



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

JAMES JORDAN MARQUES CORRÊA

**MACROALGAS COMO FERRAMENTA DE AVALIAÇÃO DO ESTADO DE
CONSERVAÇÃO DE ECOSSISTEMAS COSTEIROS**

FORTALEZA, CE

2025

JAMES JORDAN MARQUES CORRÊA

**MACROALGAS COMO FERRAMENTA DE AVALIAÇÃO DO ESTADO DE
CONSERVAÇÃO DE ECOSSISTEMAS COSTEIROS**

Defesa de Tese de doutorado
apresentada à coordenação do
Programa de Pós-Graduação em
Ciências Marinhas Tropicais da UFC
como parte dos pré-requisitos para
obtenção do título de doutor.

Orientador(a): Prof. Dr. Luis Ernesto Bezerra
Linha de Pesquisa: Ciência, Tecnologia e Gestão Costeira e Oceânica

FORTALEZA, CE

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- C1m CORRÊA, JAMES JORDAN MARQUES.
MACROALGAS COMO FERRAMENTA DE AVALIAÇÃO DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DE
ECOSSISTEMAS COSTEIROS / JAMES JORDAN MARQUES CORRÊA. – 2025.
104 f. : il. color.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2025.
Orientação: Prof. Dr. Luis Ernesto Bezerra.
1. Bostrychietum. 2. Índice de Distúrbio Ambiental . 3. Macroalgas Bioindicadoras. 4. Manguezais Amazônicos. 5. Monitoramento Ecológico. I. Título.

CDD 551.46

MACROALGAS COMO FERRAMENTA DE AVALIAÇÃO DO ESTADO DE
CONSERVAÇÃO DE ECOSISTEMAS COSTEIROS

Aprovada sem ressalvas: ____

Aprovada com ressalvas: ____

Reprovada: ____

Defesa de Tese de doutorado apresentada à
coordenadoria do Programa de Pós-
Graduação em Ciências Marinhas Tropicais
da UFC como parte dos pré-requisitos para
obtenção do título de doutor.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Luis Ernesto Bezerra (Orientador)
Universidade Federal do Ceará - UFC

Prof. Dr. Alexander Ferreira (Membro Interno)
Universidade Federal do Ceará - UFC

Dra. Natalia Beloto (Membro Interno)
Instituto de Ciências do Mar - UFC

Dr. Pedro Bastos de Macedo Carneiro (Membro Externo)
Universidade Federal do Delta do Parnaíba - UFDPAr

Prof. Dr. Marco Valério Jansen Cutrim (Membro Externo)
Universidade Federal do Maranhão - UFMA

PREFÁCIO

Este trabalho é fruto de uma longa jornada de amadurecimento científico e pessoal. Ao longo dos anos de doutoramento, tive a oportunidade não apenas de aprofundar meus conhecimentos sobre os ecossistemas costeiros, mas também de ressignificar meu olhar sobre o papel da ciência, da natureza e da minha própria atuação como pesquisador.

A presente tese está organizada em dois capítulos distintos, mas profundamente complementares. No primeiro capítulo, desenvolvo uma revisão sistemática de literatura com o objetivo de mapear e compreender como as macroalgas têm sido utilizadas como bioindicadores em ambientes marinhos e costeiros ao redor do mundo. Este esforço de síntese me permitiu captar nuances metodológicas, identificar lacunas de conhecimento e reconhecer padrões globais e locais na aplicação de índices ecológicos.

Já o segundo capítulo apresenta uma aplicação inédita de um índice de distúrbio ambiental em manguezais amazônicos no Brasil, utilizando macroalgas como bioindicadores. Neste estudo, mergulhei no desafio de aplicar um referencial metodológico desenvolvido para o ecossistema manguezal. Trata-se, portanto, de um exercício científico, mas também ético e epistemológico: reconhecer a riqueza dos nossos ecossistemas e a necessidade de abordagens contextualizadas, que considerem as particularidades locais sem abrir mão da robustez técnica.

Construir esta tese foi mais do que produzir conhecimento. Foi também um caminho de escuta — à literatura, à natureza e a mim mesmo. Em muitos momentos, a maré da pesquisa oscilou entre avanços empolgantes e recuos que exigiram paciência e perseverança. Mas, como as macroalgas que estudo, aprendi a me adaptar, a resistir e a florescer mesmo nos contextos de maior turbulência ambiental.

Sou grato a todos que estiveram ao meu lado nesta jornada: colegas, professores, amigos e familiares. Cada contribuição, cada incentivo, cada crítica construtiva foi uma alga a mais compondo este banco algal de saber que aqui apresento.

Desejo que esta tese contribua para o avanço da ciência ambiental brasileira, e internacional, bem como inspire outros pesquisadores a acreditar na força de uma ciência comprometida com a complexidade dos ecossistemas e com o cuidado pela natureza em todas as suas formas.

Me. James Jordan Marques

Instituto de Ciências do Mar – Labomar (UFC)

“O homem é parte da natureza, sua guerra contra
a natureza é inevitavelmente uma guerra contra si
mesmo.”

Rachel Carson

RESUMO

Esta tese tem como objetivo central investigar e validar o uso de macroalgas como ferramentas bioindicadoras na avaliação da qualidade ambiental de ecossistemas costeiros, estruturada em dois capítulos interdependentes. No Capítulo I, realizou-se uma revisão sistemática da literatura científica internacional, com foco na aplicação de macroalgas como bioindicadores em diferentes zonas litorâneas, especialmente em ambientes rochosos e recifais, devido à ausência de estudos em manguezais. A análise crítica dos estudos revelou um crescente reconhecimento da eficácia dessas algas na detecção de impactos ambientais, bem como avanços metodológicos no uso de índices ecológicos baseados em suas comunidades. Além disso, verificou-se a lacuna na utilização deste tipo de ferramenta para os manguezais. No Capítulo II, a pesquisa aplicou um Índice de Distúrbio Ambiental (IDA), baseado na frequência de ocorrência de macroalgas, para avaliar os possíveis impactos sobre os manguezais amazônicos na Ilha de São Luís, Maranhão, Brasil. Foram identificadas quatro espécies de macroalgas (*Bostrychia radicans*, *Catenella caespitosa*, *Cladophoropsis membranacea* e *Rhizoclonium africanum*), cujas distribuições revelaram padrões espaciais marcantes e constância mesmo sob pressões e mudanças ambientais ao longo do ano. O IDA demonstrou ser uma ferramenta promissora para o diagnóstico ambiental de zonas estuarinas, destacando espécies indicadoras e áreas de maior e menor impacto ecológico. Os resultados integrados da tese contribuem para o fortalecimento do uso de macroalgas como bioindicadores eficientes em programas de monitoramento costeiro e reforçam sua relevância para o monitoramento de ecossistemas tropicais vulneráveis, como os manguezais. Por fim, esta tese contribui diretamente para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, especialmente os ODS 13 (Ação contra a mudança global do clima) e ODS 14 (Vida na água), ao propor ferramentas científicas aplicáveis ao monitoramento, gestão e conservação de ambientes naturais ameaçados, como os manguezais.

Palavras-Chave: Bostrychietum; Índice de Distúrbio Ambiental (IDA); Macroalgas Bioindicadoras; Manguezais Amazônicos; Monitoramento Ecológico.

ABSTRACT

The central objective of this thesis is to investigate and validate the use of macroalgae as bioindicator tools in the assessment of environmental quality in coastal ecosystems, structured into two interdependent chapters. In Chapter I, a systematic review of the international scientific literature was conducted, focusing on the application of macroalgae as bioindicators in different coastal zones, particularly rocky shore and reef environments, due to the absence of studies in mangroves. The critical analysis of the studies revealed a growing recognition of the effectiveness of these algae in detecting environmental impacts, as well as methodological advances in the use of ecological index based on their communities. Furthermore, a significant gap was identified regarding the application of this type of tool to mangrove ecosystems. In Chapter II, the research applied an Environmental Disturbance Index (EDI), based on the frequency of occurrence of macroalgae, to evaluate potential impacts on the Amazonian mangroves of São Luís Island, Maranhão, Brazil. Four macroalgal species were identified (*Bostrychia radicans*, *Catenella caespitosa*, *Cladophoropsis membranacea*, and *Rhizoclonium africanum*), whose distributions revealed distinct spatial patterns and persistence even under environmental pressures and seasonal changes throughout the year. The EDI proved to be a promising tool for environmental assessment in estuarine zones, highlighting indicator species as well as areas of greater and lesser ecological impact. The integrated results of this thesis reinforce the use of macroalgae as efficient bioindicators in coastal monitoring programs and underscore their relevance for the monitoring of vulnerable tropical ecosystems such as mangroves. Finally, this thesis directly contributes to the United Nations Sustainable Development Goals (SDGs), particularly SDG 13 (Climate Action) and SDG 14 (Life Below Water), by proposing scientific tools applicable to the monitoring, management, and conservation of threatened natural environments such as mangroves.

Keywords: Amazonian Mangroves; Bioindicator Macroalgae; Bostrychietum; Ecological Monitoring; Environmental Disturbance Index (EDI).

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

| | |
|---|----|
| Figura 1. Diagrama de fluxo representando a estratégia de seleção de artigos usada na revisão sistemática. | 26 |
| Figura 2. Quantidade e proporção dos artigos encontrados na revisão. Em a) quantidade de artigos por abordagem investigativa, em b) porcentagem de artigos por abordagem investigativa..... | 27 |
| Figura 3. Quantidade de artigos encontrados na revisão por região geográfica..... | 27 |
| Figura 4. Quantidade de artigos publicados por ano, no período de 2001 a 2021, com enfoque nas abordagens de monitoramento e criação/aplicação de índices ecológicos utilizando macroalgas. | 28 |

CAPÍTULO II

| | |
|---|----|
| Figura 1 - Área de estudo compreendendo os pontos de amostragem | 70 |
| Figura 2. Gráfico de Ordenação Multidimensional Não Métrica (nMDS) das frequências de ocorrências das espécies e pontos amostrais. Em vermelho, estão os pontos do período chuvoso e, em preto, os pontos do período de estiagem..... | 80 |
| Figura 3. Valores de Espécies Indicadoras (IndVal), Significância (p), Especificidade A e Fidelidade B das espécies de macroalgas coletadas nas zonas de amostragem. Em A) período chuvoso e B) período de estiagem..... | 82 |

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO II

| | |
|---|----|
| Tabela 1. Frequência de ocorrência (%) das macroalgas encontradas no período chuvoso. Letras sobrescritas diferentes indicam diferença significativa entre os pontos para a dada espécie | 76 |
| Tabela 2. Frequência de ocorrência (%) das macroalgas encontradas no período de estiagem. Letras sobrescritas diferentes indicam diferença significativa entre os pontos para a dada espécie | 78 |
| Tabela 3. Valores do Índice de Distúrbio Ambiental (IDA) para os períodos chuvoso e de estiagem..... | 84 |

MATERIAL SUPLEMENTAR

| | |
|---|-----|
| Tabela S1. Tabela suplementar dos 118 artigos selecionados para a revisão sistemática..... | 102 |
|---|-----|

SUMÁRIO

| | | |
|--------|---|----|
| 1. | INTRODUÇÃO GERAL | 13 |
| 1.1. | Monitoramento Biológico e Índices Multimétricos..... | 13 |
| 1.2. | Emprego das Macroalgas na Avaliação da Qualidade Ambiental..... | 14 |
| 2. | JUSTIFICATIVA | 15 |
| 3. | OBJETIVOS..... | 17 |
| 3.1. | Gerais | 17 |
| 3.2. | Específicos | 17 |
| 3.2.1. | <i>Capítulo 1</i> | 17 |
| 3.2.2. | <i>Capítulo 2</i> | 17 |
| 4. | HIPÓTESES | 18 |
| 4.1. | Capítulo 1..... | 18 |
| 4.2. | Capítulo 2..... | 18 |

CAPÍTULO I - EMPREGO DAS MACROALGAS NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA23

| | | |
|--------|--|----|
| 1. | INTRODUÇÃO..... | 24 |
| 2. | METODOLOGIA..... | 25 |
| 3. | RESULTADOS | 25 |
| 3.1. | Monitoramento de macroalgas..... | 28 |
| 3.1.1. | África | 28 |
| 3.1.2. | América do Norte | 29 |
| 3.1.3. | Américas do Sul e Central | 30 |
| 3.1.4. | Ásia..... | 31 |
| 3.1.5. | Austrália | 31 |
| 3.1.6. | Nova Zelândia..... | 32 |
| 3.1.7. | União Europeia | 33 |
| 3.1.8. | Outras Regiões Europeias..... | 34 |
| 3.2. | Índices ecológicos envolvendo macroalgas | 35 |
| 3.2.1. | Índices focados em Macroalgas..... | 35 |
| 3.2.2. | Índices que Incluem Macroalgas | 41 |
| 4. | DISCUSSÃO..... | 44 |
| 5. | CONCLUSÃO..... | 47 |
| | REFERÊNCIAS | 49 |

| | |
|---|-----------|
| CAPÍTULO II - MACROALGAS COMO FERRAMENTA DE AVALIAÇÃO DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DE MANGUEZAIS AMAZÔNICOS..... | 67 |
| 1. INTRODUÇÃO..... | 68 |
| 1.1. Região Costeira e Manguezais..... | 68 |
| 1.2. Impactos e a resposta biológica | 68 |
| 2. METODOLOGIA..... | 70 |
| 2.1. Área de Estudo..... | 70 |
| 2.2. Etapa de campo | 72 |
| 2.3. Formulação do Índice | 73 |
| 2.4. Análise de Dados e Estatística | 74 |
| 3. RESULTADOS | 75 |
| 3.1. Macroalgas..... | 75 |
| 3.2. Frequência de Ocorrência | 75 |
| 3.3. Ordenação Multidimensional Não Métrica (nMDS) | 79 |
| 3.4. Valores de Espécies Indicadoras (IndVal)..... | 81 |
| 3.5. Índice de Distúrbio Ambiental (IDA)..... | 84 |
| 4. DISCUSSÃO..... | 85 |
| 4.1. Espécies Encontradas..... | 85 |
| 4.2. Ordenação Multidimensional Não Métrica (nMDS) | 86 |
| 4.3. Valor de Espécie Indicadora (IndVal) | 88 |
| 4.4. Índice de Distúrbio Ambiental (IDA)..... | 89 |
| 5. CONCLUSÃO..... | 92 |
| REFERÊNCIAS | 94 |
| MATERIAL SUPLEMENTAR | 102 |

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. Monitoramento Biológico e Índices Multimétricos

A avaliação da qualidade ambiental em ecossistemas aquáticos tem se beneficiado consideravelmente do uso de técnicas de monitoramento biológico, especialmente em ecossistemas costeiros sensíveis, como os manguezais. O monitoramento biológico é uma abordagem que utiliza organismos vivos como indicadores do estado do ambiente. Nesse contexto, os ecossistemas costeiros e aquáticos têm sido alvo de estudos que empregam diversos organismos como indicadores da qualidade ambiental, incluindo micro e macroalgas, peixes, moluscos e invertebrados bentônicos (BORJA e DAUER, 2008).

Para quantificar as mudanças no estado ambiental, os índices multimétricos têm sido desenvolvidos e aplicados com sucesso em diversos ecossistemas aquáticos e usados em programas de monitoramento ambiental globalmente (BORJA e DAUER, 2008; OLIVEIRA, CASTRO e BAPTISTA, 2008). Esses índices combinam várias métricas biológicas, como abundância, riqueza de espécies e composição taxonômica, para fornecer uma avaliação mais abrangente e sensível da saúde do ecossistema. No contexto dos manguezais, esses índices têm sido adaptados para avaliar a resposta das comunidades biológicas às perturbações ecológicas e fornecer informações valiosas para a conservação e gestão desses ecossistemas.

A abordagem de índices multimétricos tem sido utilizada de forma legal e institucionalizada em lugares como Estados Unidos (EUA) e União Europeia (EU) (OLIVEIRA, CASTRO e BAPTISTA, 2008). Nos EUA, agências de proteção ambiental estaduais (EPA-US) realizam o monitoramento de rios, lagos e reservatórios e a maioria dos países da UE se organizaram em uma iniciativa para normatizar protocolos padronizados de monitoramento biológico utilizando índices multimétrico (OLIVEIRA, CASTRO e BAPTISTA, 2008).

No Brasil, os primeiros esforços para aplicar um índice multimétrico na avaliação ecológica se concentraram principalmente em estudos que abordavam a ictiofauna, com destaque para o trabalho pioneiro de Araújo em 1998. Inicialmente, esses índices foram desenvolvidos para avaliar a integridade biótica em riachos, limitando-se a regiões geograficamente restritas ou a bacias hidrográficas individuais (BOZZETTI e SCHULZ, 2004; FERREIRA e CASATTI, 2006; CASATTI, FERREIRA e LANGEANI, 2009; TERRA, HUGHES, *et al.*, 2013; MACEDO, HUGHES, *et al.*, 2016). No entanto, estudos posteriores ampliaram sua abordagem, englobando unidades hidrológicas mais extensas, como biomas inteiros, e com propostas de índices mais robustos (CARVALHO, LEAL, *et al.*, 2017; SILVA, HERLIHY, *et al.*, 2017). Além disso, esses novos estudos adotam uma abordagem multitaxa,

considerando diversas formas de vida aquática. Também, incorporam grupos de métricas biológicas que estão associados a métricas relacionadas ao uso do solo, características físicas dos habitats e qualidade da água. É importante notar que nesses estudos recentes, os protocolos foram traduzidos a partir das diretrizes do EPA-US, submetidos a testes, adaptações e validações específicas para as condições tropicais.

1.2. Emprego das Macroalgas na Avaliação da Qualidade Ambiental

Nos manguezais, as macroalgas ocorrem associadas aos pneumatóforos, rizóforos e troncos das árvores de mangue, crescendo epifiticamente sobre estes substratos, preferencialmente, na zona entre marés (PHILLIPS *et al.*, 1994; PHILLIPS *et al.*, 1996; ZUCCARELLO *et al.*, 2001). Por ocorrerem nesta zona, as macroalgas estão sujeitas à influência de parâmetros bióticos e abióticos, que podem determinar diferentes padrões de ocorrência e distribuição (DAWES, 1996). Integrantes da ficoflora expressam uma alta conectividade com o meio, gerando uma grande variedade de respostas às mudanças ambientais (ARECES, COCENTINO, *et al.*, 2015). Esta ampla gama de respostas, proporcionada pelas macroalgas, tem permitido utilizá-las como relevantes biomonitoras e bioindicadoras.

A frequência de ocorrência das macroalgas é um importante preditor de ambiental, uma vez que, quando sujeitas às forças causadoras de distúrbio, macroalgas mais sensíveis tendem a serem substituídas por espécies oportunistas mais resistentes aos estressores ambientais. Além da significativa resposta que este parâmetro é capaz de produzir, trata-se de um dado de fácil obtenção e reprodutibilidade, bem como de baixo custo, propiciando uma análise contínua, de baixo esforço amostral e financeiro. Vale ressaltar ainda que é uma metodologia não destrutiva, pois, os dados podem ser coletados *in situ* sem a necessidade da extração do indivíduo.

Adicionalmente, a diversidade de informações que as macroalgas proporcionam tem possibilitado sua utilização como indicadores biológicos para a detecção de substâncias tóxicas e elementos em pequenas quantidades (GONZÁLEZ, SOSA, *et al.*, 2005; HÉDOUIN, PRINGAULT, *et al.*, 2011). Elas desempenham um papel crucial na avaliação da qualidade do ambiente marinho (BOROWITZKA, 1972; FAIRWEATHER, 1990; SOLTAN, VERLAQUE, *et al.*, 2001; HILLEBRAND, GRUNER, *et al.*, 2007) e têm sido empregadas na modelagem das variações na biomassa de diferentes grupos de organismos em resposta às mudanças ambientais (BIBER, HARWELL e CROPPER, 2004). Nas últimas décadas, houve uma disseminação significativa do uso destas algas em pesquisas relacionadas aos processos de eutrofização (COLLADO-VIDES, CACCIA, *et al.*, 2007) e na análise das tendências

evolutivas em diversos ecossistemas marinhos, ou seja, como eles evoluem, se transformam ou se degradam sob influência de fatores naturais e antrópicos (GOROSTIAGA e DIEZ, 1996; CURIEL, RISMONDO, *et al.*, 2004).

Além dos trabalhos publicados, muitos outros estudos foram realizados objetivando a utilização das macroalgas como organismos bioindicadores de qualidade ambiental, contudo, tais estudos não são finalizados ou, quando finalizados, não publicados. Isso pode ser comprovado através de uma rápida e simples pesquisa nos bancos de dados online, usando termos relacionados. Há uma ampla variedade de trabalhos e resumos publicados e apresentados em congressos e anais, contudo, ausentes dos periódicos de publicações científicas. Isso demonstra um grande interesse, por parte de pesquisadores, em explorar potenciais características bioindicadoras das macroalgas, contudo, existem percalços que entremeiam o caminho desde a coleta de informações até à publicação.

2. JUSTIFICATIVA

A crescente degradação dos manguezais e a falta de um índice de distúrbio ambiental (IDA) de baixo custo e fácil reprodutibilidade, para esses ecossistemas, destacam a importância deste estudo. O uso deste índice, adaptado aos manguezais, e o conhecimento ampliado a respeito de índices já existentes para demais ecossistemas costeiros - com base na resposta das macroalgas às alterações ambientais - preenche uma lacuna na avaliação da saúde desses ecossistemas. Além disso, a abordagem inovadora de um índice específico para o manguezal pode ser estendida a outras regiões costeiras tropicais, em que ocorrem as macroalgas, e contribuir para a compreensão global dos impactos humanos e climáticos neste ecossistema.

Adicionalmente, o presente trabalho busca responder às preocupações quanto aos distúrbios que ocorrem nos manguezais, considerando toda a relevância deste ecossistema, sobretudo, o seu papel fundamental como sumidouros de carbono. Os manguezais desempenham um papel significativo na captura e armazenamento de carbono atmosférico, auxiliando na mitigação dos efeitos das mudanças climáticas causadas pela emissão de carbono na atmosfera (DONATO e KAUFFMAN, *et al.*, 2011; ALONGI, 2012).

Portanto, esta pesquisa não apenas visa avaliar os distúrbios que ocorrem nos manguezais, mas também contribui diretamente para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, especificamente o ODS 13 - "Ação contra mudança global do clima", ao fornecer informações essenciais para a gestão e preservação desses ecossistemas críticos. Além disso, a pesquisa também está alinhada com o ODS 14 - "Vida na água", pois os manguezais são habitats fundamentais para uma rica diversidade de vida marinha e avifauna, e

sua conservação é essencial para a manutenção da biodiversidade marinha.

Em resumo, a utilização das macroalgas como indicadoras do estado ambiental é uma abordagem promissora devido à sua rápida resposta às mudanças ambientais, sua ampla distribuição nos manguezais e seu papel como integradoras de condições ecológicas, visto que estas conseguem refletir, sintetizar e responder às múltiplas variáveis ambientais de um ecossistema de forma integrada. Logo, esta pesquisa pode abrir novos caminhos para a avaliação da saúde dos manguezais e promover estratégias de conservação baseadas em evidências científicas. Desta forma, pretende-se utilizar a frequência de ocorrência das macroalgas para avaliar o estado de conservação de manguezais amazônicos.

3. OBJETIVOS

3.1. Gerais

- Desenvolver uma base de conhecimento integrada — teórica e aplicada — sobre o uso de macroalgas como bioindicadores costeiros, por meio (i) de uma revisão sistemática dos principais índices ecológicos já consolidados e (ii) da aplicação de um índice de distúrbio ambiental em ecossistemas de manguezal, gerando subsídios robustos para o monitoramento e a gestão ambiental desses ambientes.

3.2. Específicos

3.2.1. *Capítulo 1*

- Levantar e compilar a literatura que descreve índices ecológicos que utilizam ou incorporam macroalgas como elemento de qualidade biológica em ambientes costeiros e marinhos;
- Caracterizar cada índice quanto ao escopo geográfico e ecossistêmico, parâmetros e métricas utilizados, resoluções espacial e temporal de aplicação e pressões ambientais primárias que pretendem detectar;
- Analisar tendências temporais de publicação, identificando picos de produção científica, regiões-líder e fatores regulatórios que impulsionaram o desenvolvimento dos índices;
- Sintetizar lacunas de conhecimento, com ênfase em ecossistemas e regiões pouco contemplados.

3.2.2. *Capítulo 2*

- Identificar as macroalgas indicadoras de impacto através do IndVal;
- Identificar as macroalgas sensíveis aos impactos através do IndVal;
- Determinar a frequência de ocorrência das espécies de macroalgas;
- Validar um Índice de Distúrbio Ambiental (IDA) para o ecossistema manguezal.

4. HIPÓTESES

4.1. Capítulo 1

H0 – Não existe uma predominância de índices ecológicos baseados em macroalgas desenvolvidos e aplicados em ambientes temperados, especialmente da Europa e América do Norte, com sub-representação significativa de regiões tropicais e ecossistemas como os manguezais.

H1 - Existe uma predominância de índices ecológicos baseados em macroalgas desenvolvidos e aplicados em ambientes temperados, especialmente da Europa e América do Norte, com sub-representação significativa de regiões tropicais e ecossistemas como os manguezais.

4.2. Capítulo 2

H0 - A utilização de métricas baseadas em macroalgas, como a frequência de ocorrência, não resulta em uma avaliação ecológica representativa da qualidade ambiental dos manguezais.

H1 - A utilização de métricas baseadas em macroalgas, como a frequência de ocorrência, resulta em uma avaliação ecológica representativa da qualidade ambiental dos manguezais.

REFERÊNCIAS

- ALONGI, D. M. Carbon sequestration in mangrove forests. **Carbon Management**, v. 3, n. 3, p. 313-322, 2012.
- ARECES, A. J. et al. Las Macroalgas como Bioindicadoras da Calidad Ambiental y Cambios Climáticos. Guia Práctica. **Brazilian Journal of Ecology**, p. 1-64, 2015.
- BIBER, P. D.; HARWELL, M. A.; CROPPER, W. P. Modeling the dynamics of three functional groups of macroalgae in tropical seagrass habitats. **Ecological Modelling**, v. 175, n. 1, p. 25-54, 2004.
- BORJA, A.; DAUER, D. Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: Comparing methodologies and indices. **Ecological Indicator**, v. 8, p. 331-337, 2008.
- BOROWITZKA, M. Intertidal algal species diversity and the effect of pollution. **Marine and Freshwater Research**, v. 23, n. 2, p. 73-84, 1972.
- BOROWITZKA, M. Intertidal algal species diversity and the effect of pollution. **Marine and Freshwater Research**, v. 23, n. 2, p. 73-84, 1972.
- BOZZETTI, M.; SCHULZ, U. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in Southern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 529, p. 133–144, 2004.
- CARVALHO, D. et al. A fish-based multimetric index for Brazilian Savanna streams. **Ecological Indicators**, v. 77, p. 386–396, 2017.
- CASATTI, L.; FERREIRA, C.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in Southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 623, p. 173–189, 2009.
- COLLADO-VIDES, L. et al. Tropical seagrass-associated macroalgae distributions and trends relative to water quality. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 73, n. 3-4, p. 680-694, 2007.
- CURIEL, D. et al. Macroalgal biomass and species variations in the Lagoon of Venice (Northern Adriatic Sea, Italy): 1981-1998. **Scientia Marina**, v. 68, n. 1, p. 57-67, 2004.

DAWES, C. J. Macroalgae diversity, standing stock and productivity in a northern mangal on the west coast of Florida. **N. Hed.**, v. 112, p. 525-535, 1996.

DONATO, D.; KAUFFMAN, J.; MURDIYARSO, D. *et al.* Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. **Nature Geoscience**, 4, 293–297, 2011.

FAIRWEATHER, P. Sewage and the biota on seashores: assessment of impact in relation to natural variability. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 14, p. 197-210, 1990.

FERREIRA, C.; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do alto rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 3, 2006.

GONZÁLEZ, M. *et al.* Concentración de arsénico en macroalgas de la Bahía De Cienfuegos, Cuba. **Revista de Investigaciones Marinas**, v. 26, n. 1, p. 21-26, 2005. Disponível em: <<https://revistas.uh.cu/rim/article/view/6804/5788>>.

GOROSTIAGA, J.; DIEZ, I. Changes in the sublittoral benthic marine macroalgae in the polluted area of Abra de Bilbao and proximal coast (Northern Spain). **Marine Ecology Progress Series**, v. 130, p. 157-167, 1996.

HÉDOUIN, L. *et al.* Validation of two tropical marine bivalves as bioindicators of mining contamination in the New Caledonia lagoon: Field transplantation experiments. **Water Research**, v. 45, n. 2, p. 483-496, 2011.

HILLEBRAND, H. *et al.* Consumer versus resource control of producer diversity depends on ecosystem type and producer community structure. **Proceedings of the National Academy of Science**, v. 104, n. 26, p. 10904-10909, 2007.

MACEDO, D. *et al.* Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. **Ecological Indicators**, v. 64, p. 132-141, 2016.

OLIVEIRA, R. B. S.; CASTRO, C. M.; BAPTISTA, D. F. Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 487-505, 2008.

PHILLIPS, A. *et al.* Horizontal zonation of epiphytic algae associated with *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. pneumatophores at Beach woods mangroves nature reserve, Durban, South Africa. **Botanica Marina**, v. 37, p. 567-576, 1994.

PHILLIPS, A. et al. Vertical zonation of epiphytic algae associated with *Avicennia marina* (Forssk.) Vierh. pneumatophore at Beachwood Mangrove Nature Reserve, Durban, South Africa. **Botanica Marina**, v. 39, p. 167-175, 1996.

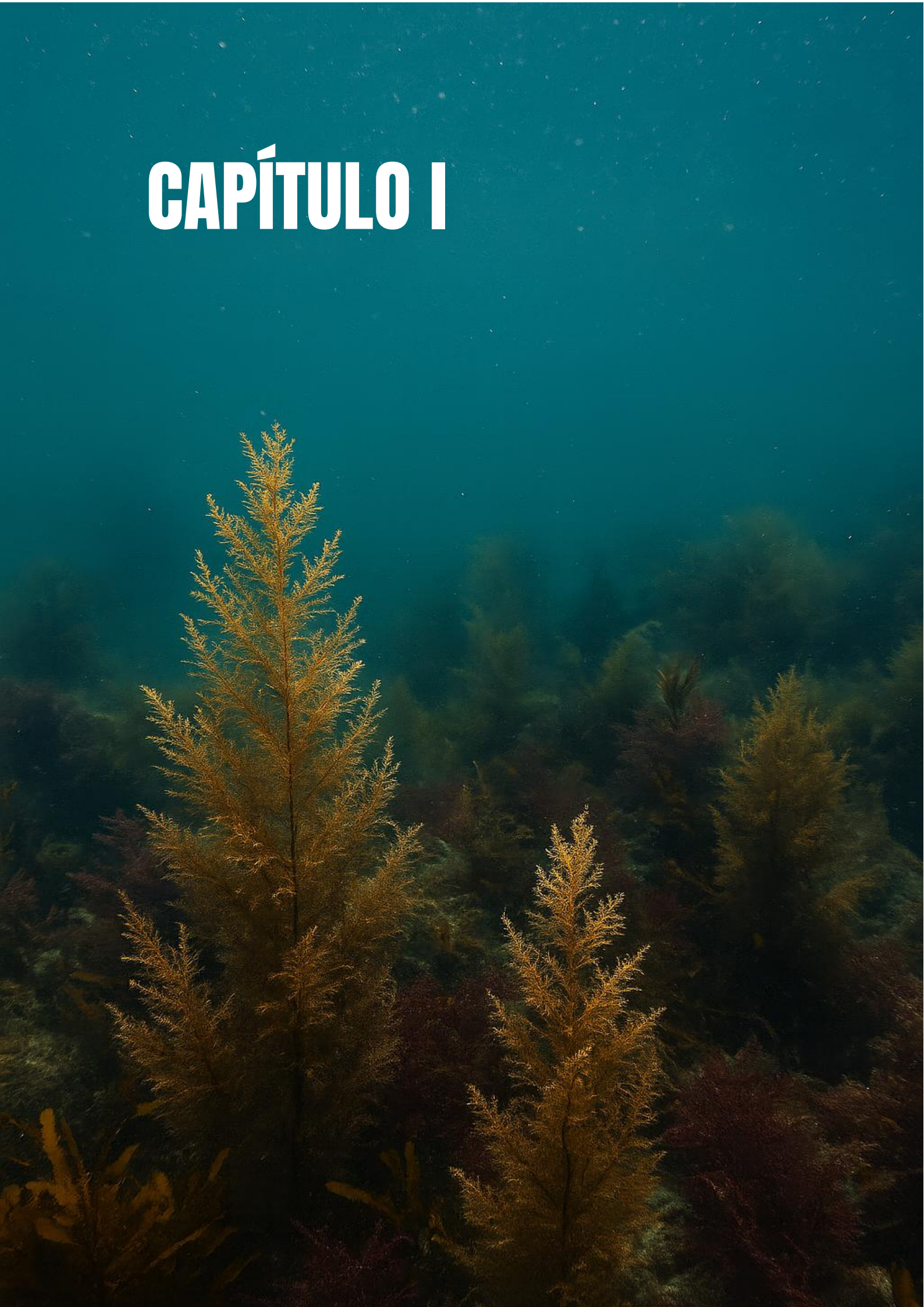
SILVA, D. et al. An improved macroinvertebrate multimetric index for the assessment of wadeable streams in the Neotropical Savanna. **Ecological Indicators**, v. 81, p. 514–525, 2017.

SOLTAN, D. et al. Changes in macroalgal communities in the vicinity of a Mediterranean sewage outfall after the setting up of a treatment plant. **Marine Pollution Bulletin**, v. 42, n. 1, p. 59-70, 2001.

TERRA, B. et al. Assessment of biotic condition of Atlantic Rain Forest streams: A fish-based multimetric approach. **Ecological Indicators**, v. 34, p. 136–148, 2013.

ZUCCARELLO, G. et al. Population structure and physiological differentiation of haplotypes of *Caloglossa leprieurii* (Rhodophyta) in a mangrove intertidal zone. **Journal of Phycology**, v. 37, p. 235-244, 2001.

CAPÍTULO I



CAPÍTULO I - EMPREGO DAS MACROALGAS NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL: UMA REVISÃO NARRATIVA

Resumo

A utilização de macroalgas como bioindicadores em ambientes costeiros tem se consolidado como uma abordagem promissora para avaliação da qualidade ambiental. Este trabalho teve como objetivo analisar índices ecológicos que utilizam ou incorporam macroalgas em sua estrutura metodológica, com ênfase na aplicação dessas ferramentas em diferentes regiões e contextos ecossistêmicos de recifes e costões rochosos. Foi realizada uma revisão narrativa da literatura, abrangendo publicações entre 2001 e 2021, resultando na identificação de índices como CAI, COARSE, EBQI, INDEX-COR, ISLA, MAES, CBQI, MACS e Reef-EBQI. A análise dos dados evidenciou uma distribuição geográfica desigual das publicações, com predominância em países europeus e sub-representação de regiões como África e Ásia. No recorte temporal, identificou-se um crescimento significativo da produção científica após 2011, com a média anual de publicações aumentando de 3,3 para 7,7 artigos. Além disso, constatou-se que nenhum dos índices analisados foi desenvolvido ou aplicado especificamente em ambientes de manguezal, o que torna interessante a avaliação quanto a sua aplicabilidade neste ambiente. Tal proposta se alinha aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável 13 (Ação contra a mudança global do clima) e 14 (Vida na água), promovendo avanços no monitoramento costeiro e contribuindo para a conservação da biodiversidade em ecossistemas sensíveis.

Palavras-chave: bioindicadores; costões rochosos; índices ecológicos; macroalgas; manguezal; revisão de literatura.

1. INTRODUÇÃO

As regiões costeiras marinhas estão entre as áreas mais suscetíveis às ações humanas, sendo amplamente utilizadas para diversas atividades antrópicas. Diante disso, uma variedade de medidas legislativas foi instituída — como a Lei do Mar no Brasil, Lei dos Oceanos nos Estados Unidos, Austrália e Canadá; a Diretiva Quadro da Água e a Diretiva de Estratégia Marinha na Europa; e a Lei Nacional da Água na África do Sul — com o objetivo de enfrentar os desafios relacionados à sustentabilidade das águas, habitats e recursos costeiros marinhos (BORJA et al., 2010). A gestão eficaz desses ecossistemas depende, portanto, da análise de sua qualidade ecológica e da sua resiliência, com foco especial na detecção precoce de sinais de alterações ambientais.

Nesse cenário, o monitoramento ambiental tem sido amplamente reconhecido como uma ferramenta essencial para a análise das transformações na biodiversidade e na organização dos ecossistemas (BIRK et al., 2012). Essa prática permite a identificação dos elementos constituintes dos sistemas naturais, seja em nível de espécie, comunidade, habitat ou ecossistema, considerando diversos atributos, como a dinâmica populacional, índices de diversidade, estrutura e funcionalidade das comunidades, serviços ecossistêmicos e o conceito de “integridade” ecológica. Tudo isso visa detectar mudanças provocadas por ações humanas ou por medidas de manejo, em diferentes escalas espaciais e temporais (BIRK et al., 2012).

Motivado pela busca do desenvolvimento sustentável, ao longo dos anos, o foco internacional sobre os ambientes costeiros se intensificou, estimulado pelos impactos visíveis das pressões antrópicas sobre esses ecossistemas. Isso gerou uma demanda crescente por métodos confiáveis capazes de distinguir a variabilidade natural dos ecossistemas das alterações resultantes da interferência humana; e indicadores ambientais precisos e economicamente viáveis para monitorar tais transformações (MARTINEZ-CREGO et al., 2010).

Dentro desse contexto, as macroalgas vêm sendo utilizadas há muito tempo como ferramentas eficazes nas avaliações ecológicas (STEVENSON, 2014), em razão de seu papel ecológico fundamental (STENECK et al., 2002) e de sua alta sensibilidade a diferentes tipos de estresse ambiental (THIBAUT et al., 2015; PIAZZI; CECCHERELLI, 2020). Por essa razão, as comunidades de macroalgas são amplamente reconhecidas como excelentes bioindicadores em estudos de monitoramento e avaliação de distúrbios ambientais (PINEDO et al., 2007; JUANES et al., 2008; GUINDA et al., 2008; DÍEZ et al., 2012; NETO et al., 2012).

Os programas de monitoramento que utilizam macroalgas empregam uma diversidade de estratégias de amostragem e técnicas de mapeamento, além de adotarem diferentes parâmetros ecológicos para a análise (KRUMHANS� et al., 2016; DUFFY et al., 2019). Ao

longo dos anos, foram propostos diversos índices ecológicos baseados nas assembleias de macroalgas (ORFANIDIS et al., 2003; BALLESTEROS et al., 2007; CECCHI et al., 2014).

O presente estudo tem como propósito revisar os métodos e técnicas que fazem uso das macroalgas como indicadores do estado ecológico dos sistemas costeiros marinhos, com o intuito de apresentar uma visão abrangente dos avanços na área.

2. METODOLOGIA

Durante o período de janeiro de 2022 a dezembro de 2024, foi realizada uma revisão da literatura com o objetivo de identificar estudos relacionados ao uso de macroalgas como bioindicadores para a elaboração de índices ecológicos. A pesquisa bibliográfica abrangeu diversas bases de dados acadêmicas amplamente reconhecidas na área de ciências marinhas, incluindo: Google Acadêmico, Periódicos CAPES, *Science Direct*, *Scielo*, *Web of Science* e *Wiley Online Library*, além de websites de instituições voltadas à pesquisa marinha.

A busca consistiu na combinação de múltiplas palavras-chave relevantes para o tema, tais como: *macroalgae*, *seaweed*, *ecological indices*, *Bostrychietum*, *mangrove*, *monitoring*, *biomonitoring*, *bioindicator*, *assessment*, *macroalgal beds*, *productivity*, *climate change*, *sedimentation*, *heavy metals*, *temperature*, *nutrients* e *water quality*. Como critério de exclusão, foram desconsiderados os trabalhos que empregam métodos e/ou técnicas que não são utilizados para o monitoramento ambiental ou criação de índices ecológicos. Além disso, foram considerados como critérios de exclusão, a análise de pertinência temática, tipo de documento (excluindo-se resumos expandidos, revisões não sistemáticas e relatórios técnicos) e ausência de informações metodológicas claras.

Dentre os artigos obtidos, foram selecionados aqueles que apresentavam métodos aplicados em pesquisas de campo envolvendo macroalgas, com ênfase naqueles que descrevem procedimentos para avaliar a distribuição espacial e a qualidade ecológica das assembleias de macroalgas. Os estudos selecionados foram organizados com base nos temas abordados e nas regiões geográficas investigadas.

3. RESULTADOS

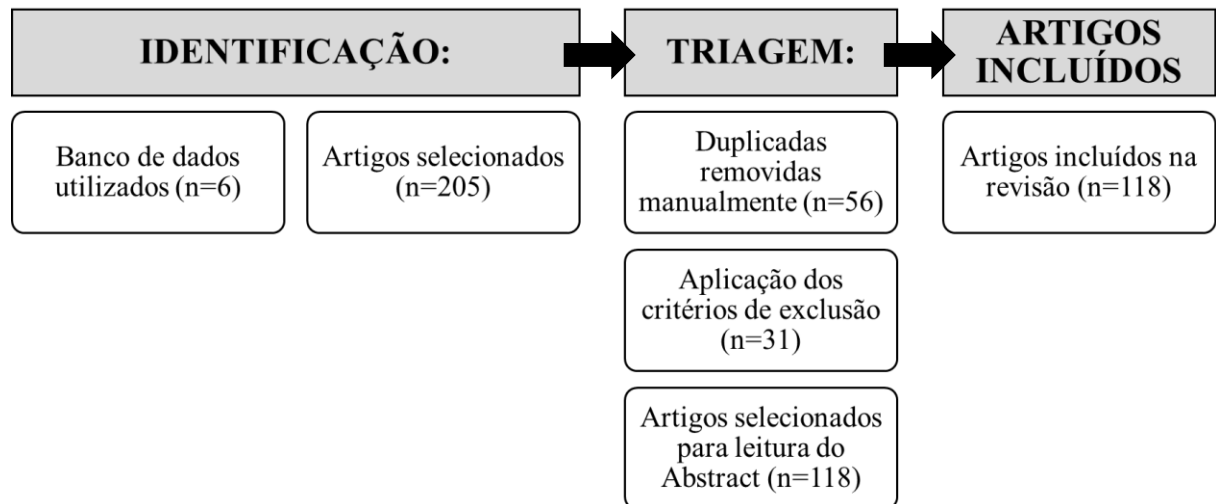
O levantamento bibliográfico foi conduzido a partir da consulta em seis bases de dados científicas ($n = 6$), selecionadas por sua relevância e abrangência às abordagens objetos deste estudo (Figura 1). A partir dessa busca inicial, foram identificados 205 artigos científicos potencialmente relevantes para os objetivos desta revisão. Na etapa seguinte, realizou-se a

remoção manual de duplicatas ($n = 56$), procedimento necessário devido à sobreposição de registros entre as bases de dados consultadas.

Após a eliminação dos duplicados, os artigos restantes ($n = 149$) foram submetidos à aplicação de critérios de exclusão. Como resultado dessa triagem, 31 publicações foram excluídas, totalizando 118 artigos selecionados para leitura do resumo (Abstract) e análise de conteúdo.

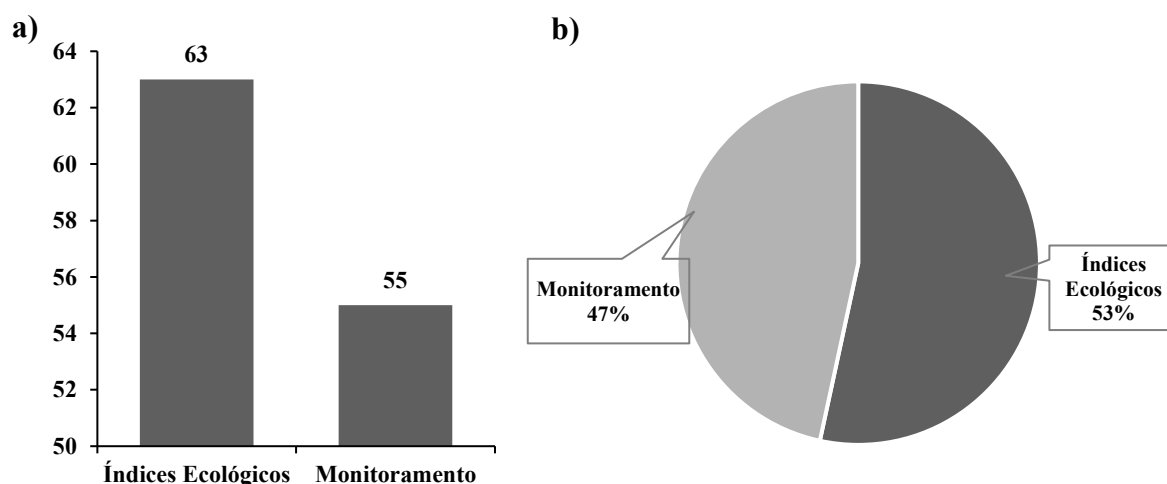
Por fim, todos os 118 artigos que atenderam aos critérios estabelecidos foram incluídos na revisão, compondo o corpo documental utilizado para análise crítica dos índices ecológicos relacionados ao uso de macroalgas. Esse processo, representado de forma esquemática no fluxograma da figura 1, assegurou a robustez metodológica da revisão e a representatividade dos estudos analisados, possibilitando a elaboração de uma síntese fiel ao estado atual do conhecimento na área.

Figura 1. Diagrama de fluxo representando a estratégia de seleção de artigos usada na revisão sistemática.



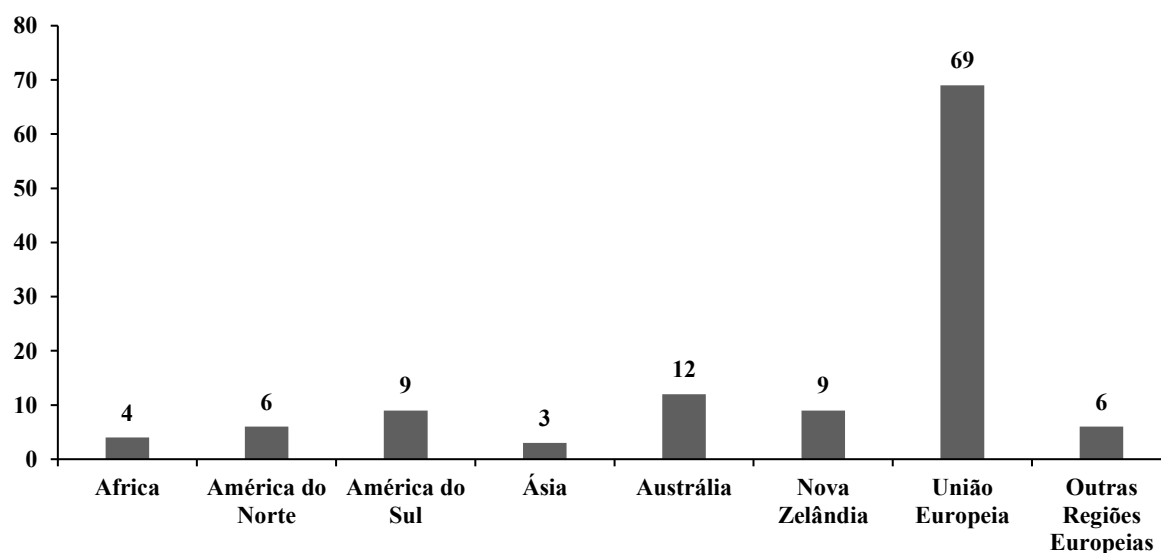
Os 118 artigos selecionados foram divididos em duas categorias: monitoramento de assembleias de macroalgas (55); e desenvolvimento e aplicação de índices ecológicos que utilizam macroalgas (63), correspondendo a 47% e 53% do total de artigos encontrados, respectivamente (Figura 2; Tabela S1).

Figura 2. Quantidade e proporção dos artigos encontrados na revisão. Em a) quantidade de artigos por abordagem investigativa, em b) porcentagem de artigos por abordagem investigativa.



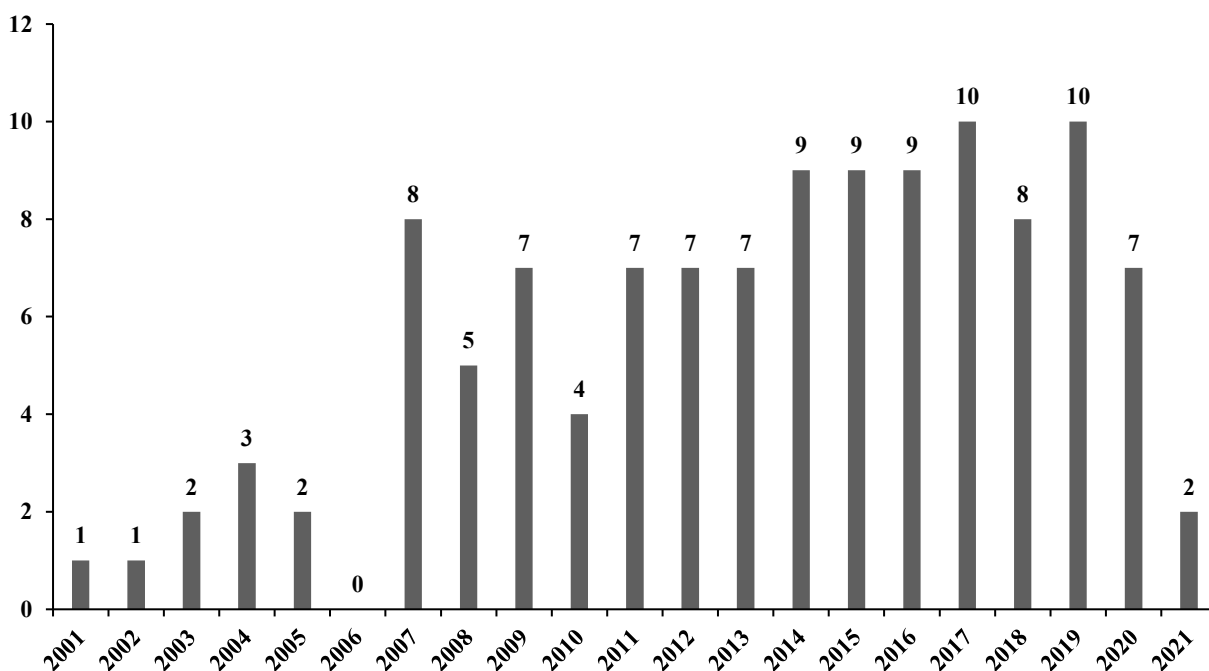
A maioria dos artigos está relacionados à União Europeia (69). Além disso, uma ampla bibliografia também se refere a Austrália (12), Américas do Sul e Central (09), Nova Zelândia (09), América do Norte (06), outras regiões europeias (06), África (04) e Ásia (03) (Figura 3).

Figura 3. Quantidade de artigos encontrados na revisão por região geográfica.



O número de artigos com tais abordagens, mais que duplicou dentro de 10 anos, após 2010, passando de uma média de 3,3 artigos por ano no período de 2001 a 2010, para uma média de 7,7 artigos por ano no período de 2011 e 2021 (Figura 4).

Figura 4. Quantidade de artigos publicados por ano, no período de 2001 a 2021, com enfoque nas abordagens de monitoramento e criação/aplicação de índices ecológicos utilizando macroalgas.



3.1. Monitoramento de macroalgas

3.1.1. África

As florestas de Kelps localizadas na África do Sul constituem uma importante fonte de dados científicos, especialmente em virtude do Programa de Ecologia de Bancos de Kelps, conduzido nas décadas de 1970 e 1980. No entanto, segundo afirmam Blamey e Bolton (2017), apesar dos avanços promovidos por essa iniciativa, observa-se uma carência de monitoramento contínuo e de longo prazo dessas florestas na região. Entre os principais objetos de estudo, destacam-se as espécies *Ecklonia maxima* (Osbeck) Papenfuss e *Laminaria pallida* Greville, que se tornam visíveis durante as marés de sizígia, quando alcançam a superfície (ANDERSON et al., 2007; BOLTON et al., 2012).

A extensão do monitoramento compreendeu cerca de 900 km da costa sul-africana, utilizando uma variedade de técnicas, como fotografias aéreas infravermelhas, imagens aéreas multiespectrais, sensores do satélite Landsat e mapeamento físico realizado com GPS portátil. A comparação entre imagens históricas, obtidas de diversas fontes, possibilitou identificar alterações visuais nos habitats costeiros, destacando-se, entre elas, a expansão gradual de *E. maxima* para o leste (REIMERS et al., 2014). Para complementação dos dados, novas informações cartográficas foram obtidas por meio da análise de imagens de satélite de multi-resolução (DUNGA, 2020).

Nas regiões costeiras do Mediterrâneo africano, a implementação de programas de monitoramento utilizando macroalgas como ferramenta indicadora teve início em 2018, sendo baseada em metodologias previamente consolidadas em países europeus (CHABANE et al., 2018; BAHBAH et al., 2020). No contexto da aplicação da Diretiva-Quadro da Água (*Water Framework Directive – WFD*) em algumas regiões da França, avaliou-se a eficácia do uso das macroalgas como indicadoras de qualidade biológica nos recifes de La Réunion. Para isso, foram analisadas relações entre a composição e abundância de macroalgas e os parâmetros físico-químicos da água (ZUBIA et al., 2018).

3.1.2. América do Norte

Na América do Norte, existe uma vasta produção científica sobre as florestas de algas gigantes do gênero *Macrocystis* e seus respectivos ecossistemas (SCHIEL et al., 2015). Na Califórnia, por exemplo, os bancos de algas vêm sendo mapeados e monitorados desde o ano de 1967 (BELL et al., 2015), por meio de diversos projetos, entre os quais se destacam o Programa de Pesquisa Ecológica de Longo Prazo (LTER), o Projeto Costeiro de Santa Bárbara (SBC) (CASTORANI et al., 2018; BELL et al., 2020) e o programa “Sinais Vitais”, vinculado ao Parque Nacional das Ilhas do Canal (*Channel Islands National Park*), na Califórnia (DAVIS, 2005). No estado de Washington, os bancos de *Macrocystis pyrifera* (Linnaeus) C. Agardh e *Nereocystis leutkeana* (K. Mertens) Postels & Ruprecht vêm sendo acompanhados por levantamentos aéreos regulares desde 1988 (VAN WAGENEN, 2015).

Já no estado do Oregon, o monitoramento de longo prazo tem sido realizado com auxílio de imagens de satélite, com o objetivo de avaliar os impactos das mudanças climáticas sobre as florestas de algas (HAMILTON et al., 2020). No Alasca, destaca-se o programa da Reserva Nacional de Pesquisa Estuarina da Baía de Kachemak, que monitora as populações de *N. leutkeana* (MAYNE ISLAND CONSERVANCY SOCIETY, 2010). Além disso, em 2014, a Comissão dos Estreitos do Noroeste (*Northwest Straits Commission*) promoveu um levantamento regional dos bancos dessa mesma espécie, empregando um método inovador baseado em caiaque, onde pesquisadores utilizam este meio como plataforma móvel para realizar o monitoramento de bancos de algas marinhas (BISHOP, 2016).

A rede de pesquisas MARINE (*Multi-Agency Rocky Intertidal Network*), liderada pela Universidade da Califórnia em Santa Cruz, conduz levantamentos intertidais regulares em locais fixos ao longo de toda a costa pacífica da América do Norte, bem como em pontos selecionados na costa atlântica. O foco da rede está no monitoramento da dinâmica de espécies-chave dentro de parcelas intertidais fixas. Em paralelo, a Parceria para Estudos

Interdisciplinares dos Oceanos Costeiros (*Partnership for Interdisciplinary studies of Coastal Oceans*) mantém, desde 1999, o monitoramento contínuo de florestas de algas em habitats rasos de substrato rochoso (profundidades entre 5 e 20 metros), com base em protocolos padronizados de censo visual.

O programa *Reef Check*, por sua vez, mobilizou uma rede global de voluntários mergulhadores SCUBA que monitoram recifes por meio de censo visual. Este programa atua por meio de três iniciativas principais: o Programa de Recifes Tropicais (*Tropical Reefs Program*), o Programa da Baja Califórnia–México (*Baja California-Mexico Program*), e o Programa da Califórnia (*California Program*) (FREIWALD; WISNIEWSKI, 2015).

No Canadá, dados históricos de biomassa e extensão de leitos de algas — abrangendo períodos entre 30 e 65 anos — têm sido utilizados em esforços de monitoramento (FILBEE-DEXTER et al., 2016). Lançado em 2016, o Programa de Linha de Base Ambiental Costeira (*Coastal Environmental Baseline Program*) estabeleceu um período de cinco anos para a coleta de dados abrangentes sobre o estado de seis ecossistemas marinhos. Na Colúmbia Britânica, estimativas iniciais de biomassa, produção total e extensão de bancos de *N. leutkeana* e *M. pyrifera* foram obtidas em 2007, utilizando-se fotografia infravermelha colorida (SUTHERLAND et al., 2008). Posteriormente, entre os anos de 2009 e 2013, foi conduzido um programa colaborativo de monitoramento ecológico em recifes rochosos rasos, voltado à compreensão da dinâmica dos ecossistemas de florestas de algas (TREBILCO et al., 2014).

3.1.3. Américas do Sul e Central

Na América do Sul, estudos envolvendo a macroalga *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar foram conduzidos na Argentina (CASAS; PIRIZ, 1996). No Chile, o governo implantou um plano de cogestão e conservação denominado Áreas de Gestão e Exploração de Recursos Bentônicos (*Management and exploitation areas for benthic resources* - MEABR), no qual várias espécies de macroalgas exploradas comercialmente passaram a ser alvo de monitoramento sistemático (ALMANZA; BUSCHMANN, 2013). Ainda no Chile, populações da espécie *Lessonia nigrescens* Bory foram monitoradas e comparadas em diferentes contextos de uso ao longo da costa norte, abrangendo áreas de livre acesso, áreas sob exploração e áreas marinhas protegidas (VEGA et al., 2014).

No Canal Beagle, imagens de satélite de alta resolução foram empregadas na descrição de padrões espaciais e temporais dos leitos de algas, por meio da técnica de Análise de Mistura Espectral (*Spectral Mixture Analysis* - SMA) (HUOVINEN et al., 2020). Já na zona tropical americana, pesquisas abordaram a estrutura dos agrupamentos de macroalgas e suas variações

espaço-temporais (CARBALLO et al., 2002; LOPEZ et al., 2017), sendo a cobertura de macroalgas frequentemente utilizada como um indicador-chave para avaliação do estado dos recifes (BRUNO et al., 2009, 2014).

Em 2015, após sucessivos eventos de floração de *Sargassum* sp., o Centro Operacional de Gestão de Crises Interdepartamental da França (*French Interdepartmental Crisis Management Operational Centre*) elaborou mapas de quatro áreas de interesse nas ilhas Antilhas Francesas, com o objetivo de determinar a extensão espacial dessas florações. No Brasil, agrupamentos de macroalgas têm sido monitorados no contexto de avaliações de impacto ambiental (DE SZECHY et al., 2017; DE PAULA et al., 2020). Além disso, um índice ecológico (*Ecological Evaluation Index* - EEI-c), desenvolvido na Europa e baseado em macroalgas, foi aplicado no país (CALDEIRA e REIS, 2019).

3.1.4. Ásia

O Japão destaca-se por possuir a maior diversidade de espécies de algas do mundo, além de manter uma tradição secular na coleta desses organismos para uso alimentar (FUJITA, 2011). Entre os anos de 1887 e 2014, foram reunidos dados sobre 86 espécies de algas formadoras de habitat, pertencentes às ordens Fucales e Laminariales, abrangendo 7.673 pontos ao longo da costa japonesa, desde zonas temperadas quentes até frias, constituindo, assim, uma base de dados valiosa para análises de mudanças ecológicas em longo prazo (ARITA et al., 2020).

Em 2003, o Ministério do Meio Ambiente do Japão iniciou um programa de monitoramento que incorporou ecossistemas marinhos. A partir de 2008, comunidades de algas passaram a ser monitoradas em seis áreas específicas, com destaque para as espécies de algas fucoides e laminariales (WATANABE et al., 2012). Para caracterizar essas comunidades, aplicaram-se métodos de amostragem tanto destrutivos quanto não destrutivos, permitindo a obtenção de dados sobre composição de espécies, cobertura, biomassa e distribuição vertical (TERADA et al., 2019). Além disso, o estado ecológico e o nível trófico de substratos rochosos em uma baía iraniana foram analisados utilizando o Índice de Avaliação Ecológica, metodologia desenvolvida originalmente na Europa (ALAVIAN et al., 2018).

3.1.5. Austrália

No sul da Austrália, ocorrem gêneros de laminariales como *Macrocystis*, *Lessonia*, *Ecklonia*, além de gêneros fucóides, com destaque para *Sargassum* e *Cystophora* (WOMERSLEY, 1992). Embora existam numerosos estudos científicos sobre macroalgas e seus agrupamentos na Austrália Ocidental, os trabalhos com base em dados de monitoramento

de longo prazo ainda são escassos (WERNBERG et al., 2009; EDGAR; BARRETT, 1999; HART et al., 2004).

Em 2003, foi instituído o Programa de Monitoramento de Recifes Intertidais (*Intertidal Reef Monitoring Program* – IRMP), que aplica métodos padronizados de censo visual para avaliar a abundância e diversidade de macroalgas e invertebrados em diversas reservas marinhas (HART; EDMUNDS, 2005). Na costa metropolitana de Adelaide, as investigações sobre a saúde dos recifes tiveram início no final da década de 1990, no âmbito do programa de pesquisa *Reef Health*, coordenado pelo Instituto de Pesquisa e Desenvolvimento da Austrália do Sul (*South Australian Research and Development Institute* - SARDI) (TURNER et al., 2007; COLLINGS et al., 2008; WESTPHALEN, 2008).

No ano de 2000, o Departamento de Indústrias Primárias, Água e Meio Ambiente, em parceria com a Universidade da Tasmânia, deu início a um projeto voltado ao mapeamento e à pesquisa de bancos de *Macrocystis* e *Undaria pinnatifida* (EDYVANE, 2003). Já na Austrália Ocidental, grupos funcionais de macroalgas foram utilizados como indicadores de alterações nas comunidades bentônicas, com base na análise de imagens digitais no contexto de um programa de monitoramento implementado em parques marinhos (BELL-CHAMBERS et al., 2009).

Na região de Perth, programas de monitoramento em atividade avaliam os agrupamentos de macroalgas como parâmetro para analisar a qualidade do habitat bentônico ou da água, contando com o apoio do Departamento de Meio Ambiente e Conservação, do Departamento do Meio Ambiente e Patrimônio e da Autoridade de Proteção Ambiental (SMALE et al., 2011). Além disso, a cobertura de macroalgas tem sido incluída como um descritor em índices de avaliação do estado ecológico de recifes de coral (THOMPSON et al., 2020).

3.1.6. Nova Zelândia

Na Nova Zelândia, macroalgas foram recomendadas como organismos adequados para uso em programas de monitoramento ambiental, com base em uma variedade de estudos prévios (SHEARS; BABCOCK, 2007; WING; JACK, 2007; SHEARS, 2010, 2017; HEWITT, 2014). No entanto, a implementação desses programas não tem sido consistente nas escalas local, regional ou nacional. Uma revisão do monitoramento ambiental marinho no país foi realizada com o objetivo de avaliar a viabilidade de programas mais abrangentes baseados em iniciativas de amostragem já existentes (HEWITT, 2014). O autor apontou como principais limitações a

ausência de metodologias padronizadas, a compreensão insuficiente da variabilidade natural e a cobertura geográfica limitada.

Alguns conjuntos de dados de longo prazo foram coletados por pesquisadores (SCHIEL, 2011) e por meio de programas conduzidos pelo Departamento de Conservação (SHEARS e BABCOCK, 2007; SHEARS, 2010) e por Conselhos Regionais (SHEARS, 2017). Um resumo geral foi feito a respeito de estudos que relataram a abundância quantitativa de macroalgas em diferentes localidades da Nova Zelândia (HURD et al. 2004). No entanto, verificou-se que a maior parte do monitoramento de reservas marinhas tem se concentrado principalmente em peixes e invertebrados, com a inclusão limitada de espécies de macroalgas (PANDE; GARDNER, 2009, 2012; BATTERSHILL et al., 1993; WING, 2006; WING; JACK, 2007; ZINTZEN, 2014).

Áreas de Proteção de Pesca Costeira foram estabelecidas nos territórios do povo Ngāi Tahu, fornecendo dados de referência relevantes (D'ARCHINO et al., 2019). Como tentativa de contribuir com a constante proteção e conservação dos ecossistemas costeiros, estudos avaliaram a distribuição, o status de conservação e o potencial das macroalgas neozelandesas como indicadores ecológicos (D'ARCHINO et al., 2019; NELSON et al., 2019).

3.1.7. União Europeia

A Europa é referência em estudos que investigam a relação entre a qualidade ambiental e as assembleias de macroalgas (BENEDETTI-CECCHI et al., 2001; SOLTAN et al., 2001; ARÉVALO et al., 2007; PINEDO et al., 2007; FALACE et al., 2010; PIAZZI et al., 2011). Com o objetivo de atender aos requisitos da Diretiva Quadro da Água (DQA) e, posteriormente, da Diretiva Quadro da Estratégia Marinha (DQEM), ferramentas de monitoramento foram desenvolvidas na Europa, oferecendo uma abordagem integrada baseada em ecossistemas para a manutenção e melhoria do estado ecológico das águas costeiras, habitats e recursos marinhos (BORJA et al., 2010).

A DQA segmenta o ecossistema marinho costeiro em Elementos de Qualidade Biológica (EQB), avaliando individualmente sua estrutura, como o conjunto de espécies, antes de integrá-los para determinar a condição geral do ambiente. Em contraste, a DQEM se baseia em 11 descritores que sintetizam o funcionamento sistêmico do ecossistema marinho: biodiversidade, espécies exóticas, estoques de peixes, teias alimentares, eutrofização, integridade do fundo marinho, hidro-morfologia, contaminantes no ambiente marinho, contaminantes em frutos do mar, lixo e introdução de energia/ruído (BORJA et al., 2010).

A DQEM exige que todas as águas marinhas europeias atinjam o “Bom Estado Ambiental” (*Good Environmental Status* – GES), o qual é definido como a situação em que os descritores não se desviam significativamente das condições naturais ou não perturbadas (ZAMPOUKAS et al., 2013). Ambas as diretivas empregam cinco classes de estado ecológico: alto, bom, moderado, pobre e ruim. Além disso, definem os seus limites com base na razão entre os valores observados dos EQB e aqueles encontrados em locais com mínimas perturbações antrópicas (condições de referência) (BALLESTEROS et al., 2007).

A DQA reconhece as macroalgas como um EQB essencial para habitats costeiros rochosos e determina sua aplicação na avaliação do estado ecológico de corpos d’água de transição ou costeiros (GUINDA et al., 2008; KELLY, 2013). Para isso, define critérios específicos de referência que devem ser atendidos: (1) a composição taxonômica deve corresponder total ou quase totalmente às condições naturais; (2) não devem ser detectadas alterações significativas na abundância de macroalgas resultantes de atividades humanas (WELLS et al., 2007).

Neste contexto, diversos índices ecológicos baseados em macroalgas têm sido desenvolvidos para a avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas marinhos costeiros (BALLESTEROS et al., 2007; WELLS et al., 2007; JUANES et al., 2008; NETO et al., 2012; CECCHI et al., 2014). Os Fuciales são o grupo mais utilizado como EQB, e parâmetros como densidade de frondes, comprimento de frondes, razão entre comprimento de fronde e o comprimento total da planta, além da riqueza taxonômica de epibiontes, são considerados indicadores eficazes do estado ecológico das águas costeiras (WALLENSTEIN et al., 2013; DE CASAMAJOR et al., 2019; MANCUSO et al., 2018).

3.1.8. Outras Regiões Europeias

Com o objetivo de padronizar metodologias de monitoramento utilizadas na Finlândia, Noruega, Suécia e Dinamarca, adotando abordagens comuns, um projeto chamado ALGAMONY foi desenvolvido (MOY et al., 2010). Duas métricas foram selecionadas para a aplicação conjunta: 1) a cobertura total de espécies de macroalgas eretas e o 2) limite inferior de profundidade de distribuição de macroalgas específicas (MOY et al., 2010).

Na Noruega, o Programa de Mapeamento e Monitoramento da Biodiversidade Marinha teve início em 2003, integrando dados sobre distribuição de habitats e espécies nas regiões costeiras (BEKKBY et al., 2013; BARTSCH et al., 2015). Em paralelo, a Agência Norueguesa de Clima e Poluição financiou, no mesmo ano, um programa voltado ao mapeamento e monitoramento da espécie *Saccharina latissima* (BEKKBY et al., 2013). Um índice chamado

“Índice da Natureza” (NI), que contempla um total de 65 indicadores, dentre eles as macroalgas, foi proposto como ferramenta permanente de gestão ambiental e apoio ao planejamento político (OUG et al., 2013).

No Mar Báltico, o monitoramento de longo prazo teve início em 1993, com a ampliação para mais 50 locais em 2006 (VAHTERI; VUORINEN, 2016). As coletas de campo foram realizadas por meio de mergulho autônomo (SCUBA) em transectos fixos de 50 metros, permitindo a observação de variações temporais em cinturões de *Fucus*. Foram consideradas a abundância e a distribuição de nove das espécies de macroalgas mais dominantes. Um modelo baseado em dados públicos de monitoramento de macroalgas foi utilizado para estimar a produtividade das espécies (ÖBERG, 2006).

3.2. Índices ecológicos envolvendo macroalgas

No âmbito da conservação internacional dos ecossistemas aquáticos, as estratégias atualmente empregadas demandam a identificação de índices bióticos apropriados para a avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas marinhos costeiros (BORJA et al., 2010; MARTINEZ-CREGO et al., 2010). Diversos índices têm sido desenvolvidos nos últimos anos, baseando-se em distintas abordagens metodológicas (BIRK et al., 2012).

Os primeiros índices concentravam-se na sensibilidade ou tolerância de espécies, ou de grupos ecológicos indicadores, ao estresse causado por alterações na qualidade da água (ORFANIDIS et al., 2003; ROSENBERG et al., 2004; BALLESTEROS et al., 2007). Porém, índices mais recentes incorporam uma ampla gama de descritores ecológicos e/ou adotam uma abordagem centrada no funcionamento do ecossistema como um todo (PERSONNIC et al., 2014; RASTORGUEFF et al., 2015; THIBAUT et al., 2017).

Os índices existentes que envolvem macroalgas podem ser divididos em dois grupos: 1) aqueles focados principalmente em macroalgas e 2) aqueles que incluem também as macroalgas.

3.2.1. Índices focados em Macroalgas

3.2.1.1. ALEX

O índice ALEX (*Alien Biotic Index*) foi originalmente concebido para avaliar o grau de invasões biológicas em assembleias de macroinvertebrados de fundos inconsolidados (CINAR; BAKIR, 2014). Posteriormente, uma versão adaptada foi proposta para sua aplicação em comunidades de macroalgas, com o objetivo de detectar a presença e o avanço de espécies não

nativas (PIAZZI et al., 2015a). Este índice foi implementado em uma Área Marinha Protegida (AMP) onde existe um porto destinado à pesca recreativa, demonstrando sua eficácia na identificação de variações espaciais e de habitat, inclusive em contextos nos quais algumas macroalgas exóticas se encontram em fases iniciais de estabelecimento (PIAZZI et al., 2018; 2021a). O ALEX também foi utilizado em estudos voltados à avaliação de impactos ambientais (PIAZZI et al., 2020).

3.2.1.2. *BENTHOS*

O índice BENTHOS foi desenvolvido para avaliar comunidades em zonas rochosas sublitorâneas superiores na costa da Catalunha, região do Mediterrâneo noroeste. Este índice utiliza ferramentas de ordenação e relações correlacionais para classificar espécies e amostras ao longo de gradientes ambientais. Os resultados indicaram um gradiente ecológico, desde comunidades dominadas por *Fucales* até aquelas onde predominam espécies do gênero *Ulva*, com situações intermediárias caracterizadas por coralinóides (PINEDO et al., 2007).

3.2.1.3. *CARLIT*

Já o índice CARLIT (*CARtography of LITtoral and upper-sublittoral rocky-shore communities*) baseia-se no grau de desenvolvimento de *Fucales* em costões rochosos. A metodologia consiste na observação visual das comunidades dominantes a partir de embarcações próximas à linha costeira, segmentando-a conforme a presença de diferentes comunidades algais. Este índice é reconhecido institucionalmente para monitoramento ambiental na Espanha desde 1999, na Itália desde 2004 e na França desde 2006 (BALLESTEROS et al., 2007; MANGIALAJO et al., 2007; ASNAGHI et al., 2009; DE LA FUENTE et al., 2018; BLANFUNE et al., 2011, 2017). Sua aplicabilidade foi testada em diversas localidades do Mediterrâneo, como Albânia (BLANFUNE et al., 2016a), Argélia (BAHBAH et al., 2020), ao longo da costa libanesa (BADREDDINE et al. 2018), em quatro Ilhas Tirrenas (JONA LASINIO et al., 2017), no Mar Adriático (NIKOLIĆ et al., 2011, 2013; SFRISO e FACCA, 2011), e no Mar de Alboran (Costa Europeia) (BERMEJO et al., 2013). A distribuição de *Fucus virsoides* J.Agardh no Golfo de Trieste foi avaliada com o método CARLIT (ORLANDO-BONACA et al., 2008). Em 2017, BLANFUNE et al. (2017) sugeriram um método CARLIT mais simplificado.

3.2.1.4.CCO

O Índice CCO (*Cover, Characteristic species, Opportunistic species*) foi desenvolvido com o propósito de atender às exigências da Diretiva Quadro da Água da União Europeia (WFD) em ambientes costeiros, utilizando as comunidades de macroalgas intertidais como bioindicadores, enquadrando-se como Elemento de Qualidade Biológica. Esse índice baseia-se em três métricas principais: a cobertura total das comunidades de macroalgas, a contagem de espécies características associadas a diferentes níveis topográficos ou comunidades algais, e a cobertura relativa das espécies oportunistas. A pontuação final do CCO é obtida por meio da agregação dos valores atribuídos a cada uma dessas métricas (AR GALL et al., 2016).

3.2.1.5.CFR

O índice CFR (*Calidad de Fondos Rocosos*) fundamenta-se na análise das comunidades de macroalgas ao longo de um gradiente batimétrico, integrando variáveis como a riqueza de espécies características, a cobertura total dessas macroalgas, a presença de espécies oportunistas e o estado fisiológico geral da comunidade (JUANES et al., 2008; GUINDA et al., 2014). A metodologia aplicada é de fácil execução e dispensa identificação taxonômica detalhada, pois se baseia essencialmente na avaliação da cobertura de macroalgas características de grande porte e de espécies oportunistas. Por essa razão, o CFR é considerado uma ferramenta útil e eficiente em programas de monitoramento em larga escala, especialmente em áreas sublitorâneas (GUINDA et al., 2014).

3.2.1.6.EEI

O Índice de Avaliação Ecológica (EEI) foi desenvolvido com o objetivo de mensurar o estado ecológico de ambientes aquáticos de transição e costeiros, por meio da análise de alterações estruturais e funcionais em ecossistemas marinhos, utilizando como base a classificação de macrófitas bentônicas marinhas em dois grupos de status ecológicos (ESG): ESG I e ESG II, os quais representam, respectivamente, ambientes preservados e degradados (ORFANIDIS et al., 2011). O grupo ESG I é composto por espécies com talos espessos ou calcificados, crescimento lento, ciclos de vida prolongados e fanerógamas marinhas, ao passo que o grupo ESG II é formado por espécies com morfologia filamentosa ou folhosa, com elevado crescimento, ciclos de vida curtos, características oportunistas e inclui cianobactérias. A detecção de variações espaciais e temporais nas comunidades de macrófitas bentônicas é realizada por meio de amostragens sazonais em polígonos permanentes, não sobrepostos,

ambientalmente homogêneos, recomendados para ecossistemas bem delimitados, como lagoas, enseadas rasas ou setores fixos em litorais abertos (ORFANIDIS et al., 2003). A aplicação inicial do EEI na costa da Eslovênia demonstrou sua utilidade como ferramenta para implementação da Diretiva-Quadro da Água (WFD) na ecorregião do Mediterrâneo (PANAYOTIDIS et al., 2004; ORLANDO-BONACA et al., 2008). Posteriormente, sua eficácia foi avaliada em outros locais, como a costa rochosa da Albânia (GOGO, 2015), a costa da Ístria (IVEŠA et al., 2009), o litoral iraniano (ALAVIAN et al., 2018) e no Brasil (CALDEIRA; REIS, 2019).

3.2.1.7. ESCA

O índice denominado ESCA (*Ecological Status of Coralligenous Assemblages*) foi desenvolvido com base na análise de fotografias de comunidades macroalgais coralígenas do Mar Mediterrâneo, um método de coleta não destrutivo. Para compor as métricas do índice, foram utilizados descritores como a presença ou ausência e a abundância de táxons ou grupos sensíveis — representando o nível de sensibilidade das assembleias —, bem como medidas de diversidade alfa (α -diversity) e heterogeneidade beta (β -diversity) das comunidades. Esses três parâmetros foram integrados para gerar um valor final do índice ecológico multimétrico, denominado “Razão de Qualidade Ecológica”, a qual é obtida pela razão entre os valores observados e os valores de referência (CECCHI et al., 2014). O ESCA é pioneiro no uso de assembleias de macroalgas rochosas profundas para a classificação de águas costeiras. Sua eficácia foi verificada em áreas submetidas a diferentes intensidades de pressão antrópica: locais com baixa interferência humana apresentaram estrutura estratificada com predomínio de espécies eretas, ao passo que áreas fortemente impactadas foram dominadas por algas que crescem rasteiras e densamente agrupadas (PIAZZI et al., 2015b). Posteriormente, o índice foi aperfeiçoado com a inclusão de macroinvertebrados sésseis (PIAZZI et al., 2017b) e passou a ser empregado em estudos voltados à avaliação de impactos ambientais (PENNA et al., 2018; PIAZZI et al., 2019a, 2021b).

3.2.1.8. ICS

O Índice de Estrutura da Comunidade (*Index of Community Structure* - ICS) foi desenvolvido como uma métrica numérica unificada para avaliar tanto o estado estrutural quanto o desenvolvimento relativo das comunidades de macroalgas em ambientes de costa rochosa. A amostragem de campo considerou a cobertura das espécies de macroalgas,

posteriormente categorizadas em grupos taxonômicos, classes de tamanho, bem como em grupos estruturais e funcionais. O ICS integra três subíndices principais: *It*, referente à cobertura das macroalgas; *Is*, que representa a estratificação taxonômica; e *Io*, vinculado ao grupo funcional. Para validar esse índice, foram analisadas seis comunidades de macroalgas que formam cintas verticais distribuídas ao longo da zona litorânea. O estudo foi conduzido ao longo de vários anos em 14 localidades situadas na região da Bretanha, França (AR GALL; LE DUFF, 2014).

3.2.1.9. *MaQI*

O MaQI (*Macrophyte Quality Index*) é um índice ecológico desenvolvido com base em comunidades de macrófitas, apresentando duas versões específicas: uma voltada para especialistas, denominada E-MaQI (*Expert Macrophyte Quality Index*), e outra de aplicação rápida, chamada R-MaQI (*Rapid Macrophyte Quality Index*). Ambas as versões foram recomendadas às Agências Regionais para a Proteção Ambiental (ARPAs) como ferramentas de monitoramento ambiental em águas de transição italianas (SFRISO et al., 2009; SFRISO e FACCA, 2010). O índice leva em consideração o valor ecológico de todos os táxons de macroalgas e fanerógamas marinhas. Na versão voltada para especialistas (E-MaQI), há a identificação taxonômica completa até o nível de espécie, incluindo organismos epifíticos de pequeno porte. Por sua vez, o R-MaQI opera com uma abordagem mais simplificada, utilizando parâmetros como a razão entre Rhodophyta e Chlorophyta, aspectos gerais das condições ambientais, presença ou ausência de espécies-chave, biomassa e composição das assembleias de macroalgas e fanerógamas, além da variabilidade de determinados parâmetros físico-químicos.

3.2.1.10. *MarMAT*

O MarMAT (*Marine Macroalgae Assessment Tool*) é um índice desenvolvido em Portugal com o objetivo de avaliar o estado ecológico de recifes rochosos intertidais. Essa ferramenta integra sete métricas distintas: riqueza específica, proporção de representantes do filo Chlorophyta, número de espécies de Rhodophyta, razão entre espécies oportunistas e do grupo ESG I, proporção de espécies oportunistas, características morfológicas da costa e cobertura das espécies oportunistas (NETO et al., 2012). O desenvolvimento do MarMAT baseou-se em uma Lista Reduzida de Espécies específica para o litoral português, permitindo uma avaliação padronizada e adaptada à realidade biogeográfica local.

3.2.1.11. PAN-EQ-MAT

O índice PAN-EQ-MAT (PAN para uso geral, EQ para *Ecological Quality* e MAT para *Macroalgae Assessment Tool*) foi proposto como uma ferramenta que integra diversas características adaptadas dos índices RSL (*Reduced Species List*), CFR (*Calidad de Fondos Rocosos*) e MarMAT (*Marine Macroalgae Assessment Tool*). Desenvolvido para a costa dos Açores, este índice avalia a qualidade ecológica das águas costeiras com base nas características das comunidades de macroalgas presentes em costas rochosas intertidais (WALLENSTEIN et al., 2013).

3.2.1.12. QISubMac

O QISubMac (*Quality Index of Subtidal Macroalgae*) foi desenvolvido para avaliar o estado ecológico de corpos d'água ao longo da costa francesa do Canal da Mancha e do Oceano Atlântico, em conformidade com os requisitos estabelecidos pela Diretiva Quadro da Água Europeia (WFD). Esse índice é estruturado com base em 14 métricas que abrangem a penetração em profundidade, a composição das assembleias — classificadas em espécies sensíveis, características e oportunistas — e aspectos relacionados à biodiversidade das comunidades de macroalgas subtidais (LE GAL; DERRIEN-COURTEL, 2015).

3.2.1.13. RICQI

O RICQI (*Rocky Intertidal Community Quality Index*) é um índice desenvolvido para avaliar a qualidade ecológica de comunidades intertidais rochosas, utilizando parâmetros como a abundância de espécies indicadoras, a cobertura de macroalgas com morfologia complexa, a riqueza específica e a cobertura de fauna bentônica — com destaque para herbívoros e organismos filtradores —, além da proporção da fauna em relação à comunidade total. Esse índice fundamenta-se em um modelo conceitual que representa os estágios sucessionais das assembleias ao longo de um gradiente de intensificação do distúrbio ambiental, vinculando cada estágio a valores específicos das métricas que o compõem (DÍEZ et al., 2012).

3.2.1.14. RSL

O índice RSL (*Reduced Species List*) foi concebido para avaliação de comunidades de macroalgas intertidais nas Ilhas Britânicas, tendo como base principal a riqueza específica. Cerca de 70 espécies de algas compõem a lista de referência do índice, sendo que versões regionais foram adaptadas para diferentes áreas geográficas dentro do arquipélago (WELLS et

al., 2007). O índice também incorpora um sistema de pontuação que considera características físicas do habitat e a estrutura geral da comunidade algal. Alterações nas proporções entre as divisões Rhodophyta e Chlorophyta são utilizadas como indicadores de impactos antrópicos e de variações na qualidade ambiental: um aumento na presença de Rhodophyta geralmente está associado a melhores condições ecológicas, enquanto um predomínio de Chlorophyta tende a indicar ambientes degradados. Espécies de Ochrophyta (classe Phaeophyceae), por sua vez, caracterizadas por serem de grande porte, cartilaginosas e relativamente resistentes, tendem a apresentar estabilidade em diferentes condições ambientais. O índice RSL foi posteriormente adaptado e aplicado a ambientes rochosos do litoral atlântico da Andaluzia, no sul da Espanha, onde 19 localidades foram avaliadas com base em diferentes graus de pressão antrópica (como turbidez, presença de nutrientes, concentração de metais e proximidade de fontes de estresse), sendo os resultados comparados com os níveis de qualidade da água (BERMEJO et al., 2012).

3.2.1.15. TES

O índice TES (*The Ecological Status*) foi aplicado na região da Catalunha, situada no noroeste do Mar Mediterrâneo, na Espanha, com base na avaliação de quatro estratégias ecológicas distintas adotadas por macroalgas: competidoras, indiferentes, tolerantes ao estresse e oportunistas. O estudo destacou a relevância de se diferenciar especialmente entre espécies com comportamento competitivo e aquelas que demonstram tolerância a condições ambientais adversas, a fim de refletir de forma mais precisa o estado ecológico das áreas avaliadas (PINEDO; BALLESTEROS, 2019).

3.2.2. Índices que Incluem Macroalgas

Além dos índices focados principalmente em macroalgas, também existem índices baseados em propriedades do ecossistema que incorporam macroalgas.

3.2.2.1. CAI

O índice CAI (*Coralligenous Assemblage Index*) foi desenvolvido para avaliar a qualidade ecológica de habitats coralíneos, tendo sido aplicado no programa de monitoramento RECOR (Agence de l'eau RMC/Andromède Océanologie). Desde 2010, esse índice tem sido utilizado para descrever a qualidade ecológica em 120 estações distribuídas entre 17 e 120 metros de profundidade ao longo da costa mediterrânea francesa, por meio de amostragem fotográfica (HOLON et al., 2013; DETER et al., 2012).

3.2.2.2. *COARSE*

O índice *COARSE* (*COralligenous Assessment by Reef Scape Estimation*) baseia-se em observações e medições obtidas por mergulho SCUBA, fornecendo dados relevantes para a avaliação do estado de recifes coralíneos como indicador da integridade do fundo marinho, ao invés da qualidade da água costeira (GATTI et al., 2015).

3.2.2.3. *EBQI*

EBQI (*Ecosystem Based Quality Index*) considera toda a estrutura e funcionamento dos ecossistemas e foi aplicado a diferentes habitats (PERSONNIC et al., 2014; RASTORGUEFF et al., 2015). Os pontos fortes do *EBQI* são a facilidade de implementação, metodologia de coleta de dados não destrutiva, relativamente robusta - de acordo com a seleção dos compartimentos e a sua ponderação -, e pode ser associado a outros índices de confiança que indicam possíveis fragilidades e enviesamentos e, portanto, a necessidade de maior aquisição de dados de campo.

3.2.2.4. *INDEX-COR*

Este índice é baseado em uma abordagem integrada para avaliar a qualidade ecológica de recifes coralíneos (SARTORETTO et al., 2017). O índice integra três métricas: (i) a sensibilidade dos táxons à matéria orgânica e à deposição de sedimentos, (ii) a riqueza taxonômica observável e (iii) a complexidade estrutural das assembleias de macroalgas. A sensibilidade do *INDEX-COR* foi testada e mostrou boa correlação com o nível de pressão calculado para cada estação de acordo com o julgamento de especialistas e observações de campo.

3.2.2.5. *ISLA*

O *ISLA* (*Integrated Sensitivity Level of coralligenous Assemblages*) foi proposto como um método para diferenciar entre distúrbio e estresse, com o propósito de avaliar o status ecológico das assembleias coralíneas. Para aplicação do índice, mudanças no status coraligênico foram avaliadas no espaço, ao longo de um gradiente de estresse (pressões induzidas pelo homem) em vários locais do Mediterrâneo ocidental e, no tempo, de uma série de longo prazo (1961-2008) no recife Mesco (Mar da Ligúria) que engloba um evento de mortalidade em massa na década de 1990. O *ISLA* mostrou-se eficaz em medir a mudança

experimentada pelas assembleias coralíneas no espaço e no tempo (MONTEFALCONE et al., 2017).

3.2.2.6. MAES, CBQI e MACS

Os índices MAES (*Mesophotic Assemblage Ecological Status*), CBQI (*Coralligenous Bioconstruction Quality Index*) e MACS (*Mesophotic Assemblage Conservation Status*) foram desenvolvidos com o objetivo de avaliar o estado ecológico de assembleias bentônicas mesofóticas associadas a substratos de fundo duro (CÁNOVAS MOLINA et al., 2016; FERRIGNO et al., 2017; ENRICHETTI et al., 2019). Esses índices baseiam-se na análise de imagens obtidas por meio de Veículos Operados Remotamente (ROVs), utilizando registros fotográficos e filmagens como ferramenta principal de coleta de dados.

3.2.2.7. Reef-EBQI

O índice Reef-EBQI (*Ecosystem-Based Quality Index*) foi desenvolvido para avaliar recifes rochosos rasos dominados por algas no Mediterrâneo, em profundidades entre 1 e 10 metros. Este índice atende aos objetivos da Diretiva-Quadro Estratégia Marinha da União Europeia e possui uma abordagem integrativa que contempla: (i) a ponderação de cada compartimento conforme sua relevância no funcionamento do ecossistema; (ii) a avaliação do estado de cada compartimento por meio de parâmetros biológicos; (iii) a agregação desses parâmetros para estimar a qualidade funcional do ecossistema em cada local; e (iv) um Índice de Confiança que mensura a confiabilidade da avaliação em cada sítio. Aplicado em 40 locais no noroeste do Mediterrâneo, o Reef-EBQI demonstrou ser uma ferramenta eficiente, pois considera um amplo conjunto de compartimentos funcionais ao invés de se basear apenas em algumas espécies. Ademais, destaca-se por sua facilidade de aplicação, baixo custo, robustez e ausência de redundância em relação a índices existentes (THIBAUT et al., 2017).

4. DISCUSSÃO

A análise da distribuição geográfica dos estudos científicos voltados à aplicação de macroalgas, no monitoramento ambiental e na criação de índices ecológicos, revelou uma concentração significativa de publicações em regiões da Europa, Austrália, Nova Zelândia, Américas do Sul e Central (Figura 3). Este padrão sugere não apenas a presença de maior investimento em pesquisa ambiental nesses continentes, mas também uma estrutura consolidada de políticas públicas, como as Diretrizes Ambientais da União Europeia (BALLESTEROS et al., 2007; CECCHI et al., 2014), que incentivam o monitoramento contínuo da qualidade ecológica de ambientes costeiros. Em contrapartida, o número reduzido de estudos provenientes dos demais países fora da União Europeia, por exemplo, reflete a existência de entraves que precisam ser detectados.

Na Europa, as diretrizes estabelecidas pela União Europeia impulsionaram o desenvolvimento e a aplicação de índices ecológicos, a exemplo do CARLIT e do EEI, no monitoramento sistemático da qualidade ambiental de zonas costeiras. Esses índices vêm sendo incorporados às práticas de avaliação regulares, permitindo a classificação de áreas segundo os diferentes níveis de poluição e pressões antrópicas a que estão submetidas (ORFANIDIS et al., 2003; MANGIALAJO et al., 2007; CECCHI et al., 2014).

Dentre os indicadores mais utilizados, destaca-se o desaparecimento de macroalgas das ordens Fucales e Laminariales, frequentemente substituídas por algas de pequeno porte em forma de tapete, o que sugere forte degradação ambiental (BALLESTEROS et al., 2007). Além disso, para a formulação dos índices, utiliza-se as alterações nas proporções entre as divisões Rhodophyta e Chlorophyta, como indicadoras de impactos antrópicos e de variações na qualidade ambiental: um aumento na presença de Rhodophyta geralmente está associado a melhores condições ecológicas, enquanto um predomínio de Chlorophyta tende a indicar ambientes degradados (SFRISO et al., 2009; SFRISO e FACCA, 2010; NETO et al., 2012).

Embora o uso de macroalgas como bioindicadores tenha avançado significativamente em determinadas regiões, muitos ecossistemas ainda permanecem sem monitoramento adequado. Isso se deve, em grande parte, à ausência de infraestrutura, restrições orçamentárias ou às características geográficas adversas, como ambientes de difícil acesso por estarem localizados em águas profundas, frias, turvas ou com forte hidrodinamismo (KRUMHANSL et al., 2016).

Ainda assim, em locais onde tais desafios são superados, o monitoramento de macroalgas tem se revelado uma ferramenta valiosa para a detecção de mudanças provocadas por estressores específicos — como efluentes urbanos, eutrofização, sedimentação, práticas de

pesca intensiva e alterações climáticas — bem como para avaliar a eficácia das estratégias de conservação, por meio da análise da recuperação das populações e da restauração das funções ecológicas.

A revisão dos diversos índices desenvolvidos para avaliação ecológica com base em macroalgas, torna evidente uma lacuna significativa quanto à aplicação dessas ferramentas em ecossistemas estuarinos, particularmente em áreas de manguezal. A totalidade dos índices discutidos, como CARLIT, EEI, MarMAT, ALEX, PAN-EQ-MAT, entre outros, foi concebida para ambientes marinhos costeiros rochosos, fundos coralíneos ou zonas mesofóticas (ORFANIDIS et al., 2003; PIAZZI et al., 2015a; WALLENSTEIN et al., 2013; GATTI et al., 2015; CÁNOVAS-MOLINA et al., 2016). Nenhuma dessas ferramentas considera as particularidades físico-químicas, hidrodinâmicas e ecológicas dos manguezais, ambientes costeiros tropicais caracterizados por variações extremas de salinidade, presença de sedimentos finos e fortes influências do aporte continental e antropogênico.

A ausência de índices voltados especificamente para os manguezais indica uma lacuna metodológica na bioavaliação desses ecossistemas, especialmente considerando o potencial bioindicador das macroalgas que ali ocorrem. Essa inexistência é observada mesmo em países que possuem extensa faixa litorânea e biodiversidade exuberante, como os da América Latina e do Sudeste Asiático. Assim, observa-se uma necessidade de adaptação ou desenvolvimento de novos índices capazes de refletir adequadamente as condições ambientais e os impactos antrópicos nesses ecossistemas altamente sensíveis e ecologicamente relevantes.

Do ponto de vista temporal, os dados revelam um aumento expressivo na produção científica envolvendo o uso de macroalgas em índices ecológicos e abordagens bioindicadoras, especialmente a partir do ano de 2011. Entre 2001 e 2010, a média anual de publicações era de aproximadamente 3,3 artigos por ano. Já no período de 2011 a 2021, esse número mais que dobrou, atingindo uma média de 7,7 artigos anuais. Esse crescimento indica uma tendência consolidada de valorização das macroalgas como ferramentas para avaliação ambiental, o que pode estar diretamente relacionado à intensificação dos esforços internacionais para monitorar os impactos das mudanças climáticas e da poluição costeira. Além disso, o avanço das políticas ambientais regionais, como a Diretiva-Quadro da Água da União Europeia, e o fortalecimento de diretrizes internacionais como os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), especialmente os ODS 13 e 14, parecem ter impulsionado significativamente o interesse científico por métodos de monitoramento baseados em indicadores biológicos costeiros. Este salto quantitativo sinaliza não apenas um amadurecimento da área, mas também um

reconhecimento da aplicabilidade prática e do potencial diagnóstico das macroalgas em diversos contextos ecossistêmicos.

Dentre as estratégias ecológicas utilizadas na formulação dos índices, destaca-se a abordagem baseada nas categorias funcionais das macroalgas — como competidoras, tolerantes ao estresse, oportunistas e indiferentes — como forma de melhor representar a resposta das comunidades às pressões ambientais (PINEDO e BALLESTEROS, 2019). Essa distinção reforça a relevância das espécies tolerantes ao estresse como potenciais bioindicadores em ambientes sujeitos a perturbações crônicas, como zonas costeiras urbanizadas ou submetidas à eutrofização.

Desta forma, observa-se uma dependência significativa de espécies indicadoras específicas ou compartimentos ecológicos restritos, o que pode reduzir a capacidade de avaliação sistêmica do ecossistema. Porém, esse ponto foi superado com o desenvolvimento do índice Reef-EBQI, por exemplo, que propõe uma abordagem funcional, integrando múltiplos compartimentos biológicos ponderados conforme sua importância ecológica (THIBAUT et al., 2017). Ainda assim, essa estratégia permanece concentrada em recifes rasos de regiões mediterrâneas, mas que não restringe sua aplicabilidade a outras realidades ambientais, desde que devidamente adaptada.

Mesmo que o monitoramento, em geral, e a utilização de índices robustos sejam isoladamente eficientes para atestar a saúde dos ecossistemas, nenhuma técnica isolada é capaz de fornecer todos os dados necessários. Isso é o que demonstra Hossain et al. (2015), em uma análise crítica de 195 estudos aplicados ao mapeamento de bancos de fanerógamas marinhas. Isso reforça a necessidade de abordagens integradas que combinem diferentes tecnologias. Essa mesma lógica se aplica ao monitoramento de macroalgas, em que a combinação de métodos é essencial para superar as limitações individuais de cada método de investigação. A eficiência operacional, a viabilidade econômica e a adaptabilidade aos diversos contextos ambientais são critérios fundamentais para a escolha da metodologia mais adequada.

5. CONCLUSÃO

Os índices ecológicos aplicados à avaliação da qualidade ambiental por meio de comunidades de macroalgas, evidenciou avanços notáveis no desenvolvimento de ferramentas bioindicadoras voltadas para diversos ecossistemas costeiros. Instrumentos como CARLIT, EEI, ALEX, Reef-EBQI e outros demonstraram versatilidade, adaptabilidade e utilidade prática no contexto europeu, especialmente sob os direcionamentos da Diretiva-Quadro da Água e da Estratégia Marinha da União Europeia.

Contudo, mesmo com a sofisticação e abrangência desses índices, observa-se uma lacuna crítica: nenhuma dessas ferramentas foi projetada ou amplamente testada em ecossistemas de manguezal. Essa ausência compromete a capacidade de monitoramento e gestão ambiental nesses ambientes tropicais e subtropicais que, apesar de sua alta produtividade e complexidade ecológica, continuam sub-representados nas metodologias de avaliação padronizadas.

A revisão demonstrou que muitos índices mantêm uma dependência excessiva de espécies indicadoras específicas ou de compartimentos ecológicos limitados, como algas *Fucales* em ambientes rochosos rasos ou comunidades coralíneas em zonas mesofóticas. Essa limitação metodológica pode reduzir o escopo sistêmico da avaliação ecológica e comprometer a detecção de impactos difusos e multiescalares.

Diante desse cenário, a proposição de um novo índice ecológico baseado na biomassa, frequência de ocorrência e/ou bioacumulação de metais pesados em macroalgas de manguezais surge como uma alternativa robusta, multidimensional e sensível à realidade desses ambientes. Tal ferramenta tem o potencial de integrar diferentes níveis tróficos e funcionais, alinhando-se com os princípios de avaliação holística do ecossistema e atendendo às crescentes exigências por indicadores que reflitam tanto a integridade ecológica quanto a saúde ambiental.

Além disso, esta proposta contribui diretamente para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da Organização das Nações Unidas, notadamente o ODS 13, ao fornecer subsídios científicos para o enfrentamento das mudanças climáticas por meio do monitoramento de ambientes costeiros sensíveis, e o ODS 14, ao promover o uso sustentável e a conservação da biodiversidade marinha e costeira, especialmente em zonas estuarinas e manguezais, frequentemente negligenciadas em políticas públicas globais.

Conclui-se, portanto, que há uma urgente necessidade de ampliar o escopo geográfico, ecológico e funcional das ferramentas de monitoramento, considerando as particularidades dos manguezais. O desenvolvimento e validação de um índice específico para esse ecossistema não apenas preenche uma lacuna metodológica evidente, como também contribui para práticas de

gestão ambiental mais eficazes e cientificamente embasadas, em consonância com as metas globais de sustentabilidade ambiental.

REFERÊNCIAS

- ALAVIAN, Z.; RIAHI, H.; NADUSHAN, M. R. et al. Evaluation of ecological status of the Persian Gulf inshore waters (Hormozgan rocky bottoms) using macrophytic communities and a macroalgae biological index. **Iranian Journal of Fisheries Sciences**, v. 17, p. 228-238, 2018.
- ALMANZA, V.; BUSCHMANN, A. H. The ecological importance of *Macrocystis pyrifera* (Phaeophyta) forests towards a sustainable management and exploitation of Chilean coastal benthic co-management areas. **International Journal of Environmental Sustainability and Development**, v. 12, p. 341-360, 2013.
- ANDERSON, R. J.; RAND, A.; ROTHMAN, M. D.; SHARE, A.; BOLTON, J. J. Mapping and quantifying the South African kelp resource. **African Journal of Marine Science**, v. 29, p. 369-378, 2007.
- AR GALL, E.; LE DUFF, M. Development of a quality index to evaluate the structure of macroalgal communities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 139, p. 99-109, 2014.
- AR GALL, E.; LE DUFF, M.; SAURIAU, P. G. et al. Implementation of a new index to assess intertidal seaweed communities as bioindicators for the European Water Framework Directory. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 162-173, 2016.
- ARÉVALO, R.; PINEDO, S.; BALLESTEROS, E. Changes in the composition and structure of Mediterranean rocky-shore communities following a gradient of nutrient enrichment: descriptive study and test of proposed methods to assess water quality regarding macroalgae. **Marine Pollution Bulletin**, v. 55, p. 104-113, 2007.
- ARITA, K.; SUZUKI, H.; YAMANO, H. et al. Quantitative records of habitat-forming seaweeds found in Japanese temperate and subtropical zones (fucoids and kelps). **Ecological Research**, v. 35, p. 967-974, 2020.
- ASNAGHI, V.; CHIANTORE, M.; BERTOLOTTO, R. M. et al. Implementation of the European Water Framework Directive: natural variability associated with the CARLIT method on the rocky shores of the Ligurian Sea (Italy). **Marine Ecology: Evolutionary Perspective**, v. 30, p. 505-513, 2009.

- BADREDDINE, A.; ABBOUD-ABI SAAB, M.; GIANNI, F. et al. First assessment of the ecological status in the Levant Basin: application of the CARLIT index along the Lebanese Coastline. **Ecological Indicators**, v. 85, p. 37-47, 2018.
- BAHBAH, L.; BENSARI, B.; CHABANE, K. et al. Cartography of littoral rocky-shore communities to assess the ecological status of water bodies through the application of CARLIT method in Algeria (South-Western Mediterranean Sea). **Marine Pollution Bulletin**, v. 157, Art. 111356, 2020.
- BALLESTEROS, E.; TORRAS, X.; PINEDO, S. et al. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**, v. 55, p. 172-180, 2007.
- BALLESTEROS, E.; TORRAS, X.; PINEDO, S. et al. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**, v. 55, p. 172-180, 2007.
- BARTSCH, I.; PAAR, M.; FREDRIKSEN, S.; WIENCKE, C. Changes in Kelp forest biomass and depth distribution at Kongsfjorden (Spitsbergen) between 1996/98 and 2012–2014 reflect arctic warming. **European Journal of Phycology**, v. 50, p. 105-105, 2015.
- BATTERSHILL, C. N.; MURDOCH, R. C.; GRANGE, K. R. et al. A survey of the marine habitats and communities of Kapiti Island. Wellington: Department of Conservation, 1993.
- BEKKBY, T.; MOY, F. E.; OLSEN, H. et al. The Norwegian Programme for Mapping of Marine Habitats – providing knowledge and maps for ICZMP. In: **Global Challenges in Integrated Coastal Zone Management**. Hoboken: John Wiley and Sons, p. 19-30.
- BELL, T. W.; ALLEN, J. G.; CAVANAUGH, K. C.; SIEGEL, D. A. Three decades of variability in California's giant kelp forests from the Landsat satellites. **Remote Sensing of Environment**, v. 238, 2020.
- BELL, T. W.; CAVANAUGH, K. C.; SIEGEL, D. A. Remote monitoring of giant kelp biomass and physiological condition: an evaluation of the potential for the Hyperspectral Infrared Imager (HyspIRI) mission. **Remote Sensing of Environment**, v. 167, p. 218-228, 2015.

BELLCHAMBERS, L.; BRIDGWOOD, S.; HOW, J. et al. Development of a long-term program to monitor coastal communities within the Swan region. **Fisheries Research Report (Western Australia)**, n. 183, 2009. 144 p.

BENEDETTI-CECCHI, L.; PANNACCIULLI, F.; BULLERI, F. et al. Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: large-scale effects of loss of canopy algae on rocky shores. **Marine Ecology Progress Series**, v. 214, p. 137-150, 2001.

BERMEJO, R.; DE LA FUENTE, G.; VERGARA, J. J.; HERNÁNDEZ, I. Application of the CARLIT index along a biogeographical gradient in the Alboran Sea (European Coast). **Marine Pollution Bulletin**, v. 72, p. 107-118, 2013.

BERMEJO, R.; VERGARA, J. J.; HERNÁNDEZ, I. Application and reassessment of the reduced species list index for macroalgae to assess the ecological status under the Water Framework Directive in the Atlantic coast of Southern Spain. **Ecological Indicators**, v. 12, p. 46-57, 2012.

BIRK, S.; BONNE, W.; BORJA, A. et al. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 31-41, 2012.

BISHOP, E. A kayak-based survey protocol for Bull Kelp in Puget Sound. NOAA Hollings Scholar, n. 26, 2016.

BLAMEY, L. K.; BOLTON, J. J. The economic value of South African kelp forests and temperate reefs: past, present and future. **Journal of Marine Systems**, v. 188, p. 172-181, 2017.

BLANFUNE, A.; BOUDOURESQUE, C. F.; VERLAQUE, M. et al. Response of rocky shore communities to anthropogenic pressures in Albania (Mediterranean Sea): ecological status assessment through the CARLIT method. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, p. 409-418, 2016.

BLANFUNE, A.; MARKOVIC, L.; THIBAUT, T. Assessment of the CARLIT methodology in the Mediterranean rocky water bodies. **European Journal of Phycology**, v. 46, p. 173-173, 2011.

- BLANFUNE, A.; THIBAUT, T.; BOUDOURESQUE, C. F. et al. The CARLIT method for the assessment of the ecological quality of European Mediterranean waters: Relevance, robustness and possible improvements. **Ecological Indicators**, v. 72, p. 249-259, 2017.
- BOLTON, J. J.; ANDERSON, R. J.; SMIT, A. J.; ROTHMAN, M. D. South African kelp moving eastwards: the discovery of *Ecklonia maxima* (Osbeck) Papenfuss at De Hoop Nature Reserve on the south coast of South Africa. **African Journal of Marine Science**, v. 34, p. 147-151, 2012.
- BORJA, A.; ELLIOTT, M.; CARSTENSEN, J. et al. Marine management - towards an integrated implementation of the European marine strategy framework and the water framework directives. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, p. 2175-2186, 2010.
- BRUNO, J. F.; PRECHT, W. F.; VROOM, P. S.; ARONSON, R. B. Coral reef baselines: how much macroalgae is natural? **Marine Pollution Bulletin**, v. 80, p. 24-29, 2014.
- BRUNO, J. F.; SWEATMAN, H.; PRECHT, W. F.; SELIG, E. R.; SCHUTTE, V. G. W. Assessing evidence of phase shifts from coral to macroalgal dominance on coral reefs. **Ecology**, v. 90, p. 1478-1484, 2009.
- CALDEIRA, A. Q.; REIS, R. P. Brazilian macroalgae assemblages analyzed using the ecological evaluation index (EEI-c). **Ocean and Coastal Management**, v. 182, 2019.
- CÁNOVAS-MOLINA, A.; MONTEFALCONE, M.; BAVESTRELLO, G. et al. A new ecological index for the status of mesophotic megabenthic assemblages in the Mediterranean based on ROV photography and video footage. **Continental Shelf Research**, v. 121, p. 13-20, 2016.
- CARBALLO, J.; OLABARRIA, C.; OSUNA, T. G. Analysis of four macroalgal assemblages along the Pacific Mexican coast during and after the 1997–98 El Niño. **Ecosystems**, v. 5, p. 749-760, 2002.
- CASAS, G. N.; PIRIZ, M. L. Surveys of *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Phaeophyta) in Golfo Nuevo, Argentina. **Hydrobiologia**, v. 326/327, p. 213-215, 1996.

CASTORANI, M. C.; REED, D. C.; MILLER, R. J. Loss of foundation species: disturbance frequency outweighs severity in structuring kelp forest communities. **Ecology**, v. 99, p. 2442-2454, 2018.

CAVALLO, M.; TORRAS, X.; MASCARO, O.; BALLESTEROS, E. Effect of temporal and spatial variability on the classification of the Ecological Quality Status using the CARLIT Index. **Marine Pollution Bulletin**, v. 102, p. 122-127, 2016.

CECCHI, E.; GENNARO, P.; PIAZZI, L. et al. Development of a new biotic index for ecological status assessment of Italian coastal waters based on coralligenous macroalgal assemblages. **European Journal of Phycology**, v. 49, p. 298-312, 2014.

CHABANE, K.; BAHBAH, L.; SERIDI, H. Ecological quality status of the Algiers coastal waters by using macroalgae assemblages as bioindicators (Algeria, Mediterranean Sea). **Mediterranean Marine Science**, v. 19, p. 305-315, 2018.

CINAR, M. E.; BAKIR, K. ALien Biotic IndEX (ALEX) – a new index for assessing impacts of alien species on benthic communities. **Marine Pollution Bulletin**, v. 87, p. 171-179, 2014.

COLLINGS, G.; BRYARS, S.; TURNER, D.; BROOK, J.; THEIL, M. **Examining the health of subtidal reef environments in South Australia. Part 4: Assessment of community reef monitoring and status of selected South Australian reefs based on the results of the 2007 surveys**. Adelaide: South Australian Research and Development Institute (Aquatic Sciences), 2008. SARDI Publication No. F2008/000511-1.

D'ARCHINO, R.; NEILL, K. F.; NELSON, W. A. et al. New Zealand macroalgae: distribution and potential as national scale ecological indicators. Wellington: Ministry for Primary Industries, 2019. (**New Zealand Aquatic Environment and Biodiversity Report**, n. 207). 217 p.

DAVIS, G. E. National Park stewardship and 'vital signs' monitoring: a case study from Channel Islands National Park, California. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 15, p. 71-89, 2005.

DE CASAMAJOR, M. N.; LALANNE, Y.; DERRIEN-COURTEL, S. et al. *Cystoseira baccata* meadows along the French Basque coast (Bay of Biscay) as a reference for the implementation

of the Water Framework and Marine Strategy EU directives. **Continental Shelf Research**, v. 182, p. 12-21, 2019.

DE LA FUENTE, G. Macroalgal seasonality effect on CARLIT methodology. **European Journal of Phycology**, v. 50, p. 212, 2015.

DE LA FUENTE, G.; CHIANTORE, M.; GAINO, F.; ASNAGHI, V. Ecological status improvement over a decade along the Ligurian coast according to a macroalgae based index (CARLIT). **PLoS One**, v. 13, 2018.

DE PAULA, J. C.; PEREIRA LOPES-FILHO, E. A.; DE CARVALHO, W. F. et al. Long-term changes in macroalgae assemblages reveal a gradual biodiversity loss over the last 200 years in the hypereutrophic Guanabara Bay. **Marine Environmental Research**, v. 162, 2020.

DE SZECHY, M. T. M.; KOUTSOUKOS, V.; DE MOURA BARBOZA, C. A. Long-term decline of brown algal assemblages from southern Brazil under the influence of a nuclear power plant. **Ecological Indicators**, v. 80, p. 258-267, 2017.

DETER, J.; DESCAMP, P.; BALLESTA, L.; BOISSERY, P.; HOLON, F. A preliminary study toward an index based on coralligenous assemblages for the ecological status assessment of Mediterranean French coastal waters. **Ecological Indicators**, v. 20, p. 345-352, 2012.

DÍEZ, I.; BUSTAMANTE, M.; SANTOLARIA, A. et al. Development of a tool for assessing the ecological quality status of intertidal coastal rocky assemblages, within Atlantic Iberian coasts. **Ecological Indicators**, v. 12, p. 58-71, 2012.

DUFFY, J. E.; BENEDETTI-CECCHI, L.; TRINANES, J. et al. Toward a coordinated global observing system for seagrasses and marine macroalgae. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, p. 317, 2019.

DUNGA, V. L. Mapping and assessing ecosystem threat status of South African kelp forests. 2020. 163 p. Tese (Doutorado) – University of Cape Town, Cape Town, 2020.

EDGAR, G. J.; BARRETT, N. S. Effects of the declaration of marine reserves on Tasmanian reef fishes, invertebrates and plants. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 242, p. 107-144, 1999.

EDYVANE, K. S. **Conservation, monitoring and recovery of threatened giant kelp (*Macrocystis pyrifera*) beds in Tasmania** – Final report. Canberra: Environment Australia (Marine Species Protection Program), 2003. 39 p.

ENRICHETTI, F.; BO, M.; MORRI, C. et al. Assessing the environmental status of temperate mesophotic reefs: a new, integrated methodological approach. **Ecological Indicators**, v. 102, p. 218-229, 2019.

FALACE, A.; ALONGI, G.; CORMACI, M. et al. Changes in the benthic algae along the Adriatic Sea in the last three decades. **Chemical Ecology**, v. 26, p. 77-90, 2010.

FERRIGNO, F.; RUSSO, G. F.; SANDULLI, R. Coralligenous Bioconstructions Quality Index (CBQI): a synthetic indicator to assess the status of different types of coralligenous habitats. **Ecological Indicators**, v. 82, p. 271-279, 2017.

FILBEE-DEXTER, K.; FEEHAN, C. J.; SCHEIBLING, R. E. Large-scale degradation of a kelp ecosystem in an ocean warming hotspot. **Marine Ecology Progress Series**, v. 543, p. 141-152, 2016.

FREIWALD, J.; WISNIEWSKI, C.; LEE, L. C. et al. Reef Check California: citizen scientist monitoring of rocky reefs and kelp forests: creating a baseline for California's South Coast. **Reef Check California**, 2015. 244 p.

FUJITA, D. Management of kelp ecosystem in Japan. **Cahiers de Biologie Marine**, v. 52, p. 499-505, 2011.

GATTI, G.; BIANCHI, C. N.; MORRI, C.; MONTEFALCONE, M.; SARTORETTO, S. Coralligenous reefs state along anthropized coasts: application and validation of the COARSE index, based on a rapid visual assessment (RVA) approach. **Ecological Indicators**, v. 52, p. 567-576, 2015.

GOGO, S. Evaluation of ecological quality of Albanian rocky shore waters using macroalgae as bioindicators. **Applied Technologies and Innovations**, v. 11, p. 9-15, 2015.

GUINDA, X.; GRACIA, A.; PUENTE, A. et al. Application of landscape mosaics for the assessment of subtidal macroalgae communities using the CFR index. **Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, v. 106, p. 207-215, 2014.

GUINDA, X.; JUANES, J. A.; PUENTE, A.; REVILLA, J. A. Comparison of two methods for quality assessment of macroalgae assemblages, under different pollution types. **Ecological Indicators**, v. 8, p. 743-753, 2008.

HAMILTON, S. L.; BELL, T. W.; WATSON, J. R.; GRORUD-COLVERT, K. A.; MENGE, B. A. Remote sensing: generation of long-term kelp bed data sets for evaluation of impacts of climatic variation. **Ecology**, v. 101, 2020.

HART, S. P.; EDMUNDS, M. et al. Victorian subtidal reef monitoring program: the reef biota on the Western Victorian Coast. **Parks Victoria Technical Series**, n. 14, 2005. 54 p.

HART, S. P.; EDMUNDS, M. Parks Victoria standard operating procedure: biological monitoring of intertidal reefs. **Parks Victoria Technical Series**, n. 21, 2005. 52 p.

HEWITT, J. E. Development of a national marine environment monitoring programme (MEMP) for New Zealand. **New Zealand Aquatic Environment and Biodiversity Report**, n. 141, 2014. 128 p.

HOLON, F.; MOUQUET, N.; DOXA, A. et al. Species richness and anthropogenic pressures in French coralligenous assemblages. **Rapports et Procès-verbaux des Réunions de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée**, 2013, p. 40.

HOSSAIN, M. S.; BUJANG, J. S.; ZAKARIA, M. H.; HASHIM, M. The application of remote sensing to seagrass ecosystems: an overview and future research prospects. **International Journal of Remote Sensing**, v. 36, p. 61-114, 2015.

HUOVINEN, P.; RAMÍREZ, J.; PALACIOS, M.; GÓMEZ, I. Satellite-derived mapping of kelp distribution and water optics in the glacier impacted Yendegaia Fjord (Beagle Channel, Southern Chilean Patagonia). **Science of the Total Environment**, v. 703, 2020.

IVEŠA, L.; LYONS, D. M.; DEVESCOVI, M. Assessment of the ecological status of north-eastern Adriatic coastal waters (Istria, Croatia) using macroalgal assemblages for the European Union Water Framework Directive. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 19, p. 14-23, 2009.

JONA LASINIO, G.; TULLIO, M. A.; VENTURA, D. et al. Statistical analysis of the distribution of infralittoral *Cystoseira* populations on pristine coasts of four Tyrrhenian islands: proposed adjustment to the CARLIT index. **Ecological Indicators**, v. 73, p. 293-301, 2017.

JUANES, J. A.; GUINDA, X.; PUENTE, A.; REVILLA, J. A. Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. **Ecological Indicators**, v. 8, p. 351-359, 2008.

KELLY, M. Data rich, information poor? Phytobenthos assessment and the Water Framework Directive. **European Journal of Phycology**, v. 48, p. 437-450, 2013.

KRUMHANS, K. A.; OKAMOTO, D. K.; RASSWEILER, A. et al. Global patterns of kelp forest change over the past half-century. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 113, p. 13785-13790, 2016.

LE GAL, A.; DERRIEN-COURTEL, S. Quality Index of Subtidal Macroalgae (QISubMac): a suitable tool for ecological quality status assessment under the scope of the European Water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**, v. 101, p. 334-348, 2015.

LOPEZ, N.; CANDELARIA, C.; RAMÍREZ-GARCÍA, P.; RODRÍGUEZ, D. Structure and temporal dynamic of tropical turf-forming macroalgal assemblages of the western coast of Mexico. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 45, p. 329-340, 2017.

MANCUSO, F. P.; STRAIN, E. M. A.; PICCIONI, E. et al. Status of vulnerable *Cystoseira* populations along the Italian infralittoral fringe, and relationships with environmental and anthropogenic variables. **Marine Pollution Bulletin**, v. 129, p. 762-771, 2018.

MANGIALAJO, L.; RUGGIERI, N.; ASNAGHI, V. et al. Ecological status in the Ligurian Sea: the effect of coastline urbanisation and the importance of proper reference sites. **Marine Pollution Bulletin**, v. 55, p. 30-41, 2007.

MARTINEZ-CREGO, B.; ALCOVERRO, T.; ROMERO, J. Monitoring the quality of coastal waters at a large scale: bioindicators strengths and weakness. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 12, p. 1013-1028, 2010.

MONTEFALCONE, M.; MORRI, C.; BIANCHI, C. N.; BAVESTRELLO, G.; PIAZZI, L. The two facets of species sensitivity: stress and disturbance on coralligenous assemblages in space and time. **Marine Pollution Bulletin**, v. 117, p. 229-238, 2017.

MOY, F. E.; DAHL, K.; BERGSTRÖM, L. et al. Nordic intercalibration of hard bottom macroalgae monitoring methodologies: Algamony. Copenhagen: Nordic Council of Ministers, (TemaNord, n. 2010:543). 79 p., 2010.

NELSON, W. A.; NEILL, K. F.; WAUGH, S. M. et al. Conservation status of New Zealand macroalgae. Wellington: Department of Conservation, 2013. (**New Zealand Threat Classification Series**, n. 30). 33 p.

NETO, J. M.; GASPAR, R.; PEREIRA, L.; MARQUES, J. C. Marine Macroalgae Assessment Tool (MarMAT) for intertidal rocky shores: quality assessment under the scope of the European Water Framework Directive. **Ecological Indicators**, v. 19, p. 39-47, 2012.

NIKOLIĆ, V.; ZULJEVIC, A.; ANTOLIC, B. Macroalgae as bioindicators in the Adriatic Sea: the application of CARLIT and EEI methods. **European Journal of Phycology**, v. 46, p. 181-181, 2011.

NIKOLIĆ, V.; ŽULJEVIĆ, A.; MANGIALAJO, L. et al. Cartography of littoral rocky-shore communities (CARLIT) as a tool for ecological quality assessment of coastal waters in the Eastern Adriatic Sea. **Ecological Indicators**, v. 34, p. 87-93, 2013.

ÖBERG, J. Primary production by macroalgae in Kattegat, estimated from monitoring data, seafloor properties, and model simulations. **Continental Shelf Research**, v. 26, p. 2415-2432, 2006.

ORFANIDIS, S.; PANAYOTIDIS, P.; STAMATIS, N. An insight to the Ecological Evaluation Index (EEI). **Ecological Indicators**, v. 3, p. 27-33, 2003.

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

ORLANDO-BONACA, M.; LIPEJ, L.; ORFANIDIS, S. Benthic macrophytes as a tool for delineating, monitoring and assessing ecological status: the case of Slovenian coastal waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 56, p. 666-676, 2008.

OUG, E.; VAN DER MEEREN, G. I.; CERTAIN, G.; NYBØ, S. Monitoring ecological quality of coastal waters by the Nature Index (NI) – an integrated measure of biodiversity. In: **Global Challenges in Integrated Coastal Zone Management**. Hoboken: John Wiley and Sons, p. 31-48, 2013.

PANAYOTIDIS, P.; MONTESANTO, B.; ORFANIDIS, S. Use of low-budget monitoring of macroalgae to implement the European Water Framework Directive. **Journal of Applied Phycology**, v. 16, p. 49-59, 2004.

PANDE, A.; GARDNER, J. P. A. A baseline biological survey of the proposed Taputeranga Marine Reserve (Wellington, New Zealand): spatial and temporal variability along a natural environmental gradient. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 19, p. 237-248, 2009.

PANDE, A.; GARDNER, J. P. A. The Kapiti Marine Reserve (New Zealand): spatial and temporal comparisons of multi-species responses after 8 years of protection. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 46, p. 71-89, 2012.

PENNA, M.; GENNARO, P.; BACCI, T. et al. Multiple environmental descriptors to assess ecological status of sensitive habitats in the area affected by the Costa Concordia shipwreck (Giglio Island, Italy). **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 98, p. 51-59, 2018.

PERSONNIC, S.; BOUDOURESQUE, C. F.; ASTRUCH, P. et al. An ecosystem-based approach to assess the status of a Mediterranean ecosystem, the *Posidonia oceanica* seagrass meadow. **PLoS One**, v. 9, n. 6, 2014.

PIAZZI, L.; ATZORI, F.; CADONI, N. et al. Monitoring non-indigenous macroalgae in a Mediterranean MPA: lessons from a short-temporal variability of pristine habitats invasion. **Ocean and Coastal Management**, v. 207, 2021a.

PIAZZI, L.; CECCHERELLI, G. Alpha and beta diversity in Mediterranean macroalgal assemblages: relevancy and type of effect of anthropogenic stressors vs natural variability. **Marine Biology**, v. 167, p. 32, 2020a.

PIAZZI, L.; CECCHI, E.; CINTI, M. F. et al. Impact assessment of fish cages on coralligenous reefs: an opportunity to use the STAR sampling procedure. **Mediterranean Marine Science**, v. 20, p. 627-635, 2019.

PIAZZI, L.; CECCHI, E.; GENNARO, P. et al. Spread of non-indigenous macroalgae and disturbance: impact assessment of the Costa Concordia shipwreck (Giglio Island, Italy) using the ALEX index. **Ocean and Coastal Management**, v. 183, 2020b.

PIAZZI, L.; GENNARO, P.; ATZORI, F. et al. ALEX index enables detection of alien macroalgae invasions across habitats within a marine protected area. **Marine Pollution Bulletin**, v. 128, p. 318-323, 2018.

PIAZZI, L.; GENNARO, P.; BALATA, D. Effects of nutrient enrichment on macroalgal coralligenous assemblages. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 1830-1835, 2011.

PIAZZI, L.; GENNARO, P.; CECCHERELLI, G. Suitability of the ALien Biotic IndEX (ALEX) for assessing invasion of macroalgae across different Mediterranean habitats. **Marine Pollution Bulletin**, v. 97, p. 234-240, 2015a.

PIAZZI, L.; GENNARO, P.; CECCHI, E. et al. Ecological status of coralligenous assemblages: ten years of application of the ESCA index from local to wide scale validation. **Ecological Indicators**, v. 121, 2021b.

PIAZZI, L.; GENNARO, P.; CECCHI, E. et al. Integration of ESCA index through the use of sessile invertebrates. **Scientia Marina**, v. 81, p. 283-290, 2017.

PIAZZI, L.; GENNARO, P.; CECCHI, E.; SERENA, F. Improvement of the ESCA index for the evaluation of ecological quality of coralligenous habitats under the European framework directives. **Mediterranean Marine Science**, v. 16, p. 419-426, 2015b.

PINEDO, S.; BALLESTEROS, E. The role of competitor, stress-tolerant and opportunist species in the development of indexes based on rocky shore assemblages for the assessment of ecological status. **Ecological Indicators**, v. 107, 2019.

PINEDO, S.; GARCÍA, M.; SATTA, M. P.; TORRES, M. D.; BALLESTEROS, E. Rocky-shore communities as indicators of water quality: a case study in the Northwestern Mediterranean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 55, p. 126-135, 2007.

RASTORGUEFF, P. A.; BELLAN-SANTINI, D.; BIANCHI, C. N. et al. An ecosystem-based approach to evaluate the ecological quality of Mediterranean undersea caves. **Ecological Indicators**, v. 54, p. 137-152, 2015.

REIMERS, B.; GRIFFITHS, C. L.; HOFFMAN, M. T. Repeat photography as a tool for detecting and monitoring historical changes in South African coastal habitats. **African Journal of Marine Science**, v. 36, p. 387-398, 2014.

ROSENBERG, R.; BLOMQUIST, M.; NILSSON, H. C.; CEDERWALL, H.; DIMMING, A. Marine quality assessment by use of benthic species abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, p. 728-739, 2004.

SARTORETTO, S.; SCHOHN, T.; BIANCHI, C. N. et al. An integrated method to evaluate and monitor the conservation state of coralligenous habitats: the INDEX-COR approach. **Marine Pollution Bulletin**, v. 120, p. 222-231, 2017.

SCHIEL, D. R. Biogeographic patterns and long-term changes on New Zealand coastal reefs: non-trophic cascades from diffuse and local impacts. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 400, p. 33-51, 2011.

SCHIEL, D. R.; FOSTER, M. S. **The biology and ecology of giant kelp forests**. Oakland, CA: University of California Press, 2015. 395 p.

SFRISO, A.; FACCA, C. Macrophytes as biological element for the assessment and management of transitional water systems in the Mediterranean ecoregion. **Biologia Marina Mediterranea**, v. 17, p. 67-70, 2010.

SFRISO, A.; FACCA, C. Macrophytes in the anthropic constructions of the Venice littorals and their ecological assessment by an integration of the “CARLIT” index. **Ecological Indicators**, v. 11, p. 772-781, 2011.

SFRISO, A.; FACCA, C.; GHETTI, P. F. Validation of the Macrophyte Quality Index (MaQI) set up to assess the ecological status of Italian marine transitional environments. **Hydrobiologia**, v. 617, p. 117-141, 2009.

SHEARS, N. T. **Taputeranga Marine Reserve reef community monitoring 1999/2010 – Summary report**. Report prepared for Wellington Hawke's Bay Conservancy, Department of Conservation, 2010. 10 p.

SHEARS, N. T.; BABCOCK, R. C. Quantitative description of mainland New Zealand's shallow subtidal reef communities. **Science for Conservation**, n. 280, 2007. 128 p.

SMALE, D. A.; LANGLOIS, T. J.; KENDRICK, G. A. et al. From fronds to fish: the use of indicators for ecological monitoring in marine benthic ecosystems, with case studies from temperate Western Australia. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 21, p. 311-337, 2011.

SOLTAN, D.; VERLAQUE, M.; BOUDOURESQUE, C. F.; FRANCOUR, P. Changes in macroalgae communities in the vicinity of a Mediterranean sewage outfall after the setting up of a treatment plan. **Marine Pollution Bulletin**, v. 42, p. 59-70, 2001.

STENECK, R.; GRAHAM, M. H.; BOURQUE, B. J. et al. Kelp forest ecosystems – biodiversity, stability, resilience and future. **Environmental Conservation**, v. 29, p. 436-459, 2002.

STEVENSON, J. Ecological assessments with algae: a review and synthesis. **Journal of Phycology**, v. 50, p. 437-461, 2014.

SUTHERLAND, I. R.; KARPOUZI, V.; THORPE, M. et al. **Kelp inventory, 2007: areas of the British Columbia central coast from Hakai Passage to the Bardswell Group**. British Columbia: Oceans and Marine Fisheries Branch, Ministry of Environment; Fisheries and Oceans Canada; Ministry of Agriculture and Lands; Heiltsuk Tribal Council, 2007. 63 p.

TERADA, R.; ABE, M.; ABE, T. et al. Japan's nationwide long-term monitoring survey of seaweed communities known as the "Monitoring Sites 1000": ten-year overview and future perspectives. **Research in Phycology**, 2019.

THIBAUT, T.; BLANFUNE, A.; BOUDOURESQUE, C. F. et al. An ecosystem-based approach to assess the status of Mediterranean algae-dominated shallow rocky reefs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 117, p. 311-329, 2017.

THIBAUT, T.; BLANFUNE, A.; BOUDOURESQUE, C. F.; VERLAQUE, M. Decline and local extinction of Fucales in the French Riviera: the harbinger of future extinctions? **Mediterranean Marine Science**, v. 16, p. 206-224, 2015.

THOMPSON, A.; MARTIN, K.; LOGAN, M. Development of the coral index, a summary of coral reef resilience as a guide for management. **Journal of Environmental Management**, v. 271, Art. 111038, 2020.

TREBILCO, R.; DEMES, K.; RICHARDS, J. et al. Summary of baseline kelp forest surveys within and adjacent to Gwaii Haanas National Park Reserve, National Marine Conservation Area Reserve and Haida Heritage Site, Haida Gwaii, British Columbia, Canada. **Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences**, n. 1252, 2013. 33 p.

TURNER, D. J.; KILDEA, T.; BROOK, J. et al. **Examining the health of subtidal reef environments in South Australia**. Adelaide: South Australian Research and Development Institute, 2003. (SARDI Publication, n. RD 03/0252-6). 97 p.

VAHTERI, P.; VUORINEN, I. Continued decline of the bladderwrack, *Fucus vesiculosus*, in the Archipelago Sea, northern Baltic proper. **Boreal Environment Research**, v. 21, p. 373-386, 2016.

VAN WAGENEN, R. F. Washington coastal kelp resources: Port Townsend to the Columbia River, summer 2014. Report for Washington Department of Natural Resources, Nearshore Habitat Program, 2015.

VEGA, J. M. A.; BROITMAN, B. R.; VASQUEZ, J. A. Monitoring the sustainability of *Lessonia nigrescens* (Laminariales, Phaeophyceae) in northern Chile under strong harvest pressure. **Journal of Applied Phycology**, v. 26, p. 791-801, 2014.

WALLENSTEIN, F. M.; NETO, A. I.; PATARRA, R. F. et al. Indices to monitor coastal ecological quality of rocky shores based on seaweed communities: simplification for wide geographical use. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 13, p. 15-25, 2013.

WATANABE, T.; OKUYAMA, M.; FUKAMACHI, K. A review of Japan's environmental policies for Satoyama and Satoumi landscape restoration. **Global Environmental Research**, v. 16, p. 125-135, 2012.

WELLS, E.; WILKINSON, M.; WOOD, P.; SCANLAN, C. The use of macroalgal species richness and composition on intertidal rocky seashores in the assessment of ecological quality under the European Water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**, v. 55, p. 151-161, 2007.

WELLS, E.; WILKINSON, M.; WOOD, P.; SCANLAN, C. The use of macroalgal species richness and composition on intertidal rocky seashores in the assessment of ecological quality under the European Water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**, v. 55, p. 151-161, 2007.

WERNBERG, T.; CAMPBELL, A.; COLEMAN, M. et al. Macroalgae and temperate rocky reefs. In: POLOCZANSKA, E. S.; HOBDA, A. J.; RICHARDSON, A. J. (ed.). **A marine climate change impacts and adaptation report card for Australia: 2009**. NCCARF Publication 05/09, ISBN 978-1-921609-03-9.

WESTPHALEN, G. Analysis of the Reef Watch subtidal data. **Conservation Council South Australia**, n. 101, 2008.

WING, S. **Baseline ecological monitoring of the Ulva Island/Te Wharawhara Marine Reserve**. Wellington: Department of Conservation, 2006. 64 p.

WING, S. R.; JACK, L.; SMITH, A. et al. **Biological monitoring of the Fiordland (Te Moana o Atawhenua) Marine Area and Fiordland's Marine Reserves, 2007**. Wellington: Department of Conservation, 2007. 191 p.

WOMERSLEY, H. B. S. **The marine benthic flora of Southern Australia. Part II**. Adelaide: South Australian Government Printing Division, 1992. 484 p.

ZAMPOUKAS, N.; PIHA, H.; BIGAGLI, E. et al. Marine monitoring in the European Union: how to fulfill the requirements for the marine strategy framework directive in an efficient and integrated way. **Marine Policy**, v. 39, p. 349-351, 2013.

ZINTZEN, V. **Audit of DOC subtidal fish and invertebrate monitoring of Taputeranga Marine Reserve.** Wellington: Department of Conservation, 2014. 82 p.

ZUBIA, M.; DEPETRIS, M.; FLORES, O. et al. Macroalgae as a tool for assessing the ecological status of coral reefs under the Water Framework Directive: a case study on the reef flats of La Réunion (Indian Ocean). **Marine Pollution Bulletin**, v. 137, p. 339-351, 2018.

CAPÍTULO II



CAPÍTULO II - MACROALGAS COMO FERRAMENTA DE AVALIAÇÃO DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DE MANGUEZAIS AMAZÔNICOS

RESUMO

O presente estudo teve como objetivo avaliar o estado de conservação de manguezais amazônicos por meio da aplicação de um Índice de Distúrbio Ambiental (IDA), fundamentado na frequência de ocorrência de macroalgas. Foram selecionados dez pontos amostrais localizados na região da Ilha de São Luís (MA), com coletas realizadas ao longo de dois períodos hidrológicos distintos — chuvoso e de estiagem. Foram identificadas quatro espécies de macroalgas: duas clorofíceas (*Cladophoropsis membranacea* e *Rhizoclonium africanum*) e duas rodofíceas (*Bostrychia radicans* e *Catenella caespitosa*). Análises estatísticas como o Método de Ordenação Multidimensional Não-Métrico (NMDS) e a Análise de Espécie Indicadora (IndVal) foram utilizadas para explorar os padrões espaciais e ecológicos das espécies. Os resultados revelaram padrões de distribuição espacial, com variações na frequência de ocorrência das espécies entre os pontos, mas sem diferenças significativas entre os períodos sazonais. A análise de IndVal apontou *B. radicans*, *C. caespitosa* e *C. membranacea* como espécies com elevada especificidade e fidelidade a determinados pontos, caracterizando-se como indicadoras ambientais relevantes. Já *R. africanum* demonstrou menor seletividade ambiental. Os valores do IDA demonstraram uma predominância de ambientes impactados ao longo da área de estudo, com destaque para os pontos P03, P06, P09 e P10. Em contrapartida, o ponto P07 foi o único a apresentar valores positivos de IDA em ambos os períodos, sugerindo uma condição ecológica mais próxima da proporção ideal. O estudo reforça a aplicabilidade das macroalgas como bioindicadores eficientes em ambientes costeiros tropicais e propõe o IDA como uma ferramenta promissora para o monitoramento e a conservação de manguezais amazônicos.

Palavras-Chave: Amazônia, Bioindicadores, Conservação Costeira, Índice de Distúrbio Ambiental, Mangue, Monitoramento Ecológico.

1. INTRODUÇÃO

1.1. Região Costeira e Manguezais

A região costeira caracteriza-se por sua notável importância ao equilíbrio dos ecossistemas marinho-terrestres. As interações que ocorrem nesta região fornecem uma variedade de serviços ecossistêmicos, categorizados como: serviços de abastecimento, de regulação, culturais e de apoio (LIU *et al.*, 2020; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

Essa região compete diretamente com os interesses da modernidade. Segundo GRUBER *et al.* (2003), ainda este século, 80% das atividades humanas estarão concentradas na região costeira, exercendo forte pressão antrópica sobre a área. Intensa urbanização, turismo, atividades portuária e industrial são exemplos de intervenções antrópicas desenvolvidas, em larga escala, nessa região. Conforme apontou o Millennium Ecosystem Assessment (2005), mais de 60% dos ecossistemas globais estão ou foram degradados, e as atividades humanas são uma das principais causas para esta degradação.

Ao longo das regiões costeiras tropicais e subtropicais, a nível global, ocorrem os manguezais, um ecossistema costeiro de transição situado entre a epinosfera (terra firme), limnosfera (conjunto de águas continentais e subterrâneas) e a talassosfera (oceano), sujeito às interações marinho-terrestres (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995; SOFFIATI, 2006). As florestas de manguezais são conhecidas por sua importante contribuição à linha de costa, funcionando como mecanismo dissipativo da energia de onda, controlando, desta forma, processo de erosão costeira. Além disso, os manguezais são florestas com alta produtividade, ricos em nutrientes, berçário e abrigo para diversas espécies aquáticas, além de atuarem como fonte e sumidouro de carbono (AMMA e BHASKARAN, 2020; SUCIANI, RAHMADI e ISLAMI, 2020).

O manguezal é um dos ecossistemas que compõem uma orla marítima que, por sua vez, pode ser definida como uma unidade geográfica localizada na zona costeira, entre a faixa de terra firme e do mar, cujas interações que nela ocorrem são essenciais para o equilíbrio morfodinâmico da costa na qual está inserida (PROJETO ORLA, 2002). A depender do grau de urbanização, uma orla marítima pode ser categorizada como não urbanizada, em processo de urbanização ou com urbanização consolidada (PROJETO ORLA, 2002).

1.2. Impactos e a resposta biológica

Os impactos causados pelo rápido e intenso crescimento urbano nas regiões costeiras propiciam, entre os vários tipos de mudanças no ecossistema, a dominância de espécies

oportunistas (BOROWITZKA, 1972), cuja sobrevivência se dá em condições diferentes, e até mesmo extremas, daquelas experimentadas em um ambiente sadio.

É neste cenário que surge a possibilidade da utilização da dinâmica de população das espécies como ferramenta para avaliar os impactos sofridos pelos ecossistemas. Os manguezais, por exemplo, destacam-se pelo número de espécies dele dependentes, direta ou indiretamente, residentes ou não. Dentre as muitas espécies animais e vegetais, pode-se citar as macroalgas, organismos sésseis com notável resposta de bioindicação (BILLAH, MUSTAFA KAMAL, *et al.*, 2017).

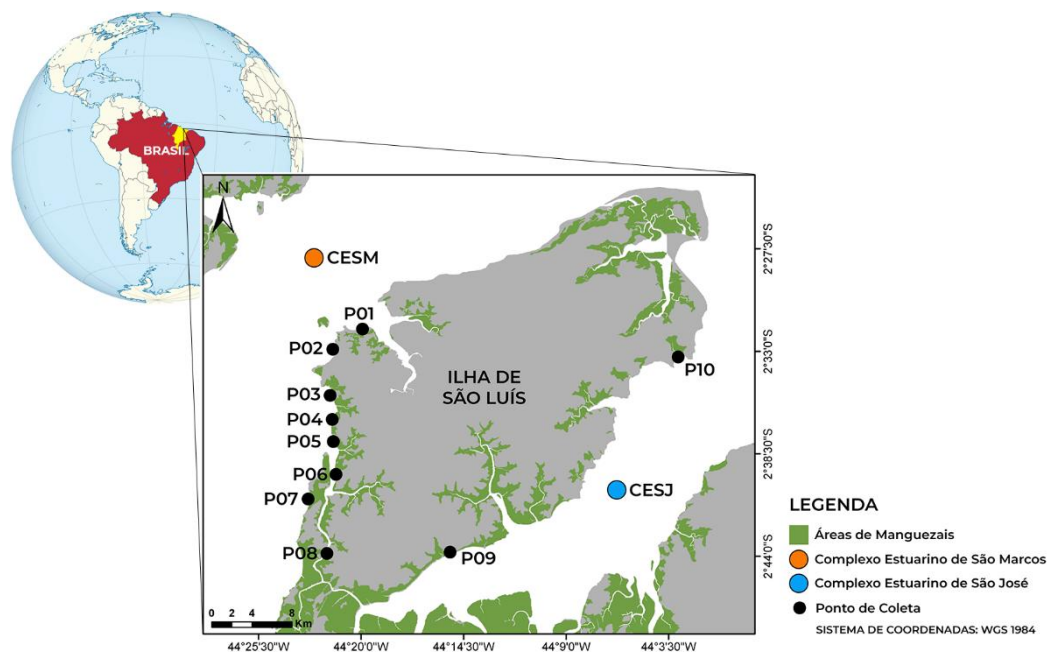
2. METODOLOGIA

2.1. Área de Estudo

O estudo foi conduzido em dez áreas de manguezais da região pré-amazônica, localizada ao norte do estado do Maranhão (Figura 5). Nesta região, este ecossistema está sob influência do clima Tropical Equatorial, marcado por períodos de chuva e seca bem definidos, cuja precipitação média anual é de 2.156 mm/ano e temperatura média de 27°C (CLIMATE-DATA, 2025). Insere-se, portanto, no contexto das regiões tropicais úmidas, compreendida entre as latitudes 15°N e 15°S, cujas principais características são: precipitação alta e constante (> 1.500 mm/ano), altas temperaturas (> 20°) e baixa variação térmica (NITTROUER, BRUNSKILL e FIGUEIREDO, 1995). Tais características, confere à esta área a presença de manguezais estruturalmente complexos (REBELO-MOCHEL, 1997), cujas espécies mais abundantes são *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* e *Laguncularia racemosa*.

As dez áreas de manguezais da margem equatorial do Maranhão, cujas amostras foram coletadas, estão localizadas ao entorno da grande ilha de São Luís, MA, Brasil (Figura 5).

Figura 5 - Área de estudo compreendendo os pontos de amostragem



Foram realizadas oito amostragens no lado oeste da ilha (P1 a P08), dentro do Complexo Estuarino de São Marcos (CESM). No lado leste, foram amostradas duas áreas (P09 e P10), pertencentes ao Complexo Estuarino de São José (CESJ).

A Praia da Guia (P01) está localizada a oeste da Ilha de São Luís, Maranhão, Brasil (Figura 5). É uma das praias mais bonitas e adequadas para banho na região. Na maré baixa, é possível encontrar piscinas naturais. A praia é limpa e muito frequentada por pescadores da região devido à abundância e variedade de espécies de peixes. A praia é cercada por altas dunas e manguezais preservados, uma vez que, mesmo sendo frequentada para lazer, está compreendida em uma zona não urbanizada.

Os pontos P02 e P03 correspondem a áreas adjacentes aos portos de Ponta da Madeira e Itaqui, respectivamente. Ambos, estão a 1,6 km dos portos aos quais correspondem. Nesta área, ocorre intensa atividade do chamado Complexo Portuário do Itaqui, cuja movimentação de cargas o torna líder deste segmento no norte e nordeste do Brasil. Há constante carregamento de cargas de minério de ferro, manganês, alumínio, cobre e demais outros produtos (EMAP, 2024).

O P04 está localizado em uma comunidade de pescadores chamada Cajueiro, à uma distância de 4,15 km do Porto do Itaqui. Considera-se como um ponto estratégico, pois, devido à dinâmica de correntes local (GARCIA e ALFREDINI, 2005), pode refletir os processos que acontecem influenciados pela atividade portuária.

Quanto a P05, corresponde a uma área inabitada, cujos principais distúrbios podem advir da atividade portuária ou processos litológicos e hidrológicos locais.

Localizado entre São Luís e a ilha de Tauá Mirim, está P06, distante 2,15 km do Porto da Alumar. Anualmente, este porto movimenta cerca de 15,1 milhões de toneladas de carga. As principais cargas movimentadas são: bauxita, soda cáustica, carvão, coque, óleo combustível e piche, alumina e alumínio (EMAP, 2024).

O ponto P07 está localizada em uma ilha chamada de Tauá Mirim, ao sudoeste da capital maranhense, a 20 km de distância do centro da Ilha de São Luís (Figura 5). Tauá Mirim é considerada, entre os moradores da região, como o pulmão do município por possuir uma vasta área de mata nativa preservada. Na ilha, localizam-se os povoados Amapá, Embaubal, Jacamim, Portinho e Tauá-Mirim. A região é habitada por populações quilombolas, ribeirinhas e de pescadores, sendo a pesca artesanal a principal atividade econômica realizada pelas comunidades destes povoados. Tauá Mirim é uma ilha remota cujo acesso só pode ser feito através de travessia por canoas a motor, pertencentes aos moradores da ilha, o que também lhes serve como fonte de renda.

A estação P08 está localizada em uma área densamente habitada, onde diversas atividades antrópicas ocorrem em seu entorno. Nesse local, há intensa movimentação de canoas e construções de casas de alvenaria muito próximas à vegetação nativa. Além disso, foi

observada a remoção dessa vegetação, incluindo árvores de mangue, em uma área de aproximadamente 16.000 m², para a construção de uma estrutura cuja origem e finalidade não foram identificadas durante o período de amostragem.

O ponto P09, a leste da ilha de São Luís, está compreendido no Complexo Estuarino de São José, em uma área semelhante ao ponto P08, especialmente no que se refere à remoção de árvores de mangue para construção de residências. As atividades antrópicas com este propósito tiveram início nos anos 2000, inicialmente concentradas no interior do continente. A partir de 2005, a expansão, em direção às margens do estuário, fez com que as casas adentrassem nas faixas marginais ocupadas por manguezais. Paralelamente a isso, tornou-se comum entre os moradores o despejo de esgoto doméstico diretamente no manguezal.

São José de Ribamar (P10) é o terceiro município mais populoso do estado brasileiro do Maranhão. Pertence à Região Metropolitana da Ilha de São Luís e é um dos quatro municípios que integram a ilha. Está localizado a cerca de 32 km do centro da capital maranhense. A cidade é nomeada em homenagem a São José, que é reconhecido como o padroeiro do Maranhão. As belas praias deste município, cercadas por manguezais, são um grande atrativo para turistas e banhistas. Embora toda sua beleza, os cuidados com esta região parecem ser ignorados, pois, nos últimos anos, esta, vem sofrendo vários impactos de origem antrópica. Inclusive, no ano de 2023, a justiça do Estado determinou a restrição do acesso de veículos às faixas de areia nas praias de São José de Ribamar, como forma de mitigar alguns dos impactos causados na região, pois, segundo a justiça, a permanência do fluxo de veículos é prejudicial à segurança dos banhistas, à conservação do meio ambiente e à manutenção da cultura local. Devido ao fato desta região já ser densamente povoada e estar em constante crescimento, os manguezais têm sido desmatados nessa área para criar mais espaços para moradias e demais outras finalidades antrópicas.

2.2. Etapa de campo

As coletas foram realizadas bimestralmente entre dezembro de 2021 e dezembro de 2022, compreendendo os períodos chuvoso e de estiagem em todos os pontos amostrais. Na região dos manguezais amazônicos, o período de chuva e de estiagem ocorrem de janeiro a junho e de julho a dezembro, respectivamente (CLIMATE-DATA, 2025).

A metodologia utilizada foi a *Line Point Transect* (MILLER; AMBROSE, 2000), uma técnica não destrutiva, onde o observador registra, *in situ*, o táxon em menor nível taxonômico possível. Foram colocados 10 transectos perpendiculares à linha de costa, equidistantes 1m entre si, na região entre marés (mesolitoral), cujas medições, dos dados de frequência de

ocorrência das espécies de macroalgas, foram feitas a cada 50 cm, totalizando 200 pontos amostrais em cada zona.

2.3. Formulação do Índice

Entende-se que um ambiente saudável, livre de distúrbios, tende a apresentar uma comunidade dita como ideal, ou seja, a ocorrência de espécies é equilibrada, não havendo dominância de espécies sobre outras. Desta forma, o índice é gerado a partir de três métricas: seleção de classes indicadoras, dominância e frequência teórica.

A frequência teórica, é a frequência ideal do índice, é aquela que mostra a frequência de ocorrência de organismos presentes em um ambiente equilibrado. Quando a frequência teórica é igual a frequência real (coletada na amostragem), o índice é igual a zero, e isto demonstra o ambiente dito como ideal. Assim, o ambiente escolhido como referência para a frequência teórica deve ser aquele que apresenta pouco ou nenhum impacto, com características de ambiente preservado e baixa ou nenhuma dominância entre as espécies.

O Índice de Distúrbio Ambiental (IDA) foi baseado na frequência de ocorrência das espécies de macroalgas indicadoras de impacto ambiental, escolhidas segundo análises estatísticas e literatura. Este índice foi previamente proposto por Vasconcelos (2012), através de ajustes em uma expressão proposta por Areces (1997).

Vasconcelos (2012) utilizou este índice modificado para avaliar os possíveis distúrbios ambientais inerentes aos recifes areníticos de Pernambuco, na costa nordeste brasileira. No presente estudo, o índice em questão foi usado como ferramenta de avaliação aos possíveis distúrbios ocorridos em manguezais da costa norte brasileira, utilizando espécies de macroalgas indicadoras típicas desse ecossistema.

Para escolha das espécies indicadoras, foram utilizados os dados da literatura e, segundo critério estatístico, a análise do Valor de Espécie Indicadora (IndVal), que, segundo McGeoch *et al.* (2002), combina o grau de especificidade de uma determinada espécie para um determinado status ecológico.

A fórmula utilizada para cálculo do índice é:

$$IDA = < 1 + \left\{ - \frac{\left[Es + \sum \left(\frac{Ni}{Nti} \right) \right]}{\left[Ei + \sum \left(\frac{Ns}{Nts} \right) \right]} \right\} > * \left(\frac{Co}{S} \right)$$

Onde: *Es* é o número de categorias de espécies sensíveis aos impactos;

Ei é o número de categorias de espécies utilizadas como indicadoras de impacto;

Ni é a frequência real das espécies indicadoras de impacto;

Nti é a frequência teórica das espécies indicadoras de impacto;

Ns é a frequência real das espécies sensíveis aos impactos;

Nts é a frequência teórica das espécies sensíveis aos impactos;

Co é a razão entre os pontos amostrados cobertos por algas em relação ao total de pontos;

S é a razão entre as espécies registradas na unidade amostral e o total de espécies utilizadas na análise.

Foram escolhidas quatro categorias indicativas a partir do resultado obtido pelo índice:

- **IDA > 0:** a comunidade sofre variações naturais ou estocásticas;
- **IDA = 0:** comunidade ideal;
- **-1 < IDA < 0:** perda da proporção ideal e ambiente com baixo impacto;
- **IDA < -1:** perda da proporção ideal e ambiente impactado.

2.4. Análise de Dados e Estatística

O processamento de dados e o cálculo do IDA foram realizados no Microsoft Excel. O teste de Kolmogorov Smirnov foi utilizado para verificar a normalidade de todos os dados. Os testes de ANOVA (unidirecional) e Kruskal-Wallis foram empregados para detectar diferenças significativas. Para todos os testes, o valor de $p < 0,05$ foi considerado indicativo de significância estatística. As análises foram conduzidas utilizando o software SPSS v26. Além disso, a Ordenação Multidimensional Não Métrica (nMDS) e os Valores de Espécies Indicadoras (IndVal) foram realizados utilizando o software estatístico Past v.4.12. Os ajustes de gráficos e a edição vetorial foram realizadas no Adobe Illustrator.

3. RESULTADOS

3.1. Macroalgas

Duas espécies do grupo das clorofíceas (*Cladophoropsis membranacea* e *Rhizoclonium africanum*) e duas espécies do grupo das rodofíceas (*Bostrychia radicans* e *Catenella caespitosa*) foram encontradas durante as coletas. Em relação às estruturas das árvores de mague em que as espécies foram coletadas, *Bostrychia radicans* e *Catenella caespitosa* foram retiradas dos pneumatóforos, enquanto, *Cladophoropsis membranacea* e *Rhizoclonium africanum* foram retiradas do sedimento e dos rizóforos, respectivamente, para amostragem. Abaixo, está a sinopse dos táxons encontrados no estudo.

CHLOROPHYTA

Chlorophyceae

Siphonocladales

Siphonocladaceae

Cladophoropsis membranacea (C.Agardh) Boergesen

Cladophorales

Cladophoraceae

Rhizoclonium africanum Kutzing

RHODOPHYTA

Florideophycidae

Gigartinales

Caulacanthaceae

Catenella caespitosa (Whitening) L. Irvine

Ceramiales

Rhodomelaceae

Bostrychia radicans (Montagne) Montagne

3.2. Frequência de Ocorrência

A Tabela 1 apresenta a frequência de ocorrência das macroalgas *B. radicans*, *C. caespitosa*, *C. membranacea* e *R. africanum* em diferentes pontos amostrais ao longo do período chuvoso. Os valores são expressos para as três coletas mensais em cada ponto, seguidos da média \pm desvio padrão (SD). Os testes estatísticos realizados indicam diferenças significativas na ocorrência das espécies entre os pontos amostrais, conforme indicado pelas letras sobrescritas. Letras sobrescritas diferentes indicam diferença significativa entre os pontos.

Tabela 1. Frequência de ocorrência (%) das macroalgas encontradas no período chuvoso. Letras sobrescritas diferentes indicam diferença significativa entre os pontos para a dada espécie

| | | <i>B. radicans</i> | <i>C. caespitosa</i> | <i>C. membranacea</i> | <i>R. africanum</i> |
|-----|------------------|--------------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|------------------------------------|
| P01 | | 0,60 | 0,50 | 0,55 | 0,52 |
| | | 0,99 | 0,05 | 0,98 | 0,33 |
| | | 0,99 | 0,19 | 0,96 | 0,40 |
| | <i>Mean ± SD</i> | <i>0,86 ± 0,23^{a,c,e,f}</i> | <i>0,25 ± 0,23^{a,b}</i> | <i>0,83 ± 0,25^a</i> | <i>0,42 ± 0,10^{a,b,c}</i> |
| P02 | | 0,86 | 0,25 | 0,83 | 0,42 |
| | | 0,79 | 0,19 | 0,85 | 0,38 |
| | | 0,72 | 0,21 | 0,88 | 0,35 |
| | <i>Mean ± SD</i> | <i>0,79 ± 0,07^{a,c,d,f}</i> | <i>0,22 ± 0,03^{a,b}</i> | <i>0,85 ± 0,03^a</i> | <i>0,38 ± 0,03^b</i> |
| P03 | | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | <i>Mean ± SD</i> | <i>0,00 ± 0,00^b</i> | <i>0,00 ± 0,00^b</i> | <i>0,00 ± 0,00^b</i> | <i>1,00 ± 0,00^a</i> |
| P04 | | 0,53 | 0,37 | 0,45 | 1,00 |
| | | 0,47 | 0,43 | 0,47 | 1,00 |
| | | 0,45 | 0,40 | 0,55 | 1,00 |
| | <i>Mean ± SD</i> | <i>0,48 ± 0,04^{b,c}</i> | <i>0,40 ± 0,03^a</i> | <i>0,49 ± 0,05^{a,b}</i> | <i>1,00 ± 0,00^a</i> |
| P05 | | 0,00 | 0,00 | 0,91 | 0,71 |
| | | 0,10 | 0,00 | 0,88 | 0,81 |
| | | 0,15 | 0,00 | 0,86 | 0,76 |
| | <i>Mean ± SD</i> | <i>0,08 ± 0,08^{b,d}</i> | <i>0,00 ± 0,00^b</i> | <i>0,88 ± 0,03^a</i> | <i>0,76 ± 0,05^{a,b}</i> |
| P06 | | 0,96 | 0,88 | 1,00 | 0,00 |
| | | 0,99 | 0,79 | 1,00 | 0,00 |
| | | 0,91 | 0,79 | 1,00 | 0,00 |
| | <i>Mean ± SD</i> | <i>0,95 ± 0,04^{a,c,f}</i> | <i>0,82 ± 0,05^a</i> | <i>1,00 ± 0,00^a</i> | <i>1,00 ± 0,00^{b,c}</i> |
| P07 | | 0,69 | 0,98 | 0,42 | 0,74 |
| | | 0,41 | 0,66 | 0,56 | 0,32 |
| | | 0,47 | 0,55 | 0,48 | 0,40 |
| | <i>Mean ± SD</i> | <i>0,53 ± 0,15^{b,c,e}</i> | <i>0,73 ± 0,22^a</i> | <i>0,49 ± 0,07^{a,b}</i> | <i>0,48 ± 0,22^{a,b}</i> |
| P08 | | 0,99 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | | 0,96 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | <i>Mean ± SD</i> | <i>0,98 ± 0,02^{a,c}</i> | <i>0,00 ± 0,00^b</i> | <i>0,00 ± 0,00^b</i> | <i>1,00 ± 0,00^a</i> |
| P09 | | 0,42 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | | 0,30 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | | 0,37 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | <i>Mean ± SD</i> | <i>0,36 ± 0,06^{b,f}</i> | <i>0,00 ± 0,00^b</i> | <i>0,00 ± 0,00^b</i> | <i>1,00 ± 0,00^a</i> |
| P10 | | 1,00 | 0,00 | 0,41 | 0,00 |
| | | 1,00 | 0,00 | 0,41 | 0,00 |
| | | 1,00 | 0,00 | 0,42 | 0,00 |
| | <i>Mean ± SD</i> | <i>1,00 ± 0,00^a</i> | <i>0,00 ± 0,00^{a,b}</i> | <i>0,41 ± 0,01^{a,b}</i> | <i>0,00 ± 0,00^{a,c}</i> |

*SD: Desvio Padrão

Para *B. radicans*, observou-se uma ocorrência elevada na maioria dos pontos amostrais, com valores médios variando entre $0,00 \pm 0,00$ (P03) e $1,00 \pm 0,00$ (P10). Destaca-se que P03, sendo o único ponto sem ocorrência registrada para a espécie, apresentou um padrão significativamente diferente (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$) em relação às demais localidades, exceto em relação aos pontos P04, P05, P07 e P09. Os pontos P06, P08 e P10 apresentaram elevados valores médios de frequência de ocorrência quando comparados aos outros pontos amostrais.

Para *C. caespitosa*, houve uma grande variabilidade entre os pontos amostrais. Os valores médios oscilaram entre $0,00 \pm 0,00$ (P03, P05, P08, P09 e P10) e $0,82 \pm 0,05$ (P06). Diferenças significativas foram observadas entre os pontos P04, P06 e P07 em relação a P03, P05, P08 e P09 (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Os pontos P01, P02 e P10 apresentaram padrão de ocorrência semelhante a todos os outros pontos amostrados.

A espécie *C. membranacea* apresentou um padrão de distribuição bastante heterogêneo entre os pontos amostrais, com valores médios variando entre $0,00 \pm 0,00$ (P03, P08 e P09) e $1,00 \pm 0,00$ (P06). Os pontos P01, P02, P05 e P06 foram estatisticamente diferentes dos pontos P03, P08 e P09 (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Em contrapartida, P04, P07 e P10 seguiram um padrão de distribuição semelhante a todos os demais pontos. Apenas P03, P08 e P09 tiveram ausência completa da espécie.

No caso de *R. africanum*, verificou-se sua ocorrência em quase todos os pontos amostrais, com valores oscilando entre $0,00 \pm 0,00$ (P10) e $1,00 \pm 0,00$ (P03, P04, P06, P08 e P09). As análises estatísticas não demonstraram diferenças significativas entre os pontos P03, P04, P08 e P09 (Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). Entretanto, estes divergiram significativamente dos pontos P02 e P06 (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$).

A tabela 2 apresenta a frequência de ocorrência das macroalgas *B. radicans*, *C. caespitosa*, *C. membranacea* e *R. africanum* em diferentes pontos amostrais ao longo do período de estiagem.

Tabela 2. Frequência de ocorrência (%) das macroalgas encontradas no período de estiagem. Letras sobrescritas diferentes indicam diferença significativa entre os pontos para a dada espécie

| | | <i>B. radicans</i> | <i>C. caespitosa</i> | <i>C. membranacea</i> | <i>R. africanum</i> |
|-----|------------------|---------------------------|-----------------------|---------------------------|-------------------------|
| P01 | | 0,84 | 0,44 | 0,77 | 0,28 |
| | | 0,96 | 0,46 | 0,71 | 0,60 |
| | | 0,81 | 0,68 | 0,74 | 0,71 |
| | <i>Mean ± SD</i> | $0,87 \pm 0,08^{a,c,d,e}$ | $0,53 \pm 0,13^{a,c}$ | $0,74 \pm 0,03^{a,c}$ | $0,53 \pm 0,22^{a,b,c}$ |
| P02 | | 0,87 | 0,53 | 0,74 | 0,53 |
| | | 0,86 | 0,55 | 0,72 | 0,57 |
| | | 0,80 | 0,48 | 0,77 | 0,49 |
| | <i>Mean ± SD</i> | $0,84 \pm 0,04^{a,c,d,e}$ | $0,52 \pm 0,04^{a,c}$ | $0,74 \pm 0,03^{a,c}$ | $0,53 \pm 0,04^{b,c}$ |
| P03 | | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | <i>Mean ± SD</i> | $0,00 \pm 0,00^b$ | $0,00 \pm 0,00^b$ | $0,00 \pm 0,00^{b,d}$ | $1,00 \pm 0,00^a$ |
| P04 | | 0,44 | 0,55 | 0,42 | 0,60 |
| | | 0,45 | 0,53 | 0,45 | 0,89 |
| | | 0,51 | 0,48 | 0,38 | 0,96 |
| | <i>Mean ± SD</i> | $0,47 \pm 0,0^{b,c}$ | $0,52 \pm 0,04^{a,c}$ | $0,42 \pm 0,04^{c,d}$ | $0,82 \pm 0,19^{a,b}$ |
| P05 | | 0,46 | 0,00 | 0,86 | 0,68 |
| | | 0,42 | 0,00 | 0,85 | 0,66 |
| | | 0,45 | 0,00 | 0,90 | 0,73 |
| | <i>Mean ± SD</i> | $0,44 \pm 0,02^{b,d}$ | $0,00 \pm 0,00^b$ | $0,87 \pm 0,03^{a,c}$ | $0,69 \pm 0,04^{a,b,c}$ |
| P06 | | 0,00 | 0,00 | 1,00 | 0,00 |
| | | 0,00 | 0,00 | 1,00 | 0,00 |
| | | 0,00 | 0,00 | 1,00 | 0,00 |
| | <i>Mean ± SD</i> | $0,00 \pm 0,00^b$ | $0,00 \pm 0,00^b$ | $1,00 \pm 0,00^a$ | $0,00 \pm 0,00^c$ |
| P07 | | 0,49 | 0,36 | 0,18 | 0,14 |
| | | 0,50 | 0,45 | 0,21 | 0,14 |
| | | 0,08 | 0,89 | 0,85 | 0,13 |
| | <i>Mean ± SD</i> | $0,36 \pm 0,24^{b,e}$ | $0,57 \pm 0,28^{a,c}$ | $0,41 \pm 0,38^{a,c,d}$ | $0,14 \pm 0,00^{b,c}$ |
| P08 | | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 0,91 |
| | | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 0,85 |
| | | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 0,94 |
| | <i>Mean ± SD</i> | $1,00 \pm 0,00^a$ | $0,00 \pm 0,00^b$ | $0,00 \pm 0,00^d$ | $1,00 \pm 0,00^{a,b}$ |
| P09 | | 0,59 | 0,28 | 0,00 | 1,00 |
| | | 0,67 | 0,31 | 0,00 | 1,00 |
| | | 0,65 | 0,29 | 0,00 | 1,00 |
| | <i>Mean ± SD</i> | $0,64 \pm 0,04^{a,b}$ | $0,29 \pm 0,02^{b,c}$ | $0,00 \pm 0,00^d$ | $1,00 \pm 0,00^a$ |
| P10 | | 1,00 | 0,00 | 0,44 | 0,00 |
| | | 0,97 | 0,00 | 0,47 | 0,00 |
| | | 0,83 | 0,00 | 0,51 | 0,00 |
| | <i>Mean ± SD</i> | $0,94 \pm 0,09^{a,c,e}$ | $0,00 \pm 0,00^b$ | $0,47 \pm 0,03^{a,b,c,d}$ | $0,00 \pm 0,00^c$ |

*SD: Desvio Padrão

Para *B. radicans*, a frequência de ocorrência apresentou uma leve redução em alguns pontos amostrais em relação ao período chuvoso, com valores médios variando entre $0,00 \pm 0,00$ (P03 e P06) e $1,00 \pm 0,00$ (P08). Houve uma considerável heterogeneidade nos dados de ocorrência desta espécie entre os pontos amostrais, evidenciada pelas diferentes letras sobrescritas nos valores médios, pois, quanto mais letras diferentes são apresentadas no teste estatístico, mais divergentes são os dados entre si. A ocorrência de *B. radicans* em P01 evidenciou que este ponto foi estatisticamente semelhante a todos os pontos, exceto a P03 e P06 (Kruskal-Wallis, $p > 0,05$).

A ocorrência de *C. caespitosa* também mostrou uma leve diminuição em comparação ao período chuvoso, com valores médios variando entre $0,00 \pm 0,00$ (P03, P05, P06, P08 e P10) e $0,57 \pm 0,28$ (P07). A espécie ocorreu em mais da metade da malha amostral nos pontos P01, P02, P04 e P07 ($FO > 0,50$).

Para *C. membranacea*, os valores médios variaram entre $0,00 \pm 0,00$ (P03, P08 e P09) e $1,00 \pm 0,00$ (P06). Assim como no período chuvoso, a espécie manteve-se ausente em determinados pontos, enquanto apresentou alta frequência ($FO > 0,70$) em outros. Entre os pontos em que ocorreu, apenas em P07 e P10 apresentaram valores de frequência de ocorrência inferior a 0,70.

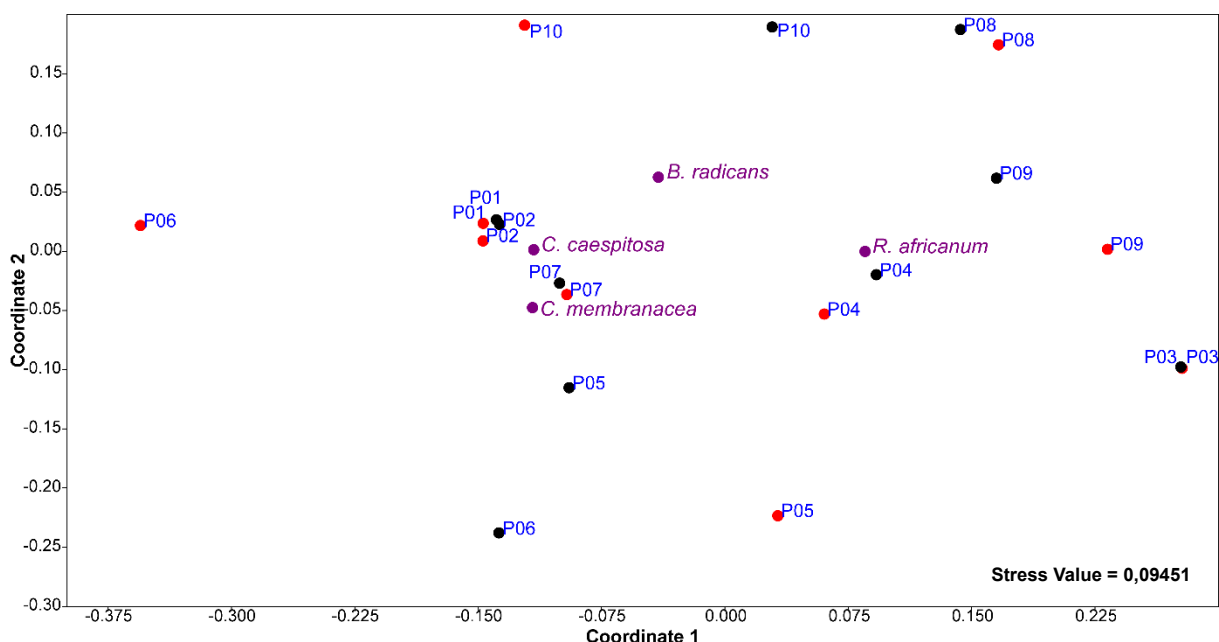
Por fim, *R. africanum* exibiu uma variação significativa na sua frequência de ocorrência. Os valores oscilaram entre $0,00 \pm 0,00$ (P10) e $1,00 \pm 0,00$ (P03, P06, P08 e P09), indicando uma redistribuição da espécie em relação ao período chuvoso. As análises estatísticas apontam que os pontos P06 e P10, onde a espécie não ocorreu, são semelhantes entre si e a outros pontos cuja ocorrência fora detectada (P01, P02, P05 e P07).

3.3. Ordenação Multidimensional Não Métrica (nMDS)

A ordenação multidimensional não métrica (NMDS) foi aplicada para avaliar a estrutura da comunidade de macroalgas nos pontos amostrais (P01 a P10) nos dois períodos sazonais distintos: chuvoso (pontos vermelhos) e estiagem (pontos pretos). A análise foi realizada com base na frequência de ocorrência das macroalgas em cada localidade, gerando uma representação tridimensional que preserva as relações de similaridade entre as amostras ().

O stress value de 0,09451 indicou uma boa adequação da ordenação tridimensional (3D), garantindo que a projeção capturou satisfatoriamente a estrutura de similaridade presente nos dados (Figura 6).

Figura 6. Gráfico de Ordenação Multidimensional Não Métrica (nMDS) das frequências de ocorrências das espécies e pontos amostrais. Em vermelho, estão os pontos do período chuvoso e, em preto, os pontos do período de estiagem



O gráfico resultante apresenta a distribuição dos pontos amostrais ao longo de três eixos de ordenação (3D: Coordenada 1, Coordenada 2 e Coordenada 3), os quais representam as relações de dissimilaridade entre os locais amostrados. As distâncias entre os pontos refletem a variação na composição específica da comunidade de macroalgas, de modo que pontos mais próximos entre si indicam maior similaridade composicional, enquanto pontos mais afastados sugerem diferenças na estrutura das comunidades. Apesar da aparente separação entre algumas amostras dos períodos chuvoso e de estiagem, a análise estatística de ANOVA indicou que não há diferenças significativas na frequência de ocorrência das macroalgas entre os períodos sazonais (ANOVA, $p > 0,05$).

Os pontos amostrais foram distribuídos de maneira relativamente dispersa no espaço NMDS, sugerindo certa heterogeneidade na composição de macroalgas entre os locais amostrados.

As espécies de macroalgas representadas no gráfico encontram-se distribuídas em diferentes regiões da ordenação, associadas a pontos específicos. A espécie *C. caespitosa* apresentou associação aos pontos P01, P02 e P07 em ambos os períodos sazonais. Já as espécies *C. membranacea* e *R. africanum*, mostraram associação preferencial aos pontos P07 e P04, respectivamente, também em ambos os períodos. Apenas *B. radicans* não apresentou associação bem definida para um ou mais pontos. O posicionamento das espécies em relação às amostras indica padrões de ocorrência diferenciados entre os pontos amostrais, mas sem uma

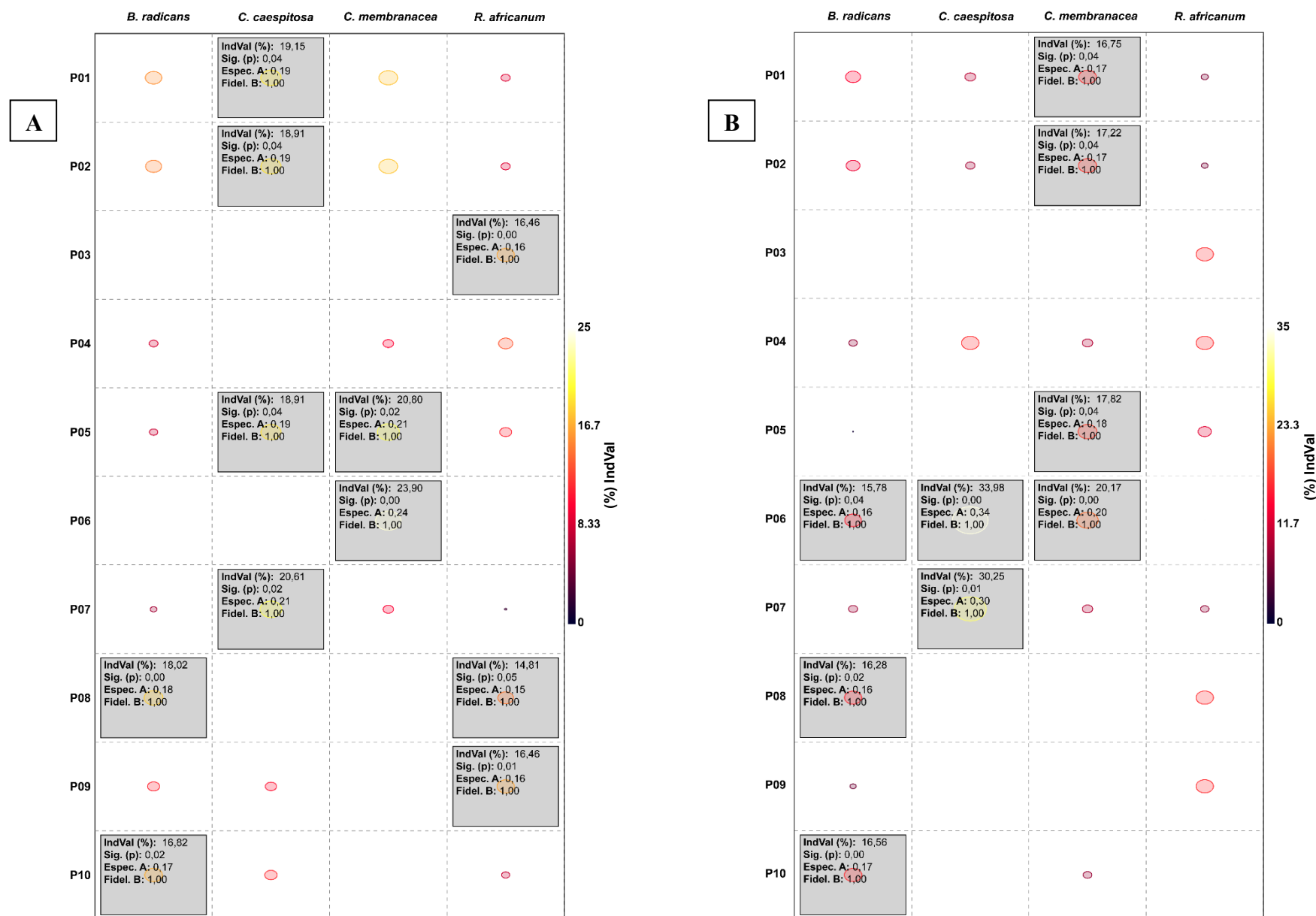
distinção estatisticamente significativa entre os períodos chuvoso e de estiagem (ANOVA, $p > 0,05$).

Os pontos mais afastados na ordenação (P03, P05, P06, P08 e P10) indicam localidades com composição distinta das demais amostras. Já os pontos mais centrais indicam localidades que compartilham composição mais semelhante entre si e com algumas das espécies representadas.

3.4. Valores de Espécies Indicadoras (IndVal)

Os Valores de Espécies Indicadoras (IndVal), apresentados na Figura 7, resumem os resultados obtidos a partir do cruzamento de dados de frequência de ocorrência das espécies macroalgas e as zonas de amostragem.

Figura 7. Valores de Espécies Indicadoras (IndVal), Significância (p), Especificidade A e Fidelidade B das espécies de macroalgas coletadas nas zonas de amostragem. Em **A)** período chuvoso e **B)** período de estiagem



Os resultados obtidos a partir do Índice de Valor Indicador (IndVal) permite interpretar a representatividade das espécies em cada ponto. Além disso, os valores de significância estatística permitiram destacar apenas as espécies com representatividade significativa em cada ponto ($p < 0,05$). No IndVal, a significância estatística é fundamental porque reforça que as associações observadas não ocorreram ao acaso.

Nesse caso, os valores evidenciaram que *B. radicans*, *C. caespitosa* e *C. membranacea* apresentaram os maiores percentuais em diversos pontos de amostragem. No período chuvoso, *B. radicans* obteve os maiores valores em P08 (18,02%) e P10 (15,67%), enquanto *C. caespitosa* foi mais frequente em P01 (19,15%), P02 (18,91%), P05 (18,91%) e P07 (20,61%). Já *C. membranacea* se destacou em P05 e P06, com valores superiores a 20%. A espécie *R. africanum* teve destaque nos pontos P08 (14,81%), P03 e P09 (16,46%).

Durante a estiagem, os valores de IndVal foram ligeiramente maiores, especificamente para a espécie *C. caespitosa* nos pontos P06 e P07 com valores de 33,98% e 30,25%, respectivamente, indicando maior dominância da espécie em comparação ao período chuvoso. A *B. radicans* continuou a mostrar sua representatividade nos pontos P08 (16,28%) e P10 (16,56%), além de se destacar em P06 (15,78%) junto a outras duas espécies. A espécie *C. membranacea*, para além dos pontos P05 (17,82%) e P06 (20,17%) - locais onde também mostrou representatividade no período chuvoso - destacou-se nos pontos P01 (16,75%) e P02 (17,22%). A única espécie sem representatividade no período de estiagem foi *R. africanum*.

No teste de IndVal, a Especificidade (A) mede a associação exclusiva de uma espécie com um determinado grupo. Valores altos indicam que a espécie ocorre principalmente naquele ponto, ou seja, quer dizer que aquela espécie tem maior preferência por um tipo de local do que dos outros. Por sua vez, a Fidelidade (B) mede a constância da espécie dentro do grupo, ou seja, quão frequentemente ela ocorre nos pontos associados, sempre aparecendo nos lugares onde poderia crescer.

A análise da especificidade (A) indicou que as espécies apresentaram variações na sua especialização em cada localidade. No período chuvoso, os maiores valores foram observados para *B. radicans* em P10 (0,17), *C. caespitosa* em P06 (0,34), *C. membranacea* em P06 (0,20) e *R. africanum* em P03, P04, P08 e P09, todos com 0,17. Durante a estiagem, a especificidade manteve-se para *B. radicans* e *C. membranacea* em P06 (0,17 e 0,24, respectivamente). Para *C. caespitosa*, o maior valor foi em P07 (0,21) e para *R. africanum* em P03 e P09 (0,16).

Quanto à Fidelidade (B) manteve-se alta em ambos os períodos sazonais, com valores próximos de 1,00, indicando que essas espécies se mantêm associadas aos locais onde foram registradas independentemente da estação.

Na literatura, as macroalgas *C. caespitosa* é considerada sensível aos impactos ambientais, enquanto, *B. radicans*, *C. membranacea* e *R. africanum* são espécies tolerantes, oportunistas e indicadoras de impacto ambiental. Desta forma, o estudo coletou três espécies indicadoras de impacto e uma espécie sensível. A análise de IndVal, por sua vez, demonstrou os pontos onde cada espécie foi significativamente representativa (% IndVal e Sig. p), bem como onde tiveram associação exclusiva (Especificidade A) e constância na ocorrência (Fidelidade B).

3.5. Índice de Distúrbio Ambiental (IDA)

A tabela 3 apresenta os valores do Índice de Distúrbio Ambiental (IDA), calculados a partir dos dados de frequência de ocorrência das macroalgas. Os resultados do IDA demonstraram variações entre os diferentes pontos amostrais e entre os períodos chuvoso e de estiagem. No entanto, não foram detectadas diferenças estatisticamente significativas entre os períodos (ANOVA, $p = 0,499$) e nem entre os pontos (Kruskal-Wallis, $p = 0,05338$).

Tabela 3. Valores do Índice de Distúrbio Ambiental (IDA) para os períodos chuvoso e de estiagem

| Pontos | P01 | P02 | P03 | P04 | P05 | P06 | P07 | P08 | P09 | P10 |
|-----------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|-------|-------|
| Chuvoso | -0,19 | -0,18 | -3,82 | -0,22 | -1,48 | -1,02 | 0,36 | -0,94 | -2,79 | -1,06 |
| Estiagem | -0,27 | -0,24 | -4,04 | -0,45 | -0,75 | -8,00 | 0,40 | -1,11 | -1,76 | -1,28 |

No período chuvoso, os valores do IDA variaram de -3,82 (P03) a 0,36 (P07). A maioria dos pontos apresentou valores negativos, com destaque para P03 (-3,82), P09 (-2,79) e P5 (-1,48), que indicaram ambientes impactados de acordo com os critérios estabelecidos para a interpretação do índice. O ponto P06 apresentou um valor de -1,02, indicando também um ambiente impactado, mas em menor grau. Os pontos P01 (-0,19), P02 (-0,18) e P04 (-0,22) apresentaram valores mais próximos de zero, sugerindo ambientes com baixo impacto ambiental. O ponto P07 foi o único a apresentar um valor positivo (0,36).

No período de estiagem, o IDA apresentou uma amplitude maior, variando de -8,00 (P06) a 0,40 (P07). O ponto P06 destacou-se por apresentar o menor valor entre todas as amostras coletadas, indicando um ambiente fortemente impactado. O ponto P03 manteve um valor negativo elevado (-4,04), semelhante ao registrado no período chuvoso. Da mesma forma, os pontos P09 (-1,76) e P10 (-1,28) continuaram indicando impacto ambiental. Já os pontos P01 (-0,27), P02 (-0,24), P04 (-0,45) e P05 (-0,75) apresentaram valores relativamente baixos, próximos a zero, sugerindo uma menor intensidade de impacto em comparação com os demais locais. Assim como no período chuvoso, o ponto P07 apresentou um valor positivo (0,40).

4. DISCUSSÃO

4.1. Espécies Encontradas

O presente estudo encontrou quatro espécies de macroalgas, duas rodofíceas (*B. radicans* e *C. caespitosa*) e duas clorofíceas (*C. membranacea* e *R. africanum*) (Tabela 1; Tabela 2). Já é conhecido em literatura que a diversidade de macroalgas nos manguezais brasileiros é notavelmente menor em comparação com os manguezais do Caribe (CORDEIRO-MARINO *et al.* 1992; CUTRIM, SILVA e AZEVEDO, 2004; FONTES, LISBOA e CASTRO, 2016; CORRÊA, CUTRIM e CRUZ, 2023), o que concorda com o fato constatado nos manguezais estudados.

As rodofíceas encontradas pertencem à associação conhecida como *Bostrychietum*, conforme descrito por Post (1968). Esta associação, composta, principalmente, pelos gêneros *Bostrychia*, *Caloglossa* e *Catenella*, tem sido identificada e estudada na maioria dos manguezais estudados, tanto no Maranhão (CUTRIM, SILVA e AZEVEDO, 2004; FONTES, 2016) quanto em outras regiões do Brasil (PEDRINI, 1980; PAULA *et al.*, 1989; ESTON *et al.*, 1991, 1992; FORTES, 1992; CUNHA *et al.*, 1999; FONTES, 2007) e em várias partes do mundo, como África do Sul (LAMBERT *et al.*, 1987; PHILLIPS *et al.*, 1994, 1996), Japão (TANAKA; CHIHARA, 1987), Indonésia (CHIHARA; TANAKA, 1986, TANAKA; CHIHARA, 1988), Austrália (KING, 1990; MELVILLE *et al.* 2005), México-Guatemala (PEDROCHE *et al.*, 1995), e Malásia (BILLAH *et al.* 2016, HASMIDAH *et al.* 2017). O *Bostrychietum* tem sido considerado representativo entre as comunidades de macroalgas nos manguezais em escala global (TANAKA; CHIHARA, 1987; PHILLIPS *et al.*, 1996; ZHANG *et al.*, 2014).

O fato de não haver diferenças sazonais na frequência de ocorrência das espécies (Tabela 1; Tabela 2), já é conhecido na literatura, pois, as macroalgas são organismos de crescimento lento e que podem acumular grandes quantidades de nutrientes para usarem durante a limitação de nutrientes nos períodos de seca, além de adaptações contra a dessecação (HEIN *et al.*, 1995; PEDERSEN; BORUM, 1996 e 1997; YOKOYA, PLASTINO, *et al.*, 1999).

Em contrapartida, a distribuição espacial emerge como o fator primordial que influencia o arranjo das macroalgas nos manguezais estudados. Esta observação pode ser justificada pela estreita relação desses organismos com a fixação nos substratos, especialmente nos pneumatóforos, em vez de dependerem predominantemente de fatores hidrológicos e sazonais (NEDWELL *et al.*, 2002). Dessa foram, infere-se que a degradação dos substratos desempenha um papel importante na redução da diversidade de espécies, resultando em um predomínio significativo de espécies oportunistas.

4.2. Ordenação Multidimensional Não Métrica (nMDS)

A representação gráfica do nMDS evidencia a variação na estrutura da comunidade de macroalgas entre os diferentes pontos amostrais (Figura 6). Considerando que o teste de ANOVA não detectou diferenças estatisticamente significativas entre os períodos sazonais, a variação observada na ordenação nMDS pode estar relacionada a flutuações naturais da comunidade ou a outros fatores ambientais não diretamente associados à sazonalidade (Figura 6). A disposição dos pontos ao longo dos eixos sugere que a estrutura da comunidade de macroalgas não segue um padrão unidimensional, indicando que múltiplos fatores podem estar influenciando a variação observada.

Pontos amostrais próximos entre si, como P01, P02 e P07, indicam uma composição semelhante das espécies de macroalgas, o que sugere que esses locais compartilham condições ambientais similares ou interações ecológicas comparáveis (Figura 6). Nestes três pontos, as árvores de mangue são bem conservadas, com áreas de alta densidade de pneumatóforos sombreados pelas copas das árvores. Tais condições são ideais para a ocorrência de todas as quatro espécies de macroalgas encontradas neste estudo, uma vez que, a abundância e a ocorrência das macroalgas estão intimamente ligadas a fatores como localização das árvores de manguezais e das áreas sem vegetação, bem como à intensidade da luz solar, uma vez que a maioria das espécies de macroalgas tende a preferir locais sombreados (KARSTEN *et al.*, 1994; HASMIDAH *et al.*, 2017). Davey e Woelkerling (1985) observaram que a remoção da cobertura vegetal, que proporciona sombra, resultava na ausência de algas em pneumatóforos.

Os pontos amostrais mais afastados, nas extremidades do gráfico, como P03, P05, P06, P08, P09 e P10, apresentam uma composição de macroalgas distinta, sugerindo que esses locais são influenciados por condições ambientais específicas, inerentes a cada um (Figura 6). Nos pontos P08, P09 e P10, por exemplo, embora as árvores sejam altas, elas são espaçadas e frequentemente removidas pela ação humana, permitindo a penetração direta da luz solar, o que, por conseguinte, influencia na presença de espécies mais tolerantes e bem adaptadas como *B. radicans* e *R. africanum* em ambos os períodos. Nos pontos P05 e P06, adicionalmente às *B. radicans* e *R. africanum*, há a presença marcante de *C. membranacea*.

A rodófitica *B. radicans* é bastante adaptada às diferentes condições ambientais de influências naturais e antrópicas (MANN e STEINKE, 1988; YOKOYA *et al.*, 1999; CORRÊA; CUTRIM e CRUZ, 2023). Esta espécie é muito bem adaptada a temperaturas mais elevadas, à dessecação e à extensas amplitudes de irradiância. Ela apresenta a capacidade de manter baixas taxas respiratórias sob temperaturas mais elevadas e de retornar aos níveis normais de taxas fotossintéticas e respiratórias após altos níveis de dessecação (Mann e Steinke

1988). Além disso, *B. radicans* tem natureza eurialina (YARISH *et al.*, 1980, KARSTEN e KIRST 1989) e é capaz de tolerar valores extremos de salinidade (KARSTEN *et al.*, 1994). A presença desta espécie em ambientes impactados por contaminação por metais, reforçam suas adaptações para sobrevivência frente à exposição a diferentes tipos de estressores naturais e antropogênicos (CORRÊA; CUTRIM e CRUZ, 2023). Espécies do gênero *Bostrychia*, inclusive, podem ser relevantes para o sequestro de CO₂ em manguezais, uma vez que são tolerantes à diminuição do pH e aumentam seu crescimento sob maior disponibilidade de CO₂ (BORBUREMA *et al.*, 2022).

O gênero *Rhizoclonium*, por sua vez, é documentado como tolerante à emersão contínua por até seis dias (YOKOYA *et al.*, 1999). A notável variedade de habitats documentadas para o gênero *Rhizoclonium*, indica uma ampla capacidade de lidar com condições ambientais flutuantes por parte deste gênero (SHERWOOD *et al.*, 2019)

A presença de *C. membranacea* entre as espécies de macroalgas tolerantes aos impactos se dá, principalmente, por sua habilidade de se reproduzir rapidamente, tanto de forma assexuada quanto sexuada, é uma característica chave das macroalgas filamentosas. Esta capacidade permite que elas colonizem e dominem espaços vazios de maneira ágil, desempenhando um papel fundamental na sucessão inicial dos ecossistemas (SHEPHERD e EDGAR, 2013). Esta espécie de Chlorophyta, tem uma capacidade de assimilação de nutrientes mais veloz em comparação a outras macroalgas que crescem mais lentamente, como por exemplo, as Phaeophyceae (PEDERSEN e BORUM, 1997; RAVEN e TAYLOR, 2003; TAYLOR *et al.*, 2001). Vários fatores contribuem para o crescimento oportunista de *C. membranacea*, como a estrutura simples do talo (LITTLER e LITTLER, 1980), uma relação elevada entre a área de superfície e o volume dos seus talos, além do rápido desenvolvimento de tecidos a partir de fragmentos vegetativos existentes (BRODIE *et al.*, 2007; RAVEN e TAYLOR, 2003). De acordo com Kim *et al.* (2017), o papel destas espécies é crucial para a recuperação de outras macroalgas, pois colonizam o ambiente de forma oportunista, proporcionando condições estáveis e propícias para a macroalgas de crescimento mais lento (WILSON *et al.*, 2020).

A proximidade entre *B. radicans*, *C. caespitosa* e *C. membranacea* sugere que essas espécies compartilham nichos ecológicos similares, sendo frequentemente encontradas juntas em locais com características ambientais favoráveis a elas (Figura 6). A associação entre *B. radicans* e *C. caespitosa*, por exemplo, é considerada representativa entre as comunidades de macroalgas nos manguezais em escala global (TANAKA; CHIHARA, 1987; PHILLIPS *et al.*, 1996; ZHANG *et al.*, 2014; FREIRE, VIANA, *et al.*, 2020). Além disso, por estarem

posicionadas mais centralmente no gráfico, e entre a distribuição dos pontos amostrais, indica que são amplamente distribuídas dentro dos ambientes em que ocorrem.

Em contraste, *R. africanum*, deslocada mais à direita da ordenação (Figura 6), tende a não apresentar um padrão de ocorrência bem definido, sugerindo uma adaptação ou tolerância a condições ambientais diversas, reforçando o que foi anteriormente falado sobre espécies deste gênero.

4.3. Valor de Espécie Indicadora (IndVal)

Os resultados da análise de IndVal reforçam a relevância das macroalgas como potenciais bioindicadores ambientais em ecossistemas de manguezal. A presença significativa de *B. radicans*, *C. caespitosa*, *C. membranacea* e *R. africanum* em determinados pontos sugere que essas espécies respondem a fatores ambientais locais. Estudos anteriores destacam que espécies do gênero *Bostrychia* são altamente adaptáveis a variações ambientais, sendo comumente encontradas nos manguezais (DAVEY e WOELKERLING, 1985; CHIHARA; TANAKA, 1986 CUTRIM, SILVA e AZEVEDO, 2004; MELVILLE *et al.* 2005; FONTES, LISBOA e CASTRO, 2016; CORRÊA, CUTRIM e CRUZ, 2023).

Embora apresentaram ampla distribuição nos ambientes estudados, conforme mostrado na nMDS (Figura 6), a significância estatística dos valores de IndVal para *B. radicans*, *C. caespitosa* e *C. membranacea* em múltiplos pontos, em ambos os períodos, sugere que essas espécies apresentam padrões de distribuição específicos e não ocorrem aleatoriamente, ou seja, são espécies criteriosas quanto ao ambiente em que ocorrem, apontando um aspecto mais especialista delas. Esse achado sugere que, embora essas espécies possam ocorrer em diferentes locais, sua presença não é aleatória, mas, sim, condicionada a fatores ambientais específicos. Krupek, Branco e Peres (2007) dizem que as variações das características ambientais de cada local definem uma comunidade de macroalgas típica para cada ponto de amostragem. Esta informação é consistente com os trabalhos que observaram padrões semelhantes para estas espécies de macroalgas em manguezais do Atlântico Sul (FONTES, PEREIRA e ZICKEL, 2007; FONTES, LISBOA e CASTRO, 2016; FREIRE, VIANA, *et al.*, 2020).

Por outro lado, a significância estatística de *R. africanum* em poucos pontos, e apenas no período chuvoso, indica uma distribuição aleatória ou um padrão de ocorrência menos previsível, reforçando o aspecto generalista da espécie. A ausência de uma forte associação com pontos específicos pode indicar que essa espécie é menos exigente em relação às condições ambientais, possuindo maior flexibilidade ecológica e capacidade de colonizar diferentes ambientes sem depender de um nicho restrito. Esta informação dada pelo IndVal corrobora com

o encontrado na análise da nMDS. Esse comportamento oportunista de *R. africanum* já foi observado para ela e outras espécies de clorofíceas adaptadas a condições ambientais variáveis e sujeitas a distúrbios frequentes (CUTRIM, SILVA e AZEVEDO, 2004; FONTES, PEREIRA e ZICKEL, 2007; CORRÊA, CUTRIM e CRUZ, 2023).

A alta fidelidade (B) registrada para todas as espécies analisadas indica que essas macroalgas apresentam forte associação com os habitats estudados. No entanto, a variação nos valores de especificidade (A) sugere que algumas espécies são mais seletivas em relação ao ambiente. Por exemplo, *C. caespitosa* demonstrou alta especificidade em P07, o que pode estar relacionado ao que disse Oliveira (1984) sobre a preferência desta espécie a locais sombreados. Adicionalmente, Corrêa, Cutrim e Cruz (2023), demonstram a baixa tolerância desta espécie em ambientes contaminados por metais, evidenciando sua sensibilidade ambiental.

Por fim, os padrões de distribuição e os valores de IndVal indicam que *B. radicans*, *C. caespitosa* e *C. membranacea* são potenciais bioindicadores ambientais em manguezais, podendo ser utilizadas para monitoramento ecológico. Ademais, a integração dos resultados do nMDS e do IndVal permite distinguir entre espécies **mais especialistas**, que possuem preferências ambientais definidas e padrões de distribuição estruturados (como *B. radicans*, *C. caespitosa* e *C. membranacea*), e espécies **mais generalistas**, que ocorrem de forma mais aleatória e exploram uma maior diversidade de condições ambientais (*R. africanum*).

4.4. Índice de Distúrbio Ambiental (IDA)

Os resultados obtidos a partir do Índice de Distúrbio Ambiental (IDA) demonstram uma predominância de valores negativos, indicando que as comunidades de macroalgas nos pontos amostrados não apresentam a proporção ideal esperada, caracterizando ambientes impactados em diferentes graus. A ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os períodos chuvoso e de estiagem (ANOVA, $p = 0,499$) sugere que os fatores ambientais que influenciam a estrutura dessas comunidades podem atuar de maneira contínua ao longo do ano, com pouca ou nenhuma influência da sazonalidade.

A elevada variação nos valores do IDA entre os pontos amostrados reforça a influência de fatores espaciais na distribuição e frequência das macroalgas, corroborando com Nedwell, et al. (2002) e Krupek et al. (2007). Estes autores ressaltam a influência das variações das condições espaciais sobre a estruturação das comunidades de algas nos manguezais. Os pontos P03, P06, P08, P09 e P010, por exemplo, apresentaram valores de IDA próximos ou inferiores a -1 durante ambos os períodos, sugerindo que, nesses locais, existem fatores locais que podem ter contribuído para uma redução acentuada na biodiversidade de macroalgas.

Corrêa, Cutrim e Cruz (2023) mostraram elevada contaminação por metais pesados (Zinco, Cobre, Chumbo, Cromo e Ferro) nesses locais, exceto para P08, que demonstrou contaminação apenas para Cu. Embora tenha apresentado contaminação para apenas um metal, P08 está localizada em uma área densamente habitada, onde diversas atividades antrópicas ocorrem em seu entorno, conforme ressaltado na caracterização da área de estudo e que vale ressaltar. Nesse local, há intensa movimentação de canoas e construções de casas de alvenaria muito próximas à vegetação nativa. Inclusive, observou-se a remoção dessa vegetação, incluindo árvores de mangue, em uma área de aproximadamente 16.000 m².

A estabilidade dos valores negativos nos pontos P03, P09 e P10 ao longo dos dois períodos indica que esses locais já se encontram sob influência de impactos ambientais contínuos. Estudos demonstram que a presença de poluentes orgânicos e/ou metais pesados pode levar à dominância de espécies mais tolerantes e à redução da diversidade de macroalgas em áreas impactadas (MELVILLE e PULKOWNI, 2006; BILLAH, MUSTAFA KAMAL, *et al.*, 2017; CORRÊA, CUTRIM e CRUZ, 2023). A recorrência de valores baixos do IDA nesses pontos reforça a hipótese de que há fatores de degradação ambiental atuando persistentemente na região.

Por outro lado, o ponto P07 foi o único a apresentar valores positivos nos dois períodos, com IDA de 0,36 no período chuvoso e 0,40 na estiagem. Esse resultado sugere que a comunidade de macroalgas nesse local pode estar sujeita a variações naturais ou estocásticas, sem influência significativa de impactos ambientais severos. Segundo Krupek *et al.* (2007), locais menos impactados tendem a apresentar maior estabilidade ecológica e uma composição de espécies mais equilibrada, o que pode explicar os valores positivos observados nesse ponto. Por outro lado, Vasconcelos, *et al.*, (2018), afirma que locais mais impactados levam à dominação de espécies oportunistas, o que causa enormes consequências ecológicas, uma vez que o desaparecimento dessas espécies estruturais e de engenharia envolve a perda de comunidades inteiras e a regressão de outras espécies.

Segundo Melville e Pulkownik (2006), áreas de manguezais com diversidade de espécies de macroalgas, apontam para um ambiente não contaminado e com concentrações médias de nutrientes, sendo o ambiente ideal para o crescimento saudável de diferentes espécies de macroalgas. Os autores afirmam ainda que ambientes que sofrem distúrbio por contaminação não permitem o crescimento ou sobrevivência de espécies não tolerantes a tais distúrbios. A dominância de uma ou poucas espécies é paralelo às concentrações de contaminação, ou seja, ambientes contaminados tendem a possuir uma ou poucas espécies dominando sobre outras (MELVILLE e PULKOWNIK, 2006; CORRÊA; CUTRIM e CRUZ, 2023).

A comparação entre os períodos hidrológicos revela que, apesar da ausência de diferenças estatísticas significativas, houve uma intensificação do impacto em alguns pontos durante a estiagem, notadamente em P06. A redução no volume de água pode levar ao aumento da concentração de poluentes e à diminuição da resiliência ecológica das macroalgas, tornando-as mais vulneráveis a perturbações ambientais (LITTLER, LITTLER e BROOKS, 2006; SCHERNER, HORTA, *et al.*, 2013). Dessa forma, a variação sazonal pode atuar como um fator de estresse adicional, especialmente em áreas já sujeitas a impactos antrópicos.

Diante desses achados, os resultados reforçam a importância da utilização do IDA como ferramenta para avaliação da qualidade ambiental em ecossistemas costeiros. A aplicação desse índice pode contribuir para a identificação de áreas críticas e subsidiar ações de monitoramento e gestão ambiental voltadas para a mitigação dos impactos observados. Estudos futuros podem considerar a inclusão de variáveis ambientais adicionais, como análises de metais pesados e parâmetros físico-químicos da água, para aprofundar a compreensão dos fatores determinantes na estruturação das comunidades de macroalgas nesses ambientes.

As descobertas sobre a diversidade e distribuição dessas algas nos manguezais, em conexão com fatores ambientais e antropogênicos, estão intrinsecamente ligadas aos ODS 13 (Ação Climática) e 14 (Vida na Água). Além disso, a análise dos pontos estudados revelou a influência das atividades antrópicas sobre a comunidade algal, destacando a importância do manejo sustentável dos ecossistemas costeiros para alcançar tais ODS. A compreensão da resposta das macroalgas aos diferentes níveis de impacto humano nos manguezais é crucial para a conservação dos ecossistemas marinhos e costeiros, promovendo a biodiversidade marinha e a resiliência dos habitats, alinhando-se aos objetivos de conservação estabelecidos pelo ODS 14.

Criar mecanismos que avaliem o estado de conservação dos manguezais, significa convergir esforços para mitigar as mudanças climáticas, pois, eles atuam como sumidouros de carbono, contribuindo para o alcance do ODS 13 (Ação Climática). Esses ecossistemas costeiros possuem uma capacidade única de armazenar e sequestrar carbono atmosférico devido à alta produtividade biológica e à decomposição lenta da matéria orgânica em seus solos lamacentos (ALONGI, 2012). A vegetação dos manguezais, juntamente com a fauna associada, captura e armazena significativas quantidades de carbono, desempenhando um papel crucial na regulação do clima global e na redução das concentrações de CO₂ na atmosfera. Investir na preservação e restauração dos manguezais não só protege esses ecossistemas vitais, mas também contribui para a mitigação das mudanças climáticas, alinhando-se aos objetivos de sustentabilidade do ODS 13.

5. CONCLUSÃO

Este estudo evidenciou que as macroalgas constituem ferramentas bioindicadoras eficazes na avaliação da integridade ecológica de ecossistemas manguezais. A utilização de um Índice de Distúrbio Ambiental (IDA), baseado na frequência de ocorrência de espécies indicadoras e sensíveis, permitiu detectar padrões consistentes de degradação ambiental, mesmo na ausência de variações significativas entre os períodos chuvoso e de estiagem.

A predominância de valores negativos de IDA ao longo dos pontos amostrais indica que a maioria dos locais estudados encontra-se em condições de desequilíbrio ecológico, com perda da proporção ideal de espécies sensíveis. Os pontos P03, P06, P09 e P10 destacaram-se negativamente, refletindo maior pressão antrópica e possíveis contaminações, enquanto o ponto P07 apresentou os melhores indicadores de conservação ambiental, servindo como possível referência ecológica.

As análises complementares de NMDS e IndVal reforçaram a robustez dos dados, ao revelar que espécies como *B. radicans*, *C. caespitosa* e *C. membranacea* possuem padrões de ocorrência seletivos e ecologicamente relevantes, podendo ser consideradas bioindicadoras confiáveis.

A integração entre abordagens ecológicas multivariadas, como NMDS, IndVal e o IDA, proporcionou uma avaliação abrangente e sensível do estado de conservação dos manguezais estudados. Os resultados obtidos ressaltam a importância da preservação dos habitats e substratos onde essas macroalgas se desenvolvem, sobretudo os pneumatóforos, que são essenciais para a manutenção da diversidade ficológica.

A pesquisa demonstra o potencial de escalabilidade e replicabilidade do IDA em outras regiões costeiras tropicais, propondo uma metodologia acessível, de baixo custo e elevada sensibilidade, que pode subsidiar políticas públicas, ações de gestão e estratégias de conservação voltadas aos ecossistemas de manguezal.

Portanto, a análise da diversidade e distribuição das macroalgas nos manguezais revela sua importância como indicadores dos impactos das mudanças climáticas e da atividade humana, estando diretamente associada aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 13 e 14. Esses ecossistemas costeiros desempenham um papel crucial na mitigação das mudanças climáticas, atuando como sumidouros de carbono devido à capacidade de armazenar e sequestrar significativas quantidades de CO₂. Investir na conservação e manejo sustentável dos manguezais não apenas protege a biodiversidade marinha e costeira, mas também contribui

para a estabilidade climática global, alinhando-se aos objetivos de sustentabilidade estabelecidos pelos ODS 13 e 14.

Por fim, a frequência de ocorrência das macroalgas nos manguezais, aliadas à aplicação do Índice de Distúrbio Ambiental, mostraram-se promissoras na investigação do status de conservação dos manguezais. As macroalgas deste ecossistema são altamente influenciadas pelas condições ambientais, interações biológicas e níveis de distúrbio. A ocorrência ou não destas espécies, em ambientes específicos, pode indicar impactos significativos que superam a capacidade de tolerância destas espécies, fornecendo insights valiosos sobre o estado de saúde desse ecossistema tão importante.

REFERÊNCIAS

- ALONGI, D. M. Carbon sequestration in mangrove forests. **Carbon Management**, v. 3, n. 3, p. 313-322, 2012.
- AMMA, P.; BHASKARAN, P. Role of mangroves in wind-wave climate modeling – A review. **Journal of Coastal Conservation**, v. 24, n. 21, 2020.
- ARECES, A. La ficoflora intermareal como bioindicadora de calidad ambiental. Estudio de caso: El litoral habanero. In: ALVEAL, K.; ANTEZANA, T. **Sustentabilidad de la biodiversidad - Un problema actual: Bases científico-técnicas, teorizaciones y proyecciones**. 1. ed. Concepcion: Univ. de Concepción, 1997. p. 569-589.
- ARECES, A. J. et al. Las Macroalgas como Bioindicadoras da Calidad Ambiental y Cambios Climáticos. Guia Prática. **Brazilian Journal of Ecology**, p. 1-64, 2015.
- BIBER, P. D.; HARWELL, M. A.; CROPPER, W. P. Modeling the dynamics of three functional groups of macroalgae in tropical seagrass habitats. **Ecological Modelling**, v. 175, n. 1, p. 25-54, 2004.
- BILLAH, M. et al. Mangrove macroalgae as biomonitors of heavy metal contamination in a Tropical Estuary, Malaysia. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 228, n. 347, 2017.
- BORBUREMA, H. et al. Mangrove macroalgae increase their growth under ocean acidification: A study with Bostrychia (Rhodophyta) haplotypes from different biogeographic provinces. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 552, n. 151740, 2022.
- BORJA, A.; DAUER, D. Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: Comparing methodologies and indices. **Ecological Indicator**, v. 8, p. 331-337, 2008.
- BOROWITZKA, M. Intertidal algal species diversity and the effect of pollution. **Marine and Freshwater Research**, v. 23, n. 2, p. 73-84, 1972.
- BOZZETTI, M.; SCHULZ, U. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in Southern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 529, p. 133–144, 2004.

BRODERICK, M.; DAWES, C. Seasonal photosynthetic and respiratory responses of the red alga *Bostrychia tenella* (Ceramiales, Rodophyta) from a salt marsh and mangal. **Phycologia**, v. 37, n. 2, p. 92-99, 1998.

BRODIE, J.; MAGGS, C.; JOHN, D. **Green seaweeds of Britain and Ireland**. [S.l.]: British Phycological Society, 2007.

CARVALHO, D. et al. A fish-based multimetric index for Brazilian Savanna streams. **Ecological Indicators**, v. 77, p. 386–396, 2017.

CASATTI, L.; FERREIRA, C.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in Southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 623, p. 173–189, 2009.

CLIMATE-DATA. Clima São Luís. **Climate-Data.org**, 2025. Disponível em: <<https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/maranhao/sao-luis-1671/>>. Acesso em: 15 mar 2025.

COLLADO-VIDES, L. et al. Tropical seagrass-associated macroalgae distributions and trends relative to water quality. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 73, n. 3-4, p. 680-694, 2007.

CORDEIRO-MARINO, M. **Rodofíceas bentônicas marinhas do Estado de Santa Catarina**. São Paulo: Instituto de Botânica, v. 7, 1978. 243 p.

CORRÊA, J. J. M.; CUTRIM, M. V. J.; CRUZ, Q. S. Evaluation of metal contamination in surface sediments and macroalgae in mangrove and port complex ecosystems on the Brazilian equatorial margin. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 195, n. 432, 2023.

CUNHA, S. et al. Distribuição e biomassa de macroalgas em um manguezal da Baía da Babitonga, SC: Resultados Preliminares. **Notas Técnicas FACIMAR**, v. 3, n. 1, p. 1-15, 1999.

CURIEL, D. et al. Macroalgal biomass and species variations in the Lagoon of Venice (Northern Adriatic Sea, Italy): 1981-1998. **Scientia Marina**, v. 68, n. 1, p. 57-67, 2004.

CUTRIM, M.; SILVA, E. F.; AZEVEDO, A. C. G. Distribuição vertical das macroalgas aderidas em rizóforos de *Rhizophora mangle* Linnaeus nos manguezais de Parna-Açu e Tauá-Mirim (Ilha de São Luís/MA - Brasil). **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, São Luís, 17, 2004. 9.

DAVEY, A.; WOELKERLING, W. Studies on Australian mangrove algae: I. Victorian communities: composition and geographic distribution. **Proceedings of the Royal Society of Victoria**, v. 91, p. 53-66, 1985.

DAWES, C. J. Macroalgae diversity, standing stock and productivity in a northern mangal on the west coast of Florida. **N. Hed.**, v. 112, p. 525-535, 1996.

EMAP. **Agenda Ambiental Local - Complexo Portuário do Itaqui**. Empresa Maranhense de Administração Portuária (EMAP). São Luís, p. 37. 2024.

ESTON, V. et al. Macroalgal colonization patterns on artificial substrates inside Southeastern Brazilian mangroves. **Aquatic Botany**, v. 42, n. 4, p. 315-325, 1992.

FAIRWEATHER, P. Sewage and the biota on seashores: assessment of impact in relation to natural variability. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 14, p. 197-210, 1990.

FERREIRA, C.; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do alto rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 3, 2006.

FONTES, K.; LISBOA, A.; CASTRO, R. Macroalgas aderidas em pneumatóforos de *Avicennia germinans* (L.) Stearn na praia de Boa Viagem, São José de Ribamar – Maranhão. **Acta Tecnológica**, v. 11, n. 1, 2016.

FONTES, K.; PEREIRA, S.; ZICKEL, C. Macroalgas do “Bostrychietum” aderido em pneumatóforos de duas áreas de manguezal do Estado de Pernambuco, Brasil. **IHERINGIA, Série Botânica**, v. 62, n. 1-2, p. 31-38, 2007. Disponível em: <<https://isb.emnuvens.com.br/iheringia/article/view/170/177>>.

FREIRE, L. S. S. et al. Macroalgas aderidas em rizóforos de *Rhizophora mangle* L. em Boa Viagem - São José de Ribamar - Maranhão. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, 30, n. 2, 2020. 8.

GARCIA, P. D.; ALFREDINI, P. Caracterização hidrodinâmica das correntes de maré na área portuária do Maranhão. **Revista Pesquisa Naval**, 18, 2005. 6.

GONZÁLEZ, M. et al. Concentración de arsénico en macroalgas de la Bahía De Cienfuegos, Cuba. **Revista de Investigaciones Marinas**, v. 26, n. 1, p. 21-26, 2005. Disponível em: <<https://revistas.uh.cu/rim/article/view/6804/5788>>.

GOROSTIAGA, J.; DIEZ, I. Changes in the sublittoral benthic marine macroalgae in the polluted area of Abra de Bilbao and proximal coast (Northern Spain). **Marine Ecology Progress Series**, v. 130, p. 157-167, 1996.

HÉDOUIN, L. et al. Validation of two tropical marine bivalves as bioindicators of mining contamination in the New Caledonia lagoon: Field transplantation experiments. **Water Research**, v. 45, n. 2, p. 483-496, 2011.

HEIN, M.; PEDERSEN, M.; SAND-JENSEN, K. Size-dependent nitrogen uptake in micro- and macroalgae. **Marine Ecology Progress Series**, v. 118, p. 247-253, 1995.

HILLEBRAND, H. et al. Consumer versus resource control of producer diversity depends on ecosystem type and producer community structure. **Proceedings of the National Academy of Science**, v. 104, n. 26, p. 10904-10909, 2007.

ISA, H. et al. Biomass and Habitat Characteristics of Epiphytic Macroalgae in the Sibuti Mangroves, Sarawak, Malaysia. **Tropical Life Sciences Research**, v. 28, n. 1, p. 1-21, 2017.

KARSTEN, U. et al. The intertidal red alga *Bostrychia simpliciuscula* Harvey ex J. Agardh from a mangrove swamp in Singapore: acclimation to light and salinity. **Aquatic Botany**, v. 48, n. 3-4, p. 313-323, 1994.

KARSTEN, U.; KIRST, G. The effect of salinity on growth, photosynthesis and respiration in the estuarine red alga *Bostrychia radicans* Mont. **Helgolander Meeresuntersuchungen**, v. 43, p. 61-66, 1989.

KIM, H. et al. Effects of disturbance timing on community recovery in an intertidal habitat of a Korean rocky shore. **Algae**, v. 32, n. 4, p. 325-336, 2017. ISSN <http://dx.doi.org/10.4490/algae.2017.32.12.7>.

KING, R.; PUTTOCK, C. Morphological and taxonomy of *Bostrychia* and *Stictosiphonia* (Rhodomelaceae/Rhodophyta). **Australian Systematic Botany**, v. 2, n. 1, p. 1-73, 1989.

KINGSLEY, R. Mangrove macroalgae: a review of Australian studies. **Proceedings of Linnean Society of New South Wales**, v. 115, p. 151-161, 1995. Disponível em: <<https://biostor.org/reference/68168>>.

KRUPEK, R. A.; BRANCO, C. C. Z.; PERES, C. K. Distribuição ecológica das comunidades de macroalgas da bacia de drenagem do Rio das Pedras, região Centro-Sul do Estado do Paraná, Sul do Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, 30, n. 2, 2007. 10.

LITTLER, M. M.; LITTLER, D. S.; BROOKS, B. L. Harmful algae on tropical coral reefs: bottom-up eutrophication and top-down herbivory. **Harmful Algae**, 5, 2006. 21.

LITTLER, M.; LITTLER, D. The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae: Field and laboratory tests of a functional form model. **The American Naturalist**, v. 116, n. 1, p. 25-44, 1980. ISSN <https://doi.org/10.1086/283610>.

LIU, Y. et al. Assessing and predicting changes in ecosystem service values based on land use/cover change in the Bohai Rim coastal zone. **Ecological Indicators**, v. 111, 2020.

MACEDO, D. et al. Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. **Ecological Indicators**, v. 64, p. 132-141, 2016.

MANN, F.; STEINKE, T. Photosynthetic and respiratory responses of mangrove-associated red algae, *Bostrychia radicans* and *Caloglossa leprieurii*. **South African Journal of Botany**, v. 54, p. 203-207, 1988.

MCGEOCH, M.; RENSBURG, B.; BOTES, B. The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, n. 4, p. 661-672, 2002.

MELVILLE, F.; PULKOWNI, A. Investigation of mangrove macroalgae as bioindicators of estuarine contamination. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 10, p. 1260-1269, 2006.

MELVILLE, F.; PULKOWNIK, A.; BURCHETT, M. Zonal and seasonal variation in the distribution and abundance of mangrove macroalgae in the Parramatta River, Australia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 64, n. 2-3, p. 267-276, 2005.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005.

MILLER, A.; AMBROSE, R. Sampling patchy distributions: comparison of sampling designs in rocky intertidal habitats. **Marine Ecology Progress Series**, v. 196, p. 1-14, 2000.

NEDWELL, D.; SAGE, A.; UNDERWOOD, G. Rapid assessment of macroalgal cover on intertidal sediments in a nutrient-enriched estuary. **Science of the Total Environment**, v. 285, p. 97-105, 2002.

NITTROUER, C.; BRUNSKILL, G.; FIGUEIREDO, A. Importance of Tropical Coastal Environments. **Geo-Marine Letters**, v. 15, p. 121-126, 1995.

OLIVEIRA, R. B. S.; CASTRO, C. M.; BAPTISTA, D. F. Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 487-505, 2008.

OLIVEIRA-FILHO, E. C. Brazilian mangal vegetation with special emphasis on the seaweeds. In: POR, F.; DOR, I. **Hidrobiology of the mangal - The Ecosystem of the Mangrove Forest**. Boston: Dr W Junk Publishers, 1984.

PAULA, E.; UGAGIM, Y.; KANAGAWA, A. Macroalgas de manguezais da Ilha de Maracá – Estado do Amapá, Brasil. **Insula**, v. 19, p. 56-65, 1989. Disponível em: <<https://antigo.periodicos.ufsc.br/index.php/insula/article/view/22392/0>>.

PEDERSEN, M.; BORUM, J. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. **Marine Ecology Progress Series**, v. 142, p. 261-272, 1996.

PEDROCHE, F. et al. Marine red algae of the mangroves in southern Pacific Mexico and Pacific Guatemala. **Botanica Marina**, v. 38, p. 111-119, 1995.

PHILLIPS, A. et al. Horizontal zonation of epiphytic algae associated with *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. pneumatophores at Beach woods mangroves nature reserve, Durban, South Africa. **Botanica Marina**, v. 37, p. 567-576, 1994.

PHILLIPS, A. et al. Vertical zonation of epiphytic algae associated with *Avicennia marina* (Forssk.) Vierh. pneumatophore at Beachwood Mangrove Nature Reserve, Durban, South Africa. **Botanica Marina**, v. 39, p. 167-175, 1996.

POST, E. Zur Verbreitungs-Ökologie des Bostrychietum. **Hydrobiology**, v. 31, n. 241, 1968.

RAVEN, J. A.; TAYLOR, R. Macroalgal growth in nutrient-enriched estuaries: A biogeochemical and evolutionary perspective. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 3, n. 1, p. 7-26, 2003.

REBELO-MOCHEL, F. Mangroves on São Luís Island, Maranhão, Brazil. In: KJERFVE, B.; LACERDA, L.; DIOP, E. **Mangrove ecosystem studies in Latin America and Africa**. Paris: UNESCO, 1997.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Manguezal: ecossistema entre a terra e o mar**. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 1995. 64 p.

SCHERNER, F. et al. Coastal urbanization leads to remarkable seaweed species loss and community shifts along the SW Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, 76, 2013. 10.

SHEPHERD, S.; EDGAR, G. **Ecology of Australian Temperate Reefs: The Unique South Victoria**. [S.l.]: CSIRO Publishing, 2013.

SHERWOOD, A. R. E. A. Newly discovered molecular and ecological diversity within the widely distributed green algal genus *Pseudorhizoclonium* (Cladophorales, Ulvophyceae). **Phycologia**, v. 58, n. 1, p. 83-94, 2019. ISSN <https://doi.org/10.1080/00318884.2018.1517539>.

SILVA, D. et al. An improved macroinvertebrate multimetric index for the assessment of wadeable streams in the Neotropical Savanna. **Ecological Indicators**, v. 81, p. 514–525, 2017.

SOFFIATI, A. **O manguezal na história e na cultura do Brasil**. Rio de Janeiro: Faculdade de Direito de Campos, 2006. 207 p.

SOLTAN, D. et al. Changes in macroalgal communities in the vicinity of a Mediterranean sewage outfall after the setting up of a treatment plant. **Marine Pollution Bulletin**, v. 42, n. 1, p. 59-70, 2001.

SUCIANI, A.; RAHMADI, M.; ISLAMI, Z. Analyzing mangrove forest area changes in coastal zone of Langsa City using landsat imagery. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 500, 2020.

TANAKA, J.; CHIHARA, M. Species composition and vertical distribution of macroalgae in brackish waters of Japanese mangrove forests. **Bulletin of the National Science Museum**, v. 13, p. 141-150, 1987. Disponível em: <<https://europepmc.org/article/AGR/IND88023116>>.

TANAKA, J.; CHIHARA, M. Macroalgae in Indonesian mangrove forests. **Bulletin of the National Science Museum**, v. 14, n. 3, p. 93-106, 1988. Disponível em: <<https://europepmc.org/article/AGR/IND89014110>>.

TAYLOR, R.; FLETCHER, R.; RAVEN, J. Preliminary studies on the growth of selected green tide algae in laboratory culture: Effects of irradiance, temperature, salinity and nutrients on growth rate. **Botanica Marina**, v. 44, n. 4, p. 327-336, 2001.

TERRA, B. et al. Assessment of biotic condition of Atlantic Rain Forest streams: A fish-based multimetric approach. **Ecological Indicators**, v. 34, p. 136–148, 2013.

VASCONCELOS, E. **Macroalgas marinhas como ferramenta de avaliação do estado de conservação de ambientes recifais em Pernambuco**. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, p. 133. 2016.

VASCONCELOS, E. R. T. P. P. et al. Macroalgal responses to coastal urbanization: relative abundance of indicator species. **Journal of Applied Phycology**, 2018. 11.

WILSON, S. . F. B. . H. M. . F. J. Assessment of Hurricane Irma impacts on South Florida seagrass communities using longterm monitoring programs. **Estuaries and Coasts**, v. 43, n. 5, p. 1119-1132, 2020.

YARISH, C.; EDWARDS, P.; CASEY, S. Acclimation responses to salinity of the three estuarine red algae from New Jersey. **Marine Biology**, v. 51, p. 289-294, 1979.

YOKOYA, N. et al. Temporal and spatial variations in the structure macroalgae associated with mangrove trees of Ilha do Cardoso, São Paulo State, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, n. 2, p. 195-204, 1999.

ZHANG, Y. et al. Seasonal and spatial variation in species diversity, abundance, and element accumulation capacities of macroalgae in mangrove forests of Zhanjiang, China. **Acta Oceanologica Sinica**, v. 33, p. 73-82, 2014.

ZUCCARELLO, G. et al. Population structure and physiological differentiation of haplotypes of *Caloglossa leprieurii* (Rhodophyta) in a mangrove intertidal zone. **Journal of Phycology**, v. 37, p. 235-244, 2001.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1. Tabela suplementar dos 118 artigos selecionados para a revisão sistemática

| Autor(es) | Área Geográfica | Abordagem |
|-----------------------------|--------------------------|------------------------------|
| Alavian et al., 2018 | Ásia | ecological index |
| Almanza et al., 2013 | América do Sul | monitoring |
| Ar Gall and Le Duff, 2014 | União Europeia | ecological index |
| Ar Gall et al., 2016 | União Europeia | ecological index |
| Arevalo et al., 2007 | União Europeia | monitoring |
| Asnaghi et al., 2009 | União Europeia | ecological index |
| Badreddine et al., 2018 | Outras Regiões Europeias | ecological index |
| Bahbah et al., 2020 | África | ecological index |
| Ballesteros et al., 2007 | União Europeia | ecological index |
| Bartsch et al., 2015 | Outras Regiões Europeias | monitoring |
| Bellchambers et al., 2009 | Austrália | monitoring |
| Bermejo et al., 2012 | União Europeia | ecological index |
| Bermejo et al., 2013 | União Europeia | ecological index |
| Bermejo et al., 2014 | União Europeia | ecological index, monitoring |
| Bishop, 2016 | América do Norte | monitoring |
| Blanfune et al., 2011 | Outras Regiões Europeias | ecological index |
| Blanfune et al., 2016a | União Europeia | monitoring |
| Blanfune et al., 2016b | União Europeia | ecological index |
| Blanfune et al., 2017 | União Europeia | ecological index |
| Bruno et al., 2009 | América do Sul | monitoring |
| Bruno et al., 2014 | América do Sul | monitoring |
| Byfield, 2013 | Austrália | monitoring |
| Caldeira and Reis, 2019 | América do Sul | ecological index |
| Cánovas-Molina et al., 2016 | União Europeia | ecological index |
| Carballo et al., 2002 | América do Sul | monitoring |
| Casas-Valdez et al., 2016 | América do Norte | monitoring |
| Cavallo et al., 2016 | União Europeia | ecological index |
| Cecchi et al., 2014 | União Europeia | ecological index |
| Chabane et al., 2018 | África | ecological index |
| Collings et al., 2008 | Austrália | monitoring |
| D'archino et al., 2019 | Nova Zelândia | monitoring |
| Davis et al., 2005 | América do Norte | monitoring |
| de Casamajor et al., 2019 | União Europeia | ecological index |
| De La Fuente et al., 2018 | União Europeia | ecological index |
| De la Fuente, 2015 | União Europeia | ecological index |
| De Paula et al., 2020 | América do Sul | monitoring |
| de Szechy et al., 2017 | América do Sul | monitoring |
| Deter et al., 2012 | União Europeia | ecological index |
| Díez et al., 2012 | União Europeia | ecological index |

| | | |
|-----------------------------------|--------------------------|------------------|
| Edyvane, 2003 | Austrália | monitoring |
| Enrichetti et al., 2019 | União Europeia | monitoring |
| Ferrigno et al., 2017 | União Europeia | ecological index |
| Freiwald and Wisniewski, 2015 | América do Norte | monitoring |
| Fujita, 2011 | Ásia | monitoring |
| García-Sánchez et al., 2012 | União Europeia | ecological index |
| Gatti et al., 2015 | União Europeia | ecological index |
| Gogo, 2015 | Outras Regiões Europeias | ecological index |
| Guinda et al., 2008 | União Europeia | ecological index |
| Guinda et al., 2012 | União Europeia | monitoring |
| Guinda et al., 2014 | União Europeia | monitoring |
| Hart and Edmunds, 2005 | Austrália | monitoring |
| Hart et al., 2004 | Austrália | monitoring |
| Hewitt, 2014 | Nova Zelândia | monitoring |
| Holon et al., 2016 | União Europeia | ecological index |
| Huguenin et al., 2020 | União Europeia | monitoring |
| Iveša et al., 2009 | União Europeia | monitoring |
| Jona Lasinio et al., 2017 | União Europeia | ecological index |
| Juanes et al., 2008 | União Europeia | ecological index |
| Kelly, 2013 | União Europeia | ecological index |
| Kenner and Tomoleoni, 2020 | América do Norte | monitoring |
| Le Gal and Derrien-Courtrel, 2015 | União Europeia | ecological index |
| Lopez et al., 2017 | América do Sul | monitoring |
| Mancuso et al., 2018 | União Europeia | monitoring |
| Mangialajo et al., 2007 | União Europeia | ecological index |
| Montefalcone et al., 2017 | União Europeia | ecological index |
| Moy et al., 2010 | Outras Regiões Europeias | monitoring |
| Nelson et al., 2019 | Nova Zelândia | monitoring |
| Neto et al., 2012 | União Europeia | ecological index |
| Nikolić et al., 2011 | União Europeia | ecological index |
| Nikolić et al., 2013 | União Europeia | ecological index |
| Orfanidis et al., 2003 | União Europeia | ecological index |
| Orfanidis et al., 2011 | União Europeia | ecological index |
| Orlando-Bonaca et al., 2008 | União Europeia | monitoring |
| Oug et al., 2013 | Outras Regiões Europeias | ecological index |
| Panayotidis et al., 2004 | União Europeia | monitoring |
| Pande and Gardner, 2009 | Nova Zelândia | monitoring |
| Pande and Gardner, 2012 | Nova Zelândia | monitoring |
| Penna et al., 2018 | União Europeia | ecological index |
| Personnic et al., 2014 | União Europeia | ecological index |
| Piazzi et al., 2011a | União Europeia | ecological index |
| Piazzi et al., 2015a | União Europeia | ecological index |
| Piazzi et al., 2015b | União Europeia | ecological index |
| Piazzi et al., 2017b | União Europeia | ecological index |

| | | |
|------------------------------|------------------|------------------|
| Piazzi et al., 2018 | União Europeia | ecological index |
| Piazzi et al., 2019a | União Europeia | ecological index |
| Piazzi et al., 2019b | União Europeia | ecological index |
| Piazzi et al., 2020 | União Europeia | ecological index |
| Piazzi et al., 2021a | União Europeia | ecological index |
| Piazzi et al., 2021b | União Europeia | ecological index |
| Pinedo and Ballesteros, 2019 | União Europeia | ecological index |
| Pinedo et al., 2007 | União Europeia | monitoring |
| Reimers et al., 2014 | África | monitoring |
| Rosenberg et al., 2004 | União Europeia | ecological index |
| Santana et al., 2020 | União Europeia | monitoring |
| Sartoretto et al., 2017 | União Europeia | ecological index |
| Scanlan et al., 2007 | União Europeia | monitoring |
| Sfriso and Facca, 2010 | União Europeia | monitoring |
| Sfriso and Facca, 2011 | União Europeia | ecological index |
| Sfriso et al., 2009 | União Europeia | ecological index |
| Shears, 2010 | Nova Zelândia | monitoring |
| Shears, 2017 | Nova Zelândia | monitoring |
| Smale et al., 2011 | Austrália | monitoring |
| Smale, 2010 | Austrália | monitoring |
| Soltan et al., 2001 | União Europeia | monitoring |
| Tait et al., 2019 | Nova Zelândia | monitoring |
| Terada et al., 2019 | Ásia | monitoring |
| Thibaut et al., 2017 | União Europeia | ecological index |
| Thompson et al., 2020 | Austrália | ecological index |
| Turner et al., 2007 | Austrália | monitoring |
| Van Wagenen, 2015 | América do Norte | monitoring |
| Vega et al., 2014 | América do Sul | monitoring |
| Vinagre et al., 2016 | União Europeia | monitoring |
| Wallenstein et al., 2013 | União Europeia | ecological index |
| Wells et al., 2007 | União Europeia | ecological index |
| Wernberg et al., 2009 | Austrália | monitoring |
| Westphalen, 2008 | Austrália | monitoring |
| Wing and Jack, 2007 | Nova Zelândia | monitoring |
| Zubia et al., 2018 | África | ecological index |
