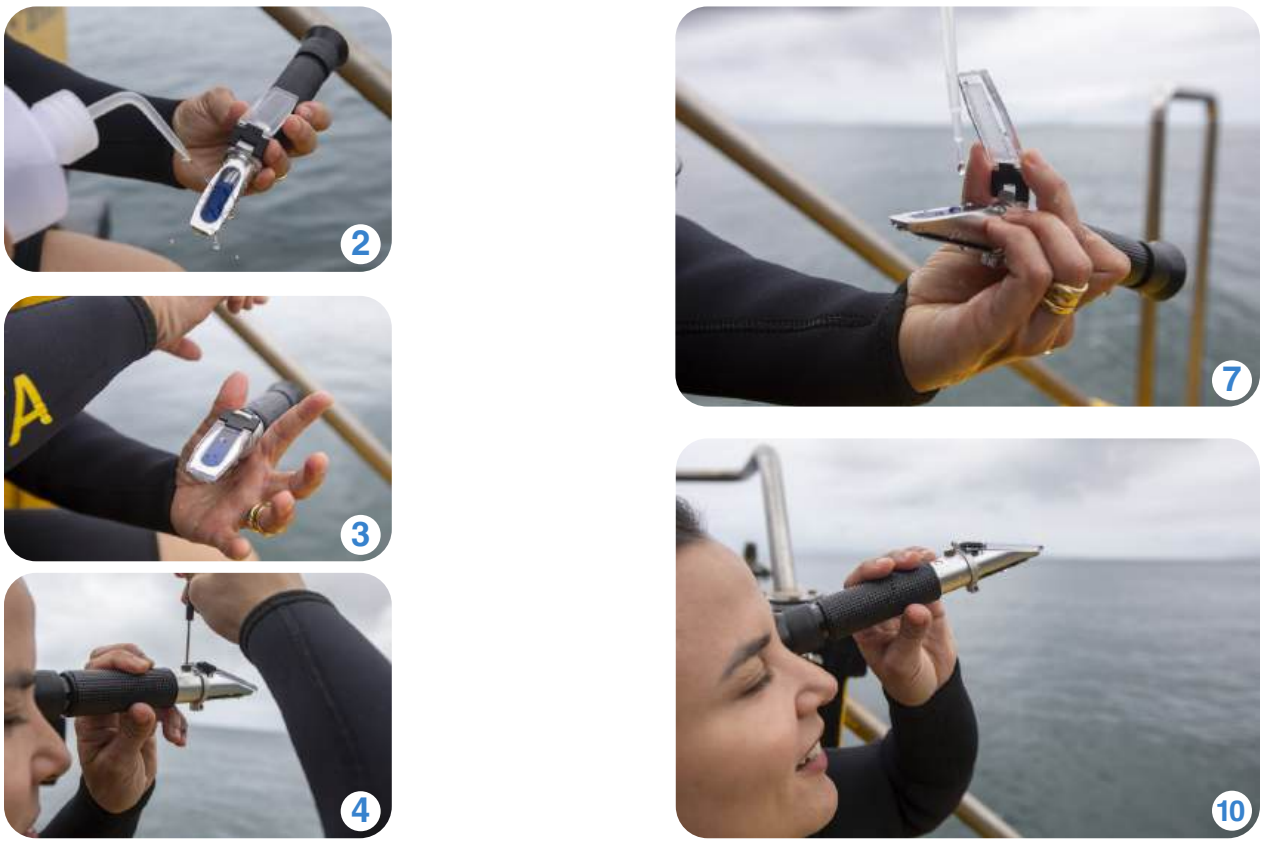


Figura 3.10 Utilização do refratômetro para obtenção da medida de salinidade.

3.4.2.4. Profundidade de amostragem, visibilidade horizontal e temperatura da água

Os dados de **profundidade mínima e máxima** das amostragens e de **temperatura da água** de superfície (caso seja aferido com o computador de mergulho) e fundo devem ser solicitados à **subequipe de Peixes** e registrados imediatamente na Ficha de Campo – Parâmetros Ambientais (Anexo I), logo após a subida da dupla de mergulhadores. Da mesma forma, devem ser anotados os dados de **visibilidade horizontal**, os quais devem ser obtidos junto à **subequipe de Bentos**.



3.4.3. Dados coletados pela subequipe de Peixes

A Subequipe de peixes (Figura 3.11) será responsável por:

1) Marcar o início da UA-I com o *deco marker* (boia de sinalização) e, se possível, registrar formações naturais do fundo (fotos subaquáticas) no ponto de fixação do cabo do *deco marker*;

2) Estender os transectos que servirão de base para a delimitação das 4 UAs, incluindo os cabos de 10 metros entre eles;

3) Realizar a amostragem dos indicadores do Alvo Peixes predadores chaves e usados como recurso e EEI (peixe-leão), preenchendo a respectiva Ficha de Campo (Anexo II);

4) Aferir a profundidade no ponto inicial de cada UA;

5) Aferir os dados de temperatura de fundo (profundidade de amostragem) e de superfície (caso seja aferida com o computador de mergulho);

6) Coletar a água para aferição da salinidade de fundo (profundidade de amostragem) pela subequipe de Habitat.

A subequipe de peixes será composta por uma dupla de mergulhadores, sendo um o amostrador de peixes (metodologia de censo visual em faixa) e o outro o mergulhador de apoio - apoiador (Figura 3.12).

A equipe de peixes deverá mergulhar com os seguintes materiais e equipamentos:

- 4 trenas de 20 metros - uma com o amostrador (clipada no colete) e as outras três com o apoiador (clipadas no colete ou em saco de transporte);
- 3 cabos de 10 metros - preferencialmente com o apoiador (nos bolsos do colete ou em saco de transporte);
- Ficha de campo "Peixes predadores chaves ou usados como recurso, EEI", junto com o respectivo guia de identificação - com o amostrador;
- *Deco marker*;
- Recipiente para coleta de água;
- Pelo menos um computador de mergulho - com o amostrador;
- Câmera fotográfica subaquática (opcional).

O trabalho da dupla de peixes inicia com a inflagem do *deco marker* e fixação do cabo no local e profundidade definida para o início da amostragem. A profundidade deve ser aferida com o computador de mergulho e anotada na Ficha de Campo na coluna UA-I. Fotos subaquáticas

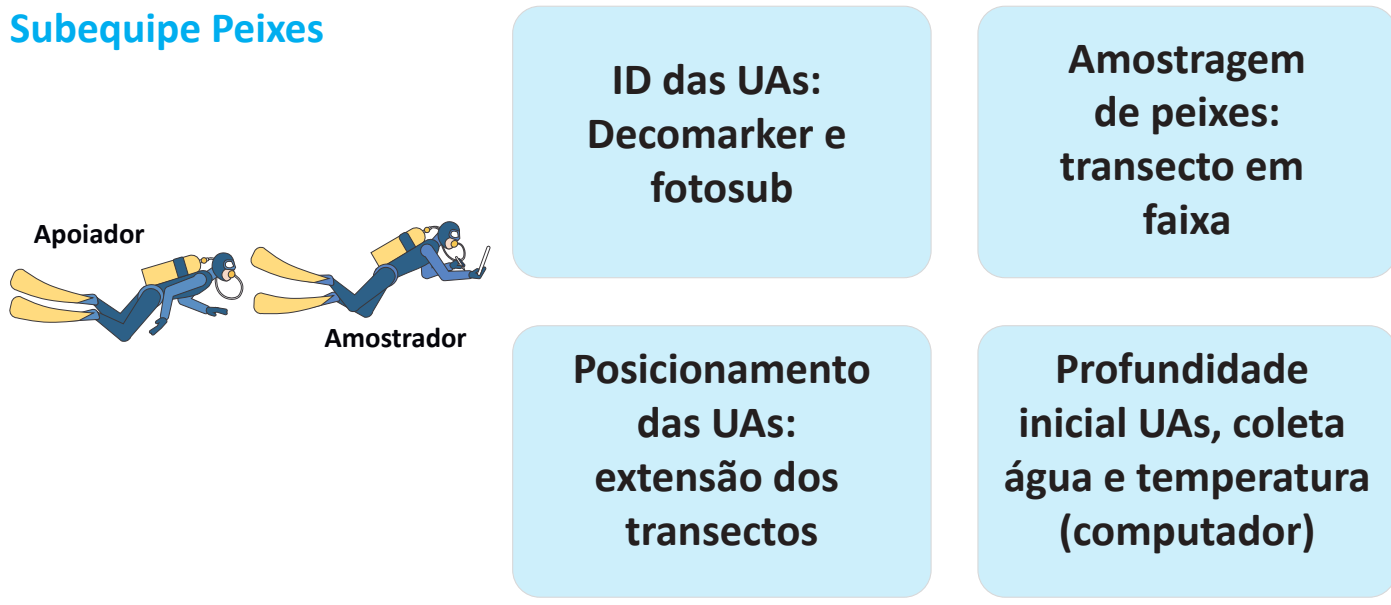


Figura 3.11 Resumo da coleta de dados pela subequipe de Peixes.



Figura 3.12 Amostrador e apoiador realizando a amostragem de peixes.

podem ser tomadas no ponto de fixação do cabo do *deco marker* para o registro de formações naturais que ajudem a identificar o ponto em amostragens subsequentes. Nesse momento deve ser registrado o horário de início da amostragem.

Após a marcação do início da UA-I (Figura 3.13), o amostrador inicia a extensão do transecto, a partir do ponto de fixação do cabo do *deco marker*. Durante a extensão do primeiro transecto (UA-I), com a trena clipada no colete e destravada (Figura 3.14), o amostrador irá nadar a uma velocidade lenta constante (aproximadamente 2 metros/minuto), e contabilizar - dentro dos limites da faixa imaginária de 1 m para cada lado do transecto - os indicadores constantes na sua Ficha de Campo (garoupas, badejos e afins; vermelhos e afins; cirurgiões; e peixes papagaios/budiões). O amostrador deverá anotar também a presença ou ausência de tubarões e raias e da EEI peixe-leão. Os dados serão anotados na coluna UA-I da Ficha de Campo.

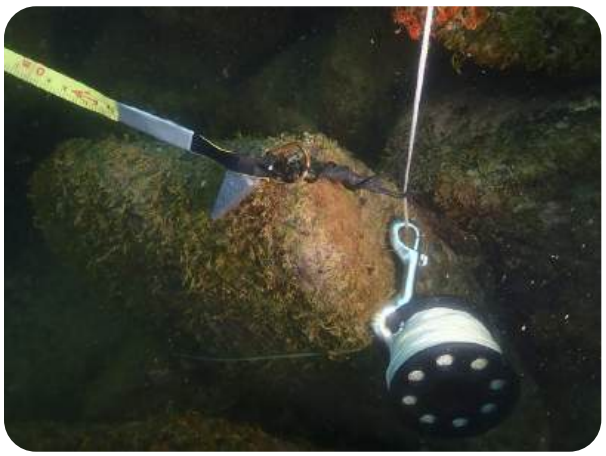


Figura 3.13 Fixação do início da trena da UA-I, junto ao cabo do *deco marker*.



Figura 3.14 Trena clipada no colete e destravada.

O procedimento de extensão da fita e a amostragem são realizados concomitantemente, sendo importante atentar para a manutenção da profundidade de amostragem, que não pode sofrer uma variação maior do que 1 metro mais para o raso ou para o fundo. Grandes obstáculos (ex. matacões, chapeirões) devem ser contornados (Figura 3.15), de forma a não variar em mais de 1 metro a profundidade do transecto.

O apoiador irá nadar atrás do amostrador, posicionando a fita do transecto sobre o substrato, seguindo o relevo do costão ou recife, atentando para não deixar a trena esticada demais (Figura 3.16). Após o fim da extensão do primeiro transecto, deve ser realizado o engate do primeiro cabo de 10 metros com a trena (Figura 3.17). O amostrador procede então com a extensão do cabo. Ao final do cabo, outro engate deverá ser feito, agora com a ponta da segunda trena (Figura 3.18), que deverá ser entregue ao amostrador, pelo apoiador.



Figura 3.15 Disposição da trena contornando matacão.

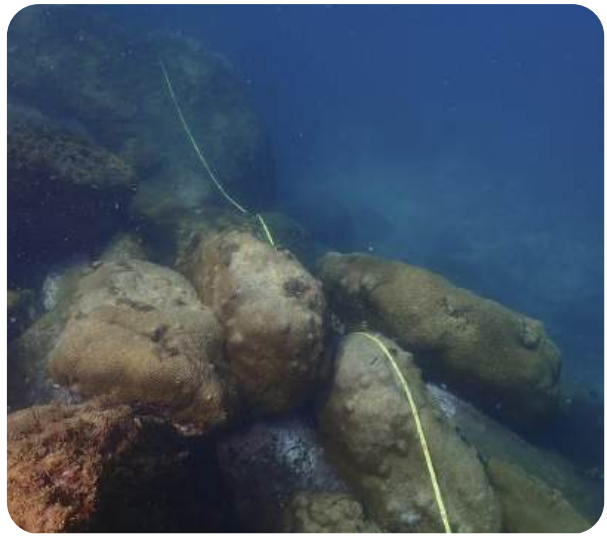


Figura 3.16 A disposição das UAs deve seguir a topografia dos recifes, atentando para não deixar a trena esticada demais. Imagem da trena seguindo a topografia do recife.

Antes de iniciar a amostragem da UA-II, o amostrador deve aferir novamente a profundidade e anotar na coluna UA-II. O amostrador prossegue com a extensão da segunda trena, concomitantemente com a contabilização e anotações dos indicadores, na coluna da UA-II, conforme já feito anteriormente. Da mesma forma, o apoiador continua nadando atrás do amostrador, posicionando adequadamente a fita da trena sobre o substrato.

Após a extensão da segunda trena, o engate do segundo cabo de 10 metros deve ser feito da mesma forma que anteriormente, seguido da extensão e engate com a terceira trena (UA-III) e subsequente aferição da profundidade. A extensão das trenas e a amostragem dos dados devem seguir o mesmo procedimento até o final do quarto transecto (UA-IV).

Deve-se ressaltar que o papel do mergulhador de apoio - apoiador - é fundamental para o correto posicionamento do transecto. Ele é quem irá ajustar a fita do transecto sobre o substrato, atentando para não deixar a mesma muito esticada, com o objetivo de facilitar a amostragem da dupla de bentos. Dessa forma, deverá se manter sempre atrás do amostrador e nunca cruzar a sua frente. O apoiador é também quem levará todos os materiais necessários para a amostragem (trenas e cabos de espaçamento entre os transectos) repassando-os quando necessário ao amostrador e auxiliando no engate dos transectos.

O amostrador, por sua vez, além de realizar a amostragem em si, deverá atentar para manter o mínimo de variação da profundidade ao longo da extensão dos transectos, verificando



Figura 3.17 Detalhe do cabo laranja desenrolado, preso por mosquetão à trena. Fim da UA-I.

constantemente a profundidade no computador de mergulho. Para isso, a aferição da profundidade a cada início de um novo transecto irá servir para que ajustes necessários possam ser feitos, caso se verifique uma variação acima da aceitável.

Na Ficha de Campo, o amostrador deve registrar corretamente a abundância dos respectivos indicadores observados em cada Unidade Amostral (UA).

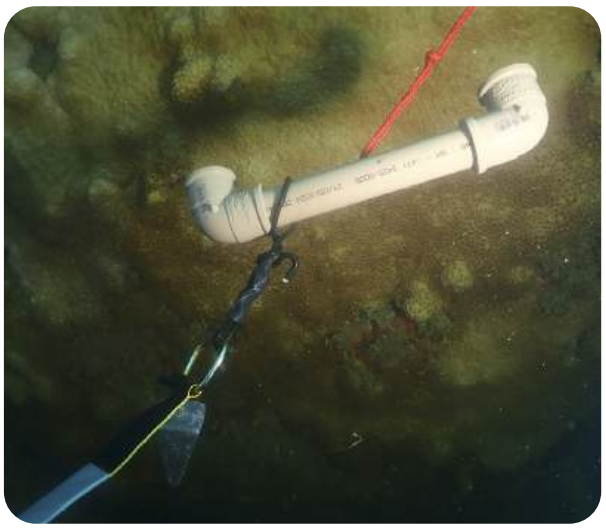


Figura 3.18 Final do cabo laranja desenrolado, mostrando como prender na próxima trena. Detalhes da chumbada e fio de cobre encapado, presos nas trenas.

O campo "observação" é reservado para qualquer informação que o amostrador considere relevante de ser pontuada. Por exemplo: foram observados muitos peixes-leão ao longo dos transectos, ou no caso da presença de elasmobrânquios, anotar o gênero/ espécie ou nome popular, se souber.

Ao final da amostragem, a dupla deverá retornar ao ponto de fixação do cabo do *deco marker*, nadando paralelamente aos transectos e passando pela dupla de Bentos. No local, deverá ser registrada a temperatura de fundo (aferida com o computador de mergulho) e realizada a coleta da amostra de água do fundo para aferição da salinidade. Nesse momento, deverá ser registrado o horário final da amostragem e, em seguida, a subida à superfície e o retorno à embarcação. Durante o retorno à embarcação, deverá ser registrada a temperatura da água da superfície (aferida com o computador de mergulho).

Na chegada a embarcação, a Ficha de Campo e a amostra de água devem ser imediatamente passadas para a dupla de Habitat, para conferência e aferição da salinidade.

3.4.4. Dados coletados pela subequipe de Bentos

A subequipe de Bentos (Figura 3.19) será responsável por:

1) Realizar a amostragem dos indicadores do Alvo Macroinvertebrados sobre pressão de captura, Habitat - lixo comum e lixo de pesca - e EEI (ofiuróide epizóico, mexilhão-verde, briozoário incrustante e coral-mole), preenchendo a respectiva Ficha de Campo (Anexo III);

2) Realizar a amostragem dos indicadores do Alvo Epibentos, Habitat - substrato não vivo: rocha, cascalho, areia, lama e biogênico - e EEI (se algum ponto cair sobre uma EEI), preenchendo a respectiva Ficha de Campo (Anexo IV);

3) Recolher todas as trenas ao final da amostragem;

4) Aferir a visibilidade horizontal;

5) Recolher o *deco marker*.

A subequipe de bentos será composta por uma dupla de mergulhadores, sendo um o amostrador de Macroinvertebrados, Lixo e EEI (metodologia de censo visual em faixa) e o outro amostrador de epibentos, substrato não vivo e EEI (metodologia de transecção em pontos) (Figura 3.20).

A subequipe de bentos deverá mergulhar com os seguintes materiais e equipamentos:

- Ficha de campo de "Macroinvertebrados sobre pressão de captura, Lixo e EEI" (Anexo III), junto com o respectivo guia de identificação - com o respectivo amostrador;
- Ficha de campo de "Epibentos, substrato não vivo e EEI" (Anexo IV), junto com o respectivo guia de identificação - com o respectivo amostrador;
- Pelo menos um computador de mergulho - com um dos integrantes da dupla
- Saco de transporte vazio (opcional).

A dupla de bentos deverá entrar na água 15 a 20 minutos após a dupla de peixes ter iniciado a sua amostragem. A descida para o início da amostragem deve ser feita exatamente no local marcado pelo *deco marker*. A amostragem deve ser feita ao longo dos transectos previamente estendidos pela dupla de peixes, iniciando pelo primeiro transecto (UA-I). A hora de início da amostragem deve ser registrada nesse momento.

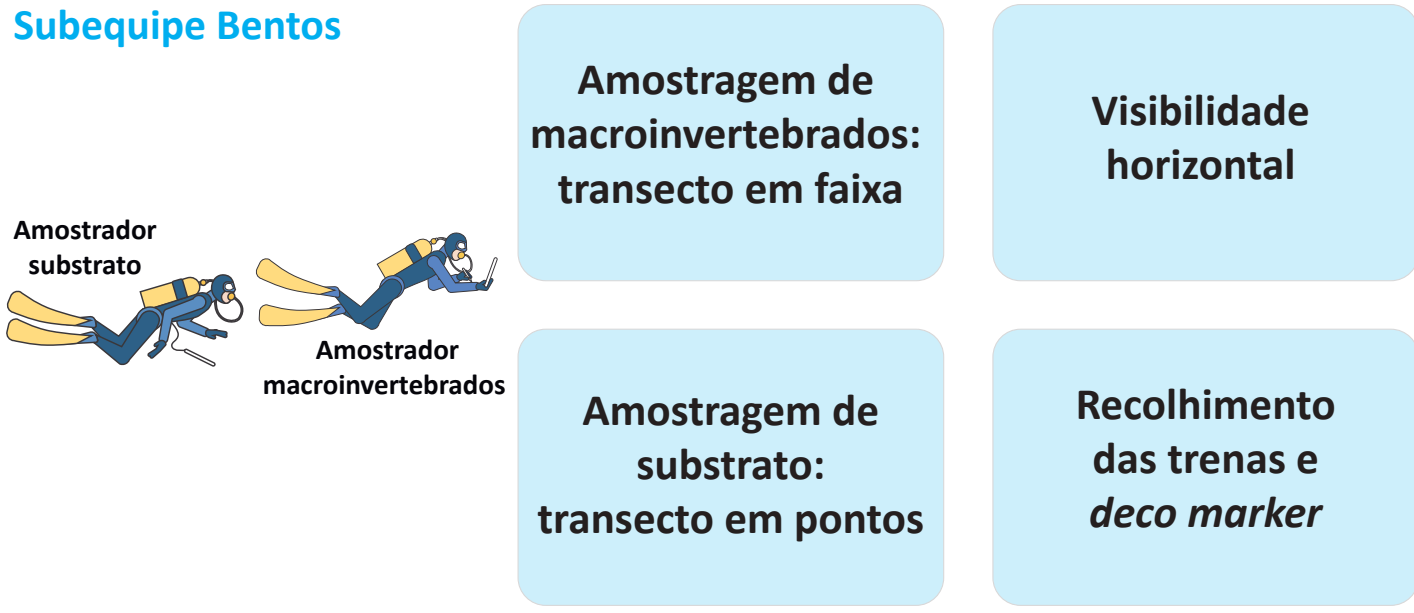


Figura 3.19 Resumo da coleta de dados pela subequipe de Bentos.



Figura 3.20 Mergulhadora realiza a amostragem de macroinvertebrados, sendo seguida pelo amostrador de substrato.

Sugere-se que o amostrador de "Macroinvertebrados, Lixo e EEI" siga primeiro, nadando a uma velocidade constante e contabilizando - dentro dos limites da faixa imaginária de 1 metro para cada lado do transecto- os indicadores constantes em sua ficha de campo: ouriços pretos adultos >2cm, lagostas e pepinos do mar, além do lixo comum e lixo de pesca. Caberá a esse amostrador anotar a presença/ausência das EEI (coral-sol, ofiuróide epizóico, mexilhão-verde, briozoário incrustante e coral mole). A abundância e ocorrência dos respectivos indicadores deverá ser corretamente registrada para cada Unidade Amostral (UA). O campo "observação" é reservado para qualquer informação que o amostrador considere relevante de ser pontuada, p.e: foram observadas muitas colônias de coral-sol ao longo dos transectos.

O mergulhador deve procurar sempre manter contato visual com a dupla e caso o contato seja perdido, ao final de cada UA o mergulhador deve aguardar a chegada da sua dupla para prosseguir.

O amostrador de "Epibentos, Substrato não-vivo, EEI", seguirá logo atrás, mantendo sempre o contato visual com sua dupla, e realizando a identificação dos indicadores de epibentos (coral pétreo e hidrocoral, zoantídeo, macroalga frondosa, alga calcária crostosa, alga calcária articulada, turf, EEI) e indicadores de habitat (rocha, cascalho, areia, lama, biogênico), logo abaixo dos pontos previamente marcados na trena, conforme consta em sua Ficha de Campo. A amostragem em cada UA iniciará em 0,5 metro e seguirá de 50 em 50 centímetros (1,0 m, 1,5 m, 2,0 m, 2,5 m…) até o último ponto em 20 metros (perfazendo um total de 40 anotações). Caso um ponto caia sobre um organismo que não seja um dos indicadores do epibentos ou habitat, deverá ser anotado como "Outros - OT".

No campo **observação**, deverá ser anotado detalhes importantes observados durante a amostragem, tais como:

1) Indicação da EEI registrada em determinado ponto. Por exemplo: Na UA-I foi registrado EEI no ponto 1,5m; no campo observação deverá ser informado qual EEI foi encontrada, da seguinte forma: UA-I - 1,5 m = EI/briozoário incrustante.

2) Indicação de presença de coral morto coberto por outro organismo. Por exemplo: No UA-II foi registrado turf no ponto 3,5 m, porém este estava crescendo sobre a estrutura de um coral morto, ainda facilmente identificável; no campo observação deverá constar a seguinte informação: UA-II - 3,5 m = TF/ crescendo sobre coral morto.

3) Indicação de coral morto ainda não recoberto por outro organismo. Por exemplo: Na UA-IV foi registrado no ponto 4,5 m substrato biogênico, porém esse substrato consiste na estrutura de um coral morto, facilmente identificável; no campo observação deverá constar a seguinte informação: UA-IV - 4, 5m = BI/ coral morto.

Ao final do primeiro transecto, a dupla deve seguir o cabo de 10m conectado à extremidade da trena para alcançar o início da próxima Unidade Amostral (UA-II), onde deverá repetir o mesmo procedimento de amostragem. O procedimento é então repetido sucessivamente nas UA-III e UA-IV. Importante lembrar que o mergulhador à frente deve sempre aguardar a dupla ao final de cada UA, para seguirem o cabo de 10m juntos e só então prosseguir com a amostragem.

Uma vez finalizada a UA-IV, a dupla de Bentos retorna ao ponto de início da amostragem - início da UA-I, recolhendo todas as trenas e cabos laranja. Ao chegar no ponto inicial a dupla fará a aferição do parâmetro "Visibilidade Horizontal" (Figura 3.21), da seguinte forma:

Um dos mergulhadores deve permanecer no ponto inicial da UA-I, segurando a extremidade da trena e exibindo o verso branco da prancheta de PVC para o segundo mergulhador. O segundo mergulhador deve afastar-se desenrolando a trena até quando não consiga visualizar mais a prancheta. Enrolando a trena de volta vagarosamente, este deve registrar a distância exata em que começa novamente a ver o verso branco da prancheta. Esta será a medida da "Visibilidade Horizontal".

Após o registro da visibilidade horizontal, deve ser registrada a hora final da amostragem. Ao final, procede-se com o recolhimento do *deco marker*, a subida à superfície e o retorno à embarcação.

Na chegada à embarcação, as fichas de campo, devidamente preenchidas, devem ser imediatamente passadas para a dupla de Habitat, para conferência.



Figura 3.21 Obtenção da visibilidade horizontal pela subequipe de Bentos.

Tabela 3.3 Resumo do Protocolo Amostral Básico de Monitoramento dos Alvos Globais.

Estações amostrais	Unidades amostrais	Profundidade	Posição dos transectos	Horário e visibilidade	Periodicidade	Equipe
Geral: • **Mínimo de 3 EAs por UC** em áreas de referência na UC; selecionar, ao menos, uma EA extra • As EAs devem ser em locais abrigados; • As EAs devem ser estabelecidas em áreas mais homogêneas (= comparáveis) possíveis; • Observar critérios de exclusão previstos em Plano de Manejo ou outro instrumento de gestão e a logística de acesso para seleção das EAs; • Considerar o tamanho da área da EA de forma a conter as UAs e o respectivo distanciamento; • Realizar a aleatorização por sorteio para a seleção das EAs, caso contrário deve-se apresentar justificativa para a não aleatorização; • Se a UC tiver interesse em monitorar uma área de contraste, irá precisar selecionar uma EA extra.	Geral: • **4 UAs, com distanciamento de 10 m entre elas; 20 m de extensão cada transecto; faixa de 2 m (1 m para cada lado) para macroinvertebrados e peixes; distância entre pontos em intervalo de 50 cm para substrato (epibentos e substrato não vivo);** • Em casos onde não é possível amostrar 1 m para cada lado da faixa, amostrar 2m para um único lado; • Os mesmos transectos serão utilizados para a amostragem de peixes, substrato e macroinvertebrados; • Estabelecer as UAs em áreas contínuas do recife para evitar bolsões e outras interferências. **Peixes:** • Contagem dos indicadores deve ser feita concomitante com a extensão dos transectos.	Geral: • **Cada UC escolhe a melhor faixa considerando a ocorrência da maior parte dos indicadores elencados;** • Ao definir uma faixa de profundidade manter sempre a mesma ao longo do tempo; • Atentar para não amostrar na interface recife/ areia; • Atentar para não amostrar na região entre marés. **Recifes biogênicos:** • **Amostragem na faixa de profundidade de 2 a 12m.** **Costões rochosos:** • **Amostragem na faixa de profundidade de 2 a 8m.**	Geral: • **Ponto inicial do 1º transecto deve possuir uma "Identidade", documentada obrigatoriamente com: coordenadas geográficas, fotos de marcos visuais emersos, profundidade, fotos do ambiente subaquático e orientação (N/S/ L/O).** • Ponto inicial deve ser marcado com *decomarker*; • Transectos devem ser estabelecidos paralelos ao recife, mantendo sempre a mesma faixa de profundidade; • Identificar a área de estabelecimento dos transectos no *Google Earth*;	Geral: • **A visibilidade horizontal da água mínima para validar a amostragem é de 3 m;** • **Garantir boa luminosidade para a realização da amostragem (evitar primeiras e últimas horas do dia).** UCs do NE • Considerar a maré para definir horário de amostragem em função da profundidade, corrente e visibilidade da água.	Geral: • **Mínimo 1 vez por ano: entre fevereiro e abril;** • Levar em consideração critérios relacionados a condições climáticas como: visibilidade, vento, frente fria, influência de pluma de rio para definição do período exato da amostragem; • Ao definir um período, manter sempre o mesmo ao longo do tempo.	Geral: • **Equipe recomendada: 6 pessoas (4 mergulhadores e 2 apoio de superfície):** 1 dupla de mergulhadores fará a amostragem de peixes durante a extensão dos transectos, a outra dupla cairá 15 min depois e, ao longo dos mesmos transectos, um mergulhador fará a amostragem de substrato e o outro a de macroinvertebrados (um imediatamente atrás do outro); ao final, a segunda dupla fará o recolhimento dos transectos; • **Equipe mínima: 3 pessoas (2 mergulhadores e 1 apoio de superfície)**: a dupla de mergulhadores fará as amostragem de peixes durante a extensão dos transectos e no segundo mergulho um mergulhador fará a amostragem de substrato e o outro a de macroinvertebrados (um imediatamente atrás do outro); ao final a dupla fará o recolhimento dos transectos.

Tabela 3.4 Resumo dos Parâmetros Ambientais do Protocolo Básico de Monitoramento dos Alvos Globais.

Temperatura	Salinidade	Transparência da água	Visibilidade horizontal da água	Ficha de Campo - Parâmetros Ambientais
• **Medir na superfície e na profundidade da amostragem;** • Medição deve ser feita com **termômetro ou computador de mergulho, na superfície** e com **computador de mergulho, na profundidade de amostragem**. • Recomendado a aquisição de computador de mergulho (item de segurança importante)	• **Medir na superfície e na profundidade da amostragem**: deve-se coletar a água em potes plásticos de 50 ml e levar para a embarcação para medição; • Medição deve ser feita com **refratômetro e uso de pipeta** (utilizar água destilada ou deionizada para lavagem do refratômetro antes do uso e entre uma medição e outra)	• **Medir a partir da embarcação com Disco de Secchi de 30 cm de diâmetro, preto e branco e fosco;** • Fazer a medição de local sombreado da embarcação.	• **Medir na faixa de profundidade da amostragem**, após a coleta de dados; • Medição deve ser feita com **trena e a parte branca da prancheta de PVC.** • Caso haja a possibilidade de a visibilidade horizontal estar inferior a 3 m, deve-se realizar uma **aferição prévia** antes do início da amostragem, tomando-se o cuidado de esticar a trena **no sentido oposto** àquele em que será feita a disposição das UAs.	• Para cada EA deve-se **preencher uma Ficha de Campo**, com as seguintes informações: **data, horário do início e fim da amostragem, georreferenciamento do local, orientação das UAs, condições climáticas, direção e intensidade do vento, ondulação e maré, profundidade de amostragem e equipe de campo, além dos descritores ambientais de temperatura, salinidade, transparência da água e visibilidade horizontal.**

3.5. Materiais e equipamentos necessários para a aplicação dos protocolos

A seguir será apresentada a listagem de todos os materiais e equipamentos necessários para realizar as amostragens em campo, além de imagens que detalham importantes adaptações (Figura 3.22).

Tabela 3.5 Materiais de campo.

Item	Quant.	Especificação	Função
Deco marker (boia de sinalização) com *spool*	1	*Deco marker* em PVC (Policloreto de vinila) reforçado ou nylon de alta resistência, inflagem oral ou por traqueia, carretilha (spool) em material plástico resistente e mosquetão duplo em aço inoxidável	Sinalização, utilizado na marcação do início da UA-I
Trena aberta de 20 metros	4	Trena aberta de material plástico de alta qualidade e fita de fibra de vidro; sugestão marca Lufkin	Delimitação dos transectos/ UAs. Recomenda-se levar, no mínimo, uma trena extra
Cabo de 10 m	3	Cabo em polipropileno ou polietileno (3 mm), preferencialmente na cor laranja	Delimitação da distância entre os transectos. Recomenda-se levar, no mínimo, um cabo extra
Ficha de Campo/ Parâmetros Ambientais	2	Ficha em PVC, tamanho 18x23 cm, espessura 2 mm	Registro dos dados em campo
Ficha de Campo/ Peixes	2	Ficha em PVC, tamanho 18x23 cm, espessura 2 mm	Registro dos dados em campo
Ficha de Campo/ Epibentos	2	Ficha em PVC, tamanho 18x23 cm, espessura 2 mm	Registro dos dados em campo
Ficha de Campo/ Macroinvertebrados	2	Ficha em PVC, tamanho 18x23 cm, espessura 2 mm	Registro dos dados em campo
Prancheta de espécies/ Peixes	2	Prancheta em PVC, tamanho 18x23 cm, espessura 1 mm	Apoio na identificação dos indicadores em campo; deve ser usada acoplada a respectiva Ficha de Campo

continuação Tabela 7

Item	Quant.	Especificação	Função
Prancheta de espécies/ Epibentos	2	Prancheta em PVC, tamanho 18x23 cm, espessura 1 mm	Apoio na identificação dos indicadores em campo; deve ser usada acoplada a respectiva Ficha de Campo
Prancheta de espécies/ macroinvertebrados	2	Prancheta em PVC, tamanho 18x23 cm, espessura 1 mm	Apoio na identificação dos indicadores em campo; deve ser usada acoplada a respectiva ficha de campo
Lápis ou lapiseira com grafite escuro	8	Lápis ou lapiseira de plástico (2 mm) com grafite 4B ou superior; 1 para cada ficha de campo	Preenchimento das fichas de campo
Borracha	2	Borracha branca de alta qualidade com cinta; sugestão marca Faber Castell	Apagar as anotações das fichas de campo entre amostragens em diferentes EAs
Pipeta com água isenta de sais dissolvidos	1	Pipeta de plástico com água destilada ou deionizada	Calibração e limpeza do refratômetro
Frasco para coleta de água	2	Frasco de plástico de 50 ml com tampa de rosca	Coleta de água de superfície e fundo para análise da salinidade. Recomenda-se levar, no mínimo, um frasco extra
Engradado plástico	1	Caixa plástica agrícola de 50 litros	Transporte de materiais e equipamentos para o trabalho de campo
Saco-rede	2	Saco de rede para mergulho	Transporte de materiais durante o mergulho

Tabela 3.6 Itens para adaptações das trenas, cabos de 10 m, fichas de campo e pranchetas de espécies.

Item	Quant.	Especificação	Função
Chumbada	10	Chumbada de 100g; 2 para cada trena	Ancoragem das trenas
Mosquetão de inox	8	Mosquetão inox de trava simples com olhal (6 a 8 cm de comprimento total)	Clipagem das trenas, fichas de campo e pranchetas de espécies no colete equilibrador
Fio de cobre encapado	5	150 cm de fio de cobre encapado flexível de 2,5 mm de diâmetro (5 pedaços de 30 cm)	Adaptar uma trava de segurança nas trenas
Kit de abraçadeira de plástico	1	kit de abraçadeiras de nylon com 100 unidades (200 mm x 3,5 mm)	Prender os mosquetões e chumbadas nas trenas e o lápis ou lapiseira nas fichas de campo
Cano e joelho de PVC	4	50 cm de cano e 8 joelhos de PVC de 2 cm diâmetro (4 suportes de 12,5 cm)	Confecção de suporte para enrolar o cabo de 10 m
Caneta marcadora permanente	2	Caneta marcadora permanente de ponta grossa, alta qualidade, cor vermelha; sugestão caneta Posca PC-8K 8mm	Marcação dos pontos de leitura do epibentos nas trenas
Fio de poliéster	1	Rolo de fio de poliéster ou polipropileno 1,5 mm	Prender o lápis ou lapiseira nas fichas de campo



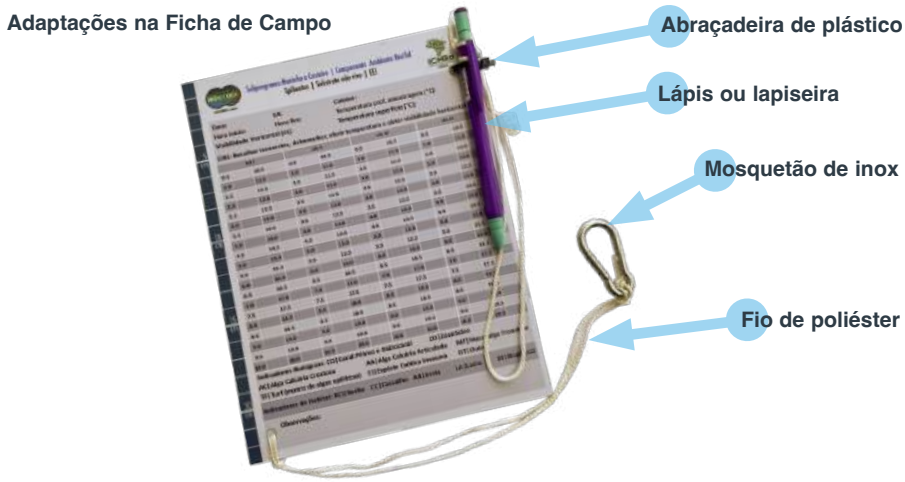




Figura 3.22 Materiais de campo e adaptações necessárias.

Tabela 3.7 Equipamentos de campo.

Item	Quant.	Especificação	Função
Kit SCUBA completo	4	Colete equilibrador com bolsos e D-rings e regulador balanceado com octopus, manômetro e profundímetro	Necessário para o mergulho autônomo
Kit básico de mergulho	4	Máscara em silicone, snorkel, nadadeiras e roupa de Neoprene	Necessário para o mergulho autônomo e proteção pessoal
Computador de mergulho	2	Computador de mergulho de pulso, com modos ar e nitrox, display digital de fácil leitura, operação por botão único, monitoramento em tempo real dos parâmetros de mergulho (profundidade, tempo de fundo, tempo sem descompressão, velocidade de subida e temperatura), alarmes sonoros e/ ou visuais, algoritmo de descompressão integrado, registro do perfil de mergulho, função relógio (hora e data) e bateria de longa duração, substituível pelo usuário	Segurança do mergulho; utilizado também para aferição da temperatura da água e profundidade da amostragem
Refratômetro	1	Refratômetro óptico portátil, com escala para salinidade e gravidade específica (densidade); escala de 0 a 100 PPT (partes por mil)	Aferição de salinidade da água
Termômetro	1	Termômetro analógico ou digital submersível, com escala em graus Celsius (°C)	Aferição de temperatura.do ar e da água de superfície
Disco de Secchi	1	Disco de Secchi com 30 cm de diâmetro, em aço inox ou aço carbono, pintura eletrostática (preto/ branco), com contrapeso na parte inferior, cabo 100% polipropileno trançado e graduado, com pelo menos 15m de comprimento e 4mm de espessura	Aferição da transparência vertical da água
Celular	1	Aparelho de celular compatível com o sistema Android	Utilizado para diversos fins: câmera fotográfica, GPS, bússola, aferição de condições climáticas e ambientais, inserção de dados no ODK, além da comunicação

Tabela 3.8 Sugestão de equipamentos de campo extras, não obrigatórios para realização dos protocolos.

Item	Especificação	Função
Câmera fotográfica	Câmera compacta, ou de ação (ex. GoPro)	Registro das condições em campo, ambiente e espécimes-alvo
GPS	Equipamento compacto, de uso marítimo (ex. Garmin 79s)	Tomada das posições de início das UAs em cada EA. Auxílio na navegação. Registro das rotas de navegação
Bússola	Equipamento de pulso ou agregado no console do manômetro do mergulhador	Equipamento de auxílio na navegação do mergulhador



3.5.1. Manutenção e armazenamento dos materiais e equipamentos

A conservação dos materiais e equipamentos utilizados em atividades de pesquisa e monitoramento em ambiente marinho - caracterizado por alta salinidade e umidade - é fundamental tanto para a segurança dos mergulhadores, quanto para a confiabilidade dos dados coletados. Um protocolo de limpeza e manutenção deve ser rigorosamente seguido, contemplando as etapas pré e pós-expedição, de modo a assegurar o bom funcionamento e a durabilidade dos materiais utilizados.

3.5.1.1. Antes da expedição (preparo e checagem)

Esta etapa é voltada à checagem geral dos materiais e equipamentos de forma a garantir que todas as etapas de preparação e segurança sejam cumpridas antes do início das atividades. Funciona como uma ferramenta de planejamento, organização e prevenção de falhas, assegurando que tudo esteja em perfeitas condições para a realização das atividades de campo.

- **Eletrônicos e ópticos** (computador de mergulho, câmeras fotográficas, refratômetro, termômetro e celular): Verificar o nível de carga das baterias e o funcionamento geral dos dispositivos. Realizar a calibração do refratômetro com água destilada, imediatamente antes das aferições de salinidade. Testar a vedação e a integridade das caixas e sacos estanques destinados aos equipamentos eletrônicos.

- **Equipamentos de mergulho** (Kit SCUBA e Kit básico): Confirmar se os reguladores e coletes equilibradores (BCDs) passaram pela manutenção anual obrigatória. Verificar a integridade das mangueiras, bem como o estado de conservação das roupas de neoprene, máscaras e nadadeiras.

- **Materiais e equipamentos de sinalização e amostragem** (Deco marker, disco de Secchi, trenas e cabos de 10 metros): Checar o estado de conservação da estrutura das trenas e respectivas fitas métricas, assegurando que não apresentem ferrugem, rasgos ou marcas ilegíveis. Verificar se as chumbadas das trenas e o cabo de suporte do disco de Secchi estão firmemente fixados e em boas condições de uso. Verificar se os mosquetões das trenas estão funcionando adequadamente. Verificar se o cabo de 10 metros não está embolado e pronto para o uso.

- **Materiais de coleta e registro** (fichas de campo, lápis/lapiseira, frascos e pipeta): Organizar e separar as fichas de campo, garantindo a disponibilidade de lápis ou lapiseira (grafite 4B ou superior), devidamente apontados e prontos para o preenchimento dos dados, durante os procedimentos de amostragem. Garantir que os frascos e pipeta para coleta de amostras estejam adequadamente limpos.

- ***Check list:*** Conferir se todos os equipamentos e materiais necessários para as atividades de campo estão organizados e separados para serem levados, garantindo que nenhum item seja esquecido (sugestão de *check list* nas Tabelas 3.9 e 3.10).

Tabela 3.9 *Checklist* materiais de campo.

Item	Quantidade sugerida	Quantidade contabilizada
Deco marker (boia de sinalização) com *spool*	1	
Trena aberta de 20 metros adaptada	5	
Cabo de 10 m adaptado	4	
Ficha de campo/ Parâmetros Ambientais adaptada c/ lápis ou lapiseira	2	
Ficha de campo/ Peixes adaptada c/ lápis ou lapiseira	2	
Ficha de campo/ Epibentos adaptada c/ lápis ou lapiseira	2	
Ficha de campo/ Macroinvertebrados adaptada c/lápis ou lapiseira	2	
Prancheta de espécies/ peixes adaptada	2	
Prancheta de espécies/ epibentos adaptada	2	
Prancheta de espécies/ macroinvertebrados adaptada	2	
Borracha	2	
Lápis ou lapiseira com grafite escuro extras	4	
Abraçadeiras de plástico extras	10	
Tesoura	1	
Pipeta com água isenta de sais dissolvidos	1	
Frasco para coleta de água	3	
Engradado plástico	1	
Saco-rede	2	

Tabela 3.10 *Checklist* equipamentos de campo.

Item	Quantidade sugerida	Quantidade contabilizada
Kit SCUBA completo	4	
Kit básico de mergulho	4	
Computador de mergulho	2	
Refratômetro	1	
Termômetro	1	
Disco de Secchi	1	
Celular	1	

3.5.1.2. Após a expedição (limpeza profunda e armazenamento)

Esta etapa é dedicada à limpeza completa, secagem adequada e correto armazenamento de todos os materiais e equipamentos, visando prevenir danos e garantir a durabilidade dos mesmos. A principal tarefa após o retorno do campo é o imediato e completo enxágue com água doce de todo o material, a fim de neutralizar o sal e evitar corrosão. Todos os itens devem ser totalmente secos à sombra e em local ventilado antes do armazenamento, uma vez que a exposição direta à luz solar pode degradar materiais como neoprene, borracha e plásticos em geral. A secagem completa também é essencial para prevenir mofo e odores desagradáveis durante o período de armazenamento.

- **Eletrônicos e ópticos** (computador de mergulho, câmeras fotográficas e refratômetro): Submergir computadores de mergulho e câmeras fotográficas com respectivas caixas estanques em um recipiente com água doce por, no mínimo, 15 minutos. Após secos e limpos, remover as baterias ou pilhas recarregáveis de todos os dispositivos, caso o armazenamento seja superior a um mês. Limpar a superfície óptica do refratômetro com água destilada e secar cuidadosamente com papel de lente ou pano de microfibra limpo, guardando-o em sua caixa protetora. Todos os equipamentos, incluindo o celular e o termômetro devem ser limpos com pano úmido.

- **Equipamentos de mergulho** (Kit SCUBA e Kit básico): Submergir completamente em um tanque com água doce por, no mínimo, 15 minutos. Esse procedimento é essencial, pois remove cristais de sal que podem danificar molas, juntas e circuitos. Após secagem, guardar os equipamentos em locais frescos, secos e arejados. O colete equilibrador e as roupas devem ser pendurados em cabides largos, evitando dobras permanentes e deformações no neoprene.

- **Materiais e equipamentos de amostragem** (*Deco marker*, Disco de Secchi e trenas): Enxaguar com água doce em abundância. O Disco de Secchi deve ser inspecionado quanto a riscos, desgaste ou danos que possam comprometer a leitura. A boia do *deco marker* deve ser aberta para lavagem e secagem. Da mesma forma, as fitas das trenas devem ser desenroladas para adequada lavagem e secagem. Após a secagem, passar um lubrificante e desengripante (ex. WD40), nos possíveis pontos de ferrugem.

- **Materiais de coleta e registro** (fichas de campo, lápis/lapiseiras, frascos e pipeta): Lavar os frascos e pipeta com água destilada. As fichas de campo em PVC devem ser apagadas e secas para evitar borrões ou aderência entre as folhas. As lapiseiras devem ser lavadas individualmente e após secas, passar um lubrificante e desengripante (ex. WD40) no mecanismo de liberação do grafite.

3.6. Segurança

3.6.1. Segurança em campo

A manutenção da integridade dos seres humanos nas atividades de campo é fundamental, buscando garantir a segurança da equipe em meio a condições desafiadoras e potencializando a confiabilidade nos resultados da pesquisa. Alguns dos principais desafios das atividades de campo no ambiente marinho se encontram nas mudanças súbitas das condições de mar, vento, correntezas, visibilidade e condições meteorológicas (Fowler *et al.*, 2014), além de limitações na comunicação, conforme a distância da costa. Diante disso, se faz necessário a elaboração de planejamentos adequados, formação de equipe capacitada para as atividades e a adoção de protocolos claros de segurança, compreendidos e seguidos por todos os envolvidos, com o objetivo de garantir a proteção dos pesquisadores e a qualidade das pesquisas (Parsons *et al.*, 2019).

As atividades de campo (Figura 3.23), em especial nos ambientes marinhos, envolvem diversos riscos que exigem um bom planejamento da equipe e o mapeamento de possíveis desafios que poderão surgir ao longo de um dia de atividades no mar. É de fundamental importância acompanhar e prever as condições do mar nos dias que antecedem as atividades, tais como a velocidade e direção dos ventos, altura e direção das ondas, entre outros parâmetros, tanto ao longo do trajeto, com atenção aos horários de ida e volta, quanto no local onde a equipe realizará suas atividades. Para isso, é recomendável o uso de ferramentas confiáveis de previsão e monitoramento, que forneçam informações seguras para a tomada de decisão, disponíveis em websites especializados, como o Centro de Hidrografia da Marinha (marinha.mil.br/chm); a plataforma Windguru (www.windguru.cz); e as boias oceanográficas do SIMCosta - Sistema de Monitoramento da Costa Brasileira (www.simcosta.furg.br).



Figura 3.23 Equipe de mergulhadores em embarcação de apoio.

Além das condições meteoceanográficas, é essencial considerar as necessidades da equipe durante as atividades no mar. Entre os cuidados importantes estão o uso de vestimentas adequadas, como chapéus, blusas com proteção UV e protetor solar, a fim de prevenir a desidratação e a exposição prolongada ao sol, fatores que podem resultar em insolação, câimbras e queda no desempenho físico dos pesquisadores (Parsons *et al.*, 2019). Além disso, é fundamental a capacitação da equipe no manuseio dos equipamentos de segurança e de operação, evitando acidentes e danos ou perda de equipamentos (CIRM, 2006; Almeida, 2015). Em atividades envolvendo o mergulho científico, a ausência de medidas preventivas pode resultar em acidentes graves, como barotraumas, afogamentos ou emergências relacionadas à descompressão, tornando imprescindível o treinamento, a checagem de equipamentos e a presença de planos de emergência bem definidos (NOAA, 2020).

3.6.2. Segurança no mergulho

O mergulho autônomo (SCUBA-Diving) é uma ferramenta muito utilizada na coleta de dados científicos bióticos e abióticos (Leite *et al.*, 2023; Machado *et al.*, 2024). Por meio do mergulho autônomo, é possível a avaliação, monitoramento e acompanhamento dos ambientes recifais, permitindo dessa forma aferir a riqueza e abundância das espécies, detectar espécies não-nativas, comparar áreas protegidas e não protegidas e outros (Machado *et al.*, 2022; Pereira *et al.*, 2024).

O ambiente subaquático, no entanto, apresenta riscos específicos, como alterações fisiológicas causadas pela pressão, desorientação espacial, falhas de equipamento e emergências relacionadas à descompressão (NOAA, 2020). Diante disso, a implementação de protocolos de segurança, bem como a capacitação contínua dos mergulhadores da equipe, é crucial para garantir a segurança e sucesso das atividades (Parsons *et al.*, 2019).

O conhecimento, desenvolvimento de habilidades, avaliação/manutenção dos equipamentos e experiência na realização de determinadas atividades são elementos fundamentais na prática do mergulho autônomo. Nesse sentido, os mergulhadores precisam estar preparados e capacitados para a realização da atividade que irão desenvolver, respeitando o tipo específico de mergulho (p.ex. profundo, noturno, descompressivo, correnteza), seus limites físicos e técnicos, visando sempre evitar riscos (NOAA, 2020). Além disso, o desconhecimento dos procedimentos pode comprometer não apenas a segurança individual, mas também a eficiência da operação em equipe e a integridade dos dados coletados (Flemming & Max, 2006). Assim, a combinação entre planejamento, comunicação e disciplina compõe a base de um mergulho seguro e bem-sucedido.

O planejamento cuidadoso do mergulho com sua equipe (dupla) é essencial para garantir a segurança dos mergulhadores, em especial em mergulhos científicos. A elaboração de um checklist pré-mergulho é fundamental para garantir que todos os equipamentos estejam presentes e em boas condições de funcionamento, além de permitir a avaliação das condições ambientais e o alinhamento da comunicação subaquática, seja por sinais ou sons (NOAA, 2020). Também é essencial incluir no checklist a definição de procedimentos de emergência, como em casos de separação da dupla, falta de ar, entre outras situações críticas (Flemming & Max, 2006). Da mesma forma, o respeito aos limites planejados de tempo de fundo e profundidade de trabalho é essencial para prevenir problemas como narcose, barotrauma e doença descompressiva, sendo essas variáveis determinadas com base no perfil de mergulho, experiência da equipe e tabela de descompressão aplicada (Bennett e Elliott, 2003). Nos casos em que o mergulhador fará uso de um computador de mergulho, é essencial que ele conheça o pleno funcionamento do equipamento, estudando o seu manual.

3.6.3. Plano de primeiros socorros

O Plano de Primeiros Socorros deve ser previamente elaborado pela Unidade de Conservação e ser amplamente compreendido por todos os membros da tripulação embarcada, a fim de garantir uma resposta inicial eficaz em situações de emergência, possibilitando a execução das primeiras ações de socorro até a chegada ou o acionamento de uma equipe médica especializada, que então assumirá o controle (NOAA, 2020). Diante disso, é importante que a equipe possua um kit de primeiros socorros completo e esteja capacitada em suporte básico de vida (SBV). Ainda, é desejável que a embarcação possua um kit portátil de oxigênio suplementar, essencial em emergências subaquáticas (Lang & Smith, 2006) e que saiba operar (formação em primeiros socorros e resgate). Também devem constar no plano os contatos de emergência médica, localização de hospitais ou câmara hiperbárica mais próxima e estratégias de evacuação rápida (SSI, 2025). A familiaridade da equipe com esse plano aumenta significativamente a capacidade de resposta e pode ser determinante para salvar vidas em situações críticas (NOAA, 2020).

Para realização da ação emergencial é necessário avaliar de maneira rápida a cena, identificando as vítimas e os riscos presentes antes de realizar qualquer ação, além de comunicar imediatamente o serviço médico especializado da região. Em seguida, devem ser estabilizados os problemas que ameacem a vida, como controle de hemorragias e ressuscitação cardiopulmonar (RCP) (SSI, 2025). É igualmente importante reconhecer as próprias limitações, evitando executar procedimentos sem treinamento, substituir profissionais qualificados ou colocar-se em risco, prevenindo assim ações inadequadas que possam agravar a situação (NOAA, 2020; SSI, 2025). Dessa forma, a rapidez, compreensão dos procedimentos e a atuação de forma coordenada dos membros da equipe são fundamentais para minimizar os danos, bem como preservar a vida do acidentado, garantindo uma efetiva resposta nas situações de acidente e aumentando as chances de recuperação da vítima.

Em última análise, a prevenção de acidentes no mergulho autônomo reside na adesão rigorosa a protocolos de segurança e na constante atualização de conhecimentos, garantindo que cada imersão seja uma experiência prazerosa e segura. Vale lembrar que segurança é um compromisso contínuo e compartilhado. Ao seguir as normas e procedimentos, você não apenas protege a si mesmo, mas também contribui para um ambiente de mergulho mais seguro para todos.



Anexo I - Ficha de Campo de Parâmetros Ambientais

Subprograma Marinho e Costeiro | Componente Ambiente Recifal

Parâmetros ambientais

UC		Estação Amostral		Coletor			
Data		Hora embarque		Hora desembarque		Embarcação	
Coord. Geog. (° decimal | SIRGAS 2000)	Latitude			Longitude			
Marco Visual (início UA-I)							
Orientação das UAs							
Tempo	☐ Ensolarado	☐ Poucas nuvens	☐ Nublado	☐ Chuvoso			
Vento	☐ N	☐ NE	☐ NW	☐ S	☐ SE	☐ SW	☐ E	☐ W
Intensidade vento	☐ Calmaria	☐ Brisa	☐ Fraco	☐ Moderado	☐ Forte			
Ondulação	☐ N	☐ NE	☐ NW	☐ S	☐ SE	☐ SW	☐ E	☐ W
Maré	Alta	Hora		Baixa	Hora			
		Altura			Altura			
Profundidade amostral min. (m)		Profundidade amostral máx. (m)		Transparência Disco de Secchi (m)			
Visibilidade horizontal (m)		Salinidade (superfície)		Salinidade (prof. amostragem)			
Temperatura (ar)		Temperatura água (superfície)		Temperatura água (prof. amostragem)			

Equipe	Nome	Instituição	Certif. de mergulho

Anexo II - Ficha de Campo de Peixes | EEI

Subprograma Marinho e Costeiro | Componente Ambiente Recifal
Peixes predadores chaves ou usados como recurso | EEI

Data:	EA:	Coletor:
Hora início:	Hora fim:	Apoiador:
Temperatura prof. amostragem (°C):		Temperatura superfície (°C):

OBS: Fazer a marcação da UA-I com o decomarker, aferir temperatura e coletar água
Sempre anotar a profundidade inicial de todas as UAs

Prof. inicial (m):				
INDICADORES	**UA-I**	**UA-II**	**UA-III**	**UA-IV**
Badejos Garoupas e afins				
Vemelhos e afins				
Cirurgiões				
Peixes-papagaios ou Budiões				
Tubarões e Raias	☐P ☐A	☐P ☐A	☐P ☐A	☐P ☐A
Peixe-leão	☐P ☐A	☐P ☐A	☐P ☐A	☐P ☐A
Observações				

Anexo III - Ficha de Campo de Macroinvertebrados | Lixo | EEI

Subprograma Marinho e Costeiro | Componente Ambiente Recifal

Macroinvertebrados sob pressão de captura | Lixo | EEI

Data:	EA:	Coletor:
Hora início:	Hora fim:	Visibilidade Horizontal (m):

OBS: Recolher transectos, dekomarker e obter visibilidade horizontal

INDICADORES	UA-I	UA-II	UA-III	UA-IV
Ouriços pretos >2 cm				
Lagostas				
Pepinos-do-mar				
Lixo comum				
Lixo pesca				
Coral-sol	☐P ☐A	☐P ☐A	☐P ☐A	☐P ☐A
Ophiothela	☐P ☐A	☐P ☐A	☐P ☐A	☐P ☐A
Mexilhão-verde	☐P ☐A	☐P ☐A	☐P ☐A	☐P ☐A
Schizoporella	☐P ☐A	☐P ☐A	☐P ☐A	☐P ☐A
Coral mole	☐P ☐A	☐P ☐A	☐P ☐A	☐P ☐A

Observações

Anexo IV - Ficha de Campo de Epibentos | Substrato não-vivo | EEI



Subprograma Marinho e Costeiro | Componente Ambiente Recifal

Epibentos | Substrato não-vivo | EEI

Data: **EA:** **Coletor:**

Hora início: **Hora fim:** **Visibilidade Horizontal (m):**

OBS: Recolher transectos, dekomarker e obter visibilidade horizontal

UA-I		UA-II		UA-III		UA-IV	
0.5	10.5	0.5	10.5	0.5	10.5	0.5	10.5
1.0	11.0	1.0	11.0	1.0	11.0	1.0	11.0
1.5	11.5	1.5	11.5	1.5	11.5	1.5	11.5
2.0	12.0	2.0	12.0	2.0	12.0	2.0	12.0
2.5	12.5	2.5	12.5	2.5	12.5	2.5	12.5
3.0	13.0	3.0	13.0	3.0	13.0	3.0	13.0
3.5	13.5	3.5	13.5	3.5	13.5	3.5	13.5
4.0	14.0	4.0	14.0	4.0	14.0	4.0	14.0
4.5	14.5	4.5	14.5	4.5	14.5	4.5	14.5
5.0	15.0	5.0	15.0	5.0	15.0	5.0	15.0
5.5	15.5	5.5	15.5	5.5	15.5	5.5	15.5
6.0	16.0	6.0	16.0	6.0	16.0	6.0	16.0
6.5	16.5	6.5	16.5	6.5	16.5	6.5	16.5
7.0	17.0	7.0	17.0	7.0	17.0	7.0	17.0
7.5	17.5	7.5	17.5	7.5	17.5	7.5	17.5
8.0	18.0	8.0	18.0	8.0	18.0	8.0	18.0
8.5	18.5	8.5	18.5	8.5	18.5	8.5	18.5
9.0	19.0	9.0	19.0	9.0	19.0	9.0	19.0
9.5	19.5	9.5	19.5	9.5	19.5	9.5	19.5
10.0	20.0	10.0	20.0	10.0	20.0	10.0	20.0

Indicadores Biológicos: **CO** | Coral Pétreo e Hidrocoral **ZO** | Zoantídeo **AF** | Alga Frondosa
AC | Alga Calcária Crostosa **AA** | Alga Calcária Articulada
TF | Turf (matriz de algas epilíticas) **EI** | Espécie Exótica Invasora **OT** | Outro

Indicadores de Habitat: **RO** | Rocha **CC** | Cascalho **AR** | Areia **LA** | Lama **BI** | Biogênico

Observações:

4. Referências Bibliográficas

ABU-TAWEEL, G. M. et al. Parrotfish: An overview of ecology, nutrition, and reproduction behaviour. Journal of King Saud University - Science, v. 35, n. 6, 102778, 2023. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jksus.2023.102778.

ADAM, T. C. et al. Landscape-scale patterns of nutrient enrichment in a coral reef ecosystem: Implications for coral to algae phase shifts. Ecological Applications, v. 31, n. 1, e02227, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1002/eap.2227.

ALBINS, M. A.; HIXON, M. A. Worst case scenario: Potential long-term effects of invasive, predatory lionfish (*Pterois volitans*) on Atlantic and Caribbean coral reef communities. Environmental Biology of Fishes, v. 96, p. 1151–1157, 2011. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10641-011-9795-1.

ALBINS, M. A.; HIXON, M. A. Worst case scenario: Potential long-term effects of invasive predatory lionfish (*Pterois volitans*) on Atlantic and Caribbean coral-reef communities. Environmental Biology of Fishes, v. 96, p. 1151–1157, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10641-011-9795-1.

ALENCAR, C. A. G.; TAVARES, L. S.; CINTRA, I. H. A. Current state of lobster exports in Brazil. Research, Society and Development, v. 9, n. 8, e312985804, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.33448/rsd-v9i8.5804.

ALLEN, G. R. FAO species catalogue: Vol. 6. Snappers of the world (Family Lutjanidae). Rome: FAO, 1985. (FAO Fisheries Synopsis).

ALMEIDA, J. M. Manual de segurança no trabalho a bordo dos navios. [S. l.]: ACT, 2015. Disponível em: https://l1nk.dev/kajNl. Acesso em: 18/07/2026.

AMADO-FILHO, G. M. et al. Rhodolith beds are major CaCO3 bio-factories in the tropical South West Atlantic. PLoS ONE, v. 7, n. 4, e35171, 2012. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.035171.

ANGELLIA, V.; NUGRAHAPRAJA, H. Study of the sea urchins (Echinoidea) influence on the coral reef communities in the Nusa Dua Bali conservation area. Environmental and Marine Science, 2023. Disponível em: https://doi.org/10.61511/eam.v1i1.2023.63.

ARAGÃO, J. A. N. Pesca de lagostas no Brasil: Monitorar para ordenar. Boletim Técnico-Científico do CEPENE, v. 19, n. 1, p. 103–106, 2013. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepene/publicacoes/boletim-tecnico-cientifico/35-volume-xix/109-art08-v19.html.

ARIAS-GONZÁLEZ, J. E. et al. A coral-algal phase shift in Mesoamerica not driven by changes in herbivorous fish abundance. PLoS ONE, v. 12, n. 4, e0174855, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174855.

BAHIA, R.; CARDIAL, P.; MORAES, F. C. Macroalgas. In: BERTONCINI, A. A. et al. (ed.). Peixes Recifais Brasileiros – Brazilian Reef Fishes. Rio de Janeiro: Museu Nacional - UFRJ, 2019. v. 65, p. 354. Disponível em: https://doi.org/10.24824/978652514245.6.

BASILIO, T. H. Caracterização da pesca de tubarões e raias desembarcadas em Camocim: Principal porto pesqueiro do Ceará. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Pesca) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011. Disponível em: http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/1567.

BASSO, D.; GRANIER, B. Calcareous algae in changing environments. Geodiversitas, v. 34, n. 1, p. 5–11, 2012. Disponível em: https://doi.org/10.5252/g2012n1a12.

BEGOSSI, A. et al. Ethnobiology of snappers (Lutjanidae): Target species and suggestions for management. Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine, v. 7, p. 11, 2011. Disponível em: https://doi.org/10.1186/1746-4269-7-11.

BELLIVEAU, S. A.; PAUL, V. J. Effects of herbivory and nutrients on the early colonization of crustose coralline and fleshy algae. Marine Ecology Progress Series, v. 232, p. 105–114, 2002. Disponível em: https://doi.org/10.3354/meps232105.

BELTRÃO, M. C. et al. Molecular methods confirm the first report of the non-indigenous *Perna viridis* Linnaeus, 1758 (Mytilida, Mytilidae) in southern Brazil. Check List, v. 20, p. 859–867, 2024. Disponível em: https://doi.org/10.15560/20.4.859.

BENSON, A. J. et al. Establishment of the green mussel, *Perna viridis* (Linnaeus, 1758) (Mollusca: Mytilidae) on the west coast of Florida. Journal of Shellfish Research, v. 20, p. 21–29, 2001.

BERTONCINI, A. A. et al. Epinephelidae. In: FLOETER, S. R. et al. (ed.). Peixes Recifais Brasileiros – Brazilian Reef Fishes. [S. l.]: Editora CRV, 2023. p. 320. Disponível em: https://doi.org/10.24824/978652514245.6.

BERTONCINI, A. A. et al. Marine biodiversity and diving guide to the islands of Rio. Rio de Janeiro: Museu Nacional - UFRJ, 2019. v. 65, p. 354. Disponível em: https://ilhasdorio.org.br/publicacoes.

BLAMEY, L. K. et al. Diet of the spiny lobster Jasus paulensis from the Tristan da Cunha archipelago: Comparisons between islands, depths and lobster sizes. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 219, p. 262–272, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.02.021.

BONALDO, R. M.; HOEY, A. S.; BELLWOOD, D. R. The ecosystem roles of parrotfishes on tropical reefs. Oceanography and Marine Biology, v. 52, p. 81–132, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.1201/b17143-3.

BONALDO, R. M. et al. Labridae. In: FLOETER, S. R. et al. (ed.). Peixes Recifais Brasileiros – Brazilian Reef Fishes. [S. l.]: Editora CRV, 2023. p. 320. Disponível em: https://doi.org/10.24824/978652514245.6.

BOUZON, J. L.; BRANDINI, F. P.; ROCHA, R. M. Biodiversity of sessile fauna on rocky shores of coastal islands in Santa Catarina, Southern Brazil. Marine Science, v. 2, n. 5, p. 39–47, 2012. Disponível em: https://doi.org/10.5923/j.ms.20120205.01.

BRANDINI, F. P.; PIRES-VANIN, A. M. S. Plataformas continentais. In: PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. (ed.). Ecologia Marinha. [S. l.]: Interciência, 2020. v. 1, p. 247–276.

BRASIL. Marinha do Brasil. Escala Beaufort. Centro de Hidrografia da Marinha, [n.d.]. Disponível em: https://www.marinha.mil.br/chm/sites/www.marinha.mil.br.chm/files/u2035/escala_beaufort.pdf. Acesso em: 18/07/2026.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente; IBAMA; ICMBIO. Plano nacional de prevenção, controle e monitoramento do coral-sol (*Tubastraea* spp.) no Brasil. Brasília, DF: MMA, 2018.

BRIONES-FOURZÁN, P. et al. Coral reef degradation differentially alters feeding ecology of co-occurring congeneric spiny lobsters. Frontiers in Marine Science, v. 5, p. 516, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00516.

BRUGGEMANN, J. H. Parrotfish grazing on coral reefs: A trophic novelty. 1995. Tese (Doutorado) – University of Groningen, Groningen, 1995. Disponível em: https://pure.rug.nl/ws/files/3277594/Bruggemann.PDF.

BRUNO, J. F. et al. Assessing evidence of phase shifts from coral to macroalgal dominance on coral reefs. Ecology, v. 90, n. 6, p. 1478–1484, 2009. Disponível em: https://doi.org/10.1890/08-1281.1.

BRUSCA, R. C.; BRUSCA, G. J. Invertebrados. 2. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2007.

BUDDO, D. S. A.; STEELE, R. D.; D'OYEN, E. R. Distribution of the invasive Indo-Pacific green mussel, *Perna viridis*, in Kingston Harbour, Jamaica. Bulletin of Marine Science, v. 73, n. 2, p. 433–441, 2003.

BURKEPILE, D. E. et al. Species-specific patterns in corallivory and spongivory among Caribbean parrotfishes. Coral Reefs, v. 38, n. 3, p. 417–423, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s00338-019-01808-6.

BUSSELL, J. A.; LUCAS, I. A. N.; SEED, R. Patterns in the invertebrate assemblage associated with *Corallina officinalis* in tide pools. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 87, n. 2, p. 383–388, 2007. Disponível em: https://doi.org/10.1017/S0025315407055385.

CAIRNS, S. D. Scleractinia of the temperate North Pacific. Smithsonian Contributions to Zoology, n. 557, p. 1–150, 1994. Disponível em: https://doi.org/10.5479/si.00810282.557.i.

CALADO, L.; VIOLANTE-CARVALHO, N.; TÂMEGA, F. T. S. Geomorphology and physical environment. In: COUTINHO, R.; CHRISTOFOLETTI, R. A. (ed.). Brazilian Rocky Shores. [S. l.]: Springer, 2024. p. 1–14. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-031-67206-4_1.

CALDERON, M. S. et al. Photophysiology of the first reported bleached crustose coralline alga, *Clathromorphum* sp. (Hapalidiales, Rhodophyta), from Antarctica. Antarctic Science, v. 37, p. 5–12, 2025. Disponível em: https://doi.org/10.1017/S0954102024000361.

CANNON, S. E. et al. Coral reefs in the Gilbert Islands of Kiribati: Resistance, resilience, and recovery after more than a decade of multiple stressors. PLOS ONE, v. 16, n. 8, e0255304, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0255304.

CARNEIRO, L. S.; CERQUEIRA, W. R. P. Informações sobre o ouriço-do-mar *Echinometra lucunter* (Linnaeus, 1758) (Echinodermata: Echinoidea) para o litoral de Salvador e adjacências. Sitientibus, v. 8, n. 1, p. 168–171, 2008. Disponível em: https://doi.org/10.13102/scb8088.

CARTER, D. W.; LIESE, C. The economic value of catching and keeping or releasing saltwater sport fish in the Southeast USA. North American Journal of Fisheries Management, v. 32, n. 4, p. 613–625, 2012. Disponível em: https://doi.org/10.1080/02755947.2012.675943.

CARVALHO, R. A. A. et al. Captura e processamento de peixes recifais no estado do Rio Grande do Norte, Brasil. Acta Fish. Aquat. Res., v. 1, n. 1, p. 91–103, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.2312/ActaFish.2013.1.1.91-103.

CARVALHO-FILHO, A. et al. Scorpaenidae. In: FLOETER, S. R. et al. (ed.). Peixes Recifais Brasileiros – Brazilian Reef Fishes. [S. l.]: Editora CRV, 2023. Disponível em: https://doi.org/10.24824/978652514245.6.

CARVALHO-JUNIOR, L. et al. Long-term changes in benthic communities following the invasion by an alien octocoral in the Southwest Atlantic, Brazil. Marine Pollution Bulletin, v. 186, 114386, 2023. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114386.

CASTRO, C. B.; PIRES, D. O. A bleaching event on a Brazilian coral reef. Revista Brasileira de Oceanografia, v. 47, n. 1, p. 87–90, 1999. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S1413-77391999000100008.

CASTRO, C. B.; PIRES, D. O. Brazilian coral reefs: What we already know and what is still missing. Bulletin of Marine Science, v. 69, n. 2, p. 357–371, 2001.

CASTRO, C. B.; ZILBERBERG, C. Recifes brasileiros, sua importância e conservação. In: ZILBERBERG, C. et al. (ed.). Conhecendo os Recifes Brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo. Rio de Janeiro: Museu Nacional, UFRJ, 2016.

CECCARELLI, D. M. et al. Long-term dynamics and drivers of coral and macroalgal cover on inshore reefs of the Great Barrier Reef Marine Park. Ecological Applications, v. 30, n. 1, e2008, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1002/eap.2008.

CIRM – Comitê Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento em Ciências do Mar. Manual de procedimentos para atividades de pesquisa científica em embarcações. [S. l.]: CIRM, 2006.

CLAUDET, J. et al. Ecological effects of marine protected areas: Conservation, restoration, and functioning. In: CLAUDET, J. (ed.). Marine Protected Areas: A Multidisciplinary Approach. [S. l.]: Cambridge University Press, 2011. p. 37–71. Disponível em: https://doi.org/10.1017/CBO9781139049382.004.

COCITO, S. et al. Patterns of bioconstruction in the cheilostome bryozoan *Schizoporella errata*: The influence of hydrodynamics and associated biota. Marine Ecology Progress Series, v. 192, p. 153–161, 2000. Disponível em: https://doi.org/10.3354/meps192153.

COLIN, P. L.; CLAVIJO, I. J. Case studies: Ocean Surgeonfish, *Acanthurus bahianus* and Blue Tang *Acanthurus coeruleus* in Puerto Rico. In: SADOVY DE MITCHESON, Y.; COLIN, P. L. (ed.). Reef Fish Spawning Aggregations: Biology, Research and Management. [S. l.]: Springer, 2012. p. 605–615. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-94-007-1980-4_15.

COMEROS-RAYNAL, M. T. et al. The likelihood of extinction of iconic and dominant herbivores and detritivores of coral reefs: The parrotfishes and surgeonfishes. PLOS ONE, v. 7, n. 7, e39825, 2012. Disponível em: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0039825.

CONAND, C. The fishery resources of Pacific island countries. Part 2: Holothurians. Rome: FAO, 1990. (FAO Fisheries Technical Paper No. 272.2).

CONAND, C. Tropical sea cucumber fisheries: Changes during the last decade. Marine Pollution Bulletin, v. 133, p. 590–594, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.014.

CONI, E. O. C. et al. An evaluation of the use of branching fire-corals (*Millepora* spp.) as refuge by reef fish in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. Environmental Biology of Fishes, v. 96, n. 1, p. 45–55, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10641-012-0021-6.

CONNELL, S. D.; FOSTER, M. S.; AIROLDI, L. What are algal turfs? Towards a better description of turfs. Marine Ecology Progress Series, v. 495, p. 299–307, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.3354/meps10513.

CORD, I. et al. *Ophiothela mirabilis* associating with a scleractinian coral (*Madracis decactis*) at the edge of its invasive range. Marine Biodiversity, v. 55, n. 62, 2025. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s12526-025-01545-w.

CÔTÉ, I. M.; GREEN, S. J.; HIXON, M. A. Predatory fish invaders: Insights from Indo-Pacific lionfish in the western Atlantic and Caribbean. Biological Conservation, v. 164, p. 50–61, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.014.

COUTINHO, R. et al. Studies on benthic communities of rocky shores on the Brazilian coast and climate change monitoring: Status of knowledge and challenges. Brazilian Journal of Oceanography, v. 64, n. sp2, p. 27–36, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S1679-875920161094064sp2.

COUTINHO, R.; CHRISTOFOLETTI, R. A. (ed.). Brazilian Rocky Shores. [S. l.]: Springer, 2024. Disponível em: http://doi.org/10.1007/978-3-031-67206-4.

COUTINHO, R.; ZALMON, I. R. O bentos de costões rochosos. In: PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. (ed.). Biologia Marinha. [S. l.]: Interciência, 2009. v. 1, p. 281–297.

COUTINHO, R.; ZALMON, I. R. Costões rochosos. In: PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. (ed.). Ecologia Marinha. [S. l.]: Interciência, 2020. v. 1, p. 277–298.

COX, C. et al. Nocturnal foraging of the Caribbean spiny lobster (*Panulirus argus*) on offshore reefs of Florida, USA. Marine and Freshwater Research, v. 48, n. 8, p. 671–679, 1997. Disponível em: https://doi.org/10.1071/MF97198.

CREED, J. C. Two invasive alien azooxanthellate corals, *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*, dominate the native zooxanthellate *Mussismilia hispida* in Brazil. Coral Reefs, v. 25, n. 3, p. 350, 2006. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s00338-006-0105-x.

CREED, J. C. et al. Multi-site experiments demonstrate that control of invasive corals (*Tubastraea* spp.) by manual removal is effective. Ocean & Coastal Management, v. 207, 105616, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105616.

CREED, J. C. et al. The Sun-Coral Project: The first social-environmental initiative to manage the biological invasion of *Tubastraea* spp. in Brazil. Management of Biological Invasions, v. 8, n. 2, p. 181–195, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.3391/mbi.2017.8.2.06.

CREED, J. C. et al. Distribution and range expansion of the invasive soft coral *Chromonephthea* (Octocorallia; Malacalcyonacea; Nephtheidae) in the southwest Atlantic. Coral Reefs, 2026. DOI: 10.1007/s00338-026-02834-x.

CRIVELLARO, M. S. et al. A tool for a race against time: Dispersal simulations to support ongoing monitoring program of the invasive coral *Tubastraea coccinea.* Marine Pollution Bulletin, v. 185, 114354, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114354.

CRUZ, C. S. I. et al. Evidence of a phase shift to *Epizoanthus gabrieli* Carlgreen, 1951 (Order Zoanthidea) and loss of coral cover on reefs in the Southwest Atlantic. Marine Ecology, v. 36, n. 3, p. 318–325, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1111/maec.12141.

CRUZ, R. et al. Lobster distribution and biodiversity on the continental shelf of Brazil: A review. Diversity, v. 13, n. 11, p. 507, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.3390/d13110507.

DE OLIVEIRA, A. E. S.; MEDEIROS, M. S. What we must do – An exotic invasive species in paradise. Biotemas, v. 21, n. 3, p. 149–151, 2008.

DE PAULA, A. F.; PIRES, D. O.; CREED, J. C. Reproductive strategies of two invasive sun corals (*Tubastraea* spp.) in the southwestern Atlantic. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 94, n. 3, p. 481–492, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.1017/S0025315413001446.

DE SANTANA, E. F. C. et al. Trophic ecology of the zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Anthozoa) on tropical reefs. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 95, n. 2, p. 301–309, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1017/S0025315414001726.

DE SOUZA, R. C. C. L.; FERREIRA, C. E. L.; PEREIRA, R. C. Bioinvasão marinha. In: PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. (ed.). Biologia marinha. [S. l.]: Interciência, 2009. v. 1, p. 555–577.

DEDMAN, S. et al. Ecological roles and importance of sharks in the Anthropocene Ocean. Science, v. 385, n. 6708, adl2362, 2024. Disponível em: https://doi.org/10.1126/science.adl2362.

DENNY, M. W.; KING, F. A. The extraordinary joint material of an articulated coralline alga. I. Mechanical characterization of a key adaptation. The Journal of Experimental Biology, v. 219, n. 12, p. 1833–1842, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1242/jeb.138859.

DERVICHE, P. et al. Distribution patterns and habitat suitability of the non-native brittle star *Ophiothela mirabilis* Verrill, 1867 along the Western Atlantic. J Sea Res, v. 168, 101994, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.seares.2020. 101994.

DERVICHE, P.; DA CUNHA LANA, P. The effects of the nonnative brittle star *Ophiothela mirabilis* Verrill, 1867 on the feeding performance of an octocoral host in a southwestern Atlantic rocky shore. Biological Invasions, v. 24, p. 2821–2833, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10530-022-02815-5.

DESTRI, G. et al. The thermal stress history of South Atlantic reefs reveals increasing intensity, duration, frequency, and likely undocumented bleaching episodes. Global Change Biology, v. 31, n. 1, e70162, 2025. Disponível em: https://doi.org/10.1111/gcb.70162.

DI LORENZO, M.; CLAUDET, J.; GUIDETTI, P. Spillover from marine protected areas to adjacent fisheries has an ecological and fishery component. Journal for Nature Conservation, v. 32, p. 62–66, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jnc.2016.04.004.

DIAS, P. J. et al. Genetic diversity of a hitchhiker and prized food source in the Anthropocene: The Asian green mussel *Perna viridis* (Mollusca, Mytilidae). Biological Invasions, v. 20, p. 1749–1770, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10530-018-1659-6.

DOLAN, T. W. Spatially-explicit agent-based modeling of ecosystem change and epizootiological impacts on Caribbean spiny lobster, *Panulirus argus*. 2011. Tese (Doutorado) – Old Dominion University, Norfolk, 2011. Disponível em: https://doi.org/10.25777/rx4s-mm17.

DONE, T. J. Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. Hydrobiologia, v. 247, p. 121–132, 1992. Disponível em: https://doi.org/10.1007/BF00008211.

DUNN, R. P.; SAMHOURI, J. F.; BASKETT, M. L. Transient dynamics during kelp forest recovery from fishing across multiple trophic levels. Ecological Applications, v. 31, n. 6, e02367, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1002/eap.2367.

DURANTE, L. M.; CRUZ, I. C. S.; LOTUFO, T. M. C. The effect of climate change on the distribution of a tropical zoanthid (*Palythoa caribaeorum*) and its ecological implications. PeerJ, v. 6, e4777, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.7717/peerj.4777.

EBERT, T. A. et al. Growth, survival, and longevity estimates for the rock-boring sea urchin *Echinometra lucunter* (Echinodermata, Echinoidea) in Bermuda. Bulletin of Marine Science, v. 82, n. 3, p. 381–403, 2008.

EDDY, T. D. et al. Global decline in capacity of coral reefs to provide ecosystem services. One Earth, v. 4, n. 9, p. 1278–1285, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.08.016.

EOCEANIC. Understanding the Beaufort scale. [S. l.]: eOceanic, 2025. Disponível em: https://eoceanic.com/sailing/tips/35/324/understanding_the_beaufort_scale/. Acesso em: 18/07/2026.

ESCALA de Beaufort. In: WIKIPÉDIA: a enciclopédia livre. [S. l.]: Wikimedia Foundation, 2025. Disponível em: https://pt.wikipedia.org/wiki/Escala_de_Beaufort. Acesso em: 18/07/2026.

ESPINOSA-CARREÓN, T. L. et al. Aspectos biológicos para la maricultura de Lutjánidos. [S. l.]: Ediciones Comunicación Científica, 2023. Disponível em: https://doi.org/10.52501/cc.151.

ESTEVES, F. A. Fundamentos de limnologia. 3. ed. [S. l.]: Interciência, 2011.

ESTRADA-SALDÍVAR, N. et al. Reef-scale impacts of the stony coral tissue loss disease outbreak. Coral Reefs, v. 39, n. 4, p. 861–866, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s00338-020-01949-z.

EXECUTIVE Order No. 13112. 64 Fed. Reg. 6183 (Feb. 8, 1999).

FALKOWSKI, P. G. et al. Light and the bioenergetics of a symbiotic coral. BioScience, v. 34, n. 11, p. 705–709, 1984. Disponível em: https://doi.org/10.2307/1309663.

FALSARELLA, L. N. Coral calcification and drivers of coral growth in Southwestern Atlantic turbid-zone reefs. 2025. Tese (Doutorado em Ecologia) – UFRJ, Rio de Janeiro, 2025.

FAO. Sea cucumbers: A global review of fisheries and trade. Rome: FAO, 2008. (FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 516).

FENNER, D. K.; BANKS, K. Orange cup coral *Tubastraea coccinea* invades Florida and the Flower Garden Banks, Northwestern Gulf of Mexico. Coral Reefs, v. 23, p. 505–507, 2004. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s00338-004-0422-x.

FERREIRA, C. E. L. et al. First record of invasive lionfish (*Pterois volitans*) for the Brazilian coast. PLoS ONE, v. 10, n. 4, e0123002, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123002.

FERREIRA, C. E. L.; MACIEIRA, R. M. Acanthuridae. In: FLOETER, S. R. et al. (ed.). Peixes recifais brasileiros – Brazilian reef fishes. [S. l.]: Editora CRV, 2023. p. 320. Disponível em: https://doi.org/10.24824/978652514245.6.

FERRY, R. et al. First record of the non-indigenous brittle star species *Ophiothela mirabilis* Verrill, 1867 (Echinodermata: Ophiuroidea), off Martinique Island, French Lesser Antilles. BioInvasions Records, v. 9, n. 2, p. 228–238, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.3391/bir.2020.9.2.08.

FIGUEIREDO, M. A. O. et al. Benthic marine algae of the coral reefs of Brazil: A literature review. Oecologia Brasiliensis, v. 12, n. 2, p. 258–269, 2008.

FIPERJ – Fundação Instituto de Pesca do Estado do Rio de Janeiro. Relatório técnico de monitoramento da atividade pesqueira. [S. l.]: FIPERJ, 2024. Disponível em: http://www.fiperj.rj.gov.br/index.php/publicacao. Acesso em: 18/07/2026.

FLEMMING, N. C.; MAX, M. D. (ed.). Scientific diving: A general code of practice. 2. ed. [S. l.]: UNESCO-IOC, 1996.

FONG, P.; PAUL, V. J. Coral reef algae. In: DUBINSKY, Z.; STAMBLER, N. (ed.). Coral reefs: An ecosystem in transition. [S. l.]: Springer, 2011. p. 242–272. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-94-007-0114-4_17.

FOWLER, J.; COHEN, L.; JARVIS, P. Practical fieldwork and research projects in geography. [S. l.]: Routledge, 2014.

FRANCINI-FILHO, R. B. et al. Live coral predation by parrotfishes (Perciformes: Scaridae) in the Abrolhos Bank, eastern Brazil, with comments on the classification of species into functional groups. Neotropical Ichthyology, v. 6, n. 2, p. 191–200, 2008. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S1679-62252008000200006.

FRANCINI-FILHO, R. B. et al. Dynamics of coral reef benthic assemblages of the Abrolhos Bank, eastern Brazil: Inferences on natural and anthropogenic drivers. PLoS ONE, v. 8, n. 1, e54260, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0054260.

FRANCINI-FILHO, R. B.; MOURA, R. L. Predation on the toxic zoanthid Palythoa caribaeorum by reef fishes in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. Brazilian Journal of Oceanography, v. 58, n. 1, p. 77–79, 2010. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S1679-87592010000100008.

GADIG, O. B. F. Chondrichthyes - Selachimorpha / Batoidea. In: FLOETER, S. R. et al. (ed.). Peixes recifais brasileiros – Brazilian reef fishes. [S. l.]: Editora CRV, 2023. p. 320. Disponível em: https://doi.org/10.24824/978652514245.6.

GALIMANY, E. et al. Feeding behavior of the native mussel *Ischadium recurvum* and the invasive mussels *Mytella charruana* and *Perna viridis* in FL, USA, across a salinity gradient. Estuaries and Coasts, v. 41, p. 2378–2388, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s12237-018-0431-6.

GASPAR, T. L. et al. Partial attenuation of coral bleaching by turbidity along the Brazilian coast. Coral Reefs, 2025. Advance online publication. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s00338-025-02745-3.

GASPARINI, J. L. et al. Marine ornamental trade in Brazil. Biodiversity & Conservation, v. 14, p. 2883–2899, 2005. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10531-004-0222-1.

GEORGE, Z. et al. A new species of Achelia (Pycnogonida: Ammotheidae) and first records of intertidal sea spiders found on Zoanthus (Cnidaria: Zoantharia) from Karachi, Pakistan. Zootaxa, v. 4821, n. 2, p. 371–393, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.11646/zootaxa.4821.2.9.

GHILARDI-LOPES, N. P. et al. Economic and cultural aspects of ecosystem services in rocky shores. In: COUTINHO, R.; CHRISTOFOLETTI, R. A. (ed.). Brazilian Rocky Shores. [S. l.]: Springer, 2024. p. 77–88. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-031-67206-4_5.

GIRALDES, B. W. et al. Artisanal fishing of spiny lobsters with gillnets — A significant anthropic impact on tropical reef ecosystem. Global Ecology and Conservation, v. 4, p. 572–580, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.10.008.

GÓMEZ-GRAS, D.; LINARES, C.; CAPDEVILA, P. Novel contributions to marine heatwave ecology: Identifying and addressing knowledge gaps in ecological impacts. Journal of Animal Ecology, v. 94, n. 7, p. 1481–1491, 2025. Disponível em: https://doi.org/10.1111/1365-2656.70084.

GONDIM, A. I. et al. Echinodermata da praia do Cabo Branco, João Pessoa, Paraíba, Brasil. Biota Neotropica, v. 8, n. 2, p. 151–159, 2008. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S1679-60320080000200016.

GUILLEN, P. O. et al. Marine natural products from zoantharians: Bioactivity, biosynthesis, systematics, and ecological roles. Natural Product Reports, v. 37, n. 4, p. 515–540, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1039/c9np00043g.

GUTIÉRREZ-RUIZ, C. V. et al. Impact of anthropogenic disturbances on the diversity of shallow stony corals in the Veracruz Reef System National Park. Revista Mexicana de Biodiversidad, v. 82, n. 1, p. 249–260, 2011. Disponível em: https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.1.382.

HAAS, A. R. et al. The contemporary economic value of elasmobranchs in The Bahamas: Reaping the rewards of 25 years of stewardship and conservation. Biological Conservation, v. 207, p. 55–63, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.01.007.

HALPERN, B. S.; WARNER, R. R. Marine reserves have rapid and lasting effects. Ecology Letters, v. 5, n. 3, p. 361–366, 2002. Disponível em: https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00326.x.

HARRINGTON, L. et al. Recognition and selection of settlement substrata determine post-settlement survival in corals. Ecology, v. 85, n. 12, p. 3428–3437, 2004. Disponível em: https://doi.org/10.1890/04-0298.

HARRIS, J. L. The ecology of turf algae on coral reefs. 2015. Tese (Doutorado) – University of California San Diego, La Jolla, 2015. Disponível em: https://escholarship.org/uc/item/7gb5h3zm.

HAYES, H. G. et al. Storms may disrupt top-down control of algal turf on fringing reefs. Coral Reefs, v. 40, n. 2, p. 269–273, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s00338-020-02045-y.

HAYWARD, P. J.; MCKINNEY, F. K. Northern Adriatic Bryozoa from the vicinity of Rovinj, Croatia. Bulletin of the American Museum of Natural History, n. 270, p. 1–139, 2002.

HAYWARD, P. J.; RYLAND, J. S. (ed.). Cheilostomatous Bryozoa: Part 2. Hippothoidea – Celleporoidea. [S. l.]: Field Studies Council, 1999. v. 14.

HEEMSTRA, P. C.; RANDALL, J. E. FAO species catalogue: Vol. 16. Groupers of the world (Family Serranidae, Subfamily Epinephelinae). Rome: FAO, 1993.

HENDLER, G. et al. Epizoic Ophiothela brittle stars have invaded the Atlantic. Coral Reefs, v. 31, n. 4, p. 1005, 2012. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s00338-012-0936-6.

HENDLER, G. et al. Sea stars, sea urchins, and allies: Echinoderms of Florida and the Caribbean. [S. l.]: Smithsonian Institution Press, 1995.

HUANG, J. et al. Reef benthic composition and coral communities at the Wuzhizhou Island in the South China Sea: The impacts of anthropogenic disturbance. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 243, 106863, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106863.

HUGHES, T. P. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. Science, v. 265, n. 5178, p. 1547–1551, 1994. Disponível em: https://doi.org/10.1126/science.265.5178.1547.

HUGHES, T. P. et al. Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. Science, v. 359, n. 6371, p. 80–83, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1126/science.aan8048.

HUGHES, T. P. et al. Global warming and recurrent mass bleaching of corals. Nature, v. 543, n. 7645, p. 373–377, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1038/nature21707.

IBAMA, INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Estatística da pesca 2007: Brasil: grandes regiões e unidades da federação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007.

IBAMA, INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Estatística da pesca 2008: Brasil: grandes regiões e unidades da federação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2008.

ICMBio, INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção: volume 1. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2018. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol1.pdf. Acesso em: 18/07/2026.

ICMBio, INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Estratégia integrada de monitoramento marinho costeiro: Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade do ICMBio (MONITORA). Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2019. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/monitoramento/conteudo/Materiais-de-Apoio. Acesso em: 18/07/2026.

ICMBio, INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Licenciamento de atividades científicas em unidades de conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2022. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br. Acesso em: 18/07/2026.

INGRAO, D. A.; MIKKELSEN, P. M.; HICKS, D. W. Another introduced marine mollusk in the Gulf of Mexico: The Indo-Pacific green mussel, *Perna viridis*, in Tampa Bay, Florida. Journal of Shellfish Research, v. 20, n. 1, p. 13–19, 2001.

JANOT, K. G. et al. Evolutionary patterns in chemical composition and biomechanics of articulated coralline algae. Integrative and Comparative Biology, v. 62, n. 3, p. 652–667, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.1093/icb/icac021. Acesso em: 18/07/2026.

JONES, N. E.; GILLIAM, D. S. Temperature and local anthropogenic pressures limit stony coral assemblage viability in southeast Florida. Marine Pollution Bulletin, v. 200, 116098, 2024. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116098. Acesso em: 18/07/2026.

KADISON, E.; NEMETH, R. S.; HERZLIEB, S.; BLONDEAU, J. Temporal and spatial dynamics of *Lutjanus cyanopterus* (Pisces: Lutjanidae) and *L. jocu* spawning aggregations in the United States Virgin Islands. Revista de Biología Tropical, v. 54, n. Suppl. 3, p. 69–78, 2006.

KAMENOS, N. A.; BURDETT, H. L.; DARRENOUGUE, N. Coralline algae as recorders of past climatic and environmental conditions. In: COHEN, C. S. et al. (ed.). Coralline Algae: Sciences

and Applications. [S. l.]: Springer International Publishing, 2017. p. 27–53. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-29315-8_2.

KASSIM, F. M.; KODAMA, M.; ICHIKAWA, T. Stable isotope analysis reveals ontogenetic migration and the importance of a large mangrove estuary as a feeding ground for juvenile John's snapper *Lutjanus johnii*. Fisheries Science, v. 77, n. 5, p. 809–816, 2011. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s12562-011-0396-x.

KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N.; ARAÚJO, M. E.; LOTUFO, T. C. M. (ed.). Brazilian coral reefs: A multidisciplinary approach. [S. l.]: Springer, 2024. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-031-59152-5.

KLEYPAS, J. A.; FEELY, R. A.; FABRY, V. J.; LANGDON, C.; SABINE, C. L.; ROBBINS, L. L. Impacts of ocean acidification on coral reefs and other marine calcifiers: A guide for future research. [S. l.]: NSF; NOAA; USGS, 2006.

KNOWLTON, N.; JACKSON, J. B. C. The ecology of coral reefs. In: BERTNESS, M. et al. (ed.). Marine Community Ecology. [S. l.]: Sinauer Associates Inc., 2001. p. 395–422.

KOUPAEI, A. N.; MOSTAFAVI, P. G.; MEHRABADI, J. F.; FATEMI, S. M. R. Molecular diversity of coral reef-associated zoanthids off Qeshm Island, northern Persian Gulf. International Aquatic Research, v. 6, p. 1–10, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s40071-014-0064-8.

KUEMPEL, C. D.; ALTIERI, A. H. The emergent role of small-bodied herbivores in pre-empting phase shifts on degraded coral reefs. Scientific Reports, v. 7, art. 39670, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1038/srep39670.

KUMARI, S. A.; ANTO, A.; RAJU, A. K.; TWINKLE, S.; SREENATH, K. R.; ZACHARIA, P. U.; JOSHI, K. K. Predatory association of *Aeolidiopsis* sp. on *Palythoa mutuki* (Haddon and Shackleton, 1891) along Gujarat coast, India. Journal of the Marine Biological Association of India, v. 61, n. 1, p. 106–109, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.6024/jmbai.2019.61.1.2100-16.

LABBÉ-BELLAS, R.; CORDEIRO, C. A. M. M.; FLOETER, S. R.; SEGAL, B. Sea urchin abundance and habitat relationships in different Brazilian reef types. Regional Studies in Marine Science, v. 8, n. 1, p. 33–40, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.rsma.2016.09.004.

LABOREL-DEGUEN, F.; CASTRO, C. B.; NUNES, F. D.; PIRES, D. O. Recifes brasileiros: O legado de Laborel. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2019. (Vol. 64).

LANE, D. J. W.; LIMBONG, D. Catastrophic depletion of reef-associated sea cucumbers: Resource management/reef resilience issues for an Indonesian marine park and the wider Indo-Pacific. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, v. 25, n. 4, p. 505–517, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1002/aqc.2421.

LANG, M. A.; SMITH, N. E. (ed.). Proceedings of the Advanced Scientific Diving Workshop. [S. l.]: Smithsonian Institution, 2006.

LANGDON, M. The ecology of the grazing urchin Echinometra mathaei at Ningaloo Marine Park. 2012. Trabalho de conclusão de curso – Murdoch University, [S. l.], 2012. Disponível em: https://researchrepository.murdoch.edu.au/id/eprint/12201/.

LAPORT, M. S.; PONTES, P. V. M.; SANTOS, D. S.; SANTOS-GANDELMAN, J. F.; MURICY, G.; BAUWENS, M.; et al. Antibiotic resistance genes detected in the marine sponge Petromica citrina from Brazilian coast. Brazilian Journal of Microbiology, v. 47, n. 3, p. 617–620, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.bjm.2016.04.016.

LAST, P.; WHITE, W.; DE CARVALHO, M.; SÉRET, B.; STEHMANN, M.; NAYLOR, G. Rays of the World. [S. l.]: CSIRO Publishing, 2016.

LEITE, T. S.; PINHEIRO, I. E.; BERCHEZ, F.; BERTONCINI, A. A.; DEL CIMA, O. M.; DEMETRESCU, I. E.; et al. Scientific diving in Brazil: History, present and perspectives. Ocean and Coastal Research, v. 71, e23045, 2023. Disponível em: http://doi.org/10.1590/2675-2824071.23036tsl.

LEITE-CASTRO, L. V.; SOUZA, J. J.; SALMITO-VANDERLEY, C. S. B.; NUNES, J. F.; HAMEL, J. F.; MERCIER, A. Reproductive biology of the sea cucumber *Holothuria grisea* in Brazil: Importance

of social and environmental factors in breeding coordination. Marine Biology, v. 163, n. 3, art. 67, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s00227-016-2842-x.

LESSA, R. P.; DE NÓBREGA, M. F.; BEZERRA, J. L. Dinâmica das frotas pesqueiras da região Nordeste do Brasil: Análise das principais pescarias. [S. l.]: Programa REVIZEE, 2004.

LI, Y. Review on the coralline algae functions in the development process of coral reefs. Tropical Geography, v. 36, n. 1, 2016.

LISBOA, D. S.; KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N. El Niño, sea surface temperature anomaly and coral bleaching in the South Atlantic: A chain of events modeled with a Bayesian approach. Journal of Geophysical Research: Oceans, v. 123, n. 4, p. 2554–2569, 2018. DOI: https://doi.org/10.1002/2017JC012824. Disponível em: https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/2017JC012824.

LITTLER, M. M.; LITTLER, D. S. The nature of turf and boring algae and their interactions on reefs. [S. l.]: Smithsonian Research Online, 2013. DOI: https://repository.si.edu/handle/10088/21635.

LOLIS, L. A.; MIRANDA, R. J.; BARROS, F. The effects of an invasive soft coral on the structure of native benthic communities. Marine Environmental Research, v. 183, p. 105802, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2022.105802. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S014111362200300X.

LONZETTI, B. C.; VIEIRA, E. A.; LONGO, G. O. Ocean warming can help zoanthids outcompete branching hydrocorals. Coral Reefs, v. 41, n. 1, p. 175–189, 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s00338-021-02212-9. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s00338-021-02212-9.

LÓPEZ, C. et al. Invasive Tubastraea spp. and Oculina patagonica and other introduced scleractinian corals in the Santa Cruz de Tenerife (Canary Islands) harbor: Ecology and potential risks. Regional Studies in Marine Science, v. 29, p. 100713, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100713.

LUCENA-FRÉDOU, F. et al. Atividade pesqueira artesanal no nordeste do Brasil. In: Ciências do Mar: Dos oceanos do mundo ao Nordeste do Brasil. Natal: BIOIMPACT, 2021. cap. 12, p. 231-246.

LUIZ, O. J. et al. Multiple lionfish (Pterois spp.) new occurrences along the Brazilian coast confirm the invasion pathway into the Southwestern Atlantic. Biological Invasions, v. 23, p. 3013–3019, 2021. DOI: https://doi.org/10.1007/s10530-021-02575-8.

MACHADO, A. A. et al. No-take zone in check: An ecological assessment of the management role in reef fish conservation in a Brazilian Hope Spot region. Ocean & Coastal Management, v. 259, p. 107469, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2024.107469.

MACHADO, A. A. et al. Participatory monitoring of marine biological invaders: A novel program to include citizens. Journal of Coastal Conservation, v. 25, p. 1–8, 2021. DOI: https://doi.org/10.1007/s11852-021-00814-7.

MACHADO, A. A. et al. Rocky reef incursions: Challenges faced by reef fishes in a Brazilian Hope Spot region. Marine Pollution Bulletin, v. 193, p. 115240, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115240.

MACHADO, A. A. et al. Rocky reef fish biodiversity and conservation in a Brazilian Hope Spot region. Neotropical Ichthyology, v.20, n.3, e220032, 2022. DOI:https://doi.org/10.1590/1982-0224-2022-0032.

MACHADO, T. M. et al. Rock-boring urchin roe from Brazilian subtropical coastal zone for human consumption. Acta Scientiarum. Technology, v. 39, n. 4, p. 495–502, 2017. DOI: https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v39i4.29860.

MAGGIONI, R.; TAVARES, T. C. L. Genetic diversity patterns of lionfish in the Southwestern Atlantic Ocean. [S. l.]: Zenodo, 2023. DOI: https://doi.org/10.5281/zenodo.7843516.

MAGRIS, R. A. et al. Conservation and management of reef ecosystems. In: KIKUCHI, R. K. P. et al. (ed.). Brazilian Coral Reefs: A

Multidisciplinary Approach. [S. l.]: Springer, 2024. cap. 11, p. 317–346. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-031-59152-5_11.

MAIA DE OLIVEIRA, E. Chemical composition and phytopharmaceuticals: An overview of the *Caulerpa* and *Cystoseira* genera. In: Handbook of Algal Technologies. [S. l.]: Springer, 2022. p. 473–493. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-92174-3_26.

MALAFAIA, P. N.; FRANÇA, A. L.; OLAVO, G. Spawning aggregation sites of the cubera snapper, *Lutjanus cyanopterus*, on the continental shelf of Bahia state, Northeastern Brazil. Fisheries Research, v. 242, p. 106037, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.106037.

MANTELATTO, F. L. M.; SOUZA-CAREY, M. M. Brachyura (Crustacea, Decapoda) associated to *Schizoporella unicornis* (Bryozoa, Gymnolaemata) in Ubatuba bay (SP), Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology, v. 41, n. 2, p. 1–6, 1998. DOI: https://doi.org/10.1590/S1516-89131998000200007.

MANTELATTO, M. C. et al. Host species of the non-indigenous brittle star *Ophiothela mirabilis* (Echinodermata: Ophiuroidea): An invasive generalist in Brazil? Marine Biodiversity Records, v. 9, p. 1–7, 2016. DOI: https://doi.org/10.1186/s41200-016-0013-x.

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

MARASINGHE, K. I. et al. First record of an invasive cheilostome bryozoan: *Schizoporella errata* in Sri Lankan waters. In: NATIONAL SYMPOSIUM ON MARINE ENVIRONMENT, 2., 2015, Colombo. Proceedings […]. Colombo: [s. n.], 2015.

MARCOVALDI, M. A. et al. Fifteen years of Hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) nesting in Northern Brazil. Chelonian Conservation and Biology, v. 6, n. 2, p. 223–228, 2007.

MARIYA, V.; RAVINDRAN, V. S. Biomedical and pharmacological significance of marine macro algae-review. [S. l.]: NISCAIR, 2013.

MARSHELL, A. The grazing impact of common surgeonfish on algal dynamics of the Great Barrier Reef. 2014. Tese (Doutorado) – University of Queensland, Brisbane, 2014. DOI: https://doi.org/10.14264/UQL.2015.181.

MARSHELL, A.; MUMBY, P. J. Revisiting the functional roles of the surgeonfish *Acanthurus nigrofuscus* and *Ctenochaetus striatus*. Coral Reefs, v. 31, n. 4, p. 1093–1101, 2012. DOI: https://doi.org/10.1007/s00338-012-0931-y.

MARTINS, C. C. A. et al. Aspects of habitat use patterns of humpback whales in the Abrolhos Bank, Brazil, breeding ground. Memoirs of the Queensland Museum, v. 47, n. 2, p. 83–90, 2001. Disponível em: https://www.biodiversitylibrary.org/part/245678.

MASI, B. P.; ZALMON, I. R. Zonação de comunidade bêntica do entremarés em molhes sob diferente hidrodinamismo na costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, v. 25, n. 4, p. 661–667, 2008. DOI: https://doi.org/10.1590/S0101-81752008000400011.

MATA, H. T. C.; CAVALCANTI, J. E. A. A ética ambiental e o desenvolvimento sustentável. Revista de Economia Política, v. 24, n. 2, p. 200–214, 2002. DOI: https://doi.org/10.1590/S0101-31572004000200003.

McCOOK, L. J. Macroalgae, nutrients and phase shifts on coral reefs: Scientific issues and management consequences for the Great Barrier Reef. Coral Reefs, v. 18, n. 4, p. 357–367, 1999. DOI: https://doi.org/10.1007/s003380050213.

McCORMACK, S. Ocean acidification, rather than elevated temperature, causes reduced growth and calcification in the geniculate coralline algae Amphiroa anceps. [S. l.]: ResearchGate, 2014. DOI: https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2821.5766.

McCOY, S. J.; KAMENOS, N. A. Coralline algae (Rhodophyta) in a changing world: Integrating ecological, physiological, and geochemical responses to global change. Journal of Phycology, v. 51, n. 1, p. 6–24, 2015. DOI: https://doi.org/10.1111/jpy.12262.

McKINNEY, F. K.; McKINNEY, M. J. Contrasting marine larval settlement patterns imply habitat-seeking behaviours in a fouling and a cryptic species (phylum Bryozoa). Journal of Natural History, v. 36, n. 4, p. 487–500, 2002.

McMANUS, J. W.; POLSENBERG, J. F. Coral-algal phase shifts on coral reefs: Ecological and environmental aspects. Progress in Oceanography, v. 60, n. 2-4, p. 263–279, 2004.

MENDES, F. M.; MARENZI, A. W. C.; DOMENICO, M. D. Population patterns and seasonal observations on density and distribution of *Holothuria grisea* (Holothuroidea: Aspidochirotida) on the Santa Catarina coast, Brazil. SPC Beche-de-mer Information Bulletin, v. 23, p. 5–10, 2006.

MENEZES, N. M. et al. New non-native ornamental octocorals threatening a South-west Atlantic reef. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 101, n. 6, p. 911–917, 2021. DOI: https://doi.org/10.1017/S0025315421000849.

MESSANO, L. V. R. et al. First report of the Asian green mussel Perna viridis (Linnaeus, 1758) in Rio de Janeiro, Brazil: A new record for the southern Atlantic Ocean. BioInvasions Records, v. 8, n. 3, p. 653–660, 2019. DOI: https://doi.org/10.3391/bir.2019.8.3.22.

MEYERSON, L. A.; MOONEY, H. A. Invasive alien species in an era of globalization. Frontiers in Ecology and the Environment, v. 5, n. 4, p. 199–208, 2007. DOI: https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[199:IASIAE]2.0.CO;2.

MICAEL, J. et al. The non-indigenous *Schizoporella errata* (Bryozoa: Cheilostomatida) introduced into the Azores Archipelago. Marine Biodiversity Records, v. 7, p. 1–6, 2014. DOI: https://doi.org/10.1017/S1755267214001298.

MIES, M. et al. Coral bleaching and mortality across a 24° latitudinal range in the Southwestern Atlantic during the fourth global bleaching event. Coral Reefs, 2025. Advance online publication. DOI: https://doi.org/10.1007/s00338-025-02743-5.

MIRANDA, R. J. et al. Do invasive corals alter coral reef processes? An empirical approach evaluating reef fish trophic interactions. Marine Environmental Research, v. 138, p. 19–27, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.03.013.

MITCHESON, Y. S.; COLIN, P. L. (ed.). Reef fish spawning aggregations: Biology, research and management. [S. l.]: Springer, 2012. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-007-1980-4.

MOBERG, F.; FOLKE, C. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. Ecological Economics, v. 29, n. 2, p. 215–233, 1999.

MOHSEN, M. et al. Sea cucumber physiological response to abiotic stress: Emergent contaminants and climate change. Science of The Total Environment, v. 930, p. 172208, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172208.

MORGADO, E. H.; TANAKA, M. O. The macrofauna associated with the bryozoan *Schizoporella errata* (Walters) in southeastern Brazil. Scientia Marina, v. 65, n. 3, p. 173–181, 2001.

MORRISON, D. Comparing fish and urchin grazing in shallow and deeper coral reef algal communities. Ecology, v. 69, n. 5, p. 1367–1382, 1988.

MOTTA, F. S. et al. Direct evidence of a spawning aggregation of cubera snapper (*Lutjanus cyanopterus*) in southeastern Brazil and its management implications. Fisheries Research, v. 252, p. 106339, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106339.

MOURA, R. L. et al. Costões rochosos. In: PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. (ed.). Ecologia marinha. 1. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2020. cap. 11, p. 299–336.

MPA - Ministério da Pesca e Aquicultura. Boletim estatístico da pesca e aquicultura 2011. Brasília: MPA, 2011. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/biblioteca/download/estatistica/est_2011_bol__bra.pdf. Acesso em: 13 ago. 2026.

MUÑOZ, R. C.; CURRIN, C. A.; WHITFIELD, P. E. Diet of invasive lionfish on hard bottom reefs of the Southeast USA: Insights from stomach contents and stable isotopes. Marine Ecology Progress

Series, v. 432, p. 181–193, 2011. DOI: https://doi.org/10.3354/meps09154.

MUTHIGA, N. A.; McCLANAHAN, T. R. Ecology of Diadema. In: LAWRENCE, J. M. (ed.). Edible Sea Urchins: Biology and Ecology. 3. ed. Amsterdam: Elsevier, 2007. v. 37, cap. 7, p. 205–225.

MUTHUKRISHNAN, R.; FONG, P. Multiple anthropogenic stressors exert complex, interactive effects on a coral reef community. Coral Reefs, v. 33, n. 4, p. 911–921, 2014. DOI: https://doi.org/10.1007/s00338-014-1199-1.

NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration. NOAA diving manual: Diving for science and technology. 6. ed. [S. l.]: NOAA, 2020.

NOONAN, S. H. C. et al. Progressive changes in coral reef communities with increasing ocean acidification. Communications Biology, v. 8, art. 1518, 2025. DOI: https://doi.org/10.1038/s42003-025-08889-w.

OSÓRIO, F. M.; GODINHO, W. O.; LOTUFO, T. M. C. Ictiofauna associada às raízes de mangue do Estuário do Rio Pacoti - CE, Brasil. Biota Neotropica, v. 11, n. 1, p. 415–420, 2011.

PAGE, K. N. Factors influencing benthic distributional patterns in a near-pristine coral reef ecosystem: Pearl and Hermes Atoll. 2006. Doctoral dissertation – University of Hawaii, Honolulu, 2006.

PEREIRA, J. et al. Macroalgas marinhas e suas potencialidades. In: Ciências Biológicas. [S. l.]: Editora Científica Digital, 2023. v. 1, p. 111–125. DOI: https://doi.org/10.37885/231114925.

PEREIRA, P. H. C. et al. Reef fishes biodiversity and conservation at the largest Brazilian coastal Marine Protected Area (MPA Costa dos Corais). Neotropical Ichthyology, v. 19, n. 4, e210071, 2021. DOI: https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0071.

PEREIRA, P. H. C. et al. Spatial distribution, management zoning and depth effects on reef biodiversity and productivity at the largest Brazilian coastal marine protected area. Coral Reefs, v. 43, n. 5, p. 1271–1283, 2024. DOI: https://doi.org/10.1007/s00338-024-02536-2.

PEREIRA, R. C. et al. Monitoramento *in situ* da biodiversidade: Uma proposta para a composição de um Sistema Brasileiro de Monitoramento da Biodiversidade. Brasília: ICMBio, 2013.

PÉREZ, C. D.; VILA-NOVA, D. A.; SANTOS, A. M. Associated community with the zoanthid Palythoa caribaeorum (Duchassaing & Michelotti, 1860) (Cnidaria, Anthozoa) from littoral of Pernambuco, Brazil. Hydrobiologia, v. 548, n. 1, p. 207–215, 2005.

PESSARRODONA, A.; ATTLAN, O.; WERNBERG, T. Significant carbonate production on a temperate reef system in southwestern Australia. Marine Environmental Research, v. 211, p. 107416, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2025.107416.

PINNA, F. et al. Crustose coralline algae exhibit complex responses to breakage under current and future climate scenarios. Marine Pollution Bulletin, v. 209, part B, p. 117219, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117219.

PMPA-ES. Serviço de Monitoramento da Atividade Pesqueira. Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira (PMAP). [S. l.]: PMPA-ES, 2023. Disponível em: https://comunicaespiritosanto.petrobras.com.br/projeto-de-monitoramento-de-desembarque-pesqueiro-pmdp-1.

PMPA-SP. Programa de Monitoramento da Atividade Pesqueira Marinha e Estuarina do Instituto de Pesca. São Paulo: Secretaria de Agricultura e Abastecimento de São Paulo, 2023. Disponível em: http://propesq.pesca.sp.gov.br. Acesso em: 13 ago. 2026.

POLLOM, R. et al. *Pseudobatos horkelii.* The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T41064A2951089, 2020. Disponível em: https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T41064A2951089.en. Acesso em: 13 ago. 2026.

POLLOM, R. et al. *Zapteryx brevirostris.* The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T61419A3104442, 2020. Disponível em: https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T61419A3104442.en. Acesso em: 13 ago. 2026.

PONTE, I. A. R.; FEITOSA, C. V. Evaluation of an unreported and unregulated sea cucumber fishery in eastern Brazil. Ocean & Coastal Management, v. 167, p. 1–8, 2019.

PORRAS, R. et al. Trophic structure and community composition of polychaetes inhabiting some Sabellaria alveolata (L.) reefs along the Valencia Gulf Coast, Western Mediterranean. Marine Ecology, v. 17, n. 4, p. 583–602, 1996.

PURCELL, S. W. et al. Ecological roles of exploited sea cucumbers. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review, v. 54, p. 367–386, 2016.

PURCELL, S. W. et al. Sea cucumber fisheries: Global analysis of stocks, management measures and drivers of overfishing. Fish and Fisheries, v. 14, n. 1, p. 34–59, 2013.

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

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. Biologia vegetal. 8ª ed. Tradução de A. C. M. Vieira. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2014.

REIMER, J. D. et al. Shallow water brachycnemic zoanthids (Cnidaria: Hexacorallia) from Taiwan: A preliminary survey. Zoological Studies, v. 50, n. 3, p. 363–371, 2011.

REISSER, J. et al. Feeding ecology of the green turtle (*Chelonia mydas*) at rocky reefs in western South Atlantic. Marine Biology, v. 160, p. 3169–3179, 2013.

RICHARDS, Z. T.; O'LEARY, M. The coralline algal cascades of Tallon Island (Jalan) fringing reef, NW Australia. Coral Reefs, v. 34, n. 2, p. 595, 2015.

RIGBY, C. L. et al. Carcharias taurus (amended version of 2021 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2025: e.T3854A232113997, 2025. Disponível em: https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2025-2.RLTS.T3854A232113997.en. Acesso em: 13 ago. 2026.

ROBERTSON, D. R. On the spawning behavior and spawning cycles of eight surgeonfishes (Acanthuridae) from the Indo-Pacific. Environmental Biology of Fishes, v. 9, p. 192–223, 1983.

RODRIGUES, R. R. et al. The severe 2020 coral bleaching event in the tropical Atlantic linked to marine heatwaves. Communications Earth & Environment, v. 6, p. 208, 2025.

RODRIGUES, V. L. A. et al. Diet and foraging opportunism of the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) in the Abrolhos Bank, Brazil. Marine Mammal Science, v. 35, n. 4, p. 1437–1451, 2019.

ROFF, G. et al. The ecological role of sharks on coral reefs. Trends in Ecology & Evolution, v. 31, n. 5, p. 395–407, 2016.

ROGERS-BENNETT, L.; OKAMOTO, D. K. *Mesocentrotus franciscanus* and *Strongylocentrotus purpuratus*. In: LAWRENCE, J. M. (ed.). Sea Urchins: Biology and Ecology. 3ª ed. [S. l.]: Elsevier, 2020. v. 43, p. 593–608.

ROGERS, A.; BLANCHARD, J. L.; MUMBY, P. J. Fisheries productivity under progressive coral reef degradation. Journal of Applied Ecology, v. 55, n. 3, p. 1041–1049, 2018.

ROLIM, F. A. et al. Habitat and marine reserve status drive reef fish biomass and functional diversity in the largest South Atlantic coral reef system (Abrolhos, Brazil). Frontiers in Marine Science, v. 9, art. 701244, 2022.

ROOS, N. C. Herbivores on the plate: The growing fishing pressure on parrotfish. 2015. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2015.

ROSAS-LUIS, R.; ELIAS-VALDEZ, A. Trophic resource partitioning among four sympatric lutjanid species in the southern Mexican Caribbean Sea. Marine Biology Research, v. 17, n. 9-10, p. 844–854, 2021.

ROSSI, A. S. et al. Dynamics of grazing scars of *Scarus trispinosus*, the largest and most endangered parrotfish of the southwestern Atlantic. Marine Biology, v. 172, art. 145, 2025.

RUPP, G. S.; SOUZA, R. V. de; MARTINS, L. Sea cucumbers (Echinodermata: Holothuroidea) from Santa Catarina coast, Southern Brazil, with notes on their abundance and spatial distribution. Journal of Shellfish Research, v. 42, n. 1, p. 143–153, 2023.

RUSS, G. R. et al. Decadal-scale response of detritivorous surgeonfishes (family Acanthuridae) to no-take marine reserve protection and changes in benthic habitat. Journal of Fish Biology, v. 93, n. 5, p. 887–900, 2018.

RYLAND, J. S. Catalogue of main marine fouling organisms (found on ships coming into European waters). [S. l.]: Organization for Economic Co-operation and Development, 1965. Vol. 2.

SABINO, M. A. et al. Habitat degradation increases interspecific trophic competition between three spiny lobster species in Seychelles. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 256, art. 107368, 2021.

SADOVY DE MITCHESON, Y. J. et al. Valuable but vulnerable: Over-fishing and under-management continue to threaten groupers so what now? Marine Policy, v. 116, art. 103909, 2020.

SAMMARCO, P. W.; PORTER, S. A.; CAIRNS, S. D. A new coral species introduced into the Atlantic Ocean – *Tubastraea micranthus* (Ehrenberg 1834) (Cnidaria, Anthozoa, Scleractinia): An invasive threat. Aquatic Invasions, v. 5, n. 2, p. 131–140, 2010.

SAMPAIO, C. L. S.; ROCHA, L. A.; CARVALHO-FILHO, A. Lutjanidae. In: FLOETER, S. R. et al. (ed.). Peixes Recifais Brasileiros – Brazilian Reef Fishes. [S. l.]: Editora CRV, 2023. p. 320p.

SANTOS, M. E. A.; REIMER, J. D. Biology and ecology of zoantharians (Cnidaria: Hexacorallia: Zoantharia). In: GOLDSTEIN, M. I.; DELLASALA, D. A. (ed.). Encyclopedia of the World's Biomes. [S. l.]: Elsevier, 2020. p. 619–628.

SANTOS, M. E. A. et al. Overview of the order Zoantharia (Cnidaria: Anthozoa) in Brazil. Marine Biodiversity, v. 46, n. 3, p. 547–559, 2015.

SARKAR, S. Calcareous algal-rich carbonate sediments from Assam Shelf, N-E India: An overview of the palaeoenvironmental implications. In: Recent Advances in Paleobiology and Biodiversity. [S. l.]: Springer International Publishing, 2015. p. 175–189.

SBRAGAGLIA, V. et al. A global review of marine recreational spearfishing. Reviews in Fish Biology and Fisheries, v. 33, p. 1199–1222, 2023.

SCHILS, T. Branching Lithophyllum coralline algae: Dominant reef builders on herbivory-depressed tropical reefs after high coral mortality. Diversity, v. 15, n. 9, art. 1025, 2023.

SCUBA Schools International. React Right – Manual do Aluno digital. [S. l.]: SSI, 2025. Disponível em: https://training.divessi.com/pt-br/course/react-right/introducao-ao-programa-ssi-react-right/a-abordagem-react-right-ssi. Acesso em: 13 ago. 2026.

SEGNINI DE BRAVO, M. I.; CHUNG, K. S.; PEREZ, J. E. Salinity and temperature tolerances of the green and brown mussels, Perna viridis and *Perna perna* (Bivalvia: Mytilidae). Revista de Biología Tropical, v. 46, n. 5, p. 121–125, 1998.

SICELOFF, L. et al. Wayward youth: How maturity, reproduction and seaweed drive snapper (*Lutjanus* spp.) habitat shifts. Journal of Fish Biology, 2025. DOI: https://doi.org/10.1111/jfb.70212.

SILVA, M. D. M. et al. Distribution, population structure and settlement preference of Tubastraea spp. (Cnidaria: Scleractinia) on rocky shores of the Cagarras Islands Natural Monument and surroundings, Rio de Janeiro, Brazil. Regional Studies in Marine Science, v. 52, art. 102245, 2022.

SINUTOK, S. et al. Microenvironmental changes support evidence of photosynthesis and calcification inhibition in *Halimeda* under ocean acidification and warming. Coral Reefs, v. 31, p. 1201–1213, 2012.

SOARES, M. O. et al. Climate change and local impacts threaten Brazilian coral reefs. In: KIKUCHI, R. K. P. et al. (ed.). Brazilian Coral Reefs: A Multidisciplinary Approach. [S. l.]: Springer, 2024. p. 249–280.

SOARES, M. O. et al. Lessons from the invasion front: Integration of research and management of the lionfish invasion in Brazil. Journal of Environmental Management, v. 340, art. 117954, 2023.

SOROKIN, Y. I. Coral reef ecology. [S. l.]: Springer-Verlag, 1995.

STEFANELLI-SILVA, G. et al. Range expansion of the Asian green mussel Perna viridis (Linnaeus, 1758) to São Paulo, Brazil. BioInvasions Records, v. 14, n. 1, p. 223–231, 2025.

STENECK, R. S. Escalating herbivory and resulting adaptive trends in calcareous algal crusts. Paleobiology, v. 9, n. 1, p. 44–61, 1983. DOI: https://doi.org/10.1017/S0094837300007375.

STENECK, R. S. Regular sea urchins as drivers of shallow benthic marine community structure. In: LAWRENCE, J. M. (ed.). Sea Urchins: Biology and Ecology. [S. l.]: Elsevier, 2019. v. 43, p. 255–279. DOI: https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819570-3.00015-9.

TAVARES, M. R.; FRANCO, A. C. S.; VENTURA, C. R. R.; HADDAD, M. A. Geographic distribution of *Ophiothela* brittle stars (Echinodermata: Ophiuroidea): Substrate use plasticity and implications for the silent invasion of *O. mirabilis* in the Atlantic. Hydrobiologia, v. 848, p. 2093–2103, 2021. DOI: https://doi.org/10.1007/s10750-020-04505-6.

TAVARES, Y. A. G.; SEMANOVSCHI, N. P.; CAMARGO, J. C. M.; PELLIZZARI, F. Feeding habits of the sea urchin *Echinometra lucunter* L. (Echinoidea) in a remote Southwestern Atlantic island, Trindade, Brazil. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, v. 15, n. 4, p. 303–319, 2020.

TAYLOR, P. D.; SCHOPF, J. W.; KUDRYAVTSEV, A. B. Calcite and aragonite in the skeletons of biomineralic bryozoans as revealed by Raman spectroscopy. Invertebrate Biology, v. 127, n. 1, p. 87–97, 2008. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1744-7410.2007.00113.x.

TAYLOR, B. M. et al. Demographic plasticity facilitates ecological and economic resilience in a commercially important reef fish. Journal of Animal Ecology, v. 88, n. 12, p. 1888–1900, 2019. DOI: https://doi.org/10.1111/1365-2656.13095.

TEBBETT, S. B.; SIQUEIRA, A. C.; BELLWOOD, D. R. The functional roles of surgeonfishes on coral reefs: Past, present and future. Reviews in Fish Biology and Fisheries, v. 32, n. 2, p. 387–439, 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s11160-021-09692-6.

TISCHER, M. C.; HACKRADT, C. W.; HACKRADT, F. C. F.; FEITOSA, J. L. L.; SCHIAVETTI, A. Você é o que você come: Sendo consciente no consumo de pescado. 1. ed. [S. l.]: Instituto Nautilus, 2021.

ULMAN, A. et al. Lessons from the Western Atlantic lionfish invasion to inform management in the Mediterranean. Frontiers in Marine Science, v. 9, art. 865162, 2022. DOI: https://doi.org/10.3389/fmars.2022.865162.

UNIVALI/CTTMAR. Boletim estatístico da pesca industrial de Santa Catarina – Ano 2012. Itajaí: Universidade do Vale do Itajaí, 2013. v. 13, n. 1.

VAUDO, J. J. et al. Characterisation and monitoring of one of the world's most valuable ecotourism animals, the southern stingray at Stingray City, Grand Cayman. Marine and Freshwater Research, v. 69, n. 1, p. 144–154, 2018. DOI: https://doi.org/10.1071/MF17030.

VENTURA, C. R. R. et al. Interpopulation comparison of the reproductive and morphological traits of *Echinometra lucunter* (Echinodermata: Echinoidea) from two different habitats on Brazilian coast. In: FÉRAL, J.-P.; DAVID, B. (eds.). Echinoderm Research 2001: Proceedings of the 6th European Conference on Echinoderm Research. Lisse: Swets & Zeitlinger, 2003. p. 289–293.

VERGÉS, A. et al. The tropicalization of temperate marine ecosystems: Climate-mediated changes in herbivory and community phase shifts. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, v. 281, n. 1789, art. 20140846, 2014. DOI: http://doi.org/10.1098/rspb.2014.0846.

VILAÇA, R. Recifes biológicos. In: PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. (eds.). Biologia Marinha. Rio de Janeiro: Interciência, 2009. v. 1, p. 399–420.

VILLWOCK, J. A.; LESSA, G. C.; SUGUIO, K.; ÂNGULO, R. J.; DILLENBURG, S. R. Geologia e geomorfologia de regiões costeiras. In: SOUZA, C. R. G.; SUGUIO, K.; OLIVEIRA, A. M.; OLIVEIRA, P. E. (eds.). Quaternário do Brasil. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2005. cap. 5, p. 94–113.

VIRGILIO, M.; AIROLDI, L.; ABBIATI, M. Spatial and temporal variations of assemblages in a Mediterranean coralligenous reef and relationships with surface orientation. Coral Reefs, v. 25, n. 2, p. 265–272, 2006. DOI: https://doi.org/10.1007/s00338-006-0100-2.

WAHLE, R. A.; LINNANE, A. J.; HARRINGTON, A. M. Lobster fisheries. In: LOVRICH, G.; THIEL, M. (eds.). Fisheries and aquaculture: Volume 9. [S. l.]: Oxford University Press, 2020. p. 56–90. DOI: https://doi.org/10.1093/oso/9780190865627.003.0003.

WAHRLICH, R. A. P.; ROSSO, S.; SANT'ANA, R.; BRAUN, G. C. B.; PEREZ, J. A. A. Relatório técnico semestral: Janeiro-junho de 2023. Projeto de monitoramento da atividade pesqueira no estado de Santa Catarina. Itajaí: Escola Politécnica, Universidade do Vale do Itajaí, 2023.

WANDERS, J. B. W. The role of benthic algae in the shallow reef of Curaçao (Netherlands Antilles). I: Primary productivity in the coral reef. Aquatic Botany, v. 2, p. 235–270, 1976. DOI: https://doi.org/10.1016/0304-3770(76)90023-1.

WILLIAMSON, J. E.; DUCE, S.; JOYCE, K. E.; RAOULT, V.; RAOULT, V. Putting sea cucumbers on the map: Projected holothurian bioturbation rates on a coral reef scale. Coral Reefs, v. 40, n. 2, p. 559–569, 2021. DOI: https://doi.org/10.1007/s00338-021-02057-2.

WILSON, S. K.; BELLWOOD, D. R.; CHOAT, J. H.; FURNAS, M. Detritus in the epilithic algal matrix and its use by coral reef fishes. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review, v. 41, p. 279–309, 2003.

WOLFE, K.; VIDAL-RAMIREZ, F.; DOVE, S.; DEAKER, D. J.; BYRNE, M. Altered sediment biota and lagoon habitat carbonate dynamics due to sea cucumber bioturbation in a high-pCO2 environment. Global Change Biology, v. 24, n. 1, p. 465–480, 2018. DOI: https://doi.org/10.1111/gcb.13826.

WOODHEAD, A. J.; HICKS, C. C.; NORSTRÖM, A. V.; WILLIAMS, G. J.; GRAHAM, N. A. J. Coral reef ecosystem services in the Anthropocene. Functional Ecology, v. 33, n. 6, p. 1023–1034, 2019. DOI: https://doi.org/10.1111/1365-2435.13331.

WORM, B. et al. Marine diversity shift linked to interactions among grazers, nutrients and propagule banks. Marine Ecology Progress Series, v. 185, p. 309–314, 1999. DOI: https://doi.org/10.3354/meps185309.







Programa Monitora Ambiente Recifal

PROJETO GEF MAR

GRUPO BANCO MUNDIAL

gef

FUNBIO

GOVERNOS ESTADUAIS DA COSTA DO BRASIL

IBAMA

ICMBio

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE E MUDANÇA DO CLIMA

GOVERNO DO BRASIL DO LADO DO POVO BRASILEIRO