



Doutorado em Desenvolvimento
e Meio Ambiente

Associação Plena
em Rede



UFPI



UFC



UFRN



UFPB



UFPE



UFS



UESC

**MAPEAMENTO DE BANCOS DE ALGAS E FANERÓGAMAS NA ÁREA DE
PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS RECIFES DE CORAIS - RN UTILIZANDO
GEOTECNOLOGIAS**

GABRIELLA CYNARA MINORA DA SILVA

2017
Natal – RN

Gabriella Cynara Minora da Silva

**MAPEAMENTO DE BANCOS DE ALGAS E FANERÓGAMAS NA ÁREA DE
PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS RECIFES DE CORAIS - RN UTILIZANDO
GEOTECNOLOGIAS**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente, associação ampla em Rede, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor.

Orientador(a): **Profa. Dra. Eliane Marinho Soriano**

Co- Orientador(a): **Prof. Dr. Flavo Elano Soares de Souza**

2017
Natal – RN

Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN
Sistema de Bibliotecas - SISBI

Catálogo de Publicação na Fonte. UFRN - Biblioteca Setorial Prof. Leopoldo Nelson - -Centro de Biociências - CB

Silva, Gabriella Cynara Minora da.

Mapeamento de bancos de algas e fanerógamas na área de proteção ambiental dos recifes de corais: RN utilizando geotecnologias / Gabriella Cynara Minora da Silva. - Natal, 2017.

113 f.: il.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Biociências. Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Orientadora: Profa. Dra. Eliane Marinho Soriano.

Coorientador: Prof. Dr. Flavo Elano Soares de Souza.

1. Gestão ambiental de recifes - Tese. 2. Macroalgas - Tese. 3. Sensoriamento remoto - Tese. I. Soriano, Eliane Marinho. II. Souza, Flavo Elano Soares de. III. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. IV. Título.

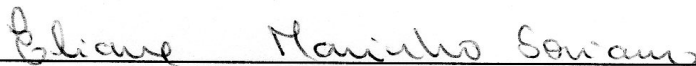
RN/UF/BSE-CB

CDU 504:551.351.5

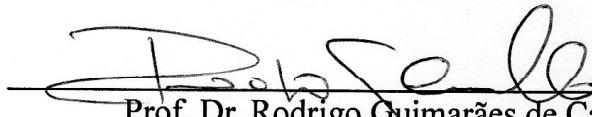
GABRIELLA CYNARA MINORA DA SILVA

Tese apresentada ao Curso de Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente, associação ampla em Rede, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor.

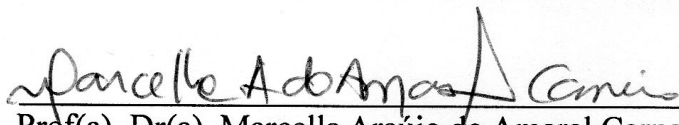
Aprovado em:
BANCA EXAMINADORA:



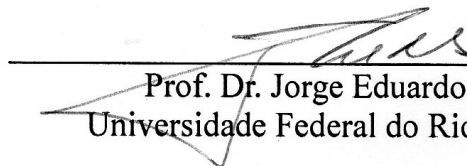
Prof(a). Dr(a). Eliane Marinho Soriano
Universidade Federal do Rio Grande do Norte



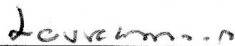
Prof. Dr. Rodrigo Guimarães de Carvalho
Universidade do Estado do Rio Grande do Norte



Prof(a). Dr(a). Marcella Araújo do Amaral Carneiro
Centro Universitário FACEX



Prof. Dr. Jorge Eduardo Lins Oliveira
Universidade Federal do Rio Grande do Norte



Prof(a). Dr(a). Laura Emmanuella Alves dos Santos Santana de Oliveira
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

APRESENTAÇÃO

A Tese tem como título “Mapeamento de bancos de algas e fanerógamas na Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais - RN utilizando geotecnologias” e, conforme padronização aprovada pelo colegiado do DDMA local, se encontra composta por uma Introdução geral (embasamento teórico e revisão bibliográfica do conjunto da temática abordada, incluindo a identificação do problema da Tese), uma Caracterização geral da Área de estudo, Metodologia geral empregada para o conjunto da obra e por, três Capítulos que correspondem a artigos científicos; um dos capítulos/artigos DEVE estar aceito para publicação. Todos os capítulos/artigos estão no formato do periódico ao qual está aceito/publicado/submetido; os endereços dos sites onde constam as normas dos periódicos estão destacados em cada capítulo/artigo.

A minha família, sem os quais eu não teria conseguido chegar até aqui, meus pais, Antonia e Antonio, minha irmã Mirella e meu cunhado (irmão), Fernando.

AGRADECIMENTOS

A Deus por ter me guiado para seguir firme até o fim nesse propósito.

A minha mãe, Antônia, a meu pai, Antônio, a minha irmã, Mirella, a meu cunhado, Fernando, a minha tia, Elizabete, e a meu tio, Francisco, por todo o estímulo, suporte e amor que me ajudaram a superar todas as dificuldades que encontrei durante essa jornada.

A minha orientadora, a professora Dra. Eliane Marinho Soriano pela valiosa contribuição na realização deste trabalho, compreensão e pela amizade.

A meu co-orientador, o professor Dr. Flavo Elano Soares de Souza pela inestimável ajuda com a tese e pela amizade, assim como a sua família, pela amizade, ajuda e compreensão nas muitas horas de trabalho.

Ao IDEMA (Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente) pela autorização para a realização da pesquisa na APARC/RN.

A CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pelo apoio financeiro para o desenvolvimento desta pesquisa.

Aos meus amigos-colegas e ex-colegas de laboratório, Felipe, Klégea, Liliane, Marcella, Sérgio, Vanessa, Vitor, Átila e Roberto pela amizade e ajuda.

A Nivaldo Patrício pela ajuda no início dessa jornada e pela preciosa amizade.

A todos(as) os(as) amigos(as) do Departamento de Oceanografia e Limnologia (DOL) pela ajuda e estímulo.

Aos professores do Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente (DDMA) que contribuíram com esse trabalho através dos conhecimentos passados nas disciplinas ministradas.

À coordenação e aos secretários do DDMA pela presteza com que sempre atenderam às minhas (muitas) solicitações.

E a todos que contribuíram, direta ou indiretamente, para a realização desta pesquisa.

"A natureza é algo que nunca poderemos compreender plenamente, mesmo que este entendimento seja tudo o que queremos"

Alfred North Whitehead

RESUMO

MAPEMENTOS DE BANCOS DE ALGAS E FANERÓGAMAS NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS RECIFES DE CORAIS-RN UTILIZANDO GEOTECNOLOGIAS

As macroalgas e fanerógamas marinhas, associadas aos recifes de corais, compreendem um dos ambientes mais produtivos do planeta. As macroalgas desempenham uma série de serviços ecossistêmicos, dentre os quais se destacam a produção primária, a construção dos recifes, a facilitação para o estabelecimento dos corais e a formação de habitats para inúmeras outras espécies de organismos. Por outro lado, elas são potencialmente sensíveis às alterações ambientais, em especial aos impactos causados pelas mudanças climáticas e à pressão das atividades humanas. Diante destas alterações ambientais, são necessários estudos que possam explicar os impactos que essas mudanças causam nesses organismos e, assim, estabelecer estratégias para a conservação e restauração desses ambientes. Técnicas de sensoriamento remoto, combinadas com observações *in situ*, têm sido bastante utilizadas para mapear bancos algais em todo o mundo. A Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais/RN – APARC abriga uma grande diversidade de espécies algais, no entanto, apesar de constituir uma Unidade de Conservação, é provável que seus recursos estejam sendo depredados decorrentes de atividades antrópicas, como o turismo e a pesca predatória, e das mudanças no clima global, como a variação na temperatura e na acidez dos oceanos. Nesse sentido, este trabalho utilizou dados de satélite *Advanced Land Observing Satellite (ALOS)*, instrumento *Advanced visible and Near infrared Radiometer type 2 (AVNIR-2)* para verificar a distribuição de macroalgas e fanerógamas na APARC, mais precisamente nos recifes de Maracajaú e Rio do Fogo. Para isso, foram realizadas classificações não supervisionadas e uma série de classificações supervisionadas flexíveis e rígidas. Por fim, foi confeccionado o Modelo Digital Batimétrico (MDB) e o Modelo Digital de Declividade (MDD), a fim de entender a relação entre a fixação e o desenvolvimento das macroalgas e fanerógamas com a profundidade da água e a declividade dos corpos recifais. A classificação supervisionada Maxlike gerou os mapas temáticos de ambos os recifes. No recife de Maracajaú, o Maxlike identificou sete classes: (1) Algas densas; (2) Areia; (3) Fanerógamas esparsas; (4) Fanerógamas densas; (5) Algas calcárias; (6) Algas esparsas; e (7) Areia fina. O coeficiente Kappa (0,84) foi considerado excelente. No recife de Rio do Fogo, o Maxlike identificou seis classes: (1) Macroalgas; (2) Concreções de algas calcárias; (3) Areia; (4) Areia com mistura calcária; (5) Fanerógamas e (6) Recifes de corais. O coeficiente Kappa (0,75) foi considerado substancial. Em ambos os recifes, as macroalgas encontram-se predominantemente na área central, entre as isóbatas -1 e -3 m, principalmente. É uma área relativamente plana, com 2% de declividade em Maracajaú e 3% em Rio do Fogo. As algas calcárias, formando ou não concreções, localizam-se principalmente nas extremidades do recife, especialmente na borda externa (*reef front*), em profundidades de até -5 m. As fanerógamas ocorrem principalmente na borda interna (*back reef*), entre as isóbatas -2 e -6 m. As bordas dos recifes configuraram as regiões de maior declividade, com até 5% no recife de Maracajaú e até 7% no recife de Rio do Fogo. Em ambos os recifes foram registrados os seguintes grupos morfofuncionais: foliáceas, ramificadas, coriáceas, calcárias articuladas e calcárias crostosas. Espera-se que esse trabalho possa fornecer subsídios para o planejamento e gestão da APARC, conduzindo a utilização cada vez mais sustentável dessa Unidade de Conservação.

PALAVRAS-CHAVE: gestão ambiental de recifes; macroalgas; sensoriamento remoto.

ABSTRACT

MAPPING OF SEAWEED AND SEAGRASS BEDS IN THE AREA OF ENVIRONMENTAL PRESERVATION OF REEFES OF CORAIS - RN USING GEOTECHNOLOGIES

Seaweeds and seagrasses associated with coral reefs comprise one of the most productive environments on the planet. Seaweeds have several roles in ecosystem services, including primary production, reef construction, facilitation of coral establishment and habitat formation for numerous other species. On the other hand, they are potentially sensitive to environmental changes, especially the impacts caused by climate change and the pressure of human activities. Because of these environmental changes, studies that can explain the impacts that these changes cause in these organisms and, thus, establish strategies for the conservation and restoration of these environments are needed. Remote sensing techniques combined with *in situ* observations have been widely used to map algal beds around the world. The Coral Reef Environmental Preservation Area / RN - APARC shelters a large diversity of algal species; however, although it is a conservation unit, its resources are likely to be depleted due to anthropic activities, such as tourism and fishing, and changes in global climate, such as changes in ocean temperature and acidity. In this sense, this study applied Advanced Land Observing Satellite (ALOS) satellite data, an Advanced Visible and Near Infrared Radiometer (AVNIR-2) instrument to verify the distribution of seaweeds and seagrasses in APARC, more precisely in the Maracajaú and Rio do Fogo reefs. For this, unsupervised classifications and a series of soft and hard supervised classifications were performed. Finally, the Digital Bathymetric Model (MDB) and the Digital Slope Model (MDS) were also generated in order to understand the relationship between seaweed and seagrass establishment and development with the water depth and the slope of the reef body. The supervised classification Maxlike generated the thematic maps of both reefs. In the Maracajaú reef, the Maxlike identified seven classes: (1) Dense seaweed; (2) Sand; (3) Sparse seagrass; (4) Dense seagrass; (5) Calcareous seaweed; (6) Sparse seaweed; and (7) Fine sand. The Kappa coefficient (0.84) was considered excellent. Concerning Rio do Fogo reef, the Maxlike identified six classes: (1) Seaweed; (2) Calcareous seaweed concretions; (3) Sand; (4) Sand with limestone; (5) Seagrass; and (6) Coral Reefs. The Kappa coefficient (0.75) was considered substantial. In both reefs, seaweeds are predominantly in the central area, mainly between isobaths -1 and -3 m. This region is a relatively flat area, with a 2% slope in Maracajaú and a 3% slope in Rio do Fogo. Calcareous seaweed, forming or not concretions, are located mainly in the reef extremities, especially in the reef front, in depths of up to -5 m. Seagrasses occur mainly in the back reef, between isobaths -2 and -6 m. The edges of the reefs are the regions with the highest slopes, up to 5% in Maracajaú reef and up to 7% in Rio do Fogo reef. In both reefs, the following morphofunctional groups were recorded: foliose, leathery, corticated, articulated calcareous and crustose seaweed. This work may provide support for the planning and management of APARC, leading to the increasingly sustainable use of this conservation unit.

KEYWORDS: environmental management of reefs; seaweeds; remote sensing.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL E REVISÃO DA LITERATURA.....	16
FIGURA 1	18
CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO	27
Localização geográfica da área de estudo	27
FIGURA 2	27
Parâmetros oceanográficos e climatologia/aspectos geoambientais	28
Clima	28
Ondas	28
Correntes.....	29
Marés	29
TABELA 1	30
Sócio-economia	30
METODOLOGIA GERAL.....	31
TABELA 2.....	32
CAPÍTULO 1	33
Processamento digital da imagem de satélite	33
Verificação de campo e identificação das principais espécies de macroalgas e fanerógamas encontradas na região de estudo	35
Classificação supervisionada flexível (Fuzclass) e classificações supervisionadas rígidas (Maxlike, Mindist e Piped).....	36
Validação da classificação – Índice de Kappa	38
Mapeamento final	39
FIGURA 3	40

CAPÍTULO 2	41
Processamento digital da imagem de satélite	41
Classificação não supervisionada (Isoclust)	41
Verificação de campo e identificação dos principais gêneros de macroalgas e fanerógamas encontradas na região de estudo	42
Classificação supervisionada (Maxlike)	42
Validação da classificação – Índice de Kappa	43
FIGURA 4	43
CAPÍTULO 3	44
Modelo digital batimétrico (MDB) e Modelo digital de declividade (MDD)	44
FIGURA 5	45
CAPÍTULO 1 - Application of ALOS AVNIR-2 for the detection of seaweed and seagrass beds on the northeast of Brazil	46
ABSTRACT	46
INTRODUCTION	46
MATERIAL AND METHODS	47
FIGURE 1	48
FIGURE 2	49
FIGURE 3	50
RESULTS AND DISCUSSION	51
FIGURE 4	52
TABLE 1	53
FIGURE 5	54

FIGURE 6.....	55
FIGURA 7	56
FIGURE 8.....	57
FIGURE 9.....	58
FIGURE 10.....	59
FIGURE 11	60
FIGURE 12.....	61
FIGURE 13.....	62
REFERENCES	62
CAPÍTULO 2 – Mapeamento de macroalgas e fanerógamas marinhas em áreas recifais do nordeste do Brasil utilizando ALOS AVNIR-2	65
RESUMO	65
INTRODUÇÃO.....	66
MATERIAL E MÉTODOS	67
FIGURA 1	67
FIGURA 2	68
RESULTADOS.....	69
FIGURA 3	70
FIGURA 4	71
FIGURA 5	72
FIGURA 6	73
FIGURA 7	74
FIGURA 8	75

FIGURA 9	76
FIGURA 10	77
FIGURA 11.....	78
FIGURA 12	79
FIGURA 13	80
FIGURA 14	81
DISCUSSÃO.....	81
CONCLUSÕES	83
REFERÊNCIAS	84
CAPÍTULO 3 - Caracterização geomorfológica dos recifes da Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais (APARC), utilizando ALOS AVNIR-2	88
RESUMO	88
INTRODUÇÃO.....	89
MATERIAL E MÉTODOS	89
FIGURA 1	90
FIGURA 2	91
RESULTADOS.....	92
FIGURA 3	92
FIGURA 4	93
FIGURA 5	94
FIGURA 6	94
FIGURA 7	96
FIGURA 8	97

QUADRO 1	98
FIGURA 9	99
FIGURA 10	100
QUADRO 2	101
DISCUSSÃO	101
CONCLUSÃO.....	103
REFERÊNCIAS	103
CONSIDERAÇÕES FINAIS	106
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	108

INTRODUÇÃO GERAL E REVISÃO DA LITERATURA

Os recifes de coral são os mais antigos e ricos ecossistemas da Terra, justificando sua inestimável importância ecológica, social e econômica. Vêm sendo formados a cerca de 500 milhões de anos através da deposição de carbonato de cálcio de esqueletos de corais e de algas calcárias, sendo as mais antigas e complexas comunidades marinhas conhecidas (ARAÚJO; AMARAL, 2016). Esses ecossistemas são altamente diversos e produtivos, o que os configura como locais adequados para alimentação, reprodução, desova e refúgio para uma diversidade de organismos, como espécies permanentes e aquelas que procuram as áreas recifais em alguma fase do ciclo de vida. A flora e fauna associada aos recifes constituem importante fonte de alimento e de recursos para muitas pessoas (SILVA, 2010). Além disto, esses ambientes fornecem matéria prima para o desenvolvimento de fármacos e são fundamentais em regiões costeiras por atuarem na proteção à erosão causada pelo mar (KRUG, 2008). Recifes costeiros que abrigam bancos de fanerógamas e macroalgas associadas a corais estão entre os mais diversos e produtivos ecossistemas do planeta. Atualmente, dados sobre os padrões de distribuição da biodiversidade e ecologia de espécies chave não estão disponíveis para a maioria dos habitats costeiros do mundo. Por conseguinte, estudos de biodiversidade em maior escala são necessários como base inicial para fins de planejamento e gestão.

Geologicamente, existem dois tipos de ecossistemas recifais que ocorrem no litoral brasileiro: recifes de corais e recifes de arenito. Essa primeira categoria abrange construções calcárias formadas principalmente por esqueletos de corais, os quais são comumente encontrados associados a concreções de algas calcárias e briozoários incrustantes, além de outras estruturas de carbonato de cálcio de origem orgânica, como carapaças e conchas. Os recifes de corais, em geral, apresentam aspecto circular ou elíptico. Por outro lado, os recifes de arenito, ou cordões de arenito, são constituídos de arenito resultante da consolidação de antigas praias ou a partir de um ou mais bancos de areia consolidada, tendo como embasamento geológico a sedimentação com carbonato de cálcio ou óxido de ferro. Esses recifes geralmente encontram-se posicionados paralelamente à linha de costa (CORREIA; SOVIERZOSKI, 2005).

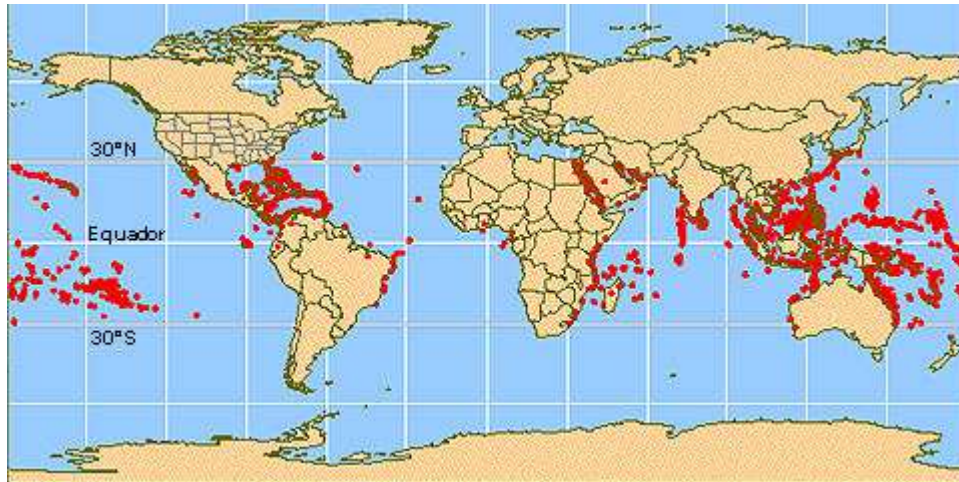
Ainda segundo esses autores, existem dois principais tipos de formações recifais que originam as demais formas encontradas no litoral brasileiro: os recifes costeiros e os recifes de plataforma continental. Os recifes costeiros localizam-se ao longo da linha de costa e sua

inclinação depende do fundo marinho e da intensidade do crescimento dos corais. No decorrer do tempo, a borda desses recifes projeta-se para o oceano e, devido a processos erosivos, a área interior da superfície recifal forma uma laguna pouco profunda. Em contrapartida, os recifes de plataforma continental ocorrem em zonas distantes da linha de costa ou ainda em pleno oceano, onde se expandem em todas as direções quando a região apresenta condições ecológicas adequadas para o crescimento de corais e outros invertebrados.

Nesse sentido, a diversidade de espécies nos recifes de corais varia de acordo com sua história biológica e geológica. São duas as principais extensões recifais nas regiões oceânicas tropicais: a Indo-Pacífica e a Atlântica. Estas regiões possuem inúmeras formações recifais com características e biodiversidade próprias. No entanto, os recifes do Indo-Pacífico possuem a maior diversidade, apresentando aproximadamente o dobro de espécies de corais pétreos existentes nos recifes do Caribe, que por sua vez são mais diversificados que os do Brasil (PAULAY, 1997). A região recifal Atlântica estende-se por mais de 5.900 km, desde a coordenada 32°30'N na região das Bermudas até a coordenada 23°00'S no litoral do Rio de Janeiro, e divide-se nas seguintes províncias: Bermudas, Caribe, Brasileira e África Ocidental (CORREIA; SOVIERZOSKI, 2005).

No Brasil, os recifes de coral distribuem-se por cerca de 3.000 km de costa, do Maranhão ao sul da Bahia, representando as únicas formações recifais do Atlântico Sul (Figura 1). Nessa área, há unidades de conservação federais, estaduais e municipais, criadas no intuito de proteger esses ambientes. Os ecossistemas recifais foram registrados no Brasil desde o Parcel de Manuel Luís, MA (cerca de 0°53' S, 44°16' W) até os recifes de Viçosa, na área de Abrolhos (cerca de 18°01' S, 39°17' W), além de ilhas oceânicas como Atol das Rocas (cerca de 3°52' S, 33°49' W) e Fernando de Noronha (cerca de 3°50' S, 32°24' W) (FERREIRA; MAIDA, 2006). Contudo, estes ambientes recifais ocorrem de maneira descontínua devido a desembocadura de rios com elevada vazão, como o Rio Parnaíba, no Piauí, e o Rio São Francisco, entre os Estados de Sergipe e Bahia (CASTRO; PIRES, 2001).

Figura 1. Localização dos principais recifes de corais do mundo (em vermelho).



Fonte: NOAA (2008).

Apesar de toda sua importância, os ambientes recifais em todo o globo vêm sofrendo um rápido processo de degradação causado pelas atividades humanas. Há uma alta probabilidade de que os oceanos estejam aquecendo em função das mudanças climáticas, as quais causam estresse nos corais e, por consequência, levam ao branqueamento e à morte. O branqueamento de 1998, um dos anos mais quentes da história, danificou imensas áreas de coral em todo o mundo, aumentando seriamente a quantidade de recifes danificados (BRASIL, 2015). De acordo com uma estimativa sobre a área global de recifes de coral feita em mais de 100 países, foi registrado um total de 0,5% da superfície do fundo oceânico, equivalente a aproximadamente 1.500.000 km² (COPPER, 1994). Desse total, estima-se que 30% dos recifes já estejam severamente danificados e que, dentro de trinta a quarenta anos, aproximadamente 60% das áreas recifais do mundo estarão totalmente degradadas. Isso ocorrerá principalmente em virtude da ação sinérgica das mudanças climáticas globais e da depredação dos recursos naturais devido à ação do homem, sobretudo a pesca predatória e a poluição marinha (KNOWLTON; JACKSON, 2008).

Estes distúrbios ambientais tendem a modificar negativamente a simbiose entre algas e corais, resultando na dissociação entre esses seres e posterior branqueamento dos corais. Isso se deve ao fato de as algas zooxantelas serem responsáveis pela coloração dos corais e pela produção de componentes orgânicos que alimentam estes organismos (BIRKELAND, 1997; STANLEY JR., 2006). A continuidade do branqueamento dos corais pode provocar sérias mudanças na estrutura das comunidades do ecossistema recifal, resultando na diminuição da biodiversidade, da reprodução, do crescimento linear e redução da taxa de calcificação do

esqueleto dos corais (LEÃO; KIKUCHI; OLIVEIRA, 2008). Isso significa uma redução dos recursos marinhos e, conseqüentemente, de alimento para as populações humanas. Apesar dessa situação alarmante, os recifes têm demonstrado capacidade de recuperar-se a danos, mesmo em casos extremos, o que estimula os órgãos ambientais a desenvolverem projetos de proteção e recuperação desses ecossistemas marinhos (ARAÚJO; AMARAL, 2016).

As áreas recifais brasileiras são bastante diferentes das que formam os recifes de corais em outras partes do globo. Os recifes da região Indo-Pacífica, Austrália, Mar Vermelho e certas áreas do Caribe apresentam uma maior diversidade e representatividade de corais hermatípicos (SILVA, 2010). Por outro lado, nos recifes brasileiros, há apenas 18 espécies de corais reconhecidas atualmente e as macroalgas marinhas constituem os organismos mais comuns (FERREIRA; MAIDA, 2006). Isso ocorre possivelmente pela presença de uma grande quantidade de rios que transportam sedimentos do continente para a região costeira, tornando as águas mais turvas e inapropriadas ao crescimento de muitas espécies de corais (SILVA, 2010). As macroalgas distribuem-se desde a região intertidal até cerca de 120 metros de profundidade na plataforma continental brasileira (YONESHIGUE; OLIVEIRA, 1987).

Esses organismos representam um grupo importante para a riqueza das espécies, variando de 4,9 a 8,7% do total de espécies da biodiversidade marinha (O'DOR; MILOSLAVICH; YARINCIK, 2010). Segundo Miloslavich et al. (2011), na América Latina, a maior diversidade de espécies de macroalgas encontra-se no Brasil (10,6 espécies por 100 km de costa), e a menor diversidade é atribuída à Plataforma Continental da Patagônia (4,7 espécies por km de costa).

As macroalgas marinhas são componentes importantes da produção primária costeira e são indicadoras do estado de conservação em distintos tipos de ambientes. Nas áreas recifais, elas estão presentes em diversos habitats e desempenham vários serviços ecossistêmicos, os quais, além da produção primária, incluem a construção e cimentação dos recifes, facilitação para o estabelecimento dos corais e a formação de habitats para outras espécies de organismos (SILVA; FUJII; MARINHO-SORIANO, 2012).

A indústria de macroalgas marinhas oferece uma ampla variedade de produtos para usos humanos, sejam diretos ou indiretos, apresentando um valor estimado de US\$ 10 bilhões por ano (FAO, 2013). Dentre esses usos, destaca-se principalmente o consumo humano, constituindo aproximadamente 83% da produção, em especial pelos povos orientais. Fertilizantes e aditivos para a alimentação animal, como ficocolóides e alimentos naturais para as espécies economicamente importantes na aquicultura, representam o restante da

produção (REBOURS et al., 2014). Estudos recentes também demonstraram oportunidade de utilização das macroalgas marinhas no campo da biotecnologia, pois possuem potenciais princípios ativos para o desenvolvimento de fármacos (MARINHO-SORIANO et al., 2011; HOLDT; KRAAN, 2011) e podem ser utilizados em processos de biorremediação (MARINHO-SORIANO et al., 2012).

Na América Latina, a exploração de macroalgas ocorre no Chile, Argentina, Brasil, México, Peru, Uruguai e Venezuela (FAO, 2013). Nesses países, a colheita e/ou aquicultura gerou um volume de biomassa estimada em torno de 554.585 t em 2009, equivalente a US\$ 115 milhões. Em 2011 houve uma queda estimada para 444.686 t, equivalente a US\$ 22 milhões (REBOURS et al., 2014).

Cabe salientar, por outro lado, que as macroalgas marinhas são potencialmente sensíveis às alterações ambientais, em especial aos impactos causados pelas mudanças climáticas e à pressão das atividades humanas. Em face destas alterações ambientais, estudos espaciais ou meta-análises de dados são necessários para entender o impacto das mudanças do ambiente sobre os organismos, como, por exemplo, o mapeamento da modelagem e das mudanças de distribuição das espécies. O editorial Nature (2008) expôs recentemente a necessidade de dados biológicos dispostos espacialmente, afirmando que a inexistência ou imprecisão de coordenadas geográficas associadas às amostras põe em risco tais estudos em qualquer campo de pesquisa (PAULY; CLERCK, 2011). Nesse contexto, o conhecimento sobre a biodiversidade algal, a biomassa, a percentagem de cobertura e a descrição das espécies dominantes são de interesse para compreender as tendências em longo prazo dos ecossistemas.

A diminuição dos bancos de macroalgas tem sido descrita em todo o mundo. Assim, o mapeamento e monitoramento da distribuição das macroalgas são necessários para entender as causas de sua redução e para estabelecer estratégias para conservação e restauração desses organismos. Durante a criação de parques marinhos, é amplamente empregada a divisão da área em unidades menores para selecionar as mais adequadas para a proteção (ROFF; TAYLOR; LAUGHREN, 2003). Existe uma grande variedade de técnicas disponíveis para mapear as principais características geomorfológicas e bióticas do fundo do mar. Nesse caso, os métodos e o nível de discriminação ou classificação usados dependerão das questões a serem tratadas. Em geral, o mapeamento dos recursos do fundo oceânico é realizado usando técnicas de sensoriamento remoto, ou seja, através da coleta de dados sem qualquer contato físico com o fundo do mar. Tais técnicas podem ser usadas com sucesso para levantamento e

classificação de habitats terrestres, mas também para os habitats marinhos (intertidal e subtidal), quando a coluna da água é límpida e a visão através da água é desobstruída (GUILLAUMONT; BAJJOUK; TALEC, 1997). Em geral, a combinação de parâmetros ambientais com o sensoriamento remoto é utilizada para caracterizar os habitats e a distribuição das espécies (DAY; ROFF, 2000). Os principais parâmetros normalmente analisados nesses estudos são a profundidade, natureza do substrato, exposição às ondas, temperatura e força das correntes (BAXTER, 2003). Aplicado a um contexto marinho, espera-se que essas metodologias possam produzir informações para compreender a distribuição das espécies de acordo com as características ambientais. Os estudos sobre mapeamentos de bancos algais encontrados na literatura combinam observações *in situ* e ferramentas de sensoriamento remoto (ROELFSEMA et al., 2014).

O sensoriamento remoto pode ser entendido como a utilização de modernos sensores, aeronaves e espaçonaves, com o objetivo de estudar o ambiente terrestre através do registro e da análise das interações entre a Radiação Eletromagnética (REM) e as substâncias existentes na superfície terrestre. Nesse sentido, trata-se de uma tecnologia que auxilia o homem na busca de soluções e manejo do meio ambiente (NOVO, 1998). No sensoriamento remoto, a maioria dos sensores utilizados para quantificar a REM proveniente dos alvos na superfície da Terra utiliza o sol como fonte de radiação, exceto os sensores ativos (radares e laser) por possuírem suas próprias fontes de radiação. Estes instrumentos podem detectar informações sobre a superfície terrestre sob qualquer condição atmosférica (RODRIGUÉZ, 2005).

Além do sensoriamento remoto, outro tipo de sistema em geoprocessamento que tem se destacado são os Sistemas de Informações Geográficas – SIGs. O termo Sistemas de Informações Geográficas é aplicado para sistemas que realizam o tratamento computacional de dados geográficos, os quais conseguem armazenar os atributos descritivos assim como as geometrias de dados geográficos (CÂMARA, 1995). Os SIGs são normalmente utilizados para a produção de mapas, como suporte para a análise espacial de fenômenos, como um banco de dados geográficos com funções de armazenamento e recuperação de informações espaciais, e ainda na modelagem de processos e fenômenos naturais permitindo o diagnóstico ambiental e seus prognósticos (KAMPEL, 2002).

Num mapeamento em um ambiente computacional, devem estar inclusos diferentes tipos de dados como imagens de satélites, modelos numéricos e dados coletados *in situ*. Um SIG é capaz de integrar uma série de informações em uma única base de dados, como imagens de satélites, mapas cartográficos, arquivos batimétricos, dados oceanográficos e

meteorológicos históricos, dados coletados *in situ*, entre outros. O SIG é capaz de combinar várias informações através de algoritmos de manipulação e análise, sendo possível ainda consultar, recuperar, visualizar e plotar o conteúdo da base de dados georreferenciados (KAMPEL, 2002).

O sensoriamento remoto e os SIGs têm sido bastante utilizados em estudos que manipulam uma grande quantidade de dados, que precisam ser gerenciados com o objetivo de serem analisados para servirem de subsídio à tomada de decisão. Nesse sentido, essas tecnologias ou geotecnologias têm sido utilizadas em diversas áreas do conhecimento, como a Geografia, Geologia, Cartografia, Agricultura e Gestão Ambiental.

Nos dias de hoje, devido à crescente demanda por dados ambientais nos oceanos para estudos de clima, meio ambiente, desenvolvimento sustentável e outros, vários satélites e sensores coletam exclusivamente dados oceanográficos a nível global (SOUZA, 2003). O sensoriamento remoto fornece uma visão completa, mas sintética dos oceanos e, associado a recursos computacionais cada vez mais sofisticados, apresenta inovações no que se refere à descrição e ao entendimento dos oceanos (KAMPEL, 2002) e de seus recursos. As desvantagens da utilização do sensoriamento remoto para fins oceanográficos relacionam-se com a natureza dos sensores empregados, como ocorre com as nuvens ao limitarem a coleta de dados nas faixas espectrais do visível e infravermelho. Os dados de satélite também necessitam de validação para que sejam relacionados aos parâmetros oceanográficos, como por exemplo, a temperatura da superfície do mar, a concentração de fitoplâncton e outros. Nesse sentido, para a validação dos dados produzidos no sensoriamento remoto, são necessárias campanhas de campo para a coleta de dados *in situ* (SOUZA, 2003).

Imagens do satélite Spot foram utilizadas com sucesso para mapear recursos algais no oceano. Guillaumont, Callens e Dion (1993) usaram imagens Spot para mapear macroalgas marrons ao longo da costa ocidental da França, embora tenham se deparado com duas limitações: a resolução de 20 metros, considerada insuficientemente boa, e o poder de discriminação limitado dos equipamentos da banda espectral do Spot. Perrot et al. (2004) desenvolveram uma abordagem preditiva simples de mapeamento de bancos de algas marrons através da combinação de imagens Spot e um modelo digital de terreno de alta resolução em um local específico na Bretanha. Os resultados foram validados por um grande número de observações *in situ*. O satélite Spot foi ainda utilizado com sucesso por Oliveira, Populus e Guillaumont (2006) para realizar uma modelagem preditiva da distribuição da espécie de macroalga *Fucus sp.* na região intertidal de Ile de Bréhat, localizada no norte da península do

Trégor leste, através do método de lógica fuzzy em relação aos parâmetros ambientais de natureza do substrato, tempo de imersão e exposição às ondas.

Imagens de satélite IKONOS também têm se destacado no mapeamento de organismos marinhos. Imagens multiespectrais IKONOS foram utilizadas para a classificação de uma área rasa da costa de Mallorca, Ilhas Baleares. Neste estudo, foi aplicada uma classificação supervisionada, cujo resultado obteve quatro classes: areia, rocha, bancos de *Posidonia oceanica* (uma espécie de fanerógama) e alvos não classificados. Por tratar-se de uma área de águas claras, os resultados indicaram que a resposta espectral de *P. oceanica* pode ser determinada a uma profundidade de até 15 m. Para validar o processo, a imagem classificada foi comparada com uma classificação de tipos de fundo oceânico derivada de um levantamento acústico, apresentando uma acurácia de 84%, sendo considerada uma abordagem eficaz para o mapeamento desta espécie (FORNES et al., 2006). Um outro estudo que fez uso de imagens IKONOS foi desenvolvido por Baumstark et al. (2013) em Springs Coast, na Flórida, contou com a combinação da correção da coluna de água, classificação de pixel e técnicas de segmentação de imagem e obteve como produto um mapa do gradiente de densidade da flora marinha e de sua distribuição espacial, com uma precisão de 77%.

O Satélite *Advanced Land Observing Satellite* (ALOS), em virtude de sua boa precisão, tem sido utilizado para estudos relativos a mapeamentos de plantas e macroalgas marinhas. Komatsu et al. (2008) realizaram estudos empregando dados ALOS AVNIR-2 na produção de um índice de reflectância de fundo nas águas da Tunísia e Indonésia para mapear bancos de macroalgas. Seus resultados indicaram que os dados do AVNIR-2 foram úteis para o mapeamento desses bancos em águas rasas. Outro exemplo foi o estudo desenvolvido por Yahya et al. (2010), os quais realizaram um mapeamento de macroalgas e fanerógamas marinhas na Malásia utilizando um índice de profundidade invariante com dados ALOS AVNIR-2 e Landsat-5 TM.

O ALOS foi lançado em 24 de janeiro de 2006 pela *Japan Aerospace Exploration Agency* – JAXA, no centro espacial de Tanegashima, no Japão. Entrou em operação apenas em 24 de outubro de 2006, quando passou a fornecer dados ao público. O ALOS apresenta avançada tecnologia de observação terrestre, sendo bastante aplicado na cartografia, no monitoramento de desastres e levantamento de recursos naturais. Encontra-se a uma altitude de 691,65 km, sendo seu horário de passagem às 10:30h, com período de visita de 46 dias. Possui três instrumentos de sensoriamento remoto: o *Panchromatic Remote-sensing Instrument for Stereo Mapping* (PRISM), o *Advanced Visible and Near Infrared Radiometer*

type 2 (AVNIR-2) e o *Phased Array type L-band Synthetic Aperture Radar* (PALSAR) (JAXA, 2015). O PRISM tem a capacidade de adquirir imagens tridimensionais da superfície terrestre, o AVNIR-2 proporciona uma cobertura terrestre precisa e o PALSAR é capaz de obter imagens noturnas e diurnas sem a interferência de nebulosidade.

No Brasil, as pesquisas ligadas aos ambientes recifais tiveram início a partir da década de 70 e, no decorrer dos anos, o interesse e a preocupação dos pesquisadores sobre esse tema foi crescente. No entanto, embora tenha havido um aumento das informações científicas sobre esses ambientes, suas condições atuais ainda não são bem conhecidas (SANTOS et al., 2007). A extensão do litoral brasileiro (8.000 km) e o pouco conhecimento dos recursos naturais, aliados ao custo de obter-se informações por métodos convencionais, são fatores que demonstram a necessidade do mapeamento desses recursos naturais por sensoriamento remoto. Nesse sentido, o uso dessa técnica aplicado ao mapeamento de áreas recifais é de fundamental importância para o planejamento de ações voltadas para a proteção e conservação desses ambientes. Trata-se de informações rápidas a um baixo custo e essenciais para embasar a tomada de decisão sobre um determinado território.

No Rio Grande do Norte, pesquisas sobre áreas recifais são ainda incipientes. Existem estudos sistemáticos visando à identificação e mapeamento de construções carbonáticas (inorgânicas e/ou recifais) em áreas da plataforma, na região de Touros, e baseados principalmente em sensores remotos (VIANNA et al., 1991, 1993; TESTA, 1997; TESTA e BOSENCE, 1998, 1999; LIMA e AMARAL, 2001; AMARAL, 2002). Em 2007, Santos et al. realizaram um mapeamento dessas edificações carbonáticas presentes na plataforma continental brasileira entre Touros e Maracajaú. Araújo e Amaral (2016) realizaram um mapeamento geomorfológico e das características bentônicas do recife de Rio do Fogo e arredores, determinando assim os indicadores geográficos, geológicos e biofísicos que ameaçam esse ecossistema. No entanto, pesquisas voltadas especificamente para o mapeamento de banco de macroalgas ainda está em estágio inicial no Brasil. No Rio Grande do Norte, foi realizado um estudo de prospecção dos bancos algais através de mergulho na faixa compreendida entre 0 e 10 metros de profundidade (SUDENE, 1981). No recife de Pirangi, foi desenvolvida uma caracterização das comunidades algais com a finalidade de identificar evidências de impactos negativos decorrentes da interferência antrópica. Para a realização desta pesquisa, foi aplicada a técnica de *photoquadrat*, considerada um método não destrutivo e que pode ser empregado para quantificar a cobertura e a densidade de macroalgas e invertebrados para fins de monitoramento (AZEVEDO et al., 2011). O recife de Maracajaú

foi o mais estudado até o presente momento, onde Silva, Fujji e Marinho-Soriano (2012) investigaram as diferenças entre comunidades de macroalgas de áreas que são mais impactadas pela visitação turística e aquelas onde estas visitas são proibidas. Ainda em Maracajaú, foi realizado um levantamento das espécies de macroalgas presentes nos recifes *offshore* e nos recifes de praia de Maracajaú, assim como dos ambientes associados ao recife (os bancos de rodólitos e de fanerógamas), no intuito de gerar dados para a implementação de uma política de uso sustentável para o local (SILVA, 2010). E, mais recentemente, Da Silva, De Souza e Marinho-Soriano (2016) realizaram um mapeamento dos bancos de macroalgas e fanerógamas utilizando dados do satélite ALOS/VNIR-2, onde foram testadas metodologias e comparada a eficácia da classificação supervisionada através de classificadores rígidos e flexíveis.

No litoral oriental do Estado do Rio Grande do Norte, localizam-se os recifes de Touros, Rio do Fogo e Maracajaú. Estes recifes fazem parte de uma unidade de conservação, a Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais (APARC), criada pelo governo do Estado do Rio Grande do Norte, através do decreto nº 15.476, de 6 de junho de 2001. Por caracterizar uma área de proteção ambiental, esta unidade de conservação visa compatibilizar a conservação de seus recursos naturais com o uso sustentável de uma parcela destes recursos. No entanto a pressão de uso do local vem aumentando, havendo indícios de degradação causados principalmente pela pesca predatória e pela intensa exploração turística, atividade que incorpora uma ocupação costeira desordenada e a crescente especulação imobiliária. Desta forma, a utilização dos recursos e a ocupação humana nesta área vêm acontecendo sem controle, o que preocupa as entidades públicas e os órgãos governamentais (SILVA, 2010).

A APARC abriga uma considerável diversidade de espécies algais. No entanto, apesar de ser considerada uma área cujos recursos naturais devem ser protegidos, é provável que esteja ocorrendo uma depreciação e conseqüente diminuição dos estoques naturais em função das ações antrópicas, como a atividade turística, especulação imobiliária, sedimentação dos recifes e pesca predatória. Some-se a isso, os problemas graduais causados pela mudança do clima global, como a variação na temperatura dos oceanos e na acidez.

Esse contexto, associado ao incipiente conhecimento sobre as condições atuais dos bancos de algas nesse ambiente, torna necessário um estudo do tipo *background* para servir de base para ações de monitoramento futuro da APARC. Nessa perspectiva, os Sistemas de Informações Geográficas podem ser utilizados de maneira eficiente para indicar e mapear os bancos algais da Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais - RN. Por tratar-se de

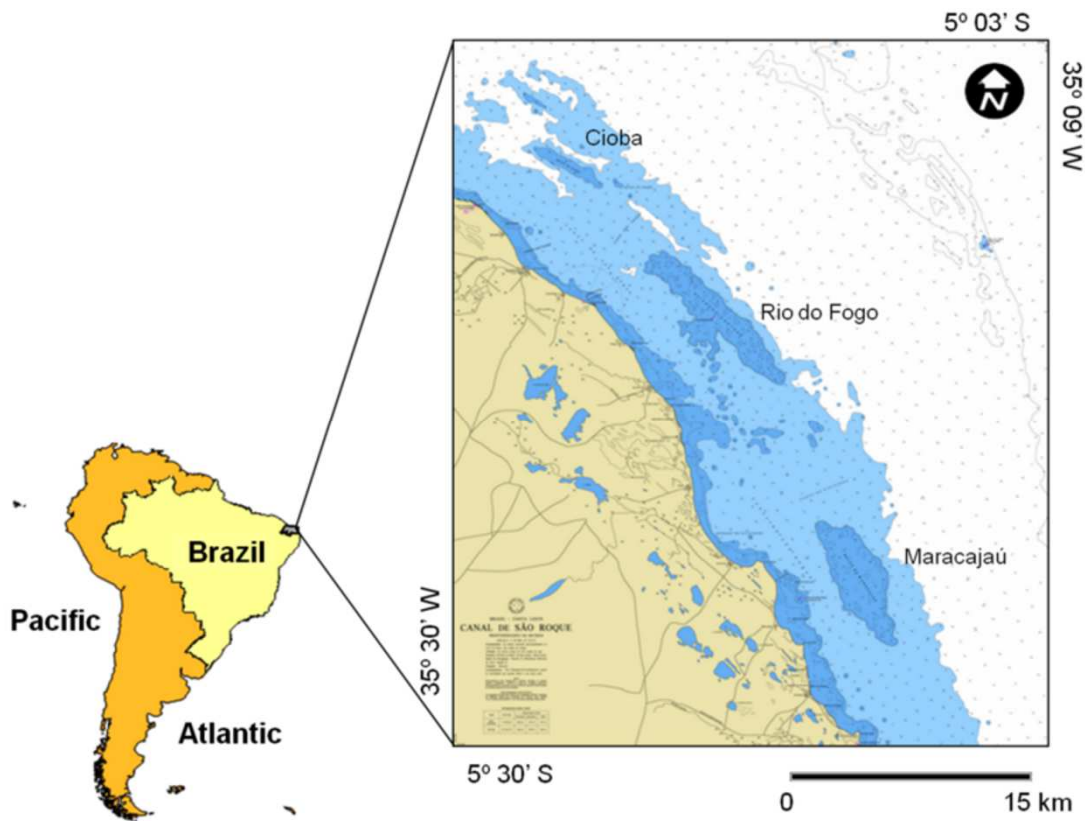
uma pesquisa inovadora no território nacional, é interessante realizar testes de composições para chegar a uma combinação de bandas espectrais que melhor realce o comportamento dos diversos componentes do recife, e, em especial, das macroalgas marinhas. Modelos de cores tipo RGB, RGBI e IHS vêm sendo usados para identificar e mapear ambientes subaquáticos. As classificações de imagens de satélite também são métodos eficazes para mapeamentos de áreas que correspondam a temas de interesse, o que, neste caso, resultaria em um mapa temático da distribuição geográfica das macroalgas marinhas da APARC. Diante do exposto, fazem-se necessários estudos aprofundados sobre essa temática, de modo que possam embasar o planejamento de políticas ambientais que conduzam a efetiva proteção dos bancos algais, a gestão costeira integrada, e a sustentabilidade do ecossistema recifal e das populações costeiras da APARC. Nessa perspectiva, este trabalho teve como objetivo mapear a distribuição espacial dos bancos de macroalgas e de fanerógamas nos recifes de Maracajaú e Rio do Fogo, integrantes da APARC, utilizando técnicas de sensoriamento remoto multiespectral de média resolução espacial.

CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

Localização Geográfica da Área de Estudo

A Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais – APARC corresponde a uma região marinha, localizando-se no trecho norte-oriental do estado do Rio Grande do Norte (Figura 2), abrangendo os municípios de Touros, Rio do Fogo e Maxaranguape.

Figura 2. Mapa de localização da Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais – APARC.



A APARC está inserida na plataforma continental rasa ao nordeste do estado do RN, onde se destacam os recifes isolados, alinhamentos rochosos e sedimentos de fundo prioritariamente carbonáticos (SANTOS et al., 2007). Estes recifes apresentam formações de corais, algas e de rodólitos, sendo as algas os organismos que ocorrem em maior quantidade. A APARC é composta por três formações classificadas como Parrachos, sendo de norte para sul o Parracho de Cioba, cuja extensão aproximada é de 10 km, com profundidade variando entre 3 e 5 metros; o Parracho de Rio do Fogo, com aproximadamente 12 km e profundidade

de 0 a 4 metros; e o Parracho de Maracajaú, com cerca de 8 km de extensão e profundidade entre 0 a 4 metros. A Área de Proteção foi criada a partir do Decreto nº 15.476, de 06 de Junho de 2001. A APARC é uma Unidade de Conservação criada no ecossistema recifal brasileiro, totalizando uma área de proteção de mais de 136.000 ha (IDEMA, 2015).

Parâmetros oceanográficos e climatologia/aspectos geoambientais

Clima

A área de estudo apresenta como clima característico o tipo As', tropical chuvoso com verão seco, segundo a classificação de Köppen (1918). O período chuvoso ocorre de março a junho no município de Touros, e de março a agosto em Maxaranguape e Rio do Fogo, com direção de ventos predominantes de sudeste. As temperaturas médias anuais variam entre a mínima de 21,0 °C e máxima de 32,0 °C, com umidade relativa média anual de 68% em Touros e, de 75% em Maxaranguape e Rio do Fogo, apresentando um tempo de insolação estimado em 2.700 horas/ano (IDEMA, 2008).

O clima da região recebe grande influência das massas de ar advindas do Oceano Atlântico e dos ventos alísios de SE (ARAÚJO; AMARAL, 2016). O Centro de Vorticidade Ciclônica, responsável por um período de chuvas mais curto, e principalmente, a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), são os responsáveis pelas variações sazonais do sistema climático do nordeste do Brasil. O período de seca se relaciona com o afastamento da ZCIT da costa, provocando a ausência de chuvas e o domínio dos ventos fortes. E o período chuvoso se explica em função de seu deslocamento para o sul, período do ano em que predominam os ventos mais brandos (IDEMA, 2002).

Ondas

Um estudo de caracterização das ondas incidentes sobre o litoral leste do Rio Grande do Norte revelou que a faixa costeira potiguar dispõe em maiores detalhes apenas de informações de ondas de curto e médio prazo. Esta caracterização é baseada nas medidas realizadas no período de 1977 a 1979, cujo equipamento para medição foi instalado a cerca de 5 km da linha de costa, próximo ao município de Natal. A altura apresentou uma distribuição homogênea, em média com 1,14 m, moda de 1,10 m e desvio padrão de 0,21 m. O período médio associado a esta altura significativa apresenta valor mais frequente de 6,2 s, uma média de 6,4 s e um desvio padrão de 0,85 s. As ondas concentram-se em três direções (SE, E e NE),

das quais as ondas de SE são consideradas as mais frequentes e de maior energia. 69,1% do total de ondas são do tipo vagas, consideradas as mais ocorrentes; ondas do tipo marulhos correspondem a 11,6%, as quais ocorrem em locais mais distantes da costa; e o restante, 19,2%, são ondas não classificadas. O período de menor energia de ondas foi observado entre os meses de dezembro a maio, com altura variando de 0,4 a 2,8 m, e o período de maior energia ocorre entre os meses de junho a novembro, cujas ondas alcançam até 4 m de altura (DINIZ, 2002).

Correntes

As correntes marinhas na área de transição entre os litorais oriental e setentrional do litoral do Rio Grande do Norte apresentam velocidade entre 1,39 cm/s e 24,92 cm/s, com média de 6,32 cm/s (HAZIN et al., 2008).

Utilizando um derivador, foram obtidos dados da velocidade das correntes na Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais – APARC. Constatou-se que são nas regiões mais distantes da costa, entre 15 e 18 metros de profundidade, que ocorrem as correntes de maior velocidade, com média de 43 cm/s. Em contrapartida, a corrente mais próxima à costa, na profundidade de 10 metros, apresentou uma velocidade menor, de 24 cm/s. E nas áreas recifais, mais precisamente entre Maracajaú e Rio do Fogo, a uma profundidade de 18 metros, a velocidade das correntes foi de 23 cm/s. (IDEMA, 2014).

Essa região é caracterizada por apresentar águas mornas, com temperatura do mar em superfície oscilando entre as médias de 26,5 no inverno a 28,5 no verão, com salinidade média de 36 (TESTA; BOSENCE, 1999).

Marés

O regime de maré é de mesomaré semidiurna, com oscilação extrema de 3,8 m. Altura média das ondas estimadas entre 1 e 1,5 m a uma profundidade de 16 m (TESTA; BOSENCE, 1999). Registros sobre a amplitude de maré para a área de estudo são escassos, limitando-se à área do estuário do rio Potengi, em Natal. Esse estudo foi desenvolvido por Cunha (2004), o qual verificou que a altura máxima das ondas variou de 2,85 a 2,95 m; com média de 1,4 m e mínima entre 0,05 e 0,25 m. Valores característicos estão representados na Tabela 1.

Tabela 1. Características das marés na região de Natal-RN.

Parâmetros	Metros
Amplitude máxima	2,73
Amplitude média de sizígia	2,34
Amplitude mínima	0,50
Amplitude média de quadratura	1,06
Nível máximo	2,87
Nível mínimo	-0,20
Nível médio	1,39

Fonte: Cunha (2004).

Sócio-economia

As condições ambientais de clima, relevo, hidrografia, salinidade e recursos naturais condicionaram o processo de colonização e ocupação humana na região norte-oriental do litoral do Rio Grande do Norte, orientando a economia para o desenvolvimento das atividades petrolíferas, salineira e pesqueira, sendo esta última, a principal fonte de recursos da população local (ARAÚJO; AMARAL, 2016). Os ecossistemas recifais possibilitaram o estabelecimento de uma série de empreendimentos relacionados com a extração de petróleo, exploração de calcários, areias, argilas, diatomita, que tem ocasionado uma série de alterações ambientais negativas na região, refletindo na qualidade e produtividade do pescado, nas mudanças na composição da fauna e flora, em alterações no relevo, no barramento do fluxo dos rios e mudanças nas variações de salinidade, e nas condições de subsistência dos habitantes locais (SANTOS et al., 2007).

A exploração turística tem impactado a região tanto positiva quanto negativamente. Se de um lado a exploração turística agrega grandes benefícios através da geração de emprego, especialmente para os jovens da comunidade, de outro, ocasiona sérios problemas sociais, como o crescimento da exploração sexual, o aumento do consumo de drogas, a marginalização e segregação da comunidade, além de outros fatores que trazem implicações sociais negativas para a localidade (BEZERRA, 2008).

METODOLOGIA GERAL

Esta Tese está constituída de três capítulos:

- Capítulo 1: Aplicação de ALOS AVNIR-2 para a detecção de bancos de algas e fanerógamas marinhas no nordeste do Brasil.
- Capítulo 2: Mapeamento de macroalgas e fanerógamas marinhas em áreas recifais do nordeste do Brasil utilizando ALOS AVNIR-2.
- Capítulo 3: Caracterização geomorfológica dos recifes da Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais (APARC), utilizando ALOS AVNIR-2.

A metodologia utilizada para a realização deste estudo está fundamentada em pesquisa bibliográfica, sob o objetivo de compreender melhor o tema em estudo, assim como suas variáveis e inter-relações. Trata-se, portanto, de um trabalho investigativo, de cunho exploratório, qualitativo e quantitativo.

Utilizou-se como ferramenta o Geoprocessamento, e dentro deste, a tecnologia SIG - Sistemas de Informações Geográficas, para construção e manuseio da base de dados, o que proporcionou uma análise mais detalhada das feições de fundo identificados na área de estudo. Além disso, foram utilizados GPS - *Global Positioning System* e câmera digital para realizar as coletas fotográficas e de material biológico *in situ*, as quais ocorreram no período de abril de 2015 a maio de 2016.

Este trabalho foi desenvolvido com o auxílio dos softwares Mapper 7.1 e IDRISI Selva. A imagem raster da área de estudo foi obtida do acervo da Escola Agrícola de Jundiá - UFRN. Utilizou-se imagem ALOS, instrumento AVNIR-2, cena ALAV2A220913710 de 08 de março de 2010, com resolução espacial de 10 metros, datum SAD 1969, a projeção da zona UTM 24S.

O satélite ALOS foi lançado em 24 de janeiro de 2006 pela *Japan Aerospace Exploration Agency* – JAXA, no centro espacial de Tanegashima, no Japão. Somente em 24 de outubro de 2006, entrou em fase operacional de fornecimento de dados ao público. O ALOS apresenta avançada tecnologia de observação terrestre, sendo bastante utilizado para a cartografia, monitoramento de desastres e levantamento de recursos naturais. Esta a uma altitude de 691,65 km, sendo seu horário de passagem às 10:30 AM, com período de visita de

46 dias. Possui três instrumentos de sensoriamento remoto, são eles: o PRISM, o AVNIR-2 e o PALSAR (JAXA, 2015).

- o PRISM (*Panchromatic Remote-sensing Instrument for Stereo Mapping*), o qual tem a capacidade de adquirir imagens tridimensionais da superfície terrestre;
- o AVNIR-2 (*Advanced Visible and Near Infrared Radiometer type 2*), que proporciona uma cobertura terrestre precisa;
- e o PALSAR (*Phased Array type L-band Synthetic Aperture Radar*), que é capaz de obter imagens noturnas e diurnas sem a interferência de nebulosidade.

O AVNIR-2 é um radiômetro que opera nas regiões do visível e infravermelho. Esse instrumento consegue realizar mapeamentos temáticos em escalas de até 1:50.000, sendo utilizado tanto para área continental e costeira (JAXA, 2015). A seguir, as características do sensor AVNIR-2 (Tabela 2):

Tabela 2. Características do sensor AVNIR-2.

Número de Bandas	4
Comprimento de ondas	Banda 1: 0.42 a 0.50 micrômetros Banda 2: 0.52 a 0.60 micrômetros Banda 3: 0.61 a 0.69 micrômetros Banda 4: 0.76 a 0.89 micrômetros
Resolução espacial	10 m (no Nadir)
Faixa imageada	70 km (no Nadir)

Fonte: Jaxa (2015).

CAPÍTULO 1 - Aplicação de ALOS AVNIR-2 para a detecção de bancos de algas e fanerógamas marinhas no nordeste do Brasil

- Processamento digital da imagem de satélite

O conjunto de bandas multiespectrais do satélite ALOS AVNIR-2 foi utilizado para detecção do ambiente recifal a partir de composições coloridas do tipo RGB e IHS. Previamente realizou-se a estatística de banda do conjunto de imagem com o objetivo de verificar o comportamento espectral entre as bandas, uma vez que se trata da detecção de ambientes marinhos, onde há uma forte absorção do espectro do NIR (near-infrared) pela água. A matriz de autocorrelação e covariância foi gerada para identificar as correlações entre as bandas e selecionar as bandas para geração de imagens coloridas. De acordo com Yahya et al. (2010), as bandas 1 e 3 do ALOS foram empregadas no mapeamento de bancos de macroalgas e fanerógamas na Ilha de Sibiu, Johor. A banda 3 possui um bom equilíbrio entre a sensibilidade a alterações da reflectância e profundidade de penetração. A banda 1 tem como característica a penetração máxima em profundidade.

No modelo RGB, a produção de uma cor **C** a partir de cores primárias aditivas pode ser definida pela equação:

$$\mathbf{C} = \mathbf{r} \cdot \mathbf{R} + \mathbf{g} \cdot \mathbf{G} + \mathbf{b} \cdot \mathbf{B}$$

Onde,

R, **G** e **B** são as cores primárias, representando o *Red*/vermelho, *Green*/verde e *Blue*/azul, respectivamente. E o **r**, **g** e **b** são os coeficientes da mistura, que no caso das imagens digitais é dada pela intensidade representada pelo nível de cinza do pixel, que varia de 0 a 255. Nesse sentido, variando-se a intensidade, uma enorme variedade de cores pode ser produzida pela adição de vermelho, verde e azul. As imagens de sensoriamento remoto multiespectral registram dados em várias faixas do espectro eletromagnético, possibilitando a combinação de bandas que resulta em uma composição colorida. As cores resultantes não têm relação com as cores reais dos materiais no terreno, sendo, portanto denominadas de composição falsa cor (OLIVEIRA; SANTOS, 2001).

O sistema IHS por sua vez, não é uma teoria de cor, mas outra forma de igualmente modelar uma representação espacial desses três atributos, para a mesma cor obtida pelo

espaço de cubo de cor. Ou seja, é uma transformação numérica do espaço de cor RGB para o espaço IHS. Define-se *Intensity*/intensidade (I) como a quantidade de brilho de uma cena, o que é uma medida do albedo refletido das partes iluminadas e sombreadas de todos os alvos presentes na imagem, ou seja, seria equivalente a ver uma cena colorida, com uma visão em preto e branco. Assim, a intensidade é independente dos atributos saturação e matiz, que são apropriadamente, os atributos da cor. *Saturation*/saturação (S) é o grau de diluição de uma cor pura por luz branca, e por isso é também chamada de pureza da cor. E *Hue*/matiz (H) define a cor espectral dominante, é o que se percebe como cor (vermelho, azul, púrpura e rosa). Na transformação IHS a imagem *hue* é derivada de três bandas e é livre de sombra, porque os valores dos pixels na imagem *hue* são independentes de iluminação e estão apenas relacionados às assinaturas de reflectância das três bandas (MENESES; ALMEIDA, 2012).

A Razão entre Bandas possibilita discriminar diferenças sutis existentes no comportamento espectral de diferentes alvos, pois nas bandas originais apenas as diferenças grosseiras verificadas (ARAÚJO; MELO, 2010). Assim, observando o comportamento espectral dos alvos de interesse, para a aplicação da razão, as bandas são selecionadas visando seus valores máximos e mínimos de reflectância, afim de que se expressem os gradientes da curva espectral dos objetos de interesse, proporcionando o realce destes alvos (SESTINI, 2000).

Em prosseguimento, a partir da cena bruta, foram montadas uma composição colorida RGB PC2 e outra IHS PC2, em detrimento da RGB. Essas composições foram escolhidas após uma série de testes com outras combinações de bandas, uma vez que definiu uma diferenciação entre algas e tipo de fundo dentro de cada zona do recife. Na composição colorida RGB, **R** (*Red*) PC2; no **G** (*Green*) aplicou-se a razão de bandas 3/1 com atenuação da atmosfera; no **B** (*Blue*) utilizou-se a média das bandas 3/1, com o objetivo obter uma suavização. Aplicou-se o mesmo procedimento na composição colorida IHS. Nesse sentido, no **I** (*Intensity layer*) foi utilizada a PC2; no **H** (*Hue layer*) aplicou-se a razão de bandas 3/1 com atenuação de atmosfera; e no **S** (*Saturation layer*) utilizou-se a média das bandas 3/1, com o objetivo obter uma suavização. As adaptações da atenuação da atmosfera e da média da razão de bandas 3/1 aplicadas se devem a melhoria das detecções da banda 1, por possuir penetração máxima em profundidade, e a banda 3 por possuir um bom equilíbrio entre a sensibilidade a alterações da reflectância e profundidade de penetração (YAHYA et al. 2010). A banda 1, que corresponde ao espectro azul (0,42 a 0,50 micrômetros), penetra toda a zona fótica; e a banda 3, que corresponde ao vermelho (0,61 a 0,69 micrômetros), é absorvida pelas

algas e plantas. Por outro lado, a banda 2 não tem uma boa penetração na água uma vez que ela interage com as partículas em suspensão, refletindo. E a banda 4, infravermelho próximo, é fortemente absorvida pela água.

Foi utilizada ainda a extração de componentes principais para potencializar a interpretação das imagens por meio de composições coloridas que permitissem detectar não somente a vegetação de acordo com a profundidade, mas também os ambientes ou tipos de fundos associados. Essa premissa leva em conta a heterogeneidade do padrão de resposta espectral que nesses ambientes estão relacionados com os diferentes tipos de fundos ou substratos, espécies de corais, fanerógamas e macroalgas, densidade vegetal ou biomassa algal, e profundidade. Com efeito, o uso de ACP mostra que a PC1 responde ou resume cerca de 90% dos espectros de todas as bandas, enquanto a PC2 refere-se ao conjunto de espectros discrepantes ou variantes que não possuem correlação com a PC1 (reffer).

A análise por componentes principais é também conhecida como transformação por principais componentes, ou ainda como transformada de Karhunen-Loeve, sendo considerada uma das funções mais poderosa de processamento de imagens em relação à manipulação de dados multitemporais. A principal função da ACP é determinar a extensão da correlação existente entre as bandas e, através de uma transformação matemática apropriada, remover a correlação existente entre as bandas. Assim, a ACP é aplicada da seguinte forma: um conjunto de N imagens de entrada, depois de processadas pela ACP, produz um outro conjunto de N imagens de saída com nenhuma correlação entre si. O primeiro conjunto de saída é a primeira componente principal ou CP1, o segundo é a CP2, o terceiro, de CP3, e assim por diante. A primeira componente principal ou CP1 contém a informação que é comum a todas as bandas N originais. A CP2 contém a feição espectral mais significativa do conjunto. As CPs seguintes contêm feições espectrais cada vez menos significantes, e a última CP, contém a informação que sobrar, ou seja, a menos significativa (CROSTA,1992 apud SOUZA et al, 2009).

- Verificação de campo e identificação das principais espécies de macroalgas e fanerógamas encontradas na região de estudo

As principais classes foram determinadas a partir de coletas de campos e dados de pesquisa. Para a verificação de campo, foram escolhidas seis estações distribuídas ao longo do recife e realizada uma amostragem através da técnica de *photoquadrat* ao longo de transectos de 20 metros, usando fotografias tiradas a cada 2 metros. Uma câmara digital foi

colocada numa caixa à prova de água e acoplada à estrutura a um ângulo de 90 ° para o substrato. Mais tarde, cada fotografia foi analisada utilizando o software CPCE 4.1 (Contagem Coral Point com as extensões do Excel) com 50 pontos aleatórios (KOHLENER; GILL 2006). O *photoquadrat* é um método não destrutivo e tem sido utilizado em todo o mundo, sendo aplicado para quantificar a cobertura e a densidade de algas e invertebrados, ideal para o diagnóstico e monitoramento de grandes áreas (PRESKITT et al., 2004; AZEVEDO et al., 2011). Coletas de macroalgas também foram realizadas para identificação em laboratório. A classificação dos grupos morfofuncionais foi realizada de acordo com Littler and Littler (1983). A identificação taxonômica, a nomenclatura e o sistema de classificação utilizada seguiu Wynne (2011).

- Classificação supervisionada flexível (Fuzclass) e classificações supervisionadas rígidas (Maxlike, Mindist e Piped)

As classificações de imagens de satélite também são métodos eficazes para mapeamentos de áreas que correspondam a temas de interesse. Trata-se de um processo de extração de informações de imagens de sensoriamento remoto para reconhecer padrões e objetos homogêneos. Nesse processo, cada pixel da imagem é associado a um rótulo descrevendo um objeto real. Como produto, é possível obter um mapa temático, que mostre a distribuição geográfica de um tema, neste caso, as macroalgas e fanerógamas marinhas, entre outros elementos presentes nos recifes da APARC. O sucesso de uma classificação depende de duas coisas (EASTMAN, 2012):

- 1 - A presença de assinaturas espectrais distintas para as classes de interesse no conjunto de bandas a ser utilizado;
- 2 - A capacidade de distinguir, de forma confiável, essas assinaturas de outros padrões de resposta espectral que possam estar presentes.

Existem duas abordagens gerais para realizar a classificação de imagens. A classificação não supervisionada, a qual requer pouca ou nenhuma participação do analista no processo de classificação, e a classificação supervisionada, que requer conhecimentos prévios das classes de alvos. A classificação supervisionada tem a finalidade de classificar a imagem nas classes de interesse pré-fixadas pelo analista. O algoritmo necessita ser treinado para poder distinguir as classes uma das outras. Nesse sentido, o treinamento supervisionado é controlado de perto pelo analista, o qual escolhe pequenas áreas de amostras na imagem,

contendo poucas centenas de pixels que sejam bem representativos, espectralmente, de padrões ou feições dos alvos por ele reconhecidos, ou que podem ser identificados com a ajuda de outras fontes, tais como dados coletados no campo ou de mapas. Se o treinamento tiver uma boa precisão, as classes resultantes representam as categorias dos dados que o analista identificou originalmente (MENESES; ALMEIDA, 2012).

Dando prosseguimento ao trabalho, um *scatterplot* bidimensional das bandas 1 em x e 3 em y foi gerado. As principais classes foram baseadas em amostras de campo e interpretação visual. As assinaturas foram extraídas a partir da localização das amostras e polígonos de áreas que foram visualmente interpretados na composição IHS. Essas assinaturas foram submetidas a classificadores rígidos. Os três classificadores utilizados foram o de Máxima Verossimilhança (Maxlike), Mínima Distância entre as Médias (Mindist) e o Paralelepípedo (Piped). Estes classificadores rígidos atribuem a cada pixel o tipo de cobertura que possui a assinatura espectral mais semelhante. O classificador (Maxlike) é um método pixel a pixel, o qual entende que a estatística para cada classe em cada banda possui distribuição normal baseada na amostragem do analista. Dessa forma, calcula a probabilidade do pixel pertencer a uma determinada classe, atribuindo este pixel na categoria com a maior probabilidade de adesão. Por outro lado, o classificador (Mindist) baseia-se na reflectância média de cada assinatura, para cada banda espectral. Ou seja, os pixels são designados à categoria com o valor de reflectância média mais próximo do valor daquele pixel. Por último, o (Piped) é considerado o mais simples e rápido dos classificadores. Ele cria áreas quadradas ou em paralelepípedo, usando valores mínimos e máximos de reflectância ou unidades de desvio padrão (Z-score) nos locais de formação. Dessa maneira, se um determinado pixel cai dentro de uma dessas áreas quadradas, é atribuído a esta categoria (EASTMAN, 2012).

Em função da diversidade de ambientes que existem no recife de Maracajaú, e para uma melhor aproximação da detecção da composição de algas e fanerógamas do ambiente recifal, foi utilizado o sistema Fuzzy (Fuzclass) para uma classificação supervisionada flexível. Para isso, as assinaturas espectrais da mistura de classes espectrais detectadas foram extraídas utilizando uma matriz de confusão $M \times N$, onde M corresponde ao número de classes detectadas e N à mistura de pixels contida em cada classe, sendo a soma de cada linha igual a 1. O cálculo da classificação Fuzzy foi normalizada e o Z score foi igual a 1. Um Z score pequeno deve ser utilizado quando a assinatura é pura e a largura da classe é pequena. No entanto, se a assinatura é misturada e a largura da classe é grande, uma Z score maior ser utilizado (EASTMAN, 2012). A matriz de confusão realizou um julgamento dos pixels

pertencentes a cada classe detectada, baseado em reflectância das bandas 3 e 1, dentro do conjunto de dados originais. Isto permitiu a criação de um conjunto de sete imagens de assinatura por meio do classificador (Fuzclass).

Foi gerada ainda uma imagem com o nível de probabilidade de ocorrência para cada classe detectada, neste caso sete classes ou sete imagens. As imagens se referem à localização no recife em que as assinaturas espectrais de cada classe são menos heterogêneas e mais heterogêneas. O sistema Fuzzy é empregado para expressar o grau de pertinência de um pixel em relação às classes identificadas, mapeando um valor escalar em um número entre 0 e 1. Em resumo, trata-se de um conjunto de abordagens que permitem tratar incertezas relativas à classificação, sendo um classificador indicado para mapear ambientes onde ocorre muita confusão ou mistura, como é o caso dos ecossistemas recifais em nossa área de estudo. Nesse sentido, como a classificação flexível gerou mapas de probabilidade de incerteza para cada classe, foi decidido submeter o conjunto de imagens classificadas pela lógica Fuzzy aos mesmos classificadores supervisionados rígidos (Maxlike, Mindist e Piped) a fim de gerar um mapa temático da distribuição de algas e fanerógamas marinhas.

Na classificação rígida, são definidos limites de decisão entre as classes. Nesse caso, o classificador decide qual pixel pertence a cada classe; e na classificação flexível, um pixel pode pertencer a mais de uma classe. Ao contrário dos classificadores rígidos, os classificadores flexíveis não tomam uma decisão definitiva sobre a classe que cada pixel pertence. Eles desenvolvem declarações do grau de pertencimento de cada pixel a cada uma das classes a serem consideradas (EASTMAN, 2012).

- Validação da classificação – Índice de Kappa

Uma etapa vital no processo de classificação, seja ela supervisionada ou não, é a avaliação da precisão das imagens produzidas. Isso envolve a seleção de um conjunto de locais de amostragem para serem visitados em campo. O ambiente encontrado em campo é então comparado ao mapeado na imagem, ambos com a mesma localização. Como resultado, é obtida uma matriz de erro ou de confusão cujos resultados podem ser utilizados para refinar a classificação, tornando-a mais confiável (EASTMAN, 2012).

Para este trabalho foi utilizado o Coeficiente Kappa para avaliar o nível de exatidão de cada tipo de classificação realizada, cujo grau de exatidão variou de 0 e 1. Quanto mais próximo do valor de 1, mais a classificação aproxima-se da realidade (FORNES et al. 2006).

O Coeficiente Kappa é calculado segundo a equação (PONZONI; REZENDE, 2002).

$$Kappa = \frac{n \sum_{i=1}^m X_i - \sum_{i=1}^m (X_{i+} X_{+i})}{n^2 - \sum_{i=1}^m (X_{i+} - X_{+i})}$$

Em que:

- n = número total de observações;
- x_{i+} e x_{+i} = somatório na linha e na coluna, respectivamente;
- m = número de temas mapeados.

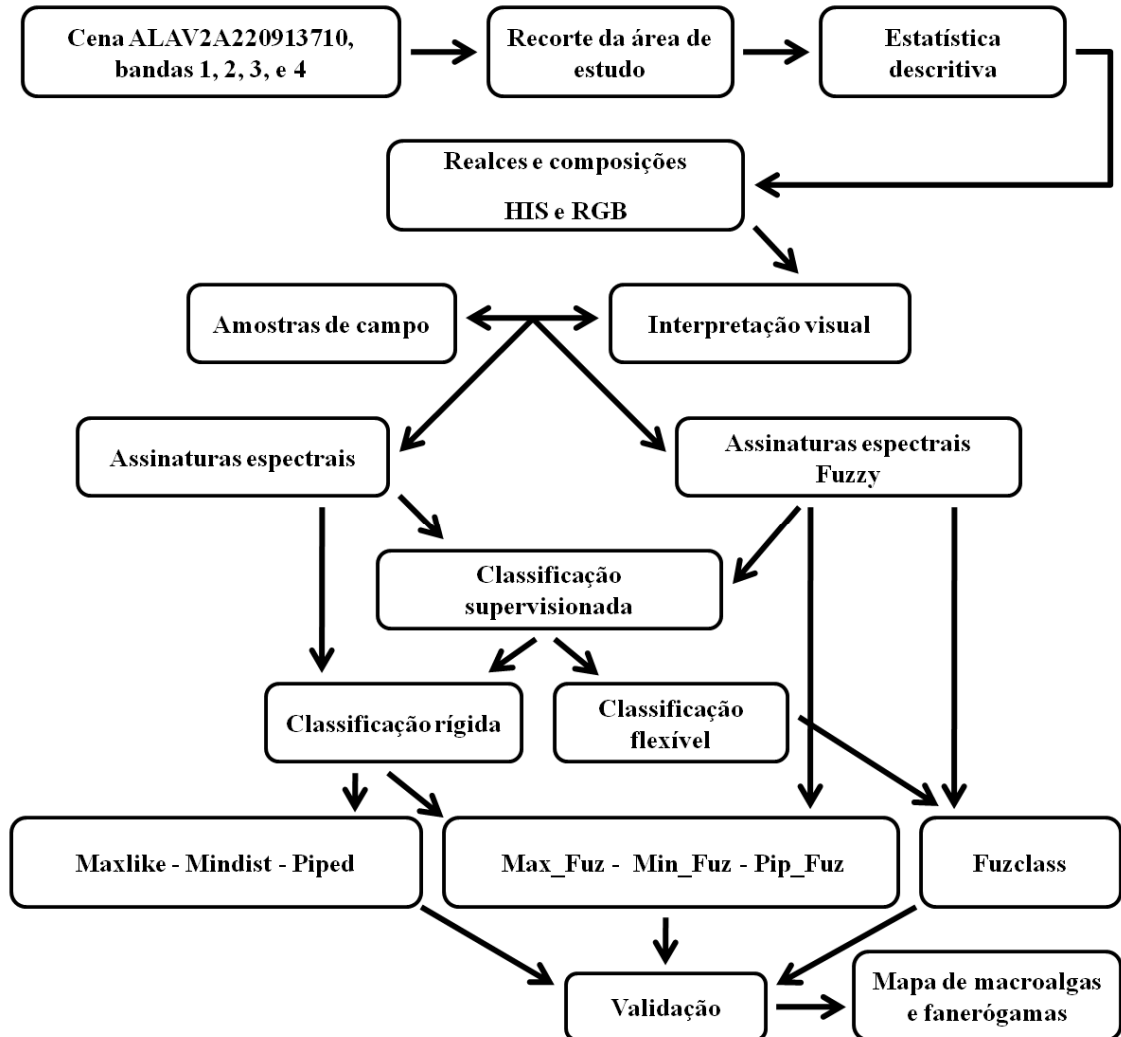
Com relação às imagens das classificações rígidas e as imagens Fuzzy submetidas aos classificadores rígidos, foi utilizada a classe principal detectada como vetores para os polígonos das amostras de referência. E para a imagem classificada pela lógica Fuzzy foram consideradas amostras com percentagens de mistura de classes.

- Mapeamento final

Foi realizada a vetorização dos polígonos de contorno do recife para a composição da carta das fáceis de macroalgas e de fanerógamas marinhas resultado da classificação rígida realizada pelo Maxlike, com máscara de nuvens e indicação de classes ou zonas dos grupos de macroalgas e fanerógamas marinhas.

O mapeamento dos bancos de algas do recife de Maracajaú-RN seguiu a seguinte sequência metodológica (Figura 3):

Figura 3. Fluxograma com a metodologia utilizada.



CAPÍTULO 2 - Mapeamento de macroalgas e fanerógamas marinhas no nordeste do Brasil utilizando ALOS AVNIR-2

- Processamento digital da imagem de satélite

Assim como no capítulo anterior, para a detecção do ambientes recifais, foi utilizado o conjunto de bandas multiespectrais do visível e do infravermelho próximo (VISNIR) do satélite ALOS, instrumento AVNIR-2, cena ALAV2A220913710 de 08/03/2010, com resolução espacial de 10 m, datum SAD 1969, projeção UTM zona 24S. Nesse sentido, foi montada uma composição colorida IHS PC2, em detrimento da RGB, além da extração de componentes principais. Assim, no I foi utilizada a PC2; no H aplicou-se a razão de bandas 3/1 com atenuação de atmosfera; e no S utilizou-se a média das bandas 3/1, com o objetivo de obter uma suavização. A composição IHS PC2 definiu uma diferenciação entre as macroalgas e tipos de fundo dentro de cada zona do recife. A Análise de Componentes Principais (ACP) foi utilizada para extrair os tipos de fundo, de maneira que pode usada como um índice para a profundidade da água (KHAN et al., 1992).

- Classificação não supervisionada (Isoclust)

Foi realizada uma classificação não supervisionada Isoclust, ajustada para gerar um total de 20 classes ao limiar de 95% de homogeneidade. Posteriormente, houve o reagrupamento das classes redundantes, para analisar as diferenças existentes no recife. A classificação não supervisionada requer pouca ou nenhuma participação do analista no processo de classificação da imagem. Há duas situações em que pode ser utilizado esse tipo de classificação. Uma delas é quando não se tem conhecimento suficiente acerca do número e natureza das classes de alvos que possam estar presentes numa área. A outra é quando desejamos fazer uma classificação exploratória da imagem, para rapidamente, saber as possíveis classes de alvos que podem ter na imagem. É da responsabilidade do analista, depois da classificação, associar um significado às classes resultantes. Nesse sentido, o resultado da classificação é útil somente se as classes puderem ser interpretadas apropriadamente (MENESES; ALMEIDA, 2012).

- Verificação de campo e identificação dos principais gêneros de macroalgas e fanerógamas encontradas na região de estudo

Para realização da classificação Maxlike foram escolhidas 11 estações, distribuídas ao longo de cada recife, nos locais de possível acesso, e realizada uma amostragem através da técnica de *photoquadrat*. Trata-se de um método não destrutivo que fornece uma estimativa precisa da porcentagem de cobertura das espécies abundantes, assim como um registro visual permanente para comparação com estudos posteriores (PRESKITT et al., 2004).

Nesse sentido, foram utilizadas transectos de 30 metros, com fotografias digitais tiradas a intervalos de 1 metro. A câmera digital foi inserida em uma caixa estanque e acoplada em uma estrutura que garantiu um ângulo de 90° em relação ao substrato. Posteriormente, cada fotografia foi analisada utilizando software CPCE 4.1 (Coral Point Count with Excel Extensions) com 50 pontos aleatórios (KOHLER; GILL, 2006). Foram ainda realizadas coletas pontuais de macroalgas para identificação em laboratório. Os grupos morfofuncionais foram classificados de acordo com Littler and Littler (1983), sendo considerados cinco tipos morfofuncionais (foliáceas, ramificadas, coriáceas, calcárias crostosas e calcárias articuladas). A identificação taxonômica, a nomenclatura e o sistema de classificação utilizada seguiram Wynne (2011).

- Classificação supervisionada (Maxlike)

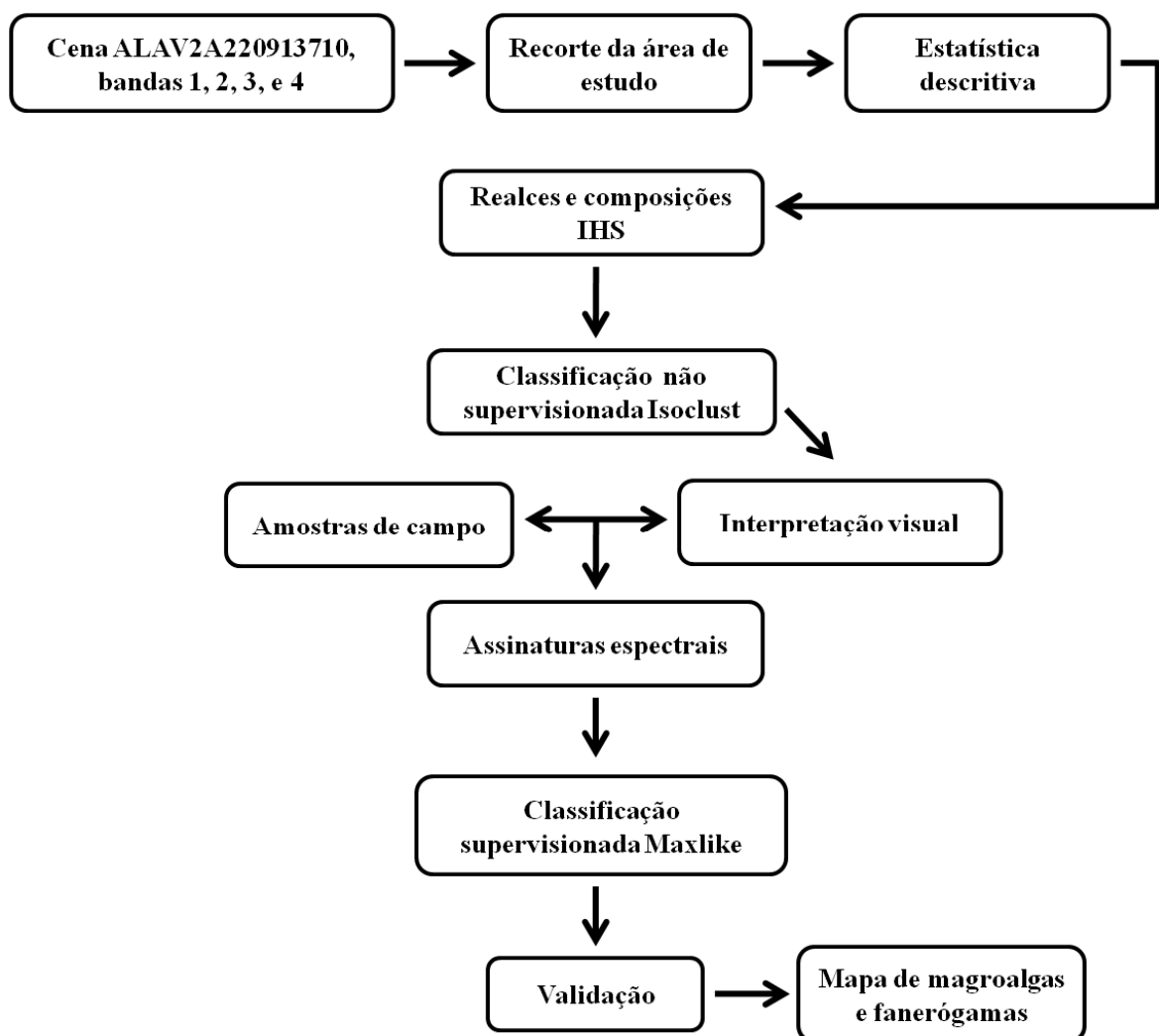
Após as análises nos resultados da classificação Isoclust, foram extraídas as assinaturas espectrais de cada classe a partir das amostras de campo, e realizada uma classificação supervisionada rígida através do classificador Maxlike. Em uma classificação rígida, os limites de decisão entre as classes são bem definidos. Neste caso, o classificador decide a qual classe cada pixel pertence (EASTMAN, 2012). O método da máxima verossimilhança - Maxlike direciona cada pixel à classe mais provável (DAS; SINGH, 2009). Em resumo, foi digitalizada uma camada vetorial na forma de polígonos, na imagem raster. Nesse capítulo, as classes de interesse delimitadas foram algas, algas calcárias, fanerógamas, areia, areia calcária e corais. Os polígonos de treinamento foram ajustados para obter a amostra mais pura de cada classe e dessa forma, ajudaram a definir as assinaturas espectrais de cada classe de interesse, as quais foram utilizadas para classificar todos os pixels da imagem.

- Validação da classificação – Índice de Kappa

Assim como no primeiro capítulo, foi utilizado o Índice de KAPPA para avaliar o nível de exatidão das classificações dos recifes de Maracajaú e de Rio do Fogo. Dessa maneira, a precisão foi calculada somando o número de pixels classificados corretamente e dividindo pelo número total de pixels.

A sequência metodológica utilizada neste capítulo está apresentada na Figura 4.

Figura 4. Metodologia utilizada no estudo.



CAPÍTULO 3 - Caracterização geomorfológica da Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais/RN através de técnicas de sensoriamento remoto aplicadas ao sensor ALOS AVNIR-2

Para a realização do mapeamento geomorfológico dos recifes de Maracajaú e Rio do Fogo, foram utilizados os mapas de fáceis de ambos os recifes, produzidos nos capítulos anteriores, os quais foram cruzados com os resultados do mapeamento batimétrico e de declividade. Dessa maneira, foi possível verificar relação entre a geomorfologia dos recifes e a cobertura de macroalgas e fanerógamas.

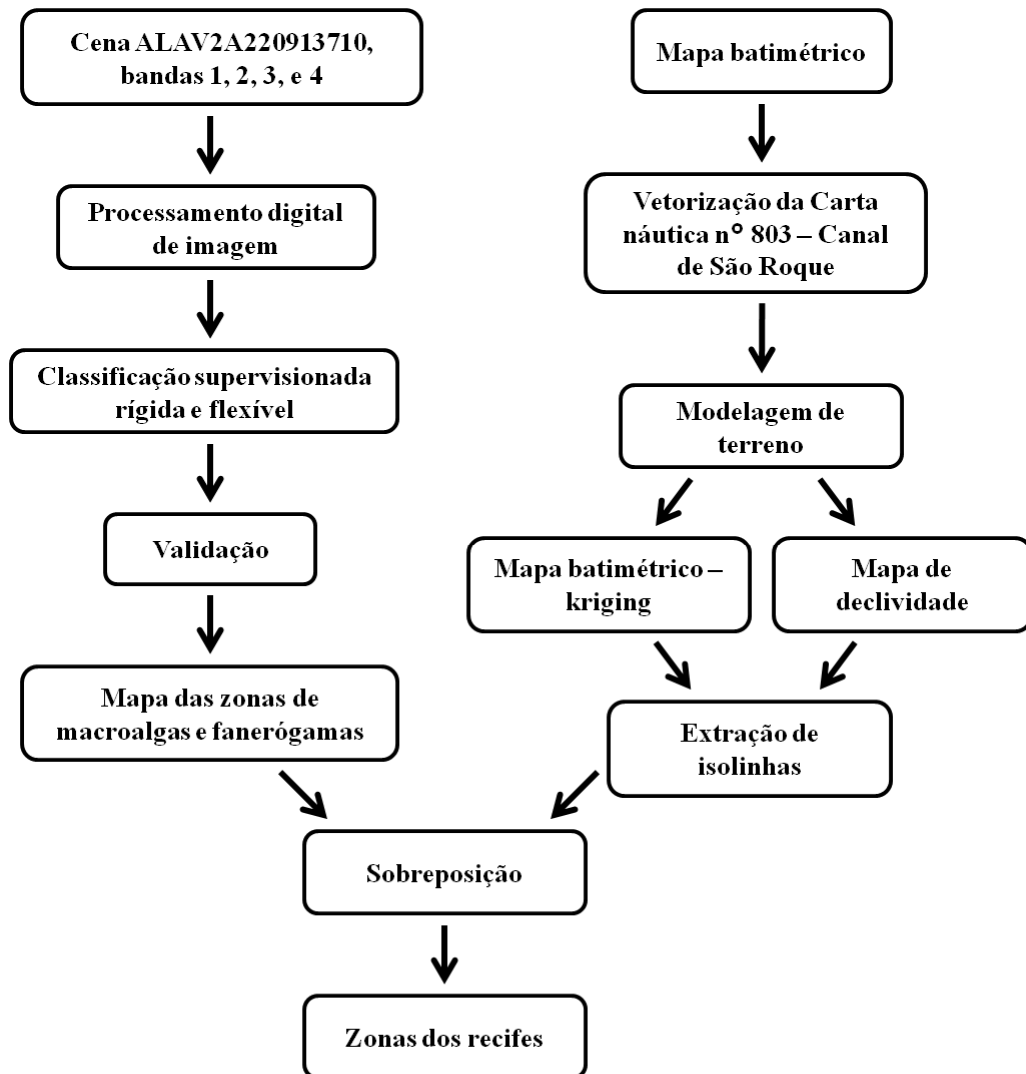
- Modelo digital batimétrico (MDB) e modelo digital de declividade (MDD)

A batimetria consiste no processo de medir a profundidade da água do mar. Desenvolver modelos batimétricos é fundamental para o estudo de ambientes subaquáticos, os quais tendem a serem os únicos dados disponíveis para inferir a geologia em grande parte do fundo do oceano (BELLO-PINEDA; HERNÁNDEZ-STEFANONI, 2007). E através do modelo digital de declividade – MDD é possível obter informações a respeito do relevo de uma determinada região da superfície terrestre.

Para a modelagem batimétrica, foi realizada a vetorização da Carta Náutica nº 803 – Canal de São Roque, disponibilizada pela Marinha do Brasil. Essa carta teve sua última atualização em 25/05/2007 e possui profundidades que variam de 0,20 até 36,0 metros, distribuídos aleatoriamente por toda área de estudo. Foram coletados 165 pontos de profundidade no recife de Maracajaú e 203 no recife de Rio do Fogo, os quais foram interpolados com o Maxlike através do método *Kriging*, gerando o mapa do modelo digital batimétrico (MDB) e o de modelo digital de declividade (MDD) de cada recife. A geração de um MDB através da interpolação de dados constitui uma técnica bastante difundida em estudos costeiros (RYAN et al., 2007; ARAÚJO e AMARAL, 2016). A Krigagem pode ser entendida como um estimador que se baseia numa série de técnicas de análise de regressão, lineares ou não, as quais procuram minimizar a variância estimada a partir de um modelo previamente concebido, considerando a dependência estocástica entre os dados distribuídos no espaço (LANDIM, 2003).

A sequência metodológica utilizada neste capítulo está apresentada na Figura 5.

Figura 5. Metodologia utilizada no estudo.



CAPÍTULO 1

Application of ALOS AVNIR-2 for the detection of seaweed and seagrass beds on the northeast of Brazil

Gabriella Cynara Minora da Silva^a, Flavo Elano Soares de Souza^b and Eliane Marinho-Soriano^a

ESTE ARTIGO FOI PUBLICADO NO PERIÓDICO INTERNATIONAL JOURNAL OF REMOTE SENSING E, PORTANTO, ESTÁ FORMATADO DE ACORDO COM AS RECOMENDAÇÕES DESTA REVISTA ([HTTP://WWW.TANDFONLINE.COM/LOI/TRES20](http://www.tandfonline.com/loi/tres20))

^a Department of Oceanography and Limnology, Federal University of Rio Grande do Norte, Natal, Brazil. E-mail: gabriella_cynara@yahoo.com.br - Tel.: (84) 3342-4950.

^b Agricultural School of Jundiá, Federal University of Rio Grande do Norte, Macaíba, Brazil.

Abstract

Seaweed and seagrass beds play a multiplicity of functions within ecosystems, and have both ecological and economical value. However, anthropogenic activities, as well as climate change have contributed on the degradation. This study used data from Advanced Land Observing Satellite (ALOS) Advanced Visible and Near Infrared Radiometer Type 2 (AVNIR-2) orbital images to detect seaweeds and seagrasses. Qualitative and quantitative samples were used to validate the images, classified using the kappa coefficient (κ). The supervised classifications performed by the algorithms fuzzy logic – Fuzclass, Maximum Likelihood - Maxlike, Minimum Distance to Means – Mindist, Parallelepiped – Piped, showed an accuracy level of 0.93, 0.84, 0.83 (both Excellent), and 0.62 (Substantial), respectively. The results of the hard classifiers (Maxlike, Mindist, and Piped) submitted a new classification based on fuzzy logic (Fuzclass) demonstrated accuracy level of 0.74, 0.61 (both substantial), and 0.50 (moderate), respectively. Considered superior to the others, the Fuzclass classifier exhibited the best tendency in representing reef bottom type distribution. Maxlike generated a map of seaweed and seagrass spatial distribution and abundance of the Maracajaú reef, identifying seven classes: (1) Dense seaweeds; (2) Sand; (3) Dense seagrasses; (4) Sparse seagrasses; (5) Calcareous seaweeds; (6) Sparse seaweeds and (7) Fine sand. The map of Maracajaú reef bottom type showed that it was possible to apply image processing and digital classification methodologies to distinguish submerged organisms, revealing information to help in planning and management of these ecosystems, enabling future monitoring.

Keywords: Seaweed, Seagrass, ALOS AVNIR-2, RGB and HSI – SCC, Reef mapping and management.

1. Introduction

The reef environment is considered one of the richest ecosystems in the world, exhibiting high species diversity with an important role in coral reef resiliency (Nyström, Folke, and Moberg 2000). Despite occurring in oligotrophic waters, these nutrients harbour an infinite number of organisms including seaweeds. These organisms are important components of

primary coastal production and indicators of the state of conservation in different types of environment. In reef areas, seaweeds perform several functions, such as primary production, construction and cementation of reefs, bioerosion, facilitation for the establishment of coral, habitat formation for other species of organisms, in addition to acting as a food source for associated fauna (Silva, Fujii, and Marinho-Soriano 2012; Roff et al. 2013).

Seaweeds display a high degree of sensitivity to environmental alterations caused by human activities or even as a function of climate changes. Seaweed diversity is declining at an accelerated rate worldwide (Duarte et al. 2008; Waycott et al. 2009). In this respect, there is a need for large scale studies to help in the planning of environmental policies that lead to effective protection of seaweed banks, as well as the sustainable use of this resource.

In recent decades, digital image processing has enabled the monitoring of reefs by comparing remote-sensing products, offering a large synoptic and multispectral view (Hedley et al. 2012). Digital image processing in remote sensing in recent decades has shown to be an effective alternative for mapping submerged environments, producing reliable results, with a substantial saving of time, effort and money. Remote-sensing techniques can be used to survey and classify not only land habitats, but also their marine counterparts (intertidal and subtidal), when the water column is clear and visibility is unobstructed (Oliveira, Populus, and Guillaumont 2006). These techniques have been widely used to map seaweed banks (Murdoch et al. 2007; Lyons, Phinn, and Roelfsema 2011).

The Advanced Land Observing Satellite (ALOS)/Advanced Visible and Near Infrared Radiometer Type 2 (AVNIR-2) remote sensor, in light of the easy acquisition of images and spatial resolution, has been used with good cost-benefits in studies involving the mapping of marine plants and seaweeds. Komatsu et al. (2009) conducted studies using ALOS/AVNIR-2 data to produce a reflectance index of the seafloor in Tunisia and Indonesia to map seaweed banks. Their results indicated that AVNIR-2 data were useful for mapping seaweed banks in shallow waters. Another example was a study carried out by Yahya et al. (2010), who mapped seaweeds and marine plants on the island of Sibulohor, using an unvarying depth index with ALOS AVNIR-2 and Landsat-5 TM data.

In this regard, this present study used ALOS/AVNIR-2 orbital imaging data to detect seaweeds and marine seagrasses, applying a supervised classification approach, using multispectral images. Qualitative and quantitative samples of seaweed species collected on the Maracajaú reef were used to validate images classified by the kappa coefficient (κ). This procedure also made it possible to compare or determine the classification effectiveness of images composed in hard and soft classifiers.

2. Material and Methods

2.1 Study Area

This study was conducted on the reefs of Maracajaú, located in Rio Grande do Norte state, Northeastern Brazil (5°21'12" S - 5°17'12" W) (Figure 1). These reefs are part of an area of environmental preservation created in 2001. The study area encompasses a coastal strip and shallow inner continental shelf contiguous to the municipalities of Maxaranguape, Rio do Fogo and Touros, and the respective reefs of Maracajaú, Rio do Fogo, and Cioba, totalling a protection area of approximately 180,000 ha (Idema, 2013). This region is characterized by oligotrophic waters with a predominance of hard substrates, making this environment favourable for seaweed growth (Silva, Fujii, and Marinho-Soriano 2012).

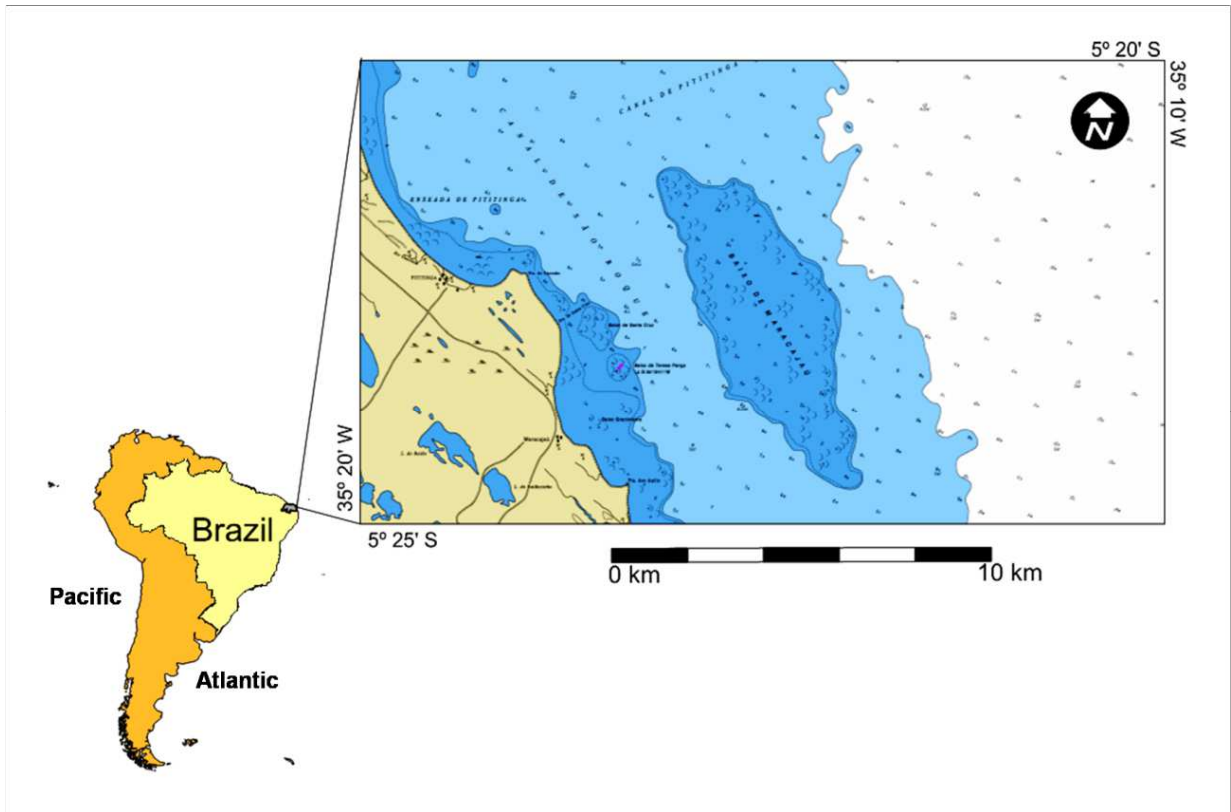


Figure 1. Location of the study area, Maracajaú Reef, APARC-RN.

2.2 Methodological procedures

The mapping of seaweed and seagrass banks on Maracajaú reef followed the methodological sequence of red + green + blue (RGB) and intensity, hue and saturation (HIS), colour compositions, using soft and hard supervised classifiers.

Colour compositions were produced on the visible and near-infrared bands (VISNIR) dataset of the ALOS, AVNIR-2 instrument, scene ALAV2A220913710 of 8 March 2010, with spatial resolution of 10 m, datum SAD 1969, projection UTM zone 24S. The colour compositions, RGB and IHS, were used to detect the reef environment. RGB is the average amount of red, green, and blue spectrums. It is represented in the form of a cube. The IHS system is an alternative to set the colours of the RGB components using cylindrical or spherical coordinates (Carper, Lillesand, and Kiefer 1990). Descriptive statistics were carried out to select the bands to be used in the subsequent stages, and multivariate statistical analysis (Figure 2).

In the RGB composition, R (Red) PC2; in G (Green) a band ratio of 3/1 was applied without atmospheric attenuation (Lillesand, Kiefer, and Chipman 2015); in B (Blue) the mean of 3/1 bands was used to obtain attenuation. The same procedure was applied in the IHS colour composition. In this respect, in H (Hue layer) the 3/1 band ratio was applied with atmospheric attenuation; in S (Saturation layer) the mean of 3/1 bands was used to obtain attenuation; and in I (Intensity layer) PC2 was used. A mask was used to remove the clouds.

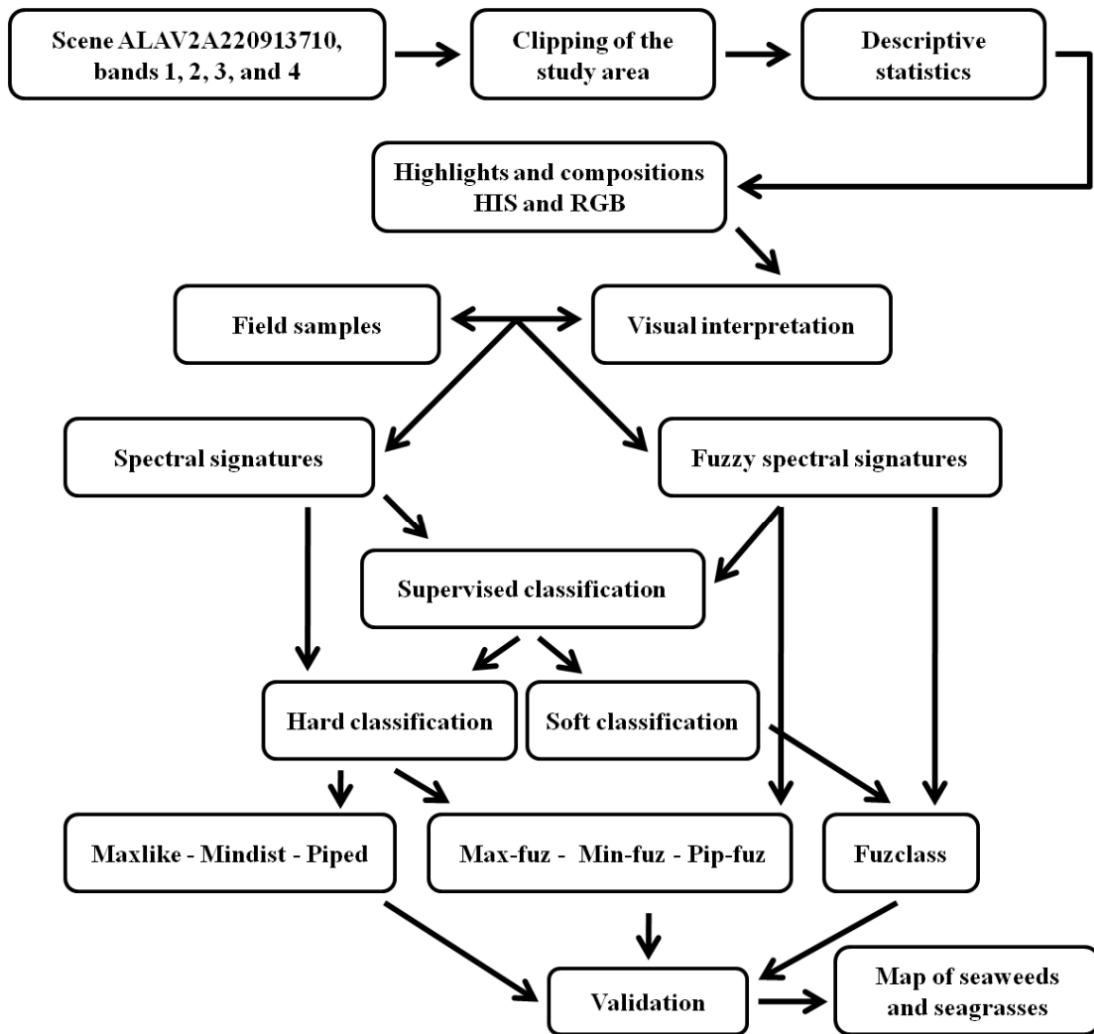


Figure 2. Flowchart of the methodology used.

The adaptations of atmospheric attenuation and the mean of the 3/1 band ratio applied are due to the improvement in band 1 detections, which exhibit maximum penetration depth, and band 3, which shows good equilibrium between sensitivity and changes in reflectance and penetration depth (Yahya et al. 2010). These bands were used because the band 1, which corresponds to the blue spectrum (0.42-0.50 μm) penetrates the entire photic zone; and the band 3, which corresponds to the red (0.61-0.69 μm) is absorbed by the algae and plants. On the other hand, the band 2 does not have good penetration in the water since it interacts with the particles in suspension, reflecting. And the band 4 of NIR is strongly absorbed by water. The Principal Component Analysis (PCA) was used to extract types of bottom, because the second component (PC2) explains most of the variation of the set of bands after the first component (PC1) has been removed, and it can be used as an index of the type of bottom. The first component explains most of the variation in a set of bands, which can be used as an index for the water depth (Khan, Fadlallah and Al-Hinai 1992).

Given the diversity of environments that make up the Maracajaú reef, fuzzy logic was used for soft supervised classification. The fuzzy logic provides concepts and useful tools to deal with inaccurate information, such as areas with cover mixtures or intermediate conditions, that is, it is ideal to represent different environments. This method determines, through weights, which are the most appropriate methods (Wang, 1990). Most of the algorithms

perform poorly in these complex areas because it is easy to have a wider range of spectral characteristics than it would normally have in natural environment within the same class (Li et al. 2014).

The main classes were determined from field collections and research data. For field validation, six stations along the reef were selected and sampling was conducted with the photoquadrat survey technique (Preskitt, Vroom, and Smith 2004), along randomly distributed 20 m transects, using photographs taken every 2 m. A digital camera was placed in a watertight housing and coupled to structure at a 90° angle to the substrate. Later, each photograph was analyzed using Coral Point Count with Excel Extensions (CPCE) 4.1 software with 50 random points (Kohler and Gill 2006). Seaweed collections were also carried out for laboratory identification. Taxonomic identification, nomenclature, and the classification system used, following Wynne (2011).

Visual interpretations of colour compositions were performed. In this work, it was found that the use of the band 1 and band 3 in RGB compositions allow viewing bottom features (band 1 contains a maximum depth of penetration, and band 3 enables a distinction of the types of bottoms in the case of seaweeds and seagrasses through absorption) (Yahya et al. 2010). Unlike the composition RGB, the interpretation on IHS colour mode using bands 3 and 1, in addition to the use of principal component 2 - PC2, allowed distinguishing better different types of bottoms as seaweeds and seagrasses (Figures 3(A)–(F)).

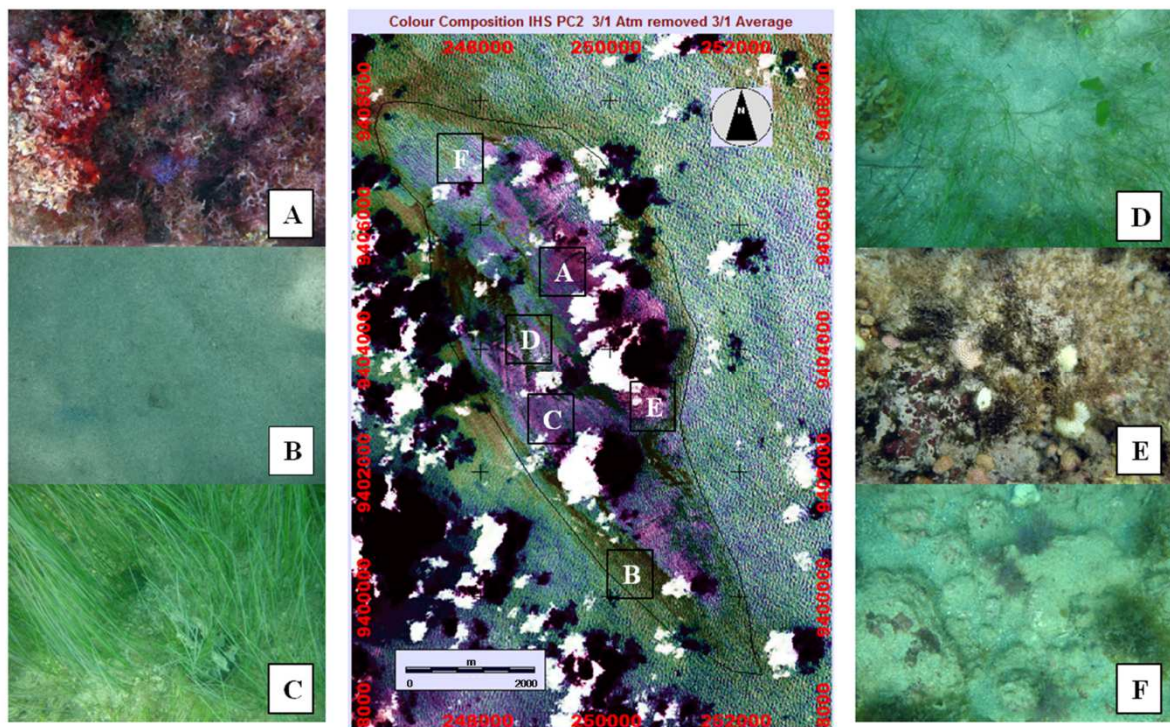


Figure 3. IHS PC2 colour composition, 3/1 atmospheric attenuation, 3/3 mean, respectively, Maracajaú Reef, APARC-RN. The sample areas were identified using photoquadrat in visual interpretation of reef bottom types. In accordance with the field data, seven classes have been identified, as follows: (A) Dense seaweeds; (B) Dense seagrasses; (C) Sand; (D) Sparse seaweeds; (E) Sparse seagrasses; (F) Calcareous seaweeds.

A two-dimensional scatterplot was generated from band 1 in x -axis and band 3 in y -axis. The main classes were based on field samples and visual interpretation. The signatures were extracted from sample location and polygons of areas that were visually interpreted on IHS

composition (Figures 3(A)–(F)). They were submitted to hard classifiers. The three classifiers used were the minimum-distance-to-means (Mindist), the Parallelepiped (Piped), and the Maximum Likelihood (Maxlike). The classifier Mindist calculates the distance that the pixel is in each class and assigns to it the identity of the closest class. The Piped define rectangular zones on the image, based on the maximum and minimum values of the grey levels of the set of pixels in all the bands. In this sense, each pixel is classified according to the region to which it belongs; and Maxlike uses average and variance/covariance data of the spectral signatures of known training area to estimate the likelihood of a pixel belonging to each class (Eastman, 2012).

The soft classifier (Fuzclass) also used. For this, as spectral signatures of the mixture of spectral classes detected were extracted using an $M \times N$ confusion matrix, where M corresponds to the number of classes detected and N the misclassified pixel proportion contained in each class, with the sum of each line equal to 1. Therefore, the calculation of the fuzzy classification was normalized and the z -score equal to 1. A small z -score should be selected when the signature is pure and the class width is small. However, if the signature is mixture and the class width is large, a large z -score should be selected (Eastman, 2012). The confusion matrix performed a judgment of the pixels belonging to each class detected, based on reflectances of bands 3 and 1, within a set of original data. This enabled the creation of a set of seven signature images by means of the classifier (Fuzclass).

An image with a probability of occurrence for each class detected was also generated. As the soft classification generates maps of uncertainty probability for each class, it was decided to submit the set of images classified by fuzzy logic to the same hard supervised classifiers in order to generate a thematic map of seaweed and seagrass distribution.

In hard classification, decision limits between classes are defined. In this case, the classifier decides to which class each pixel belongs to; and the soft classification, a pixel can belong to more than one class. In this case, the classifier assigns a degree of pixel belonging to each of the considered classes. Unlike the hard classifiers, soft classifiers do not make a definitive decision on the class which each pixel belongs to. They develop statements of the degree to which each pixel belongs to each of the classes being considered. This is due to the fact that the pixel can contains more than one cover type and could use the probabilities as indications of the relative proportion of each, which is known as subpixel classification. Moreover, uncertainty can arise because the training site data are not representative, it may be necessary to combine these probabilities with other evidence before drawing a final conclusion (Eastman, 2012).

Finally, the κ was applied to assess the accuracy level of the results of each classification type. With respect to images of hard classifications and fuzzy images submitted for hard classifiers, the main class of the location detected as vectors of polygons of reference samples was used. And for the fuzzy image classification samples with classes mixture percentages were considered.

3. Results and Discussion

The spectral signatures based on the results of the samples obtained in the field, it was performed the verification of response of spectral bands 3 and 1 that was observed in the scatterplot (Figure 4).

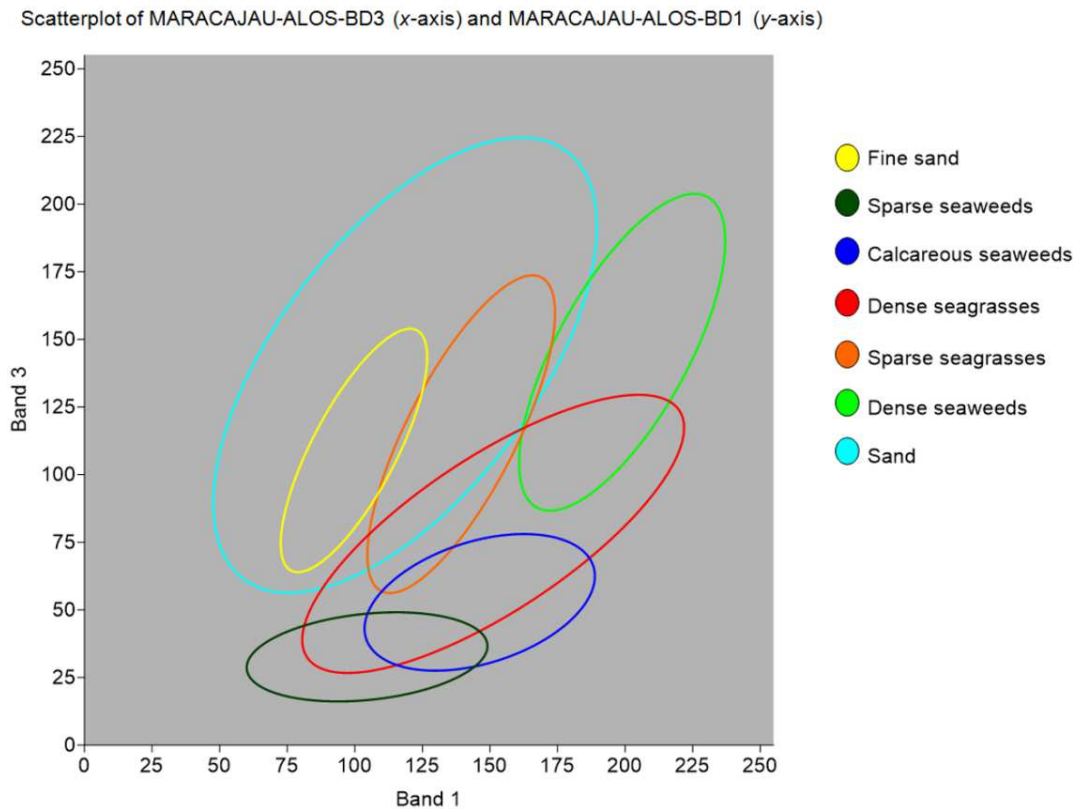


Figure 4. Scatterplot of bands 3 and 1, Maracajaú Reef, APARC-RN.

The scatterplot shows the associations between reef bottom types as it was verified in field. The Dense seaweed class occurred alone (Figure 3(A)) and together with seagrasses, Calcareous seaweed and Sand. The Sparse seaweed class occurs alone and in conjunction with seagrasses and Calcareous seaweed (Figure 3(E)). The Sparse seagrass class occurs entirely in association with all the other classes (Figure 3(D)), demonstrating the complexity of this marine environment. Dense seagrasses occur alone in very few situations, and are almost completely found along with all the other classes (Figure 3(C)).

The Calcareous seaweed class exhibited an interesting response, occurring almost entirely within the Dense seagrass class, in addition to being found with the other seaweed classes (Figure 3(E)), as well as the Sparse seagrass class. It is important to point out that Calcareous seaweed show no association with any class of Sand, revealing that these organisms possibly cover the entire sandy bottom. The Fine sand class is found almost completely within the Sand class, occurring associated with seagrasses. The Sand class occurs predominantly alone (Figure 3(B)), with associations among Fine sand, seagrass classes and the Dense seaweed class.

The spectral signatures were used directly to hard classification using the more conventional algorithms Maxlike, Mindist, and Piped on the bands 3 and 1 of the ALOS-AVNIR2. Due to the nature and mix of patterns of field samples, the soft supervised classifier based on fuzzy logic (Fuzclass) was used. Fuzzy logic shows potential for use in situations where the detected classes occur quite mixed (Eastman, 2012). According to the pixel groupings generated and located in Figure 4, a confusion matrix was created by the probability of spectral response of each class (M) in relation to the number of the probability of spectral response of each class (M) in relation to the number of samples (N), the latter being given by field sampling and visual interpretation (Table 1). It enables to determine which classes are associated to the proportions of each mixture, varying from 0 to 1. Based on

this confusion matrix, fuzzy spectral signatures were extracted and maps of the probability of occurrence of each class on the Maracajaú reef were generated (Figures 5-11). The colour gradient of these figures explains that the highest probability of coverage of the identified classes is indicated in pink color, whereas the blue colour represents the probability of almost zero coverage. In the middle range of the gradient, it is possible to identify the mix levels among the classes.

Table 1. Confusion Matrix of spectral response percentage of each class in relation to the samples field.

Classes detected	Field samples							Total
	Dense seaweeds	Sand	Dense seagrasses	Sparse seagrasses	Calcareous seaweeds	Sparse seaweeds	Fine sand	
Dense seaweeds	0.64	0.05	0.01	0.3	0	0	0	1
Sand	0.01	0.51	0.25	0.08	0	0	0.15	1
Dense seagrasses	0	0.75	0	0.22	0.03	0	0	1
Sparse seagrasses	0.18	0.1	0.2	0.17	0.25	0.1	0	1
Calcareous seaweeds	0	0	0.03	0.65	0.12	0.2	0	1
Sparse seaweeds	0	0	0	0.4	0.25	0.35	0	1
Fine sand	0	0.97	0.03	0	0	0	0	1
Total	0.83	2.38	0.52	1.82	0.65	0.65	0.15	7

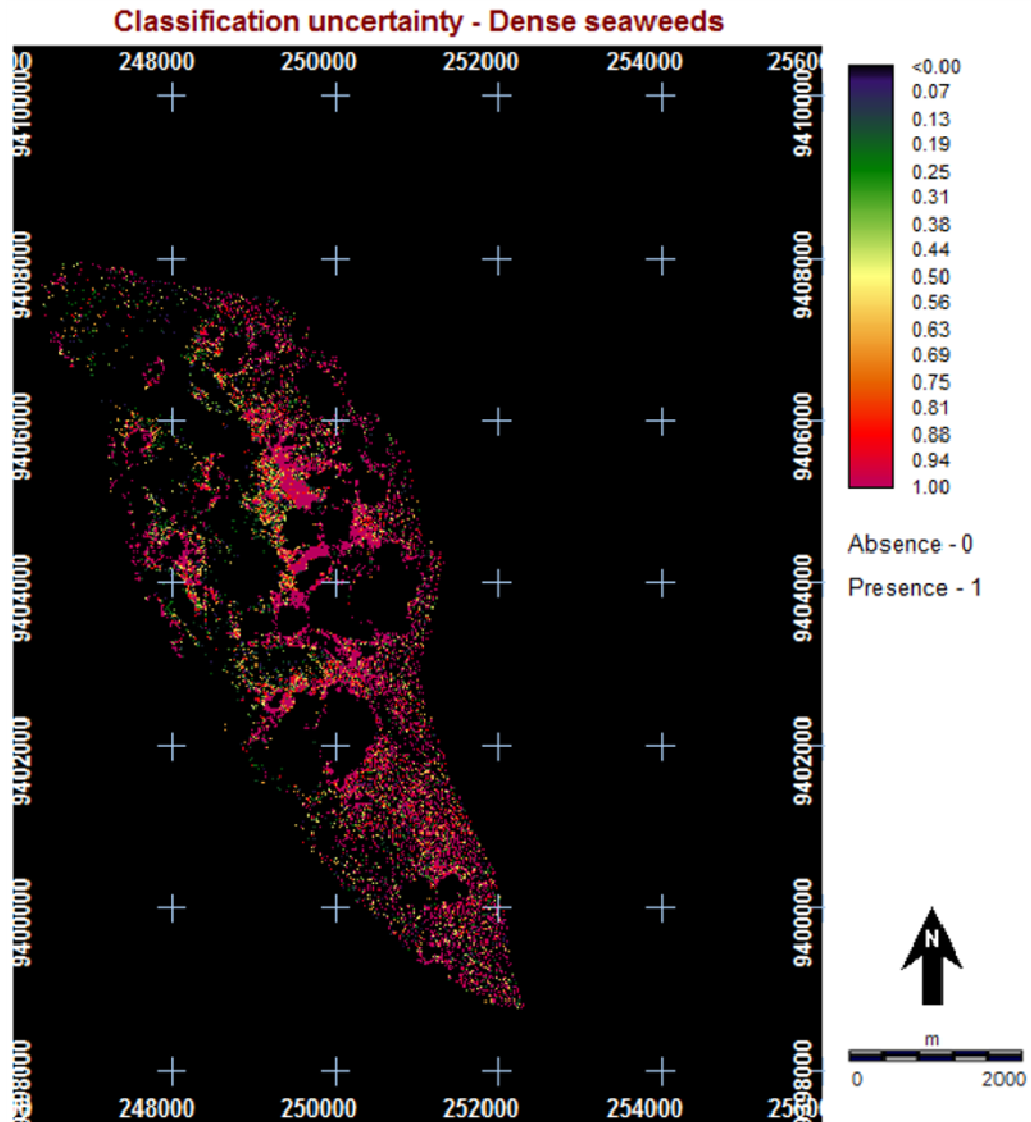


Figure 5. Uncertainty or probability of occurrence map of Dense seaweed class, Maracajaú Reef, APARC-RN.

The results demonstrate that the likelihood of Dense seaweed (Figure 5), Sparse seaweed (Figure 6), Sand (Figure 9), and Fine sand (Figure 10) classes occurring alone is 100%, where pink colouring can be observed, indicating more clearly the spatial location of these bottom types on the reef. In this and the other figures of uncertainty maps, as legend values decrease, the classes tend to occur along with other classes, as described in Figure 4. The pink colouring suggests a higher probability of classes occurring alone, as it was observed in field.

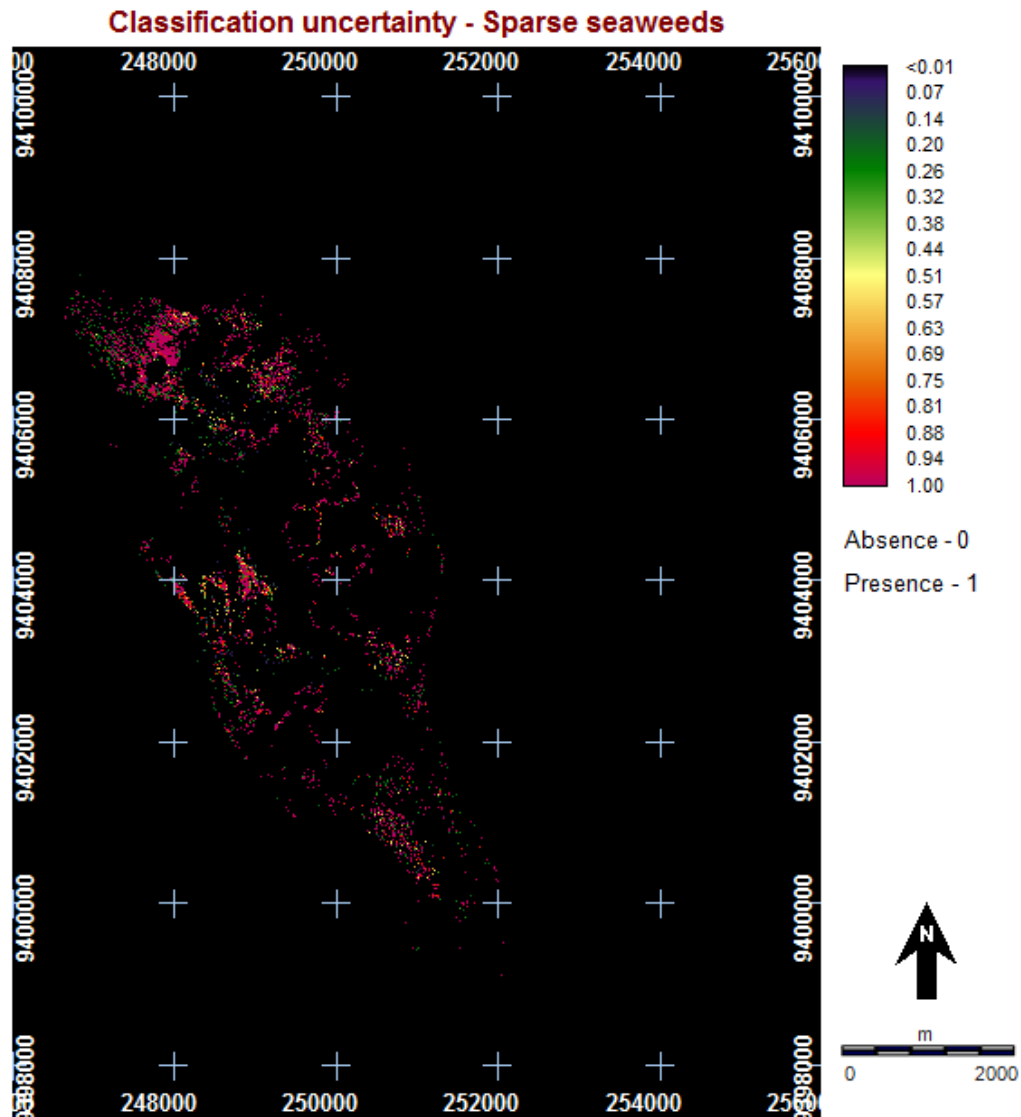


Figure 6. Uncertainty or probability of occurrence map of Sparse seaweed class, Maracajaú Reef, APARC-RN.

The greatest confusion occurs with the Calcareous seaweed, Dense seagrass and Sparse seagrass classes. In none of these cases, it was possible to infer with 100% certainty that these classes occur alone. The color pink on the uncertainty map of the Dense seagrass class indicates that there is only 75% probability that these organisms occur alone on the reef (Figure 7), and on the uncertainty map of the Sparse seagrass class, pink demonstrates that 82% probability of occurring alone (Figure 8). On the other hand, the uncertainty map of Calcareous seaweed class demonstrated a probability of 63% occurring alone (Figure 11), it can be considered the class that is more mixed with the others.

The set of fuzzy signatures extracted through the confusion matrix was submitted to hard supervised classifiers to select which of them better delimiting the reef zones. The classifiers tested were also Maxlike, Mindist and Piped to enable a comparison between the results obtained through the use of spectral signatures for the hard classifiers and the fuzzy signatures extracted for the same hard classifiers. The results were named Max-fuz (result of spectral fuzzy signature extracted using the Maxlike algorithm), Min-fuz (which is the same in relation to Mindist algorithm) and Pip-fuz (relative to Piped algorithm). The results of the classifiers were validated against field samples and visual interpretation considering the main

class. In addition, the images classified by the fuzzy algorithm were compared to field samples considering their class proportions (subpixel classification). The accuracy level achieved by the κ of all soft and hard classifications performed is shown in Figure 12. These results are relative to the κ per class.

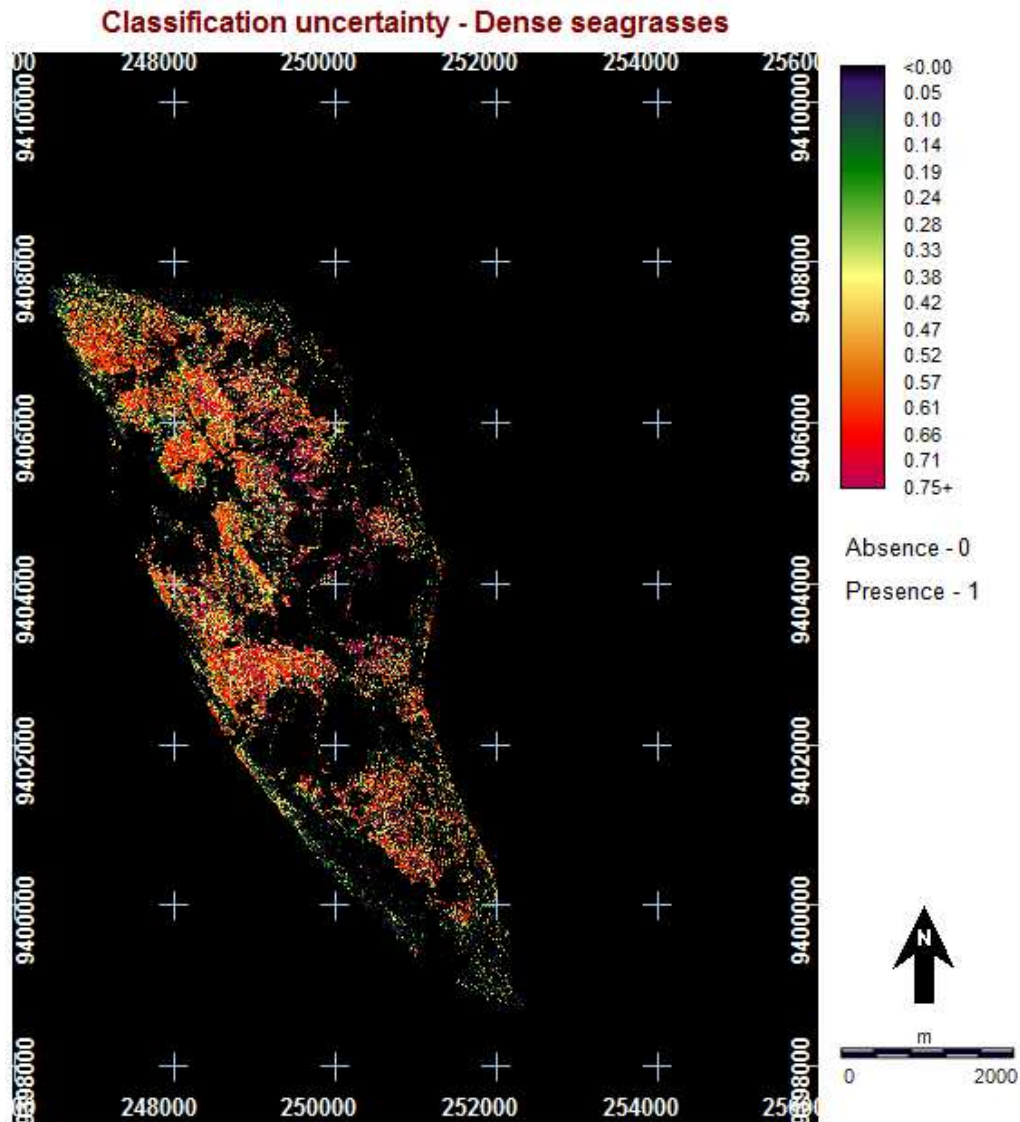


Figure 7. Uncertainty or probability of occurrence map of Dense seagrass class, Maracajaú Reef, APARC-RN.

The soft classifiers Max-fuz, Min-fuz and, Pip-fuz ranked five out of the original seven classes. The Sparse seagrass class was included to the Dense seagrass class and Fine sand class was grouped the Sand class. The soft classification based on fuzzy logic and other classifications (Maxlike, Mindist and, Piped) produced the original seven classes. The supervised classification using the Piped algorithm showed the lowest overall accuracy level (0.62), considered moderate. The supervised classification generated by Mindist and Maxlike showed accuracy levels (0.83 and 0.84), respectively, considered substantial. In relation to soft classifiers, the Pip-fuz and Min-fuz showed the lowest accuracies (0.50 and 0.61), respectively, considered substantial. And Max-fuz and Fuzclass obtained the best accuracies (0.74 and 0.93), respectively, considered excellent. These results demonstrate that fuzzy logic is appropriate to map reef areas, characterized by being where mixed features occur. The

analysis of variance - ANOVA revealed a significant difference between the classifiers ($F_{6, 36} = 8.1232$; $p < 0.001$).

The map of Maracajaú reef environments generated by Maxlike can be seen in Figure 13.

Supervised classification (Maxlike) found that approximately 190 ha or 14% of the reef is occupied by Dense seaweeds. Although this class occurs over the entire reef, it is more concentrated in the central area of the reef. According to the field data, the most frequently observed species in this portion of the reef are *Dictyopteris delicatula*, *Gelidium americanum*, and *Sargassum hystrix*. *Dictyopteris delicatula* is a brown seaweed, common to all the study area, growing on coral knolls and rhodolites in associations forming turf, and as epiphytes. The southeasternmost area is characterized by the presence of well-developed reefs, densely disposed and concentrated very near to one another, reaching heights of up to 3 m, emerging on the sandy bottom. The tops of these reefs may be partially exposed at exceptionally low tides. Seaweeds are found in fragments of reefs interspersed with areas of sand. In the southernmost portion of this zone lies an area of intense tourism, where free diving is allowed. A study conducted by Silva, Fujii, and Marinho-Soriano (2012) showed that the highest seaweed diversity was found in the area where tourism is forbidden.

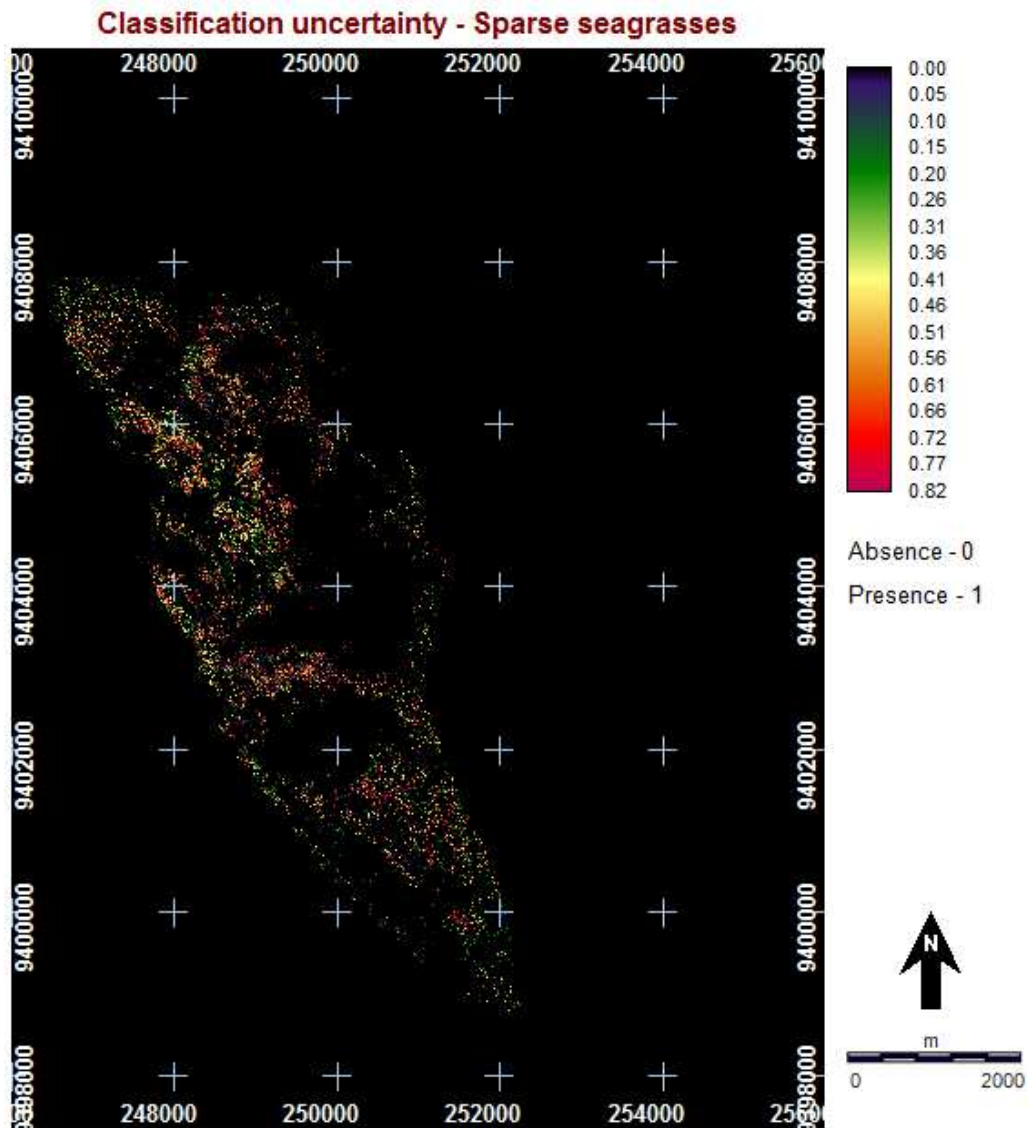


Figure 8. Uncertainty or probability of occurrence map of Sparse seagrass class, Maracajaú Reef, APARC-RN.

The Sparse seaweed class covers around 78 ha, equivalent to 6% of the study area. This class occurs more on the northern portion of the reef, highly associated with Calcareous seaweed and on the west, with Calcareous seaweed, seagrasses and Dense seaweed. In this northern stretch of the reef, the most commonly representative seaweeds are the species *Dictyopteris delicatula* and *Cryptonemia crenulata*.

Seagrasses occupy an area of around 452 ha (203 ha referring Dense seagrasses and 248 ha Sparse seagrasses, corresponding to 15% and 18% of the reef, respectively). Although they are distributed throughout the reef, a higher concentration of these organisms can be observed on the northern and western portions, exhibiting an association with all the classes of facies identified in classification. Marine seagrasses are submerged plants that form dense banks in the shallow subtidal area. They are important sites, since they serve as shelter and breeding grounds for other marine organisms. Moreover, seagrasses recycle nutrients and capture CO₂ (Wouthuyzen, 2011).

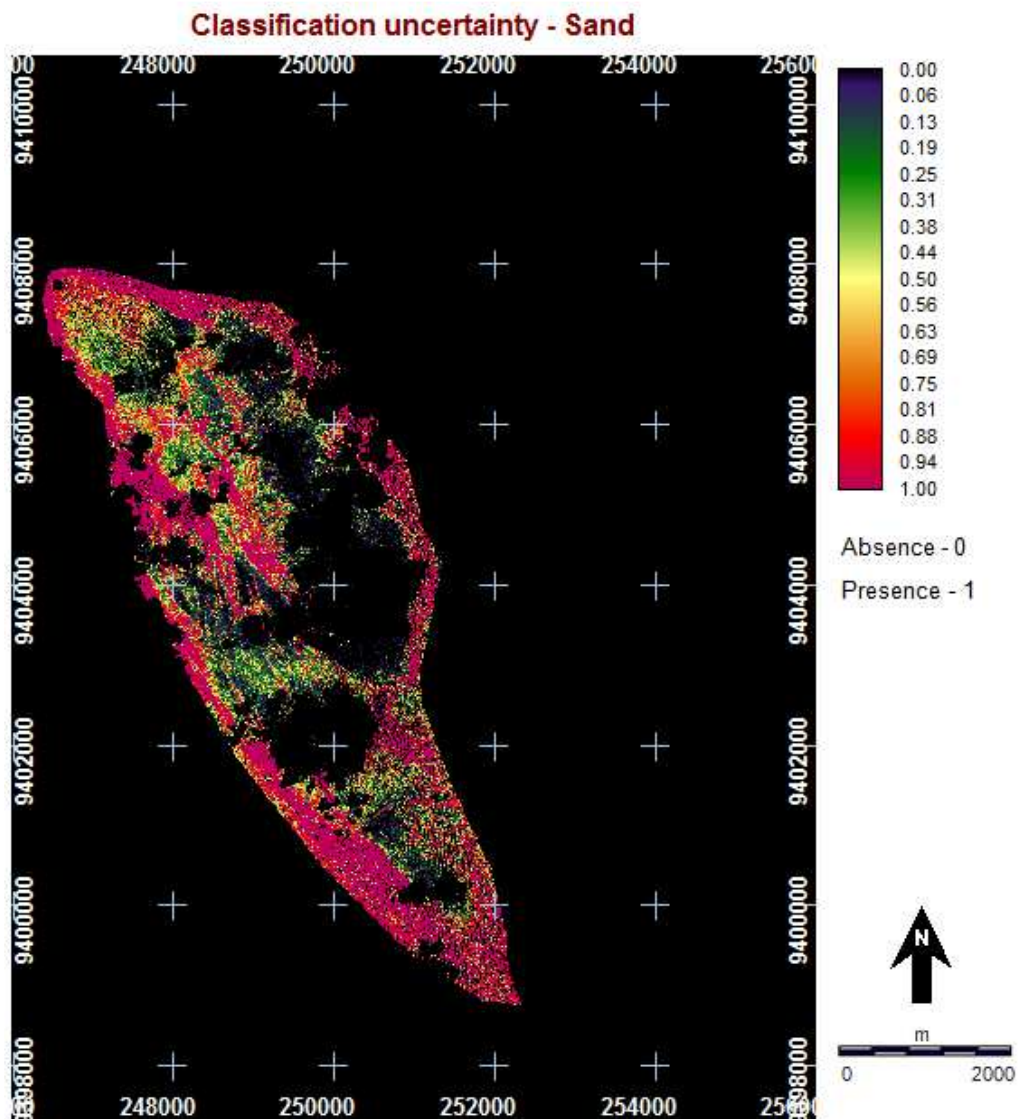


Figure 9. Uncertainty or probability of occurrence map of the Sand class, Maracajaú Reef, APARC-RN.

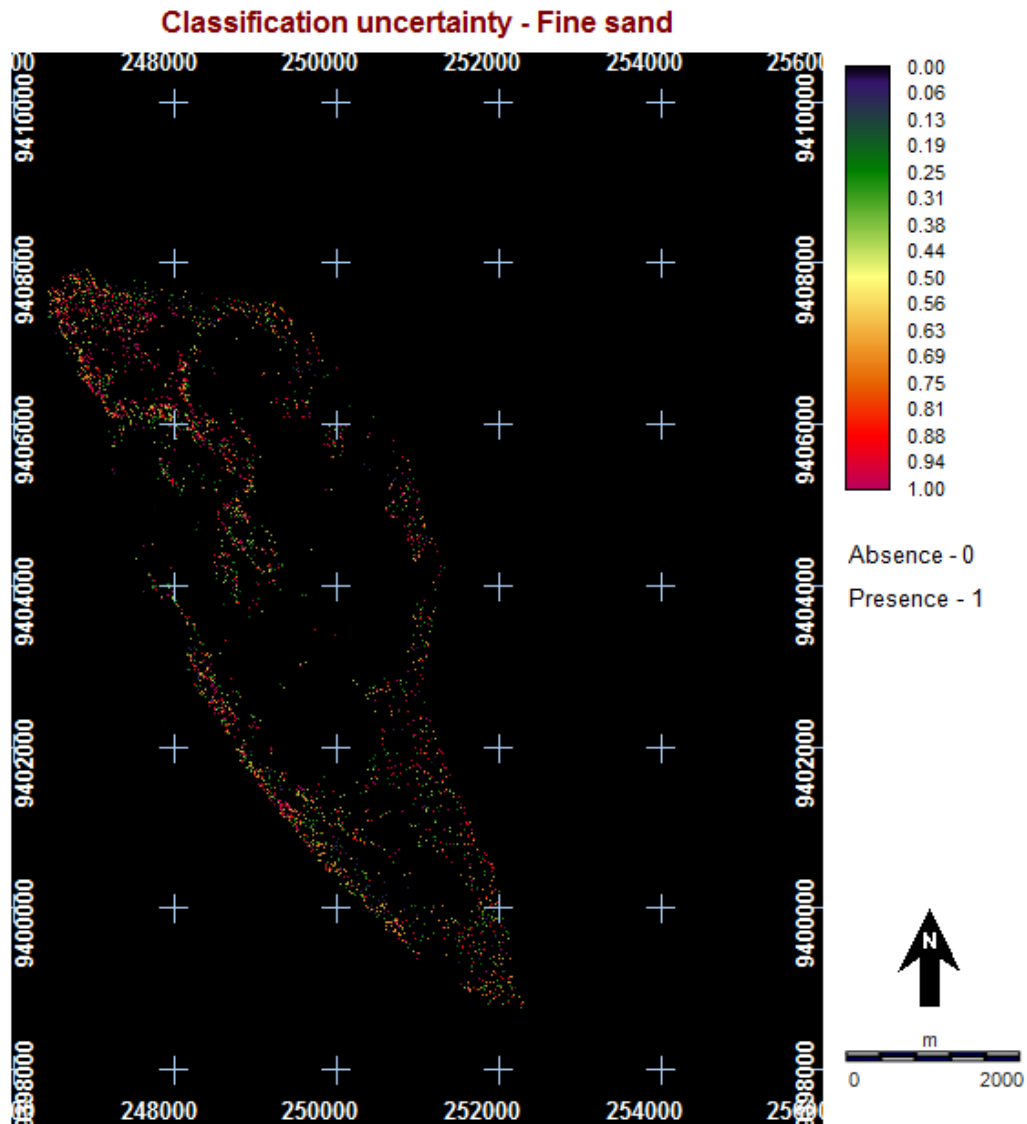


Figure 10. Uncertainty or probability of occurrence map of the Fine sand class, Maracajaú Reef, APARC-RN.

The Calcareous seaweed class occupies an area of approximately 104 ha, or 8% of the reef. These seaweeds are located in the entire reef, but primarily in the eastern part of the reef area where they are more exposed to wave action, suggesting that these species are quite resistant to this natural dynamic. Articulated (*Amphiroa*) and non-articulated (rhodolites) seaweeds predominate in this class. *Amphiroa* are very common plants found throughout the reef, growing alone, forming turf or on tufts of *Jania*. The southeastern portion of the reef harbours a large concentration of rhodolites. The depth in this area ranges from 0.5 to 1.5 m at low tide, rhodolites always remaining submerged, with the emergence of a few reef outcrops (Nautical chart, Brazilian Navy). In this area, seaweeds occur mainly fixed to rhodolites and form a significant amount of biomass on reef bodies. The Sand class, which covers around 544 ha or 48% of the reef (344 ha correspond to class Sand and 200 ha represent Fine sand class, totalling 25% and 14%, respectively). This bottom type was considered the most representative in this classification. Indeed, the entire reef is surrounded by this class.

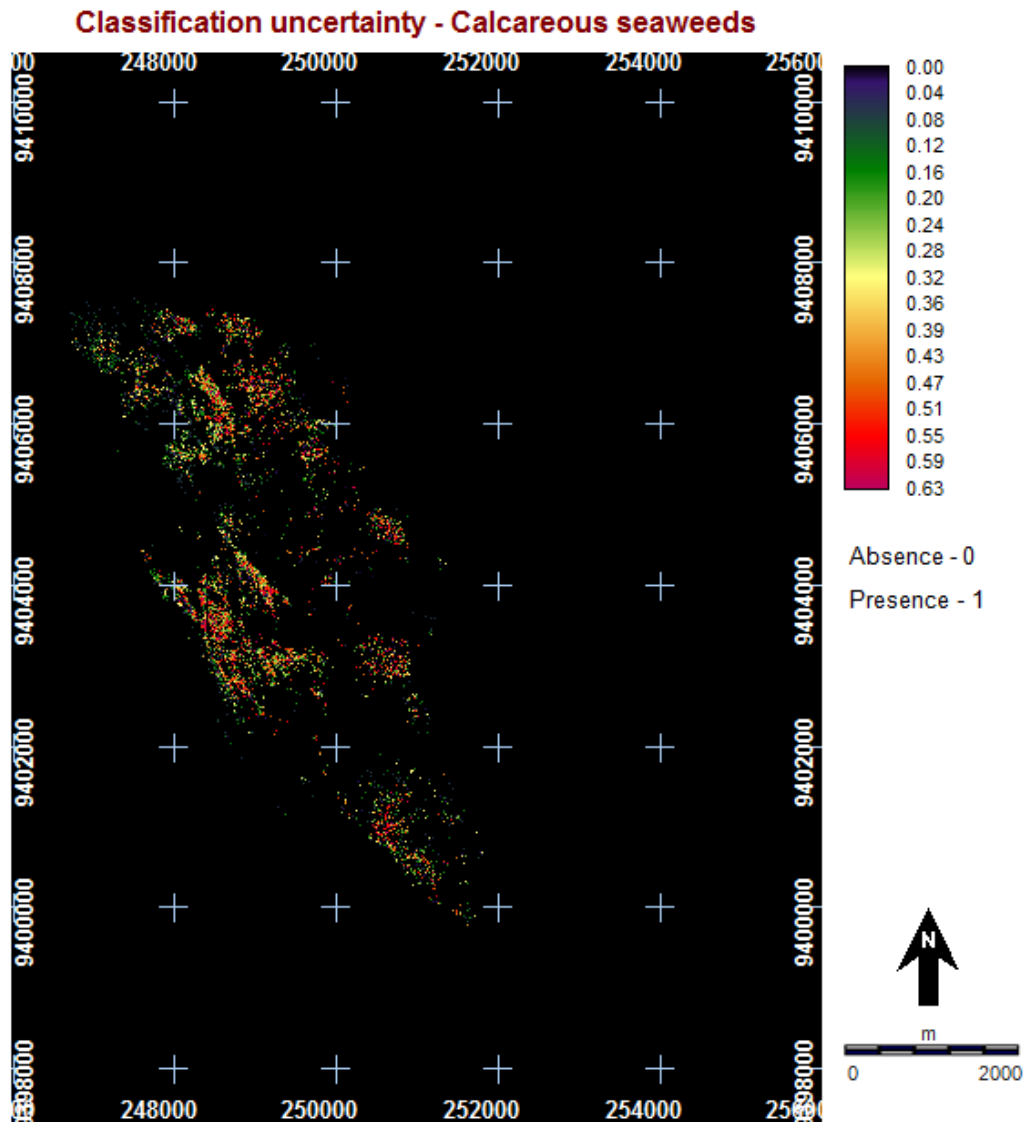


Figure 11. Uncertainty or probability of occurrence map of the Calcareous seaweed class, Maracajaú Reef, APARC-RN.

This study showed a low-cost way to combine information from different sources, such as remote sensing and field data, maximizing the study area and mapping accuracy. Soft classification based on fuzzy logic showed to have a potential of interpretation in order to distinguish reef bottom types because of the complexity and biodiversity of these ecosystems. In this sense, this study proved to be possible to apply the methodology to distinguish submerged organisms, obtaining important information to help the planning and management of these ecosystems, enabling future monitoring.

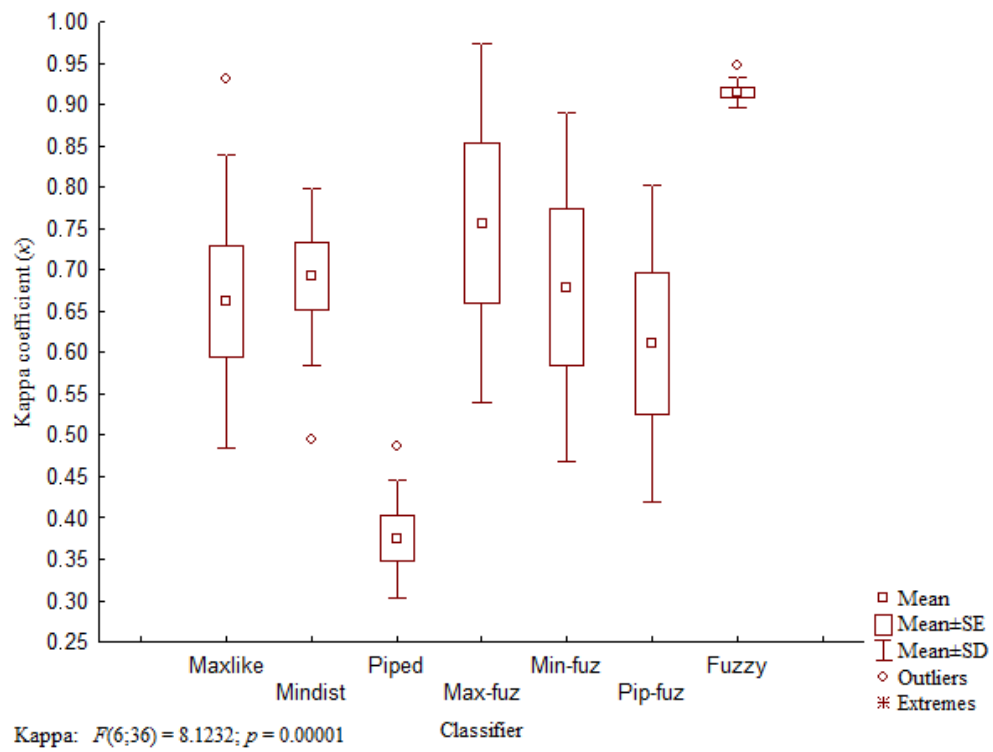


Figure 12. Comparison between the accuracies of hard and soft supervised classification. F -value is the parameter generated by the analysis of variance that determines the p -value.

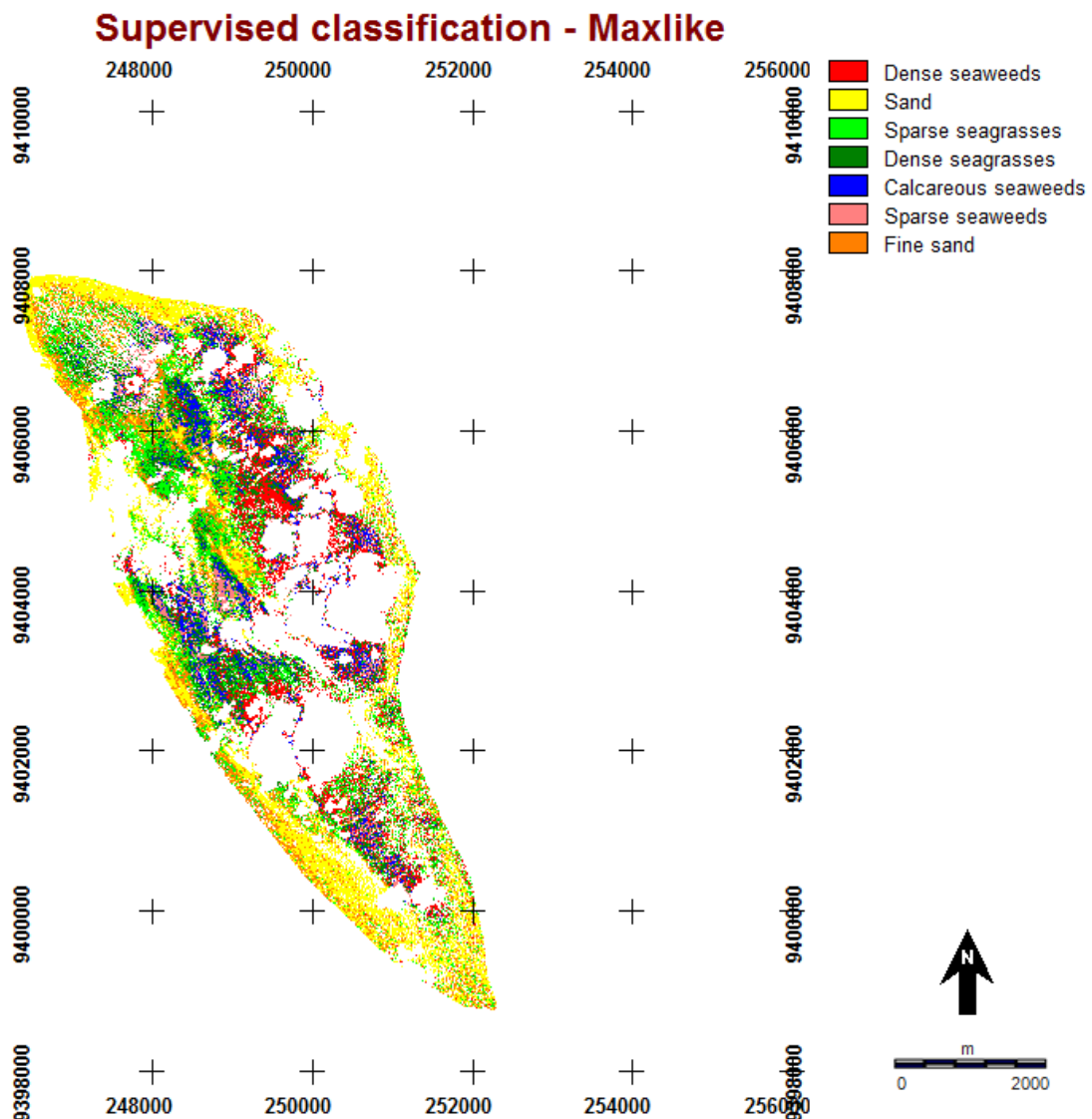


Figure 13. Maxlike supervised classification, Maracajaú Reef, APARC-RN.

Acknowledgements

The authors thank the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) and the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) for financing this project.

References

Carper, WJ, Lillesand TM, Kiefer RW (1990) The Use of IntensityHue-Saturation Transformations for Merging SPOT Panchromatic and Multispectral Image Data. *Photogramm. Eng. Remote Sensing*, 56(4):459-467.

Duarte CM, Borum J, Short F, Walker D (2008) Seagrass ecosystems: their global status and prospects. In: Polunin N (ed.) *Aquatic Ecosystems*, Cambridge University Press, Foundation for Environmental Conservation, pp 281–294.

Eastman J R (2012) IDRISI Selva Manual – Versão 17. Clark University.

Hedley JD, Roelfsema C M, Phinn SR, Mumby PJ (2012) Environmental and sensor limitations in optical remote sensing of coral reefs: Implications for monitoring and sensor design. *Remote Sens.* 4(1), 271-302.

Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte – IDEMA (2013) Área de Proteção Ambiental dos recifes de Corais. <http://www.idema.rn.gov.br>. Accessed 26 June 2013.

Khan MA, Fadlallah YH, Al-Hinai KG (1992) Thematic mapping of subtidal coastal habitats in the western Arabian Gulf using Landsat TM data—Abu Ali Bay, Saudi Arabia. *International Journal of Remote Sensing*, 13(4), 605-614.

Kohler KE, Gill SM (2006) Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): a Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Comput Geosci-UK* 32:1259-1269.

Komatsu T, Sagawa T, Rhomdhane HB et al (2009) Utilization of ALOS AVNIR-2 Data for Mapping Coastal Habitats: Examples of Seagrass Beds from Boreal to Tropical Waters. Proceedings of the ALOS PI Symposium, Island of Rhodes, Greece, SP-664, European Space Agency.

Li C, Wang J, Wang L, Hu L, Gong P (2014) Comparison of classification algorithms and training sample sizes in urban land classification with Landsat Thematic Mapper Imagery. *Remote Sens.* 964-983.

Lillesand T, Kiefer RW, Chipman J (2015) *Remote Sensing and Image Interpretation*. John Wiley & Sons.

Lyons M, Phinn S, Roelfsema C (2011) Integrating quickbird multi-spectral satellite and field data: mapping bathymetry, seagrass cover, seagrass species and change in Moreton Bay, Australia in 2004 and 2007. *Remote Sens.* 3:42–64.

Murdoch T, Glasspool A, Outerbridge M et al (2007) Large-scale decline in offshore seagrass meadows in Bermuda. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 339:123–130.

Nyström M, Folke C, Moberg F (2000) Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment. *Trends Ecol.* 15: 413 – 417.

Oliveira E, Populus J, Guillaumont B (2006) Predictive modelling of coastal habitats using remote sensing data and fuzzy logic – A case for seaweed in Brittany, France. *EARSel eProceedings*, vol. 5, n. 2, p. 208-223.

Preskitt LB, Vroom PS, Smith, CM (2004) A rapid ecological assessment (REA) quantitative survey method for benthic algae using photoquadrats with scuba. *Pac Sci* 58: 201-209.

Roff G, Wabnitz CCC, Harbornel AR, Mumby PJ (2013) Macroalgal associations of motile epifaunal invertebrate communities on coral reefs. *Mar. Ecol.* 409–419.

Silva IB, Fujii MT, Marinho-Soriano E (2012) Influence of tourist activity on the diversity of seaweed from reefs in Maracajaú, Atlantic Ocean, Northeast Brazil. *Braz J. Pharmacogn.* 22: 889-893.

Yahya NN, Mohd ISM, Ahmad A, Komatzu T (2010) Seagrass and seaweed mapping using ALOS AVNIR-2 and LANDSAT-5 TM satellite data. *Malaysian Remote Sensing Society* 28-29.

Waycott M, Duarte CM, Carruthers TJB et al (2009) Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proc Natl Acad Sci USA* 106:12377–12381.

Wang F (1990) Fuzzy supervised classification of remote sensing images. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 28, n. 2.

Wouthuyzen S (2011) Application of ALOS AVNIR-2 images for assessing and managing the coastal zone resources in Indonesia. Research Center for Oceanography, Indonesia Institut of Sciences. Jakarta, Indonesia.

Wynne, MJ (2011) A checklist of benthic marine algae of the tropical and subtropical western Atlantic: third revision. *Nova Hedwigia*, Beiheft 140:1-166.

CAPÍTULO 2

Mapeamento de macroalgas e fanerógamas marinhas em áreas recifais do nordeste do Brasil utilizando ALOS AVNIR-2

Gabriella Cynara Minora da Silva ¹; Flavo Elano Soares de Souza ²; Eliane Marinho-Soriano ¹

ESTE ARTIGO SERÁ SUBMETIDO AO PERIÓDICO ESTUARINE, COASTAL AND SHELF SCIENCE E, PORTANTO, ESTÁ FORMATADO DE ACORDO COM AS RECOMENDAÇÕES DESTA REVISTA ([http:// www.journals.elsevier.com/estuarine-coastal-and-shelf-science/](http://www.journals.elsevier.com/estuarine-coastal-and-shelf-science/))

¹ Department of Oceanography and Limnology, Federal University of Rio Grande do Norte, Via Costeira, Praia de Mãe Luiza, s/n, Natal, RN 59014-002, Brazil. E-mail: gabriella_cynara@yahoo.com.br - Tel.: (84) 3342-4950.

² Agricultural School of Jundiá, Federal University of Rio Grande do Norte, RN 160 - km 03, Jundiá District, Macaíba, RN 59280-000.

Resumo: O mapeamento de bancos de algas, sua localização e a identificação das espécies dominantes são dados importantes para fornecer uma base a partir da qual se possa comparar o comportamento desses organismos e tendências de longo prazo. Atualmente, é possível mapear padrões espaciais de distribuição de espécies através dos Sistemas de Informações Geográficas – SIG's. Nesse sentido, este trabalho utilizou dados de satélite ALOS AVNIR-2 para verificar a distribuição de algas e fanerógamas marinhas na APARC, mais precisamente nos recifes de Maracajaú e Rio do Fogo. Para isso, foi utilizado o classificador supervisionado Maxlike para produzir os mapas de classes temáticas de ambos os recifes. No recife de Maracajaú o Maxlike identificou sete classes: (1) Algas densas; (2) Areia; (3) Fanerógamas esparsas; (4) Fanerógamas densas; (5) Algas calcárias; (6) Algas esparsas; e (7) Areia fina. O nível de exatidão (kappa index) desta classificação (0,84) foi considerado excelente. E no recife de Rio do Fogo o Maxlike identificou seis classes: (1) Macroalgas; (2) Concreções de algas calcárias; (3) Areia; (4) Areia com mistura calcária; (5) Fanerógamas e (6) Recifes de corais. O nível de exatidão desta classificação (0,75) foi considerado substancial. Os recifes estudados apresentaram uma alta diversidade de macroalgas, no entanto, os grupos das foliáceas e das calcárias crostosas obtiveram destaque, podendo ser considerados os organismos dominantes. Imagens orbitais do sensor remoto AVNIR-2/ALOS representaram a cobertura espacial desses organismos de forma satisfatória, no entanto, é interessante que haja uma continuidade nesse estudo para que seja possível obter uma cobertura sazonal e multitemporal desses habitats, para assim, fortalecer a tomada de decisão dos gestores da APARC, visando às formas de uso mais sustentáveis para cada área desses recifes.

Palavras-chave: ALOS AVNIR-2, Sensoriamento remoto, Macroalgas, Fanerógamas marinhas, APARC.

1. Introdução

As macroalgas são consideradas os principais elementos estruturantes dos recifes, assumindo função importante para o monitoramento da região costeira. As comunidades algais são bons descritores dos ecossistemas bentônicos, sendo amplamente utilizadas para caracterizar e monitorar sistemas aquáticos (Mannino 2010). No entanto, os ambientes recifais estão submetidos a muitos fatores que ameaçam sua vitalidade e biodiversidade (Hoegh-Guldberg 1999), como os impactos gerados tanto pelas alterações climáticas quanto pelo aumento da pressão sobre a zona costeira proveniente das atividades humanas. Nesse sentido, esses organismos precisam ser mais bem estudados uma vez que são potencialmente reativos às mudanças da qualidade ambiental (De Oliveira, Populus and Guillaumont 2006).

Perturbações nas comunidades das macroalgas e fanerógamas marinhas, mais particularmente, a fragmentação desses habitats pode afetar todo o ecossistema costeiro (Lyons, Phinn and Roelfsema 2012). Estudos apontam que as populações de fanerógamas marinhas estão em declínio (Grech et al. 2012). Nesse sentido, pesquisas voltadas para o melhor conhecimento desses organismos contribuirão para a conservação e manejo adequado desses ecossistemas, sendo fundamental uma base de dados temporal para verificar e documentar as mudanças nos bancos de macroalgas e fanerógamas marinhas (Pauly and Clerck 2010).

O mapeamento da composição de cobertura dos grupos morfofuncionais de macroalgas, sua localização e a identificação das espécies dominantes são interessantes para fornecer uma base a partir da qual se possa comparar o comportamento desses organismos e tendências de longo prazo (Sim, Fauzi and Moi 2008). Esses grupos de espécies podem ser utilizados como unidade de medida, pois se pressupõe que espécies agrupadas tendem a responder de maneira semelhante às alterações ambientais (Collado-Vides, Rutten and Fourqurean 2005). Os grupos morfofuncionais, propostos por Littler (1980) têm sido amplamente defendidos no âmbito da pesquisa científica para reduzir a complexidade e buscar a generalidade em comunidades tão diversas como os recifes de corais. Essa abordagem agrupa espécies não relacionadas filogeneticamente, mas similares no que diz respeito a características como morfologia e anatomia, o que geralmente reflete nas características ecológicas (Littler and Littler 1984).

As macroalgas são distribuídas de acordo com alguns parâmetros, entre os principais estão a sua posição hipsométrica, exposição às ondas, regime de luz e temperatura. Assim, conhecer as características espaciais de uma área é um requisito para estudos sobre o meio ambiente e o seu uso racional e sustentável. Atualmente, é possível mapear padrões espaciais de distribuição de espécies através dos Sistemas de Informações Geográficas – SIG's.

O sensoriamento remoto tem se mostrado uma alternativa aos métodos tradicionais de mapeamento de extensas áreas de habitats, por proporcionar um resultado mais rápido e menos oneroso. A utilização desses sensores remotos resulta numa representação espacial mais abrangente e global da distribuição espacial de macroalgas e fanerógamas do que as pesquisas com base apenas em pontos ou transectos (Lyons, Phinn and Roelfsema 2011). A detecção remota de média e alta resolução utilizando imagens de satélite é adequada para identificar mudanças na saúde ambiental dos recifes usando dados atuais e históricos e, assim, determinar as tendências de degradação desses ambientes (Alquezar and Boyd 2007).

Combinado com observações *in situ*, os produtos gerados por essas ferramentas de detecção remota, tendem a apresentar um nível de acurácia considerado confiável. A verificação da verdade de campo pode ser realizada através de coletas, fotografias e filmagens. No entanto, há uma grande deficiência em estudos espaciais de comunidades algais, sugerindo prioridade na investigação destes organismos e sua relação com as alterações ambientais globais que vêm ocorrendo (Pauly and Clerck 2010).

O Estado do Rio Grande do Norte, no Nordeste do Brasil, abriga a Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais – APARC, que compreende, de norte para o sul, o recife de

Cioba, o recife de Rio do Fogo e o recife de Maracajaú, localizados nos municípios de Touros, Rio do Fogo e Maxaranguape, respectivamente. Por se tratar de uma Unidade de Conservação, são necessários estudos mais pontuais sobre a biodiversidade desses ambientes para servir de subsídio às ações de manejo e projetos de conservação. Este trabalho utilizou dados de satélite ALOS AVNIR-2 para verificar a distribuição de algas e fanerógamas marinhas na APARC, nos recifes de Maracajaú e Rio do Fogo.

2. Material e Métodos

2.1 Área de Estudo

Os recifes de Maracajaú e de Rio do Fogo localizam-se no litoral norte-oriental do estado do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil ($5^{\circ}12'58''\text{S}$ - $35^{\circ}21'20''\text{O}$) (Figura 1). Esses recifes estão inseridos na Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais (APARC), uma Unidade de Conservação criada em 2001 que possui aproximadamente 136 mil ha. Os recifes de Maracajaú e de Rio do Fogo compreendem uma área de aproximadamente 1.757 e 1.514 ha, respectivamente. O recife de Rio do Fogo possui uma ruptura que o divide em uma porção menor ao norte e uma maior ao sul, denominada canal Barreta. A APARC engloba todas as regiões marinhas com profundidades de até 25 metros, e limita-se com as áreas costeiras dos municípios de Maxaranguape, Rio do Fogo e Touros (Araújo and Amaral 2016). O clima da área continental adjacente aos recifes é do tipo As', "quente e úmido", segundo a classificação de Köppen (Radam Brasil, 1981).

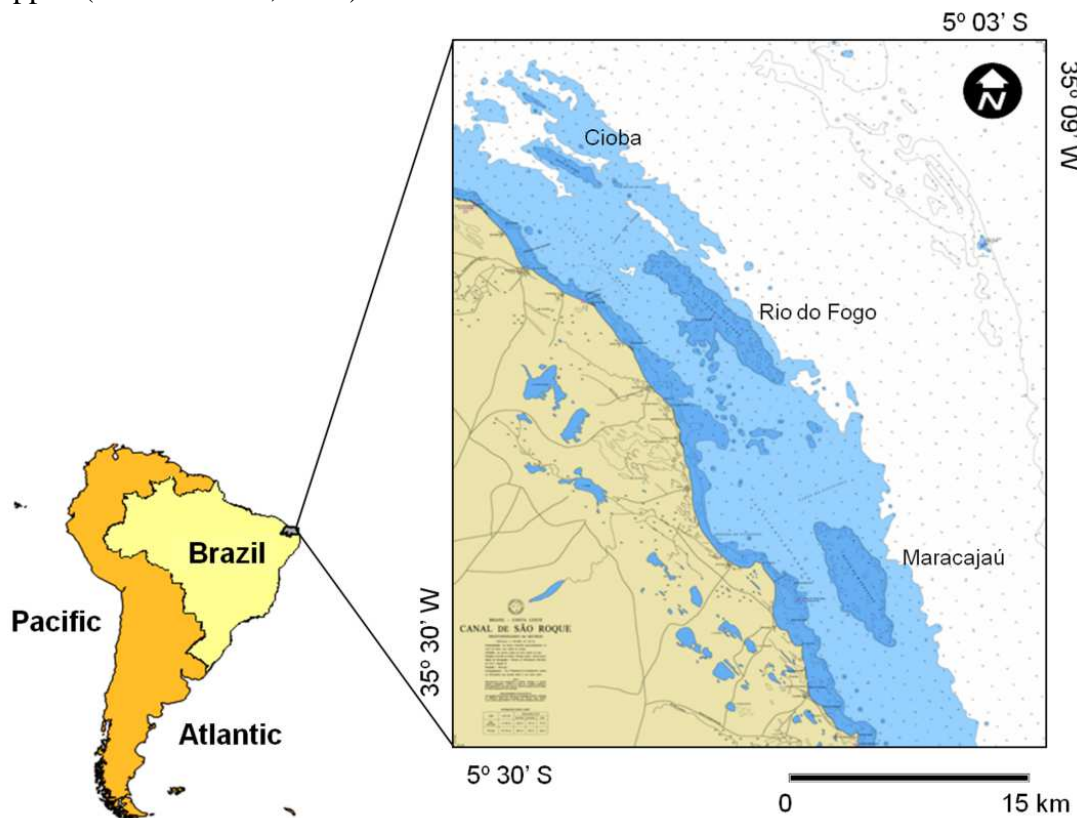


Figura 1. Localização da área de estudo (APARC) (Marinha do Brasil. DHN, 2001).

2.2 Procedimentos Metodológicos

Para a detecção dos bancos de macroalgas e fanerógamas dos recifes de Maracajaú e de Rio do Fogo com base em imagens ALOS/AVNIR (bandas 1, 2 e 3) foi realizada uma

composição colorida do tipo IHS (Intensity, Hue e Saturation), seguida de uma classificação não supervisionada (Isoclust) e de uma classificação supervisionada rígida (Máxima verossimilhança - Maxlike), com suporte de processamento digital de imagens (PDI) no software IDRISI Selva. Em adição, foi realizado um mapeamento da dominância dos grupos morfofuncionais de macroalgas, além das fanerógamas e corais em cada estação amostrada (Figura 2).

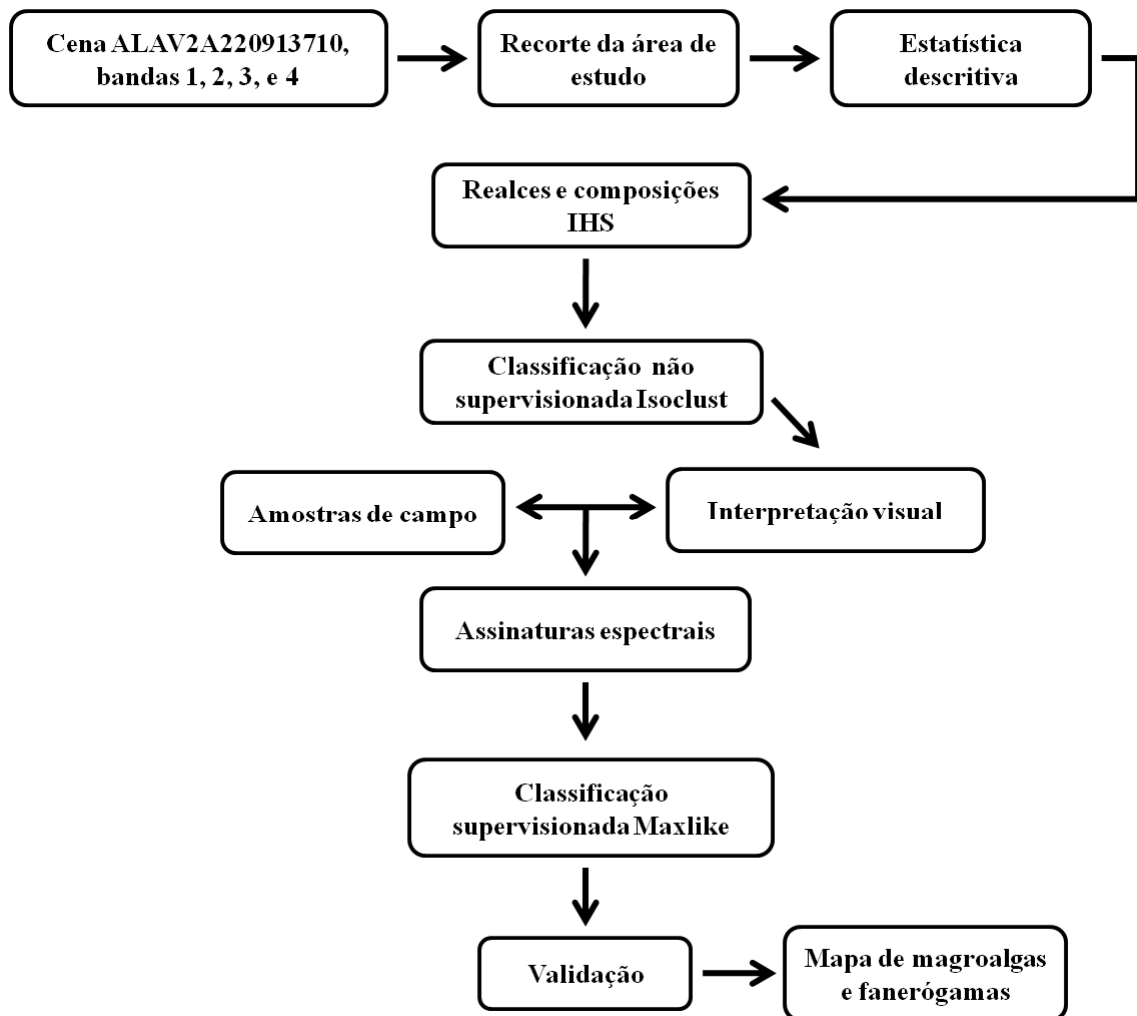


Figura 2. Metodologia utilizada no estudo.

O conjunto de bandas multiespectrais do visível e do infravermelho próximo (VISNIR) do satélite *Advanced Land Observing Satellite* (ALOS), instrumento *Advanced visible and Near infrared Radiometer type 2* (AVNIR-2), cena ALAV2A220913710 de 08/03/2010, com resolução espacial de 10 m, datum SAD 1969, projeção UTM zona 24S, foi utilizado para detecção do ambiente recifal a partir de composição colorida do tipo IHS.

Previamente realizou-se a estatística descritiva para selecionar as bandas a serem utilizadas nas etapas posteriores. Foi montada uma composição colorida IHS, após a extração de componentes principais. Nesse sentido, no I foi utilizada a PC2; no H aplicou-se a razão de bandas 3/1 com atenuação de atmosfera; e no S utilizou-se a média das bandas 3/1, com o objetivo de obter uma suavização. A banda 3 foi utilizada por possuir bom equilíbrio entre a sensibilidade a alterações da reflectância e profundidade de penetração e a banda 1, por possuir máxima penetração em profundidade (Yahya et al. 2010). A composição IHS PC2

definiu uma diferenciação entre as macroalgas e tipos de fundo dentro de cada zona do recife. A Análise de Componentes Principais (ACP) foi utilizada para extrair os tipos de fundo, de maneira que pode ser usada como um índice para a profundidade da água (Khan, Fadlallah and Al-Hinai 1992).

Em seguida foi realizada uma classificação não supervisionada Isoclust, ajustada para gerar um total de 20 classes ao limiar de 95% de homogeneidade, com posterior reagrupamento de classes redundantes, para analisar as diferenças de respostas espectrais existentes no recife. Realizadas as análises nos resultados da classificação Isoclust, foram extraídas as assinaturas espectrais de cada classe a partir das amostras de campo, e realizada uma classificação supervisionada rígida através do classificador Maxlike. Em uma classificação rígida, os limites de decisão entre as classes são bem definidos. Neste caso, o classificador decide a qual classe cada pixel pertence. O Maxlike utiliza dados de média e variância/covariância das assinaturas espectrais das amostras de treinamento, para estimar a probabilidade estatística de um pixel conhecido pertencer a cada classe (Eastman 2012).

Para realização da classificação Maxlike e posterior validação foram escolhidas 11 estações, distribuídas ao longo de cada recife, nos locais de possível acesso, e realizada uma amostragem através da técnica de *photoquadrat* (Preskitt, Vroom and Smith 2004). Para isso, foram utilizados transectos de 30 metros, com fotografias digitais tiradas a intervalos de 1 metro. A câmera digital foi inserida em uma caixa estanque e acoplada em uma estrutura que garantiu um ângulo de 90° em relação ao substrato. Posteriormente, cada fotografia foi analisada utilizando software CPCE 4.1 (Coral Point Count with Excel Extensions) com 50 pontos aleatórios (Kohler and Gill 2006). Foram ainda realizadas coletas pontuais de macroalgas para identificação em laboratório. A identificação taxonômica, a nomenclatura e o sistema de classificação utilizada seguiram Wynne (2011). Os grupos morfofuncionais foram classificados de acordo com Littler and Littler (1983), sendo considerados cinco tipos (foliáceas, ramificadas, coriáceas, calcárias crostosas e calcárias articuladas). Para avaliar o nível de exatidão da classificação, utilizou-se o Índice de KAPPA. O Coeficiente Kappa é calculado segundo a equação (Ponzoni and Rezende 2002).

$$Kappa = \frac{n \sum_{i=1}^m X_i - \sum_{i=1}^m (X_{i+} X_{+i})}{n^2 - \sum_{i=1}^m (X_{i+} - X_{+i})}$$

Em que:

- n = número total de observações;
- x_{i+} e x_{+i} = somatório na linha e na coluna, respectivamente;
- m = número de temas mapeados.

3. Resultados

As composições coloridas IHS distinguiram mais claramente os tipos de fundo e a vegetação existente dentro de cada recife. Dessa forma, as composições IHS foram submetidas a uma classificação não supervisionada Isoclust, seguida de uma classificação supervisionada Maxlike. A classificação Maxlike foi realizada a partir da interpretação visual das amostras espectrais coletadas em campo e reconhecidas pelo classificador.

3.1 Maracajau

A classificação Maxlike gerou um mapa com a distribuição espacial e abundância das macroalgas e fanerógamas marinhas do recife de Maracajau (Figura 3). Este método identificou sete classes, sendo: (1) Algas densas; (2) Areia; (3) Fanerógamas esparsas; (4) Fanerógamas densas; (5) Algas calcárias; (6) Algas esparsas; e (7) Areia fina. O nível de exatidão (kappa index) desta classificação (0,84) foi considerado excelente.

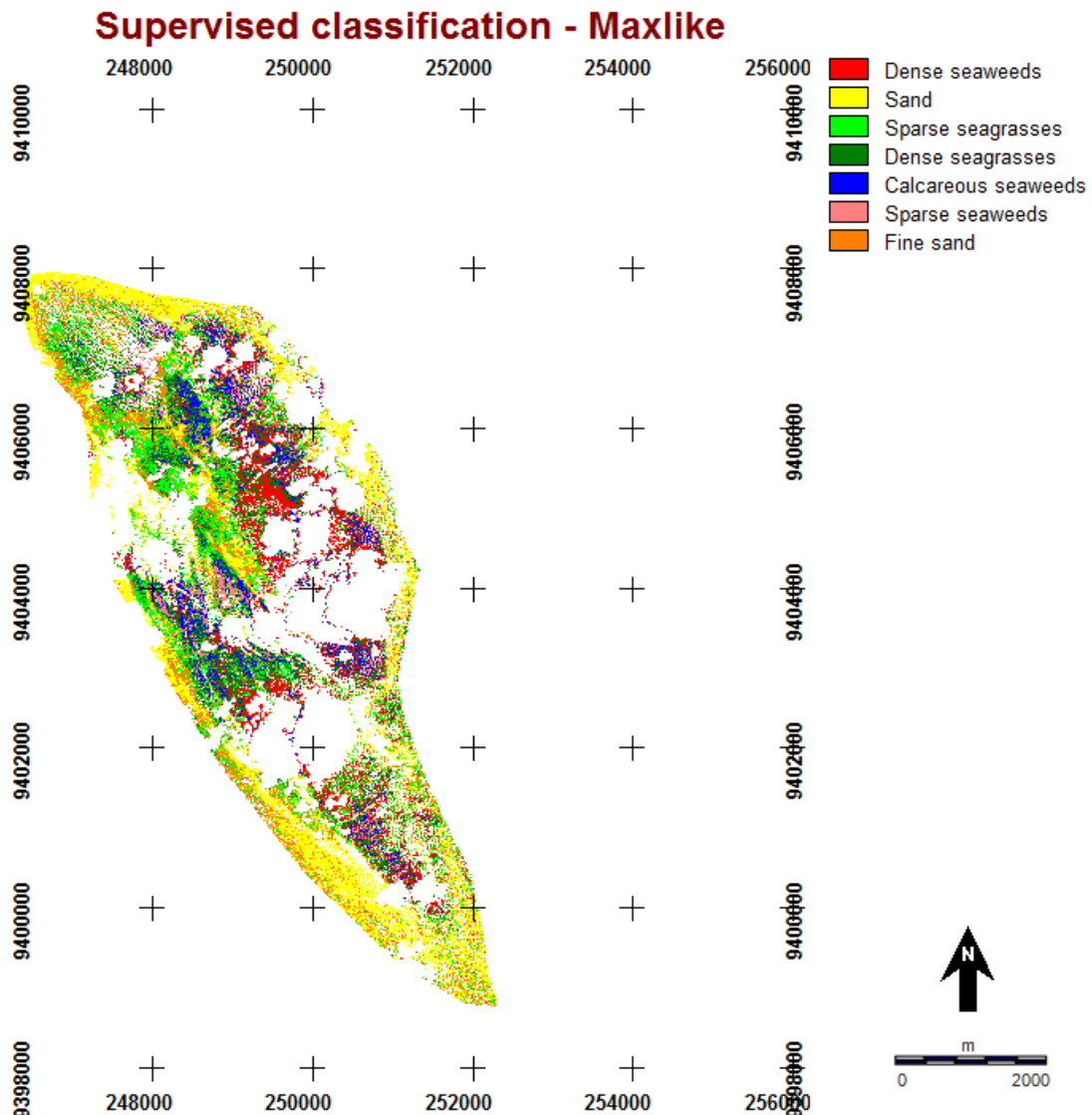


Figura 3. Classificação supervisionada Maxlike no recife de Maracajau (APARC).

A classificação supervisionada considerou que cerca de 190 ha, ou 14% do recife é ocupado por algas densas. Essa classe tende a se concentrar principalmente na área central do recife, provavelmente por se tratar de uma área mais protegida de agentes estressores como os ventos e as ondas. As algas esparsas ocuparam cerca de 78 ha, equivalente a 6% da área de estudo, ocorrendo na porção norte e centro-oeste do recife, associadas principalmente às algas calcárias. As fanerógamas densas ocupam uma área de 203 ha ou 15% do recife e as fanerógamas esparsas, 248 ha ou 18%. Embora estejam distribuídas ao longo de todo o recife, há uma maior concentração desses organismos nas porções norte e centro-oeste, onde ocorrem associadas com todas as classes de fácies identificadas na classificação. As algas calcárias representaram aproximadamente 104 ha ou 8% de cobertura no recife. Esses organismos estão

distribuídos por todo o corpo recifal, no entanto, ocorrem em maior quantidade a nordeste, onde estão mais expostos à ação das ondas. Por fim, o substrato areia que pode ser visto contornando todo o recife, foi dividido em areia (média a grossa), que recobriu cerca de 344 ha ou 25% e areia fina, com 200 ha ou 14% de cobertura.

A Figura 4 mostra a composição colorida IHS com a distribuição espacial das estações amostradas no recife de Maracajaú.

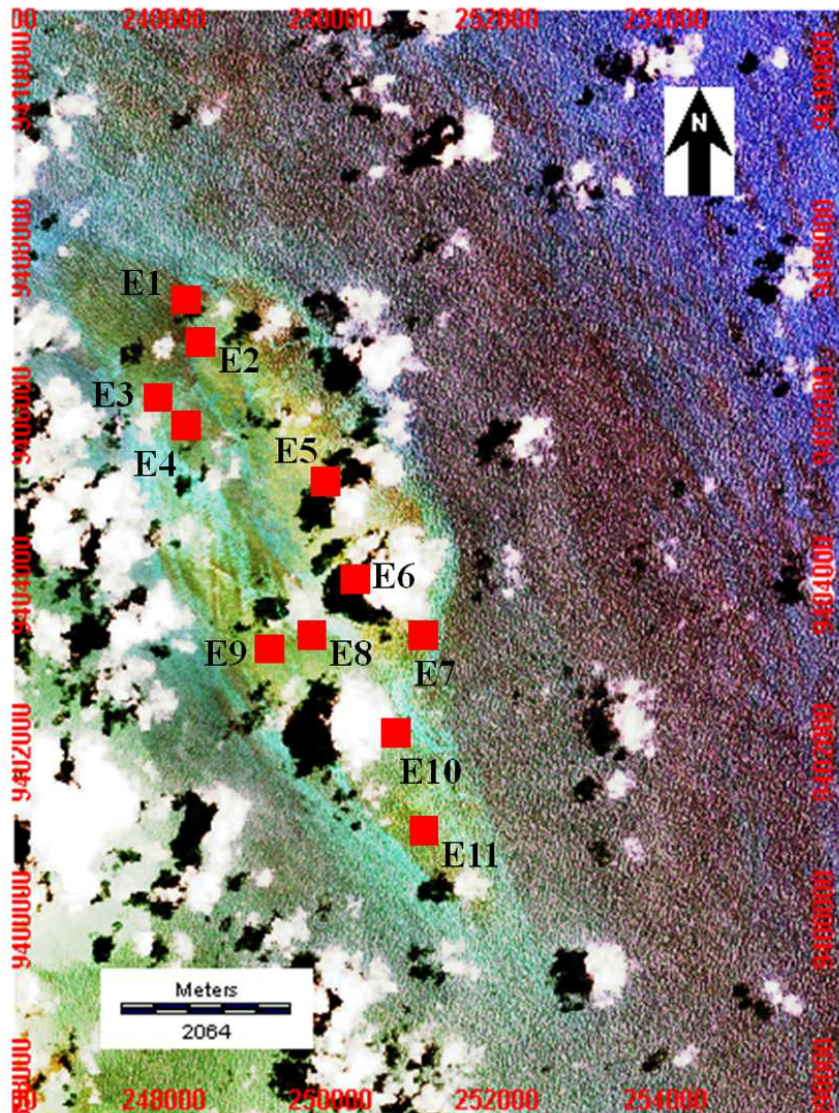


Figura 4. Composição colorida IHS com as estações de coleta no recife de Maracajaú (APARC).

No recife de Maracajaú foram encontrados 35 gêneros de macroalgas (29% Chlorophyta, 18% Ochrophyta e 59% Rhodophyta) e uma fanerógama marinha (*Halodule wrightii*). Dentre as macroalgas identificadas 13 pertencem ao grupo morfofuncional das ramificadas, correspondendo a 14% de ocorrência no recife (Figura 5). O grupo das foliáceas com 5 gêneros teve uma maior representatividade (25%), com a presença marcante dos gêneros *Dictyota* e *Dictyopteris*. O grupo das coriáceas e das calcárias articuladas foram menos abundantes com 11% e 5%, respectivamente. As macroalgas mais representadas desses dois grupos foram *Sargassum* e *Criptonemia* (coriáceas) e *Amphiroa* e *Jania* (calcárias

articuladas). O grupo das calcárias crostosas, representado essencialmente por rodolitos, obteve 15% de representatividade, e assim como o grupo das foliáceas e das ramificadas, foi encontrado em todas as estações estudadas. Além desses grupos, as algas formadoras de tapetes (*turf*) e a fanerógama *H. wrightii* também foram encontradas, registrando 8% e 13% de ocorrência. Com relação aos corais, cinco táxons foram descritos (*Siderestrea stellata*, *Palythoa caribaeorum*, *Zoanthus sociatus*, *Favia gravida* e *Millepora alcicornis*), representando 9% dos organismos bentônicos presentes neste recife. Dentre as macroalgas os gêneros que apresentaram o maior número de ocorrência foram *Dictyopteris* (foliácea), *Jania* (calcária articulada), *Caulerpa* (ramificada) e *Sargassum* (coriácea). As algas calcárias de várias espécies que formam os rodolitos estiveram presentes no recife, ocorrendo livres ou em forma de concreções. Dentre os corais, a espécie *S. stellata* foi dominante.

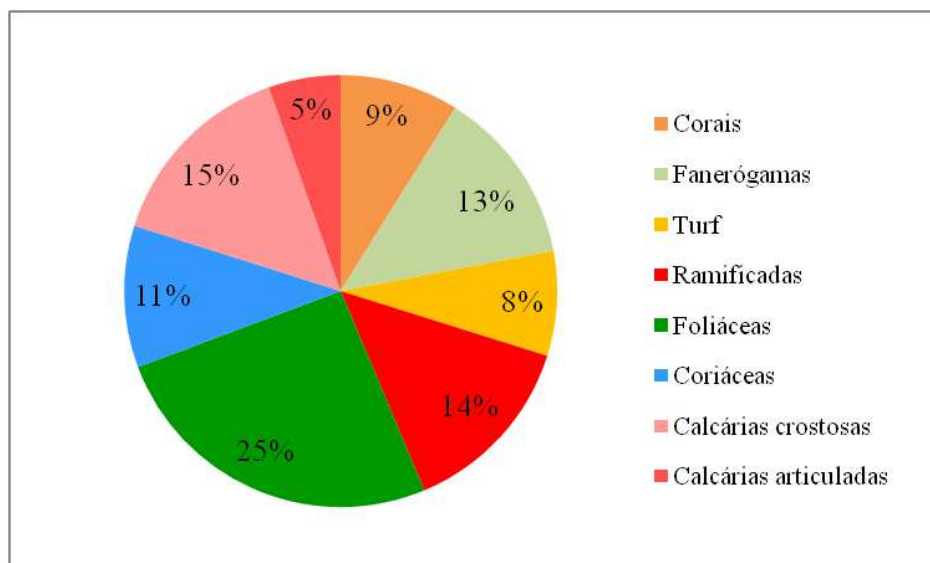


Figura 5. Representação gráfica da ocorrência dos organismos bentônicos no recife de Maracajaú (APARC).

Na porção norte do recife (E1 e E2), as macroalgas encontram-se fixadas em um substrato formado por concreções de algas calcárias. Nessa área do recife (*Reef front*), as macroalgas ocorrem mais adensadas e predominam os grupos morfofuncionais foliácea (*Dictyopteris*) e ramificado (*Criptonemia*), os quais juntos, obtiveram 56% de ocorrência nos registros fotográficos em E1 (Figura 6A). É possível visualizar ainda a presença de uma grande quantidade de calcárias crostosas ocorrendo soltas (Figura 6B). Algas do tipo *turf* apresentaram 23% de ocorrência em E2. A noroeste do recife (*Back reef*), na E3 e E4, encontra-se uma área habitada por fanerógamas (*H. wrightii*). Apesar da proximidade, essas estações apresentaram diferenças consideráveis. Na E3, observou-se a presença marcante da calcária articulada *Jania*, recobrindo todo o substrato, associadas à *Caulerpa*, do grupo das ramificadas (Figura 6C). Estes grupos ocorreram em 67% dos registros. Na E4 predominou a ocorrência das fanerógamas, fixadas em substrato formado por areia, com 42% de ocorrência (Figura 6D). Em associação com as fanerógamas foram encontradas diversas espécies de macroalgas, em especial *Dictyopteris delicatula* e *Udotea flabellum*.

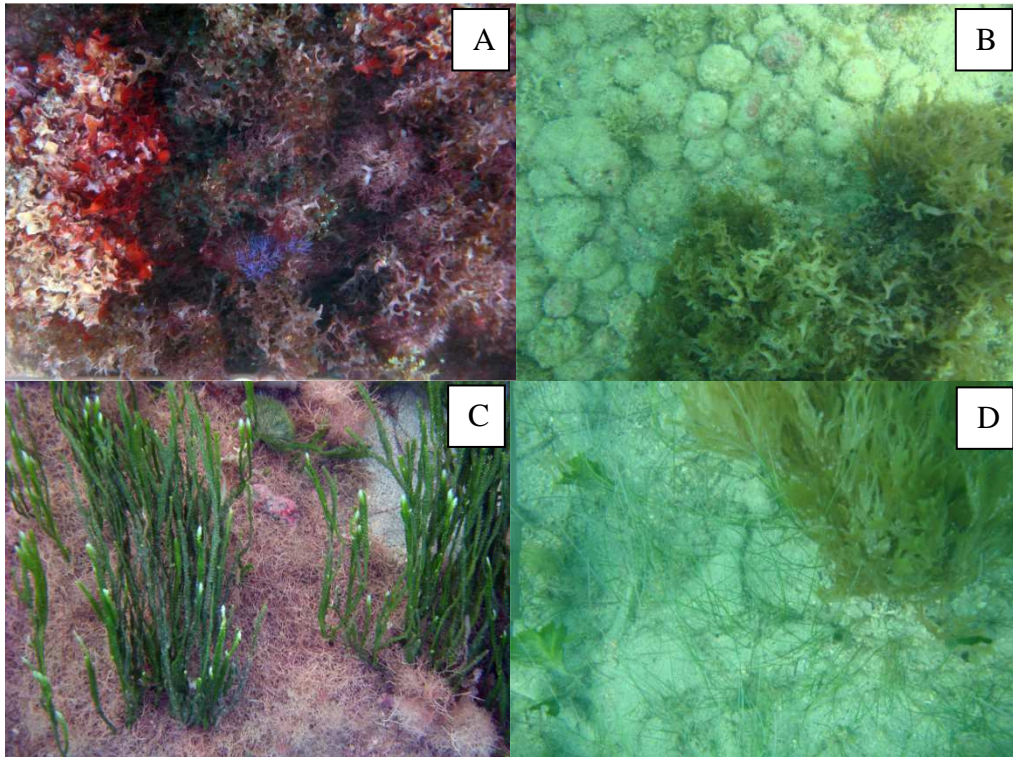


Figura 6. Exemplos de macroalgas encontradas nos recifes e Maracajaú. (A) As macroalgas vermelhas *Criptonemia* e *Oethodes* (E1); (B) A macroalga marrom *Dictyopteris* e rodólitos cobertos por algas *turf* (E2); (C) A calcária articulada *Jania* e as macroalgas verdes *Caulerpa* e *Penicillus* (E3); (D) presença da fanerógama *Halodule*, *Dictyopteris* e a alga verde *Udotea* fixadas em substrato formado por areia (E4).

A E5 apresentou predominância dos grupos foliáceo e ramificado, ambos somando 50% das ocorrências. Nessa área as macroalgas encontram-se fixadas em substrato formado por concreções de algas calcárias vivas, intercaladas por áreas de areia. Nesta região foi observada a presença do gênero *Dichotomaria*, encontrada apenas neste trecho do recife (Figura 7A). A E6 é a área aberta ao turismo e, nessa porção do recife, predominam os corais com cerca de 43% de ocorrência. *P. caribaeorum* e *S. stellata* são os mais representativos (Figura 7B), onde juntamente com algas calcárias crostosas, formam concreções denominadas por “cabeços” pela comunidade local. Uma grande quantidade de algas do tipo *turf* foi encontrada nessa estação (28%).

A E7 apresentou predominância significativa, em termos de densidade, do grupo das foliáceas (*Dictyopteris*) e das coriáceas (*Sargassum*), observando-se ainda a presença das ramificadas *Laurencia* e *Caulerpa*, todas elas fixadas em concreções de algas calcárias crostosas (Figura 7C). Na porção sudoeste do recife (*Back reef*) encontram-se os bancos de fanerógamas (E8 e E9). Assim como na E3 e E4, essas estações apresentaram diferenciações apesar de se encontrarem relativamente próximas. Na E8, predominou a ocorrência das fanerógamas (34%), associadas a espécies de macroalgas, como por exemplo, *Padina*, *Caulerpa*, *Udotea* e *Penicillus* (Figura 7D).

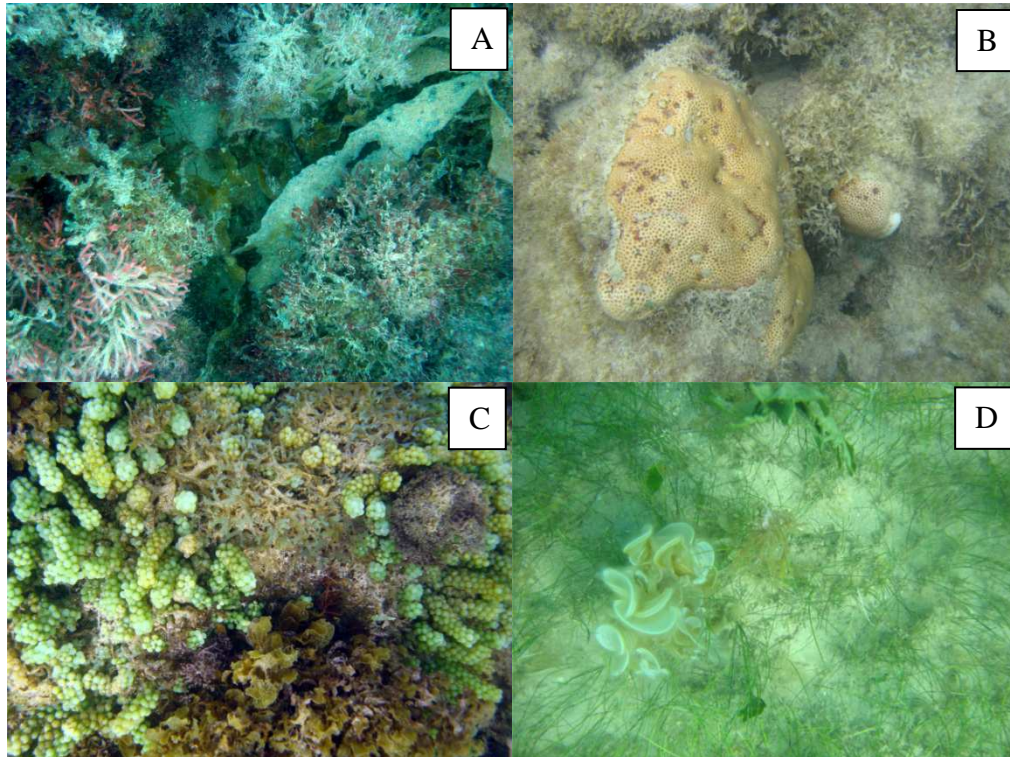


Figura 7. (A) *Dictyopteris* (foliácea) e *Dichotomaria* (ramificada) (E5); (B) o coral *Siderastrea stellata* e presença de algas turf (E6); (C) *Caulerpa* e *Laurencia* (ramificadas), *Dictyopteris* (foliácea) e a coriácea *Sargassum* (E7); (D) fanerógamas, *Padina* (foliácea) e a alga verde *Udoetea* (coriácea) (E8).

Na E9 as fanerógamas ocorreram associadas ao grupo das calcárias articuladas, em especial, o gênero *Jania* (Figura 8A). Além deste, foram registradas espécies do gênero *Laurencia*, *Wrangelia* e *Meristotheca*. Ambos os grupos, calcárias articuladas e ramificadas apresentaram 22% das ocorrências registradas nessa estação. Na E10, houve uma predominância do grupo das calcárias articuladas, recobrindo o substrato (Figura 8B). Observou-se ainda a presença do grupo das ramificadas (*Caulerpa*) e das foliáceas (*Dictyota*), ocorrendo mais espaçadas e em menor densidade. Ao sul do recife (*Reef front*), na E11, observou-se uma área habitada predominantemente por algas calcárias crostosas vivas ocorrendo soltas e/ou formando concreções planas e baixas (35%), cobrindo praticamente todo o fundo neste ponto do recife (Figura 8C). As foliáceas (*Dictyopteris*) e as ramificadas (*Bryothamion*) aparecem fixadas nas calcárias crostosas, de forma espaçada, porém constantes na maioria dos registros fotográficos.

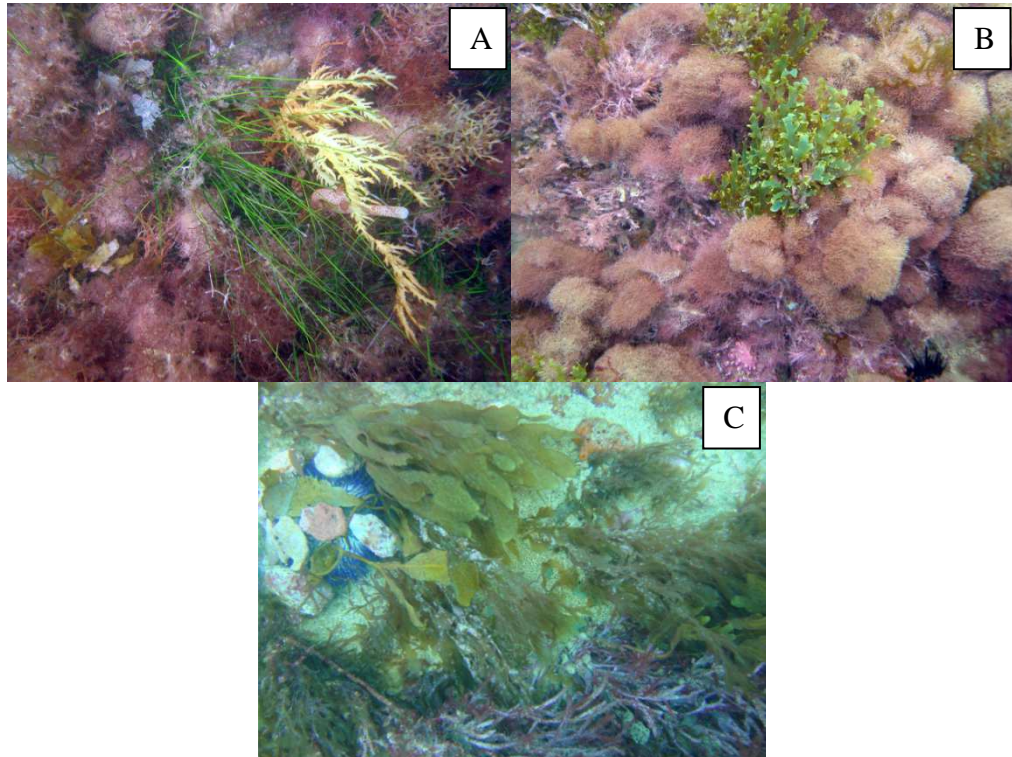


Figura 8. (A) Alga calcária articulada (*Jania*), alga vermelha *Meristotheca* (ramificadas), *Sargassum* (coriácea) e a fanerógama *H. wrightii* (E9); (B) Calcária articulada *Jania* e a foliácea *Dictyota* (E10); (C) *Dictyopteris* (foliácea), *Bryothamnion* (ramificada) e rodolitos (E11).

3.2 Rio do Fogo

A classificação Maxlike gerou um mapa com a distribuição espacial e abundância das macroalgas e fanerógamas marinhas do recife de Rio do Fogo (Figura 9). Este método identificou sete classes, sendo: (1) Macroalgas; (2) Concreções de algas calcárias; (3) Areia; (4) Areia com mistura calcária; (5) Fanerógamas; (6) Recifes de corais. O nível de exatidão desta classificação (0,75) foi considerado substancial.

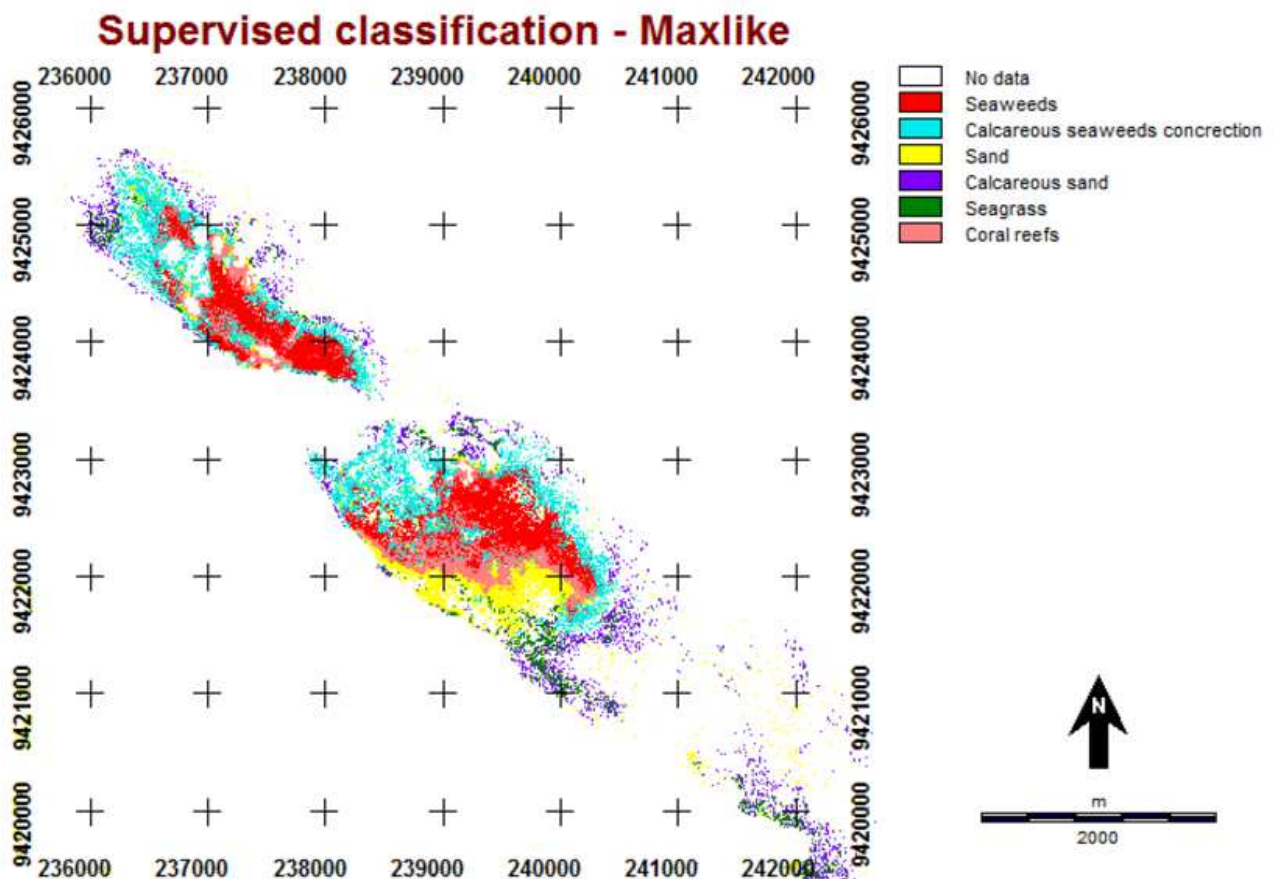


Figura 9. Classificação supervisionada Maxlike no recife de Rio do Fogo (APARC).

A classificação verificou que aproximadamente 111 ha ou 26% do corpo recifal está ocupado por macroalgas. Assim como no recife de Maracajaú, as macroalgas ocorrem predominantemente na zona central do recife. A classe concreções de algas calcárias (*Lithothamnium*), assim como a de macroalgas, representou cerca de 111 ha, equivalente a 26% da área em estudo. A classe relativa aos recifes de corais ocupou uma área em torno de 64 ha, equivalente a 15% do recife. Ela ocorre distribuída por todo o corpo recifal, fortemente associadas ao grupo das calcárias crostosas, mas principalmente, atuando como um divisor de um grande banco de areia, localizado no trecho inferior do recife maior, e da classe de macroalgas.

A classe de areia ocupou uma área de aproximadamente 55 ha, totalizando 13% do recife. Ela se localiza principalmente na borda interna, ao sul do recife. A classe areia com mistura calcária representou cerca de 43 ha ou 10% do corpo recifal. Trata-se da união de areia com sedimentos calcários provenientes do desgaste das concreções de algas calcárias. Esta classe pode ser observada contornando todo o recife. Por fim, a classe referente às fanerógamas ocupou aproximadamente 41 ha, equivalente a 10% do recife, sendo considerada a classe menos representativa na classificação. Na Figura 10 é possível visualizar a composição colorida RGB com a distribuição espacial das estações amostradas no recife de Rio do Fogo.

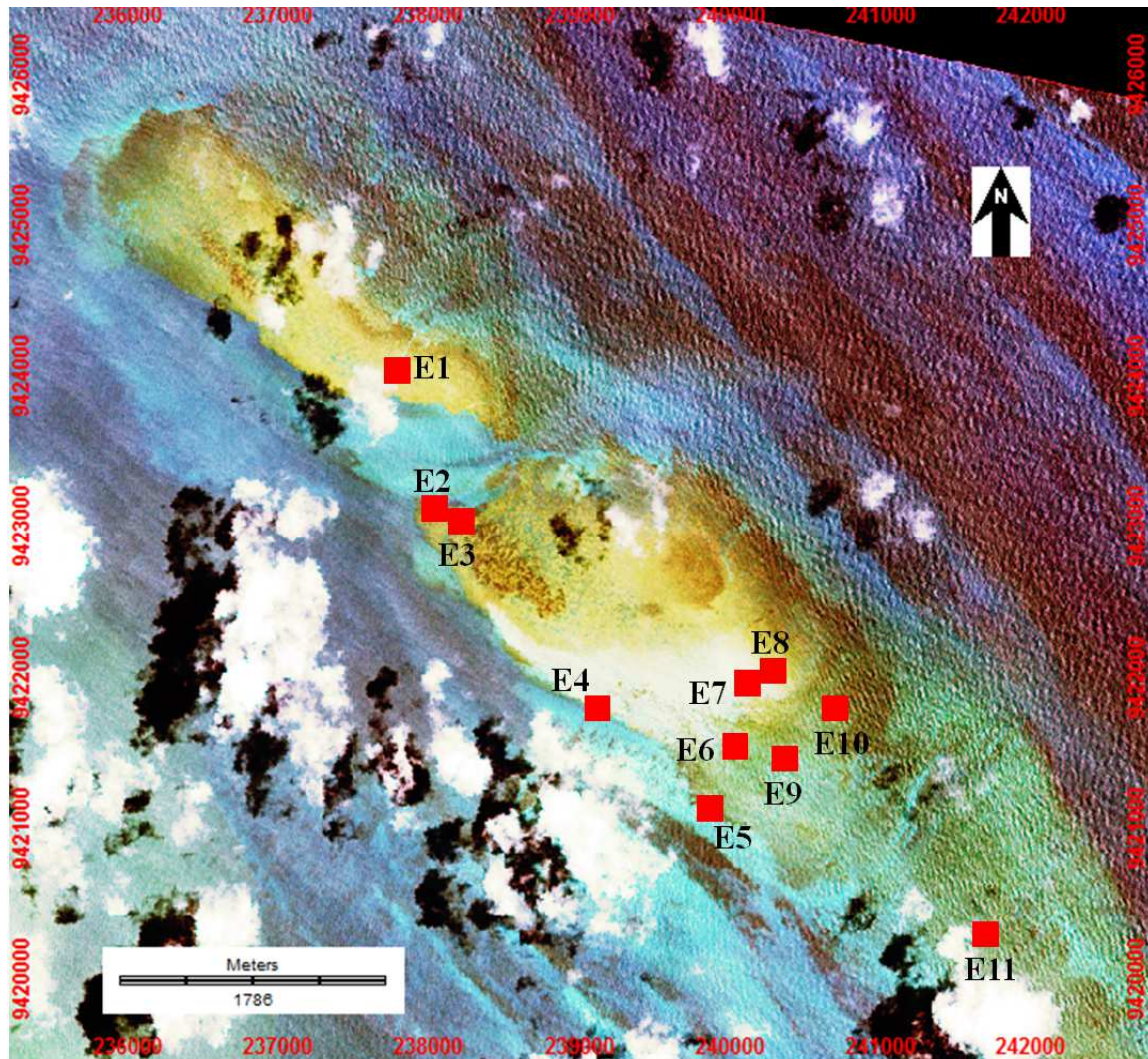


Figura 10. Composição colorida RGB com as estações de coleta no recife de Rio do Fogo (APARC).

No recife de Rio do Fogo foram encontrados 25 gêneros de macroalgas, dos quais 17% pertenciam ao grupo das algas verdes (Chlorophyta), 28% as algas marrons (Ochrophyta) e 55% as algas vermelhas (Rhodophyta).

Do total de táxons encontrados, oito pertencem ao grupo morfofuncional das macroalgas ramificadas correspondendo a 13%. Assim como ocorreu no recife de Maracajaú, o grupo foliáceo, composto por três gêneros (*Dictyopteris*, *Dictyota* e *Padina*), obteve maior representatividade (24%). O grupo das calcárias crostosas (rodolitos) foi considerado o segundo mais representativo, com 21%. Este grupo juntamente com o das ramificadas foram encontrados em todas as estações amostradas. Os grupos das coriáceas e calcárias articuladas foram menos expressivos e contaram com 9% e 4%, respectivamente. A fanerógama *H. wrightii* registrou apenas 2% de ocorrência e as algas *turf*, 11%. Com relação aos corais, também foram descritos cinco táxons (*S. stellata*, *P. caribaeorum*, *Z. sociatus*, *F. grávida* e *M. alcornis*), os quais representaram 16% de ocorrência. Os gêneros que obtiveram maior representatividade dentro de cada grupo foram *Dictyopteris* (foliácea), *Amphiroa* (calcária articulada) e *Laurencia* (ramificada). Nesse recife, o grupo das calcárias crostosas (rodolitos) apresentou comportamento semelhante ao recife de Maracajaú, recobrindo uma boa parcela do fundo, ocorrendo livre ou em forma de concreções (Figura 11).

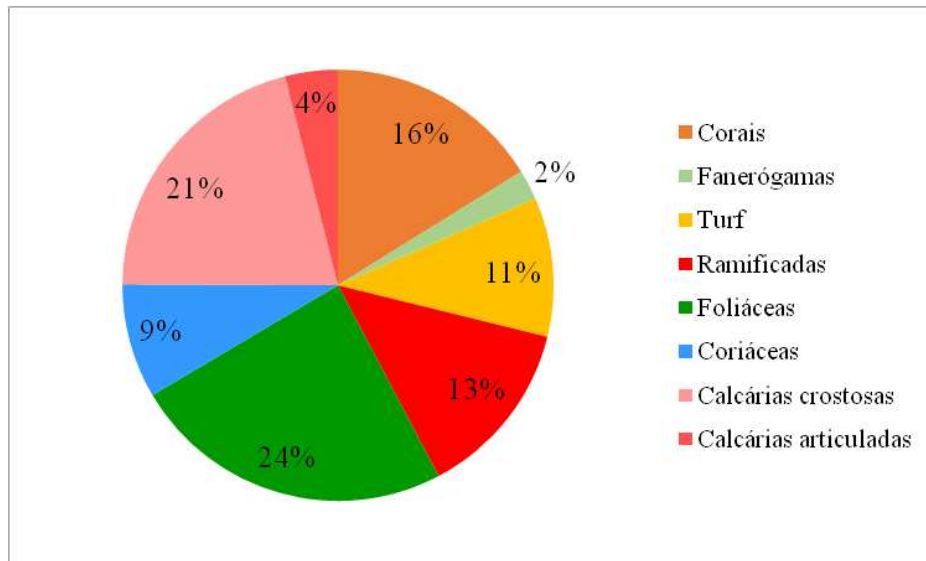


Figura 11. Representação gráfica da ocorrência dos organismos bentônicos no recife de Rio do Fogo (APARC).

A E1 localizada na porção mais ao norte do recife e logo acima do canal que o divide, trata-se de uma área bastante ocupada por corais (35%), em especial, *P. caribaeorum* (Figura 12A) e *Z. sociatus*. Esses organismos ocorrem associados às algas calcárias crostosas formando grandes concreções. Embora em menor porcentagem, houve registro da presença de *Siderastrea* e *Millepora*. Algas foliáceas de pequeno porte (*Dictyopteris delicatula*) foram encontradas ocorrendo de forma espaçada. A E2 e E3 localizam-se a oeste do recife (*Back reef*), imediatamente ao sul do canal Barreta. Esta é uma área formada principalmente por concreções de algas calcárias crostosas, nas quais é possível encontrar cavidades que abrigam uma grande quantidade de algas vermelhas livres do gênero *Gracilaria* (Figura 12B). Assim como na E1, também foi registrada a presença marcante de corais em E2 (27%) e E3 (42%), como por exemplo, *P. caribaeorum*, *S. stellata* e *Z. sociatus* (Figura 12C). Na E4 (*Back reef*), localizada na região oeste do recife foi observada predominância do grupo das foliáceas (30% de ocorrência) de médio porte que se encontram fixadas em concreções de algas calcárias crostosas (Figura 12D). O coral *P. caribaeorum* e o grupo das calcárias articuladas também foram encontrados neste local.

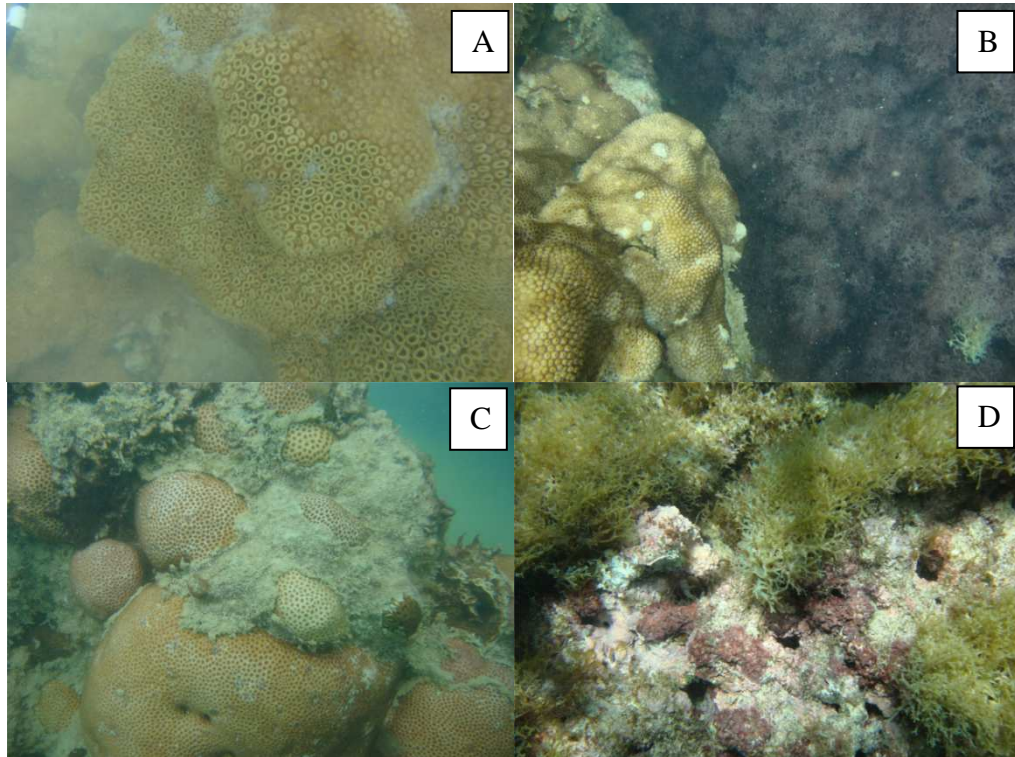


Figura 12. (A) Coral *Palythoa caribaeorum* (E1); (B) *P. caribaeorum* e *Gracilaria* (ramificada) (E2); (C) *S. stellata* e *turf* (E3); (D) A macroalga *Dictyopteris* (foliácea) e concreções de calcárias crostosas (E4).

A E5 (*Back reef*) abrange uma região habitada pela fanerógama *H. wrightii*, a qual obteve 42% de dominância, e cujo substrato é composto por areia (Figura 13A). A E6 e E7 se encontram em uma área central do recife. Na E6 as macroalgas estão fixadas em formações de algas calcárias crostosas, mas, diferentemente das estações localizadas nas extremidades do recife, nessa região central, as calcárias crostosas não formam grandes blocos de concreções. Nesse trecho do recife é possível observar a presença maciça destes organismos ocorrendo soltos. É uma área com baixa diversidade, habitada principalmente pelas calcárias crostosas (27%), pelo grupo das foliáceas (*Dictyota* e *Dictyopteris*) e o das coriáceas (*Sargassum*) com 25% e 19% de dominância nos registros, respectivamente (Figura 13B). E7 localiza-se em um trecho do recife que forma uma grande piscina, cujo substrato é constituído de areia (Figura 13C), com baixa quantidade e diversidade de macroalgas, além da presença de algas *turf*. A foliácea *Dictyopteris* ocorreu bastante espaçada, em 32% dos registros.

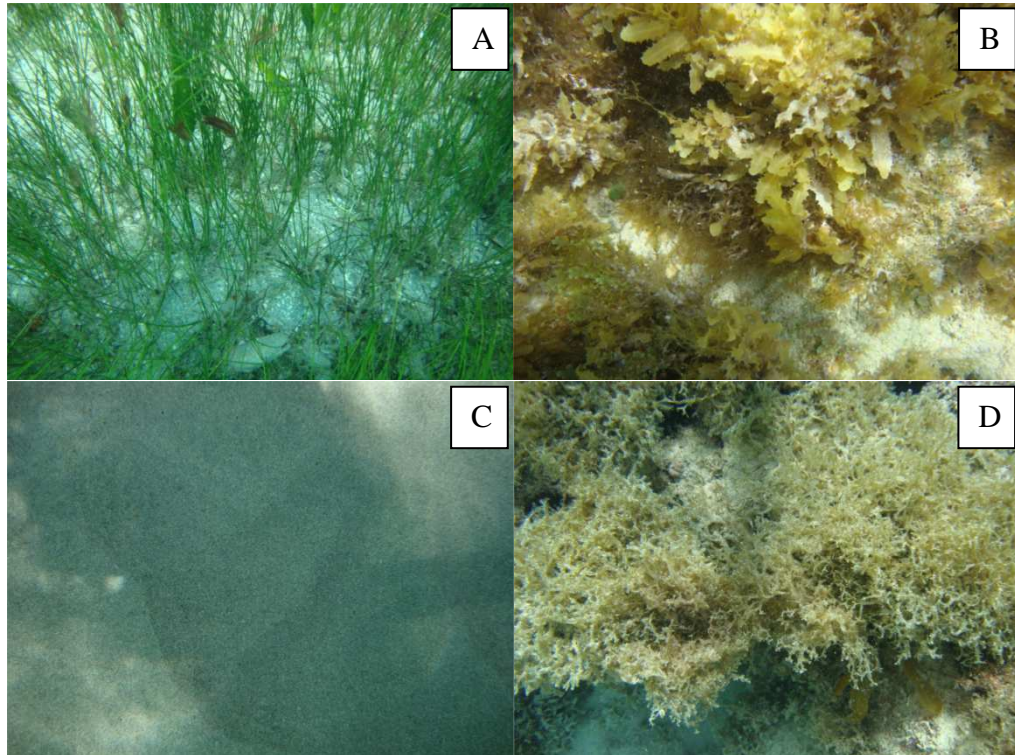


Figura 13. (A) *H. wrightii* (E5); (B) *Sargassum* (coriácea) e *Dictyota* (foliáceas) (E6); (C) substrato formado por areia (E7); (D) *Dictyopteris* (foliácea) (E8).

E8 apresenta uma boa cobertura de macroalgas fixadas sobre as calcárias crostosas. Essa estação é habitada principalmente pelo grupo das foliáceas (*Dictyota* e *Dictyopteris*), as quais aparecem em 29% dos registros, de modo bastante adensadas (Figura 13D). Na E9 e E10 Foi observada uma composição diferenciada. As macroalgas ocorrem fixadas sobre calcárias crostosas livres e não formam blocos altos. Estas estações apresentam média densidade e diversidade de macroalgas, com predominância de algas foliáceas (27% e 26%, respectivamente). Essa região, diferente das demais estações deste recife se destaca pela grande quantidade de *Dictyota* (Figura 14A). Na E10, além da presença de *Dictyota* foi observada ainda a presença de densos bancos da calcária articulada *Jania* (Figura 14B). A E11 está localizada em umas das regiões mais profundas, no sul do recife (Figura 14C). As macroalgas ocorrem fixadas em substrato semelhante ao observado em E9 e E10. Essa estação abriga macroalgas do grupo das foliáceas de maior porte (e.g. *Dictyopteris justii*), das calcárias crostosas, ambas com 24% de ocorrência nos registros, além da presença das Chlorophyceae *Udotea* e *Penicillus*, com 19% de ocorrência.

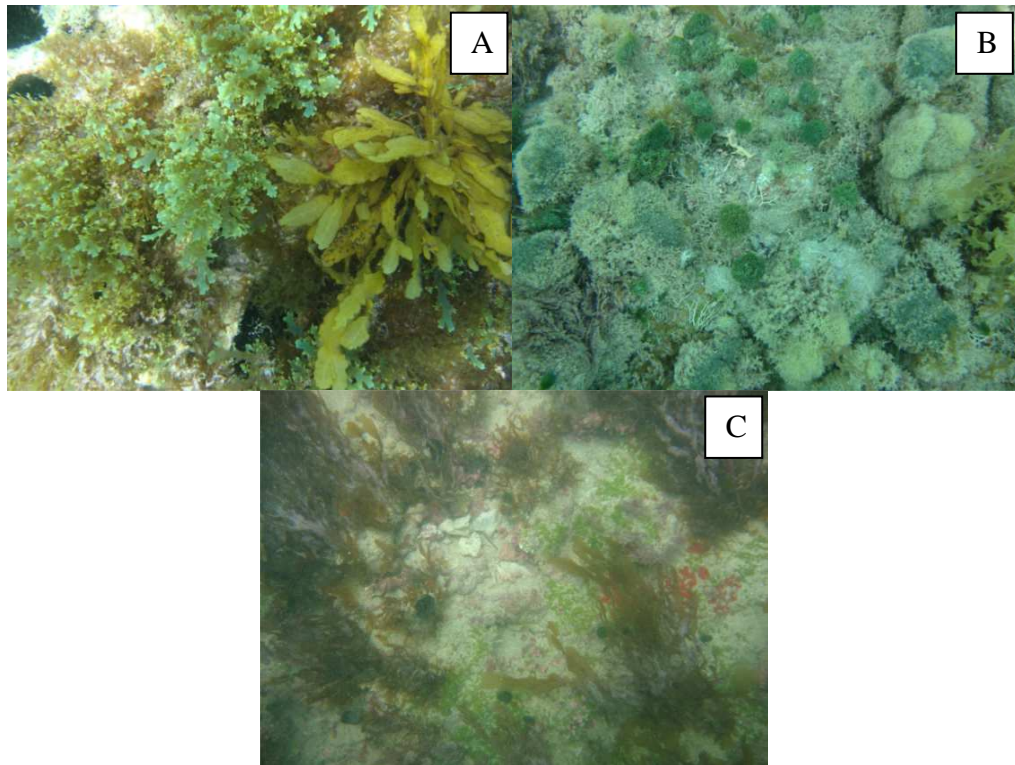


Figura 14. (A) *Dictyota* e *Dictyopteris* (foliácea) (E9); (B) Calcárias articuladas e *Penicillus* (coriácea) (E10); (C) *Dictyopteris* (foliácea), *Caulerpa* (ramificada), *Penicillus* (coriácea) e calcária crostosa (E11).

4. Discussão

O mapeamento dos recifes permitiu identificar a distribuição espacial dos organismos bentônicos. O classificador Maxlike utilizado nesse estudo apresentou resultados satisfatórios para ambos os recifes, cujos níveis de exatidão foram considerados excelente para a classificação de Maracajaú e substancial para a classificação de Rio do Fogo. A classificação do recife de Maracajaú alcançou resultados mais detalhados, pois conseguiu detectar até o nível de densidade de cada tipo de organismo, além de separar a classe de areia de acordo com sua granulometria. Nesse estudo 7 classes foram determinadas, mostrando que o ALOS AVNIR-2 é adequado para identificar diferentes classes em ambientes bentônicos submersos.

Os organismos bentônicos encontrados em ambos os recifes foram principalmente macroalgas, corais e fanerógamas, com destaque para a cobertura de macroalgas, característica comum dos ambientes recifais brasileiros (Medeiros et al. 2010). Assim como as macroalgas, os corais (*S. stellata*, *P. caribaeorum*, *Z. sociatus*, *F. gravida* e *Millepora*) encontrados na região de estudo são bastante comuns nos recifes brasileiros (Castro and Pires 2001).

De acordo com a classificação do Maxlike, uma grande extensão dos recifes foi ocupada por macroalgas dos diferentes tipos morfofuncionais. Em Maracajaú foi constatada a ocorrência de macroalgas (incluindo calcárias) em aproximadamente 372 hectares e cerca de 222 hectares em Rio do Fogo. As fanerógamas marinhas ocorreram em uma grande área em Maracajaú (451 ha), enquanto que em Rio do Fogo a área ocupada por essas angiospermas era menor (41 ha). No entanto, essa grande diferença reside no fato de que em Maracajaú, além desses vegetais serem encontrados de maneira densa, eles foram encontrados também de maneira esparsa em associação com outras espécies de macroalgas.

Em ambos os recifes, o grupo foliáceo se sobressaiu aos demais em relação à densidade. A alga marrom do gênero *Dictyopteris* esteve presente em todos os habitats dos recifes. Esse

grupo foi encontrado nos dois corpos recifais, tanto nos locais abrigados como expostos, ocorrendo de forma mais densa ou espaçadamente, como quando associadas às fanerógamas. Assim como as foliáceas, o grupo das algas calcárias crostosas ocorre em grande quantidade em todas as áreas de ambos os recifes, sendo encontradas em forma de concreções ou soltas. As algas calcárias crostosas formam extensos bancos nas áreas recifais e têm sido reconhecidas como um dos mais importantes construtores de carbonato da plataforma continental brasileira (Amado-Filho et al. 2012; Brasileiro et al. 2015).

Em geral, a distribuição dos organismos bentônicos em áreas recifais é influenciada por fatores como hidrodinamismo, profundidade, turbidez, luz e tipo de substrato (Kench and Brander 2006; Fonseca, Villaça and Knoppers 2012). No presente estudo, as algas calcárias crostosas e corais foram mais abundantes nos locais onde o hidrodinamismo era mais acentuado (exposto), em especial a parte frontal dos recifes (*reef front*), que recebe forte influência das ondas. Esse predomínio pode ser explicado pela melhor adaptação que esses grupos possuem em ambientes de alta energia, considerando que são fisicamente mais resistentes à ação das ondas e correntes. Além disso, essas condições (distúrbio físico) favorecem o arranque de grupos morfológicamente mais frágeis, podendo inibir ou limitar o estabelecimento de algas do grupo das foliáceas, estruturalmente mais frágeis. Com efeito, a região mais externa, voltada para o mar, apresenta hidrodinamismo mais intenso do que as outras áreas dos recifes. Esta zona foi identificada como a área que absorve a maior parte da energia das ondas (Araújo e Amaral 2016). Com efeito, trata-se de uma área bastante dinâmica, com ondas intensas e alto grau de energia, onde ocorre predominância de algas calcárias crostosas e algas de pequeno porte como *Gelidium*. A dominância de algas calcárias em áreas de alta energia também já foi descrita por outros autores para áreas recifais brasileiras (Costa Jr. 2002; Fonseca, Villaça and Knoppers 2012, Horta et al. 2016).

Nas bordas expostas do recife de Rio do Fogo, separadas pelo canal Barreta (E1), a cobertura biológica é constituída predominantemente por concreções de algas calcárias e corais. Esta zona caracteriza-se por ser uma região exposta a dessecação durante a maré baixa, o que justifica a alta cobertura de Zoantídeos. Esses organismos são bastante tolerantes a fatores físicos tais como dissecação, temperaturas elevadas e alta intensidade luminosa (Rabelo et al. 2015). Nessa área, entre os blocos de concreções de algas crostosas, encontram-se cavidades nas quais ocorre o acúmulo de uma quantidade considerável de biomassa da alga vermelha *Gracilaria*. Essas algas se desprendem de seu apressório de fixação e são passivamente transportadas pela ação das ondas e correntes. Quando o fluxo da corrente é reduzido, as algas ficam acumuladas nesses compartimentos (depressões), relativamente protegidas da arrebentação das ondas e correntes. Em geral, as algas de deriva acumulam em áreas abrigadas, onde existe boa luminosidade, nutrientes e baixa exposição às ondas (Biber 2007a; Dantas et al. 2016). Elas são consideradas um importante mecanismo de dispersão para organismos da flora e fauna (Biber 2007b).

Na área central dos recifes (Maracajá e Rio do Fogo), mais protegida da ação direta das ondas e no qual o fundo é mais plano, espécies algais de diferentes grupos morfofuncionais estiveram presentes. Por ser uma região relativamente rasa e intercalada por substrato de areia, uma parcela dessa área é usada para atividades de turismo subaquático. Considerando a composição biológica, observa-se que no local destinado as atividades subaquáticas predominam espécies algais de crescimento rápido (*turf*) formadoras de tapetes, além de corais representados principalmente por *Palythoa* e pequenas colônias de *Siderastrea*. Essas espécies são tolerantes a períodos prolongados de emersão, o que lhes permite colonizar substratos sujeitos à exposição atmosférica e alta radiação (Azevedo et al. 2011). Além disso, o distúrbio físico causado pela visitação turística pode contribuir para o arranque e limitação de crescimento de determinados grupos algais. Nos locais sem uso turístico-recreativo houve predominância do grupo das foliáceas e coriáceas. Este modelo de distribuição também foi

previamente observado por Silva et al. (2012), para a área de Maracajaú e por Azevedo et al. (2011) para os recifes de Pirangi.

A região mais interna de ambos os recifes é caracterizada por abrigar os bancos da fanerógama *H. wrightii*. Os dois sítios possuem características hidrodinâmicas semelhantes, ou seja, são áreas mais protegidas da ação das ondas e correntes. Nesse ambiente ocorre uma alta deposição dos sedimentos arrastados do continente, configurando uma região ideal para fixação e crescimento dessa vegetação. O substrato predominante nessa região é areia. *H. wrightii*, assim como a maioria das espécies das gramas marinhas, crescem tipicamente em substrato de areia ou lama. Esta espécie é amplamente encontrada no Caribe, na costa oeste da América Central na África Ocidental e no Sudeste, Índia, Arábia Saudita e Brasil (Martínez-Daranas 2007).

Associada ao banco de *H. wrightii*, foram encontradas diversas espécies de macroalgas psamófilas ou rizofíticas da ordem *Bryopsidales*. Os gêneros mais frequentes foram *Avrainvillea*, *Caulerpa*, *Penicillus*, *Udotea* e *Halimeda*. Em Maracajaú as clórofitas, *Udotea* e *Penicillus* foram encontradas muito próximas umas das outras e de maneira abundante. Esta observação corrobora com o estudo de Collado-Vides et al. (2005), realizado em áreas recifais da Florida, o qual demonstrou que o padrão sazonal de abundância dessas duas espécies são altamente sincronizados. As espécies rizofíticas calcificadas (*Halimeda*, *Penicillus* e *Udotea*), são importantes produtoras de carbonato e tem uma grande importância na contribuição do estoque de carbono (CaCO₃) dos ecossistemas recifais (Ortegón-Aznar et al. 2017). Outros componentes algais do grupo das ramificadas (e.g. *Laurencia*), também foi bastante frequente nos dois recifes. Em Maracajaú, além das algas rizofíticas foram registradas a presença de *Padina* (foliácea), *Laurencia*, *Wrangelia* e *Meristotheca* (ramificadas), além de uma grande quantidade de *Jania* (calcária articulada). Na área interna de Rio do Fogo foi registrada uma considerável biomassa de *Sargassum* (coriácea), isto pode ser explicado pela proximidade dessa área do recife com a costa e com maior disponibilidade de nutrientes provenientes do ambiente terrestre.

A área mais ao sul de ambos os recifes apresentou as maiores profundidades e correntes mais fortes e um substrato duro formado por algas calcárias incrustantes (rodolitos e cascalho). Nesses locais foi constatada a predominância de algas calcárias crostosas e de espécies foliáceas *Bryothamnion seafortii* e *B. triquetum* além da presença marcante de *Dictyopteris justii* caracterizada por possuir um aparelho apressório mais resistente. Estas características facilitam o seu estabelecimento em locais onde a ação das correntes é mais forte. Em geral, algas que habitam áreas com forte hidrodinâmica tendem a apresentar um aparelho de fixação mais resistente. Isto sugere uma compensação biomecânica entre força de fixação e redução de arrasto (Puijalon et al. 2011; Starko et al. 2015).

Conclusão

O mapeamento mostrou que na área estudada da APARC, as macroalgas estão distribuídas em toda a extensão de ambos os recifes, embora tenha sido observado que determinados grupos tenham dominado áreas específicas. A abundância dos grupos morfofuncionais em áreas específicas foi influenciada por fatores hidrodinâmicos (condição de exposição) e tipo de substrato. De acordo com a identificação feita através do classificador Maxlike, as macroalgas de todos os grupos morfofuncionais (incluindo as calcárias) ocuparam cerca de 372 hectares em Maracajaú e 222 hectares em Rio do Fogo. As fanerógamas ocuparam uma área maior em Maracajaú (451 ha) do que Rio do Fogo (41 ha). Esta grande diferença decorre do fato de que em Maracajaú, além deste grupo (*H. wrightii*) se encontrar distribuído de maneira densa no *back reef*, elas também foram encontradas de maneira esparsa em associação com outras espécies, em uma grande área desse corpo recifal.

Em ambos os recifes foi possível observar semelhanças de determinados grupos em relação ao habitat. Na porção interna (*back reef*), houve predominância da fanerógama *H. wrightii* e de algas rizofíticas. A zona mais rasa da área central dos recifes que fica emersa nas marés baixas foi caracterizada pela presença marcante de Zoantídeos e algas *turf*, enquanto na área submersa o grupo das algas foliáceas foram os organismos predominantes, em particular, as algas marrons. Na região externa (*reef front*) a cobertura fitobentônica foi composta essencialmente por rodolitos (calcárias crostosas), possibilitando a formação de diversos microhabitats. Esta zona absorve o máximo de energia resultante da quebra das ondas, o que contribui para uma menor ocorrência de algas foliáceas. As áreas amostradas na região ao norte e sul, com maior profundidade, maior correnteza e com substrato predominante de cascalho e rodolitos, teve predominância de algas que possuem apressório de fixação mais resistente e mais susceptível a suportar a pressão exercida pelo movimento da água.

Imagens orbitais do sensor remoto AVNIR-2/ALOS certamente representaram a cobertura espacial desses organismos de forma satisfatória, no entanto, recomenda-se a continuidade de estudos nessa linha de pesquisa para obtenção de uma cobertura sazonal e multitemporal desses habitats. Isso irá fornecer uma base sólida para auxiliar na tomada de decisão dos gestores da APARC.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento deste projeto.

Referências

Alquezar R, Boyd W (2007) Development of rapid, cost effective coral survey techniques: tools for management and conservation planning. *Journal of Coastal Conservation*, 11(2), 105-119.

Amado-Filho GM, Pereira-Filho GH, Bahia RG, Abrantes DP, Veras PC, & Matheus Z (2012). Occurrence and distribution of rhodolith beds on the Fernando de Noronha Archipelago of Brazil. *Aquatic botany*, 101, 41-45.

Araújo P, Amaral R (2016) Mapping of coral reefs in the continental shelf of Brazilian Northeast through remote sensing. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 16(1), 5-20.

Azevedo CA, Carneiro MA, Oliveira SR, Marinho-Soriano E (2011) Macroalgae as an indicator of the environmental health of the Pirangi reefs, Rio Grande do Norte, Brazil. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, 21(2), 323-328.

Biber PD (2007a) Transport and persistence of drifting macroalgae (Rhodophyta) are strongly influenced by flow velocity and substratum complexity in tropical seagrass habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 343, 115-122.

Biber PD (2007b) Hydrodynamic transport of drifting macroalgae through a tidal cut. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74(3), 565-569

Brasileiro PS, Pereira-Filho GH, Bahia RG, Abrantes DP, Guimarães SMPB, Moura R L, ... & Amado-Filho GM (2016) Macroalgal composition and community structure of the largest rhodolith beds in the world. *Marine Biodiversity*, 46(2), 407-420.

Castro CB, Pires DO (2001) Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing. *Bulletin of Marine Science*, 69(2), 357-371.

Collado-Vides L, Rutten LM, Fourqurean JW (2005) Spatio temporal variation on the abundance of calcareous green macroalgae in the Florida Keys: a study of synchrony within a macroalgal functional-form group1. *Journal of Phycology*, 41(4), 742-752.

Costa Jr OS, Attrill MJ, Pedrini AG, De-Paula JC (2002) Spatial and seasonal distribution of seaweeds on coral reefs from Southern Bahia, Brazil. *Botanica Marina*, 45(4), 346-355.

Dantas NCFDM, Silva Júnior CABD, Feitosa CV, Carneiro PBDM (2016) Seasonal influence of drifting seaweeds on the structure of fish assemblages on the eastern equatorial Brazilian coast. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(4), 365-374.

De Hidrografia, DHN-Diretoria. Navegação (Marinha do Brasil). Carta Náutica, n. 803, 2001.

De Oliveira E, Populus J, Guillaumont B (2006) Predictive modelling of coastal habitats using remote sensing data and fuzzy logic: a case for seaweed in Brittany (France). *EARSeL eProceedings*, 5(2), 208-223.

Eastman JR (2012) IDRISI Selva Manual – Versão 17. Clark University.

Fonseca AC, Villaça R, Knoppers B (2012) Reef flat community structure of Atol das Rocas, northeast Brazil and southwest Atlantic. *Journal of Marine Biology*, 2012.

Grech A, Chartrand-Miller K, Erftemeijer P, Fonseca M, McKenzie L, Rasheed M, ... & Coles R (2012) A comparison of threats, vulnerabilities and management approaches in global seagrass bioregions. *Environmental Research Letters*, 7(2), 024006.

Hoegh-Guldberg O (1999) Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Marine and Freshwater Research*, 50(8), 839-866.

Horta, P.A., Riul, P., Amado Filho, G.M., Gurgel, C.F.D., Berchez, F., Nunes, J.M.D.C., Scherner, F. Pereira, S., Lotufo, T., Peres, L., Sissini, M., Bastos, E.O., Rosa, J., Munoz, P., Martins, C., Gouvêa, L., Carvalho, V., Bergstrom, E., Schubert, N., Bahia, R.G., Rodrigues, A.C., o Rörig, L., Barufi, J.B., Figueiredo, M., 2016. Rhodoliths in Brazil: Current knowledge and potential impacts of climate change. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(SPE2), 117-136.

Kench PS, Brander RW (2006) Wave processes on coral reef flats: implications for reef geomorphology using Australian case studies. *Journal of Coastal Research*, 209-223.

Khan MA, Fadlallah YH, Al-Hinai KG (1992) Thematic mapping of subtidal coastal habitats in the western Arabian Gulf using Landsat TM data—Abu Ali Bay, Saudi Arabia. *International Journal of Remote Sensing*, 13(4), 605-614.

- Kohler KE, Gill SM (2006) Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): a Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers & Geosciences*, 32(9), 1259-1269.
- Littler MM (1980) Morphological form and photosynthetic performances of marine macroalgae: tests of a functional/form hypothesis. *Botanica Marina*, 23(3), 161-165.
- Littler MM, Littler DS (1984) Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 74(1), 13-34.
- Littler MM, Littler DS, Taylor PR (1983) Evolutionary strategies in a tropical barrier reef system: Functional-form groups of marine macroalgae. *Journal of Phycology*, 19(2), 229-237.
- Lyons MB, Phinn SR, Roelfsema CM (2012) Long term land cover and seagrass mapping using Landsat and object-based image analysis from 1972 to 2010 in the coastal environment of South East Queensland, Australia. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 71, 34-46.
- Lyons M, Phinn S, Roelfsema C (2011) Integrating quickbird multi-spectral satellite and field data: mapping bathymetry, seagrass cover, seagrass species and change in Moreton Bay, Australia in 2004 and 2007. *Remote Sensing*, 3(1), 42-64.
- Mannino AM (2010) Temporal and spatial variation of the algal community in a southern Mediterranean shallow system. *Cryptogamie, Algologie*, 31, 255-272.
- Martínez Daranas BR (2007) Características y estado de conservación de los pastos marinos en áreas de interés del Archipiélago Sabana Camagüey, Cuba.
- Medeiros PR, Gempel RG, Souza AT, Ilarri MI, Rosa RS (2010) Non-random reef use by fishes at two dominant zones in a tropical, algal-dominated coastal reef. *Environmental Biology of Fishes*, 87(3), 237-246.
- Ortegón-Aznar I, Chuc-Contreras A, Collado-Vides L (2017) Calcareous green algae standing stock in a tropical sedimentary coast. *Journal of Applied Phycology*, 1-9.
- Pauly K, De Clerck O (2010) GIS-based environmental analysis, remote sensing, and niche modeling of seaweed communities. In *Seaweeds and their Role in Globally Changing Environments* (pp. 93-114). Springer Netherlands.
- Ponzoni FJ, Rezende ACP (2002) Influência da resolução espacial de imagens orbitais na identificação de elementos da paisagem em Altamira-PA. *Revista Árvore* 26(4), 403-410.
- Puijalon S, Bouma TJ, Douady CJ, van Groenendael J, Anten NP, Martel E, Bornette G (2011) Plant resistance to mechanical stress: evidence of an avoidance–tolerance trade-off. *New Phytologist*, 191(4), 1141-1149.
- Preskitt LB, Vroom PS, Smith, CM (2004) A rapid ecological assessment (REA) quantitative survey method for benthic algae using photoquadrats with scuba. *Pacific Science* 58(2), 201-209.

- Radambrasil (1981) Levantamento de Recursos Naturais, 21-23. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro.
- Rabelo EF, Soares MDO, Bezerra LEA, & Matthews-Cascon H (2015) Distribution pattern of zoanthids (Cnidaria: Zoantharia) on a tropical reef. *Marine Biology Research*, 11(6), 584-592.
- Silva IB, Fujii MT, Marinho-Soriano E (2012) Influence of tourist activity on the diversity of seaweed from reefs in Maracajaú, Atlantic Ocean, Northeast Brazil. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, 22(4), 889-893.
- Sim JOL, Fauzi R, Moi PS (2008) Spatial patterns of seaweed distribution in Malaysia using GIS. In *Geoinformatics 2008 and Joint Conference on GIS and Built Environment: Monitoring and Assessment of Natural Resources and Environments*. International Society for Optics and Photonics.
- Starko S, Claman BZ, Martone PT (2015) Biomechanical consequences of branching in flexible wave swept macroalgae. *New Phytologist*, 206(1), 133-140
- Yahya NN, Mohd ISM, Ahmad A, Komatzu T (2010) Seagrass and seaweed mapping using ALOS AVNIR-2 and LANDSAT-5 TM satellite data. *Malaysian Remote Sensing Society* 28-29.
- Waycott M, Duarte CM, Carruthers TJ, Orth RJ, Dennison WC, Olyarnik S, Calladine A, et al (2009) Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(30), 12377-12381.
- Wynne MJ (2011) A checklist of benthic marine algae of the tropical and subtropical western Atlantic: third revision. *Nova Hedwigia, Beiheft* 140:1-166.

CAPÍTULO 3

Caracterização geomorfológica dos recifes da Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais (APARC), utilizando ALOS AVNIR-2

Gabriella Cynara Minora da Silva ¹; Flavo Elano Soares de Souza ²; Eliane Marinho-Soriano ¹

ESTE ARTIGO SERÁ SUBMETIDO AO PERIÓDICO INTERNATIONAL JOURNAL OF REMOTE SENSING E, PORTANTO, ESTÁ FORMATADO DE ACORDO COM AS RECOMENDAÇÕES DESTA REVISTA ([HTTP://WWW.TANDFONLINE.COM/LOI/TRES20](http://www.tandfonline.com/loi/tres20))

¹ Department of Oceanography and Limnology, Federal University of Rio Grande do Norte, Via Costeira, Praia de Mãe Luiza, s/n, Natal, RN 59014-002, Brazil. E-mail: gabriella_cynara@yahoo.com.br - Tel.: (84) 3342-4950.

² Agricultural School of Jundiá, Federal University of Rio Grande do Norte, RN 160 - km 03, Jundiá District, Macaíba, RN 59280-000.

Resumo: As macroalgas são os principais elementos formadores dos recifes na Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais – APARC/RN, uma Unidade de Conservação que abrange uma área de mais de 136.000 ha. Este trabalho teve como objetivo–caracterizar e analisar a geomorfologia dos recifes de Maracajaú e de Rio do Fogo, relacionando-a a localização da cobertura de macroalgas e fanerógamas, usando dados ALOS/AVNIR-2. Para isso, foi gerado um Modelo Digital Batimétrico (MDB), através da vetorização da Carta Náutica nº 803 – Canal de São Roque, disponibilizada pela Marinha do Brasil, e um Modelo Digital de Declividade (MDD), os quais foram cruzados com os resultados das classificações supervisionadas rígidas de cada recife. Os resultados mostraram que em ambos os recifes, as macroalgas encontram-se predominantemente na área central, ou crista recifal, entre as isóbatas -1 e -3 m, principalmente. Essa região se configura como uma área relativamente plana, com 2% de declividade em Maracajaú e 3% de declividade em Rio do Fogo. As algas calcárias, formando ou não concreções, localizam-se principalmente nas extremidades do recife, especialmente no recife frontal (*reef front*), podendo ser observadas em profundidades de até -5 m. As fanerógamas ocorrem principalmente no pós-recife (*back reef*), entre as isóbatas -2 e -6 m. As bordas dos recifes configuraram as regiões de maior declividade, com até 5% no recife de Maracajaú e até 7% no recife de Rio do Fogo. Em ambos os recifes, foram registrados os seguintes grupos morfofuncionais: foliáceas, ramificadas, coriáceas, calcárias articuladas e calcárias crostosas. Esse trabalho permitiu entender como ocorre a fixação e o desenvolvimento das macroalgas e fanerógamas em relação à profundidade da água e à declividade do corpo recifal, podendo contribuir para uma gestão mais eficiente e delimitação de usos sustentáveis da APARC.

Palavras-chave: ALOS AVNIR-2, Batimetria, Declividade, Macroalgas, Fanerógamas, APARC.

1. Introdução

A Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais – APARC é uma Unidade de Conservação localizada no trecho norte-oriental do estado do Rio Grande do Norte, abrangendo os municípios de Touros, Rio do Fogo e Maxaranguape, totalizando uma área de proteção de mais de 136.000 ha (Idema, 2016). Inserida na plataforma continental interna ao nordeste do estado do RN, compreende três formações recifais isoladas, alinhamentos rochosos e sedimentos de fundo constituídos principalmente de carbonato de cálcio (Santos et al. 2007). Essas formações recifais formam microhabitats que servem de abrigo para uma grande variedade de organismos como algas, fanerógamas, corais, peixes, crustáceos, moluscos, equinodermos, entre outros. Nesse sentido, a APARC compreende de norte para o sul, o recife de Cioba, o recife de Rio do Fogo e o recife de Maracajaú, localizados nos municípios de Touros, Rio do Fogo e Maxaranguape, respectivamente, os quais possuem entre 9 a 12 km de extensão.

As macroalgas são os principais elementos formadores dos recifes na APARC, destacando-se pela quantidade e importância para o monitoramento da região costeira. Além disso, são excelentes indicadores ambientais dos efeitos da mudança no clima global. No entanto, há uma escassez de informações de base sobre ambientes recifais, dificultando estabelecer tendências (Costa et al. 2002). É fundamental entender como estes organismos encontram-se distribuídos dentro do corpo recifal em relação a alguns parâmetros ambientais, como a profundidade, a declividade, o regime de luz, o tipo de substrato, a exposição ao hidrodinamismo, a temperatura apropriada e a boa disponibilidade de nutrientes (Oliveira et al. 2006).

Distúrbios físicos como a variação na energia das ondas nas bordas recifais podem resultar em um padrão distinto de distribuição de algas, relacionado aos gradientes desses distúrbios. Dessa maneira, a abundância de macroalgas tende a ser menor na borda externa, voltada para o oceano, do que na borda protegida, gerando distribuições irregulares de macroalgas nos recifes (Costa et al. 2002). O tipo de substrato também define as espécies de macroalgas que habitam cada zona do recife. Os recifes da APARC apresentam substrato composto por cascalhos, areias carbonáticas e siliciclásticas (Testa and Bosence 1998), além disso, as algas calcárias crostosas encontram-se presentes em todas as partes dos recifes, formando concreções ou ocorrendo soltas (Testa 1997). De modo geral, as macroalgas necessitam de locais rasos para realizar adequadamente o processo de fotossíntese e assim, poder estabelecer-se e desenvolver-se (Oliveira et al. 2006).

O mapeamento geomorfológico de áreas recifais tem se mostrado uma excelente alternativa para embasar ações de conservação (Hamylton et al. 2012), sendo crucial o conhecimento e documentação das características espaciais dessas áreas em todo o mundo (Hill and Wilkinson 2004). O sensoriamento remoto tem despontado como uma tecnologia amplamente utilizada para estudos de ambientes recifais, otimizando tempo e recursos financeiros (Andrefouët and Rielg 2004). Nesse sentido, esse estudo teve como objetivo caracterizar as zonas geomorfológicas dos recifes de Maracajaú e de Rio do Fogo, através do Modelo Digital Batimétrico (MDB) e do Modelo Digital de Declividade (MDD), relacionando-as à composição das macroalgas marinhas e fanerógamas, utilizando dados ALOS/AVNIR-2.

2. Material e métodos

2.1 Área de estudo

Os recifes de Maracajaú e de Rio do Fogo (Figura 1) apresentam orientação NW-SE ($5^{\circ}12'58''S$ - $35^{\circ}21'20''O$), paralelos à linha de costa. Localizam-se no litoral norte-oriental do

Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil, a uma distância de 5 a 7 km da costa, em profundidades inferiores a 10 metros (Santos et al. 2007). Inseridos na Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais – APARC, esses recifes pertencem aos municípios de Maxaranguape e Rio do Fogo, respectivamente. O recife de Maracajaú possui 9 km de extensão e 3 km de largura, ou aproximadamente 1.757 ha e o recife de Rio do Fogo, 12 km de extensão e 1,5 km de largura, ou aproximadamente 1.514 ha. A área de estudo apresenta valores de temperatura e de salinidade elevados, onde a temperatura da superfície do mar pode atingir valores de 28,5°C no verão e a salinidade pode alcançar o valor de 37. Devido à ausência de rios volumosos na área de estudo, não há entradas significativas de sedimentos, o que explica as baixas concentrações de sedimentos em suspensão e consequente limpidez dessas águas, somada a deficiência de nutrientes (Testa and Bosence 1998).

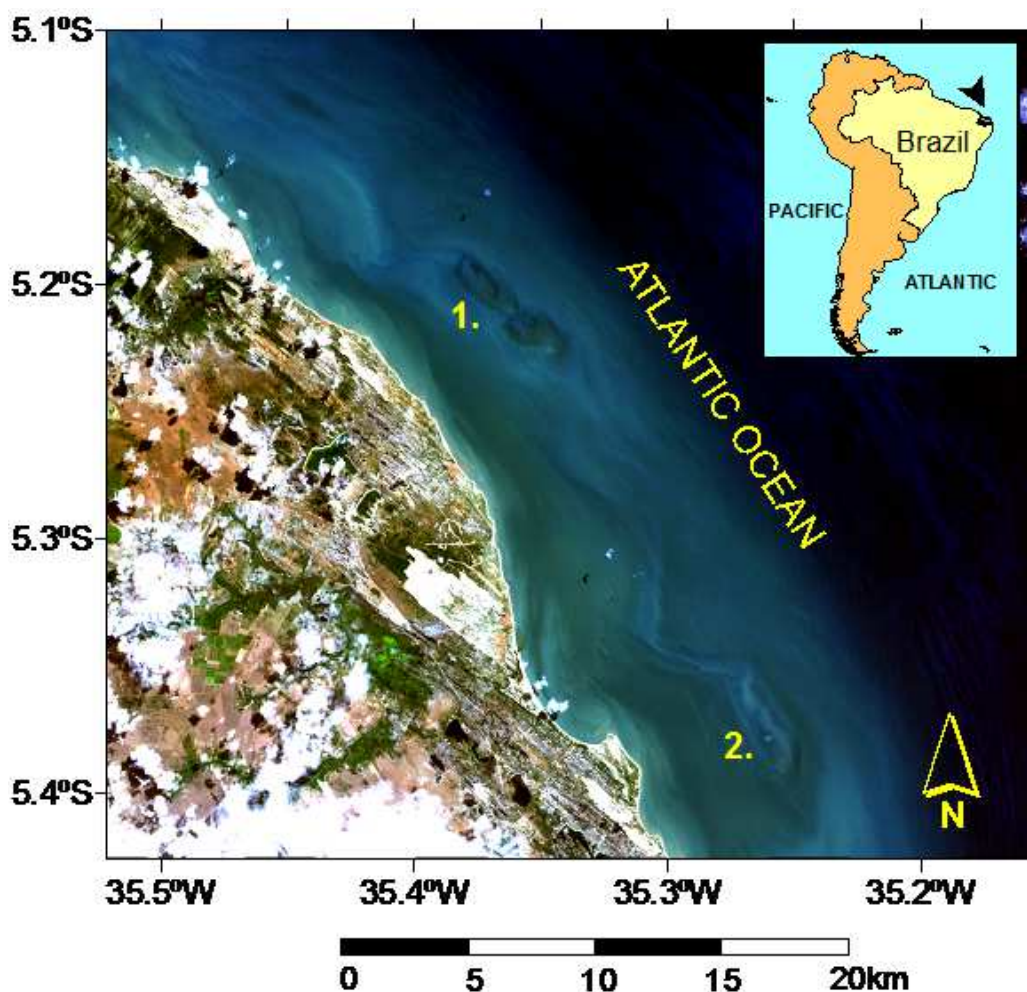


Figura 1. Localização da área de estudo (APARC - 1. Rio do Fogo e 2. Maracajaú). Composição colorida Landsat 8 RGB 432 (cena 214/064, de 28/07/2013).

2.1 Procedimentos metodológicos

A identificação do ambiente recifal foi realizada por meio de composição colorida de imagens do tipo IHS, sendo utilizado um conjunto de bandas multiespectrais do visível e do infravermelho próximo (VISNIR) do satélite ALOS (*Advanced Land Observing Satellite*), instrumento AVNIR-2 (*Advanced visible and Near infrared Radiometer type 2*), cena ALAV2A220913710 de 08/03/2010, com resolução espacial de 10 m, datum SAD 1969,

projeção UTM zona 24S (Figura 2). Os corpos recifais foram mapeados com base em técnicas de processamento digital de imagens utilizando classificadores flexíveis e classificadores rígidos (Da Silva et al. 2016).

As classes mapeadas foram aferidas a partir das amostras de campo utilizadas para validação, sendo escolhidas 11 estações, aleatórias em locais de possível acesso, ao longo de cada recife e realizada uma amostragem através da técnica de *photoquadrat* (Preskitt et al. 2004). Foram utilizados transectos de 30 metros, com fotografias digitais obtidas a intervalos de 1 metro. A câmera digital foi inserida em uma caixa estanque e acoplada em uma estrutura que garantiu um ângulo de 90° em relação ao substrato. As fotografias foram analisadas utilizando o software CPCE 4.1 (Coral Point Count with Excel Extensions) com 50 pontos aleatórios (Kohler and Gill 2006). Ainda foram realizadas coletas de macroalgas para identificação em laboratório. A identificação taxonômica, a nomenclatura e o sistema de classificação utilizada seguiram Wynne (2011). Os grupos morfofuncionais foram classificados de acordo com Littler and Littler (1983), sendo considerados cinco tipos morfofuncionais (foliáceas, ramificadas, coriáceas, calcárias crostosas e calcárias articuladas). O nível de exatidão da classificação foi verificado através do coeficiente Kappa.

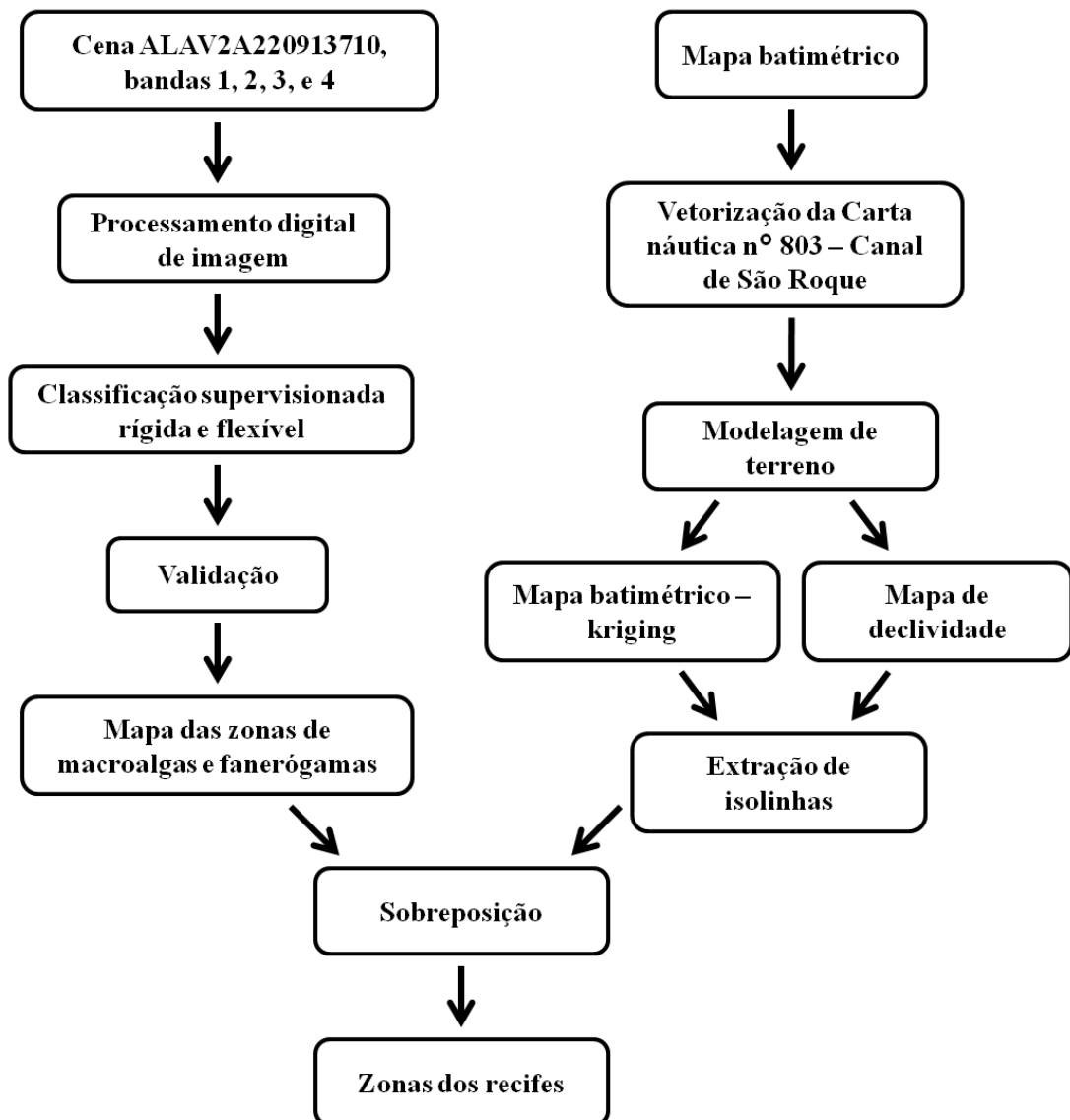


Figura 2. Metodologia utilizada no estudo.

Para a modelagem batimétrica, foi realizada a vetorização da Carta Náutica n° 803 – Canal de São Roque, disponibilizada pela Marinha do Brasil. Essa carta teve sua última atualização em 25/05/2007 e possui profundidades que variam de 0,20 até 36,0 metros. Foram coletados 165 pontos de profundidade no recife de Maracajaú e 203 no recife de Rio do Fogo, os quais foram interpolados com o SURFER Golden Software, através do método *Kriging*, gerando o mapa do modelo digital batimétrico (MDB) e o de modelo digital de declividade (MDD) de cada recife. A geração de um MDB através da interpolação de dados constitui uma técnica bastante difundida em estudos costeiros (Ryan et al. 2007; Araújo and Amaral 2016). A técnica *Kriging* pode ser entendida como um estimador que se baseia numa série de técnicas de análise de regressão, lineares ou não, as quais procuram minimizar a variância estimada a partir de um modelo previamente concebido, considerando a dependência estocástica entre os dados distribuídos no espaço (Landim 2003). O modelo de Krigagem se adequa bem as grades irregulares de pontos possibilitando a estimativa de novos pontos, transformando-a em uma grade regular (SURFER Golden Software 2009). O MDD foi obtido a partir do algoritmo que utiliza a grade de profundidades que foi convertida em declividades.

As imagens classificadas foram sobrepostas ao MDD e ao MDB para localização das feições do recife com o intuito de descrever a faixa de profundidade e declividade para cada zona, relacionando assim as fácies com o modelado do recife. Para facilitar essa compreensão foram extraídas as isóbatas e as isolinhas de declividade.

3. Resultados

A partir de produtos do sensor AVNIR 2/ALOS foi realizado o mapeamento dos recifes de Maracajaú e Rio do Fogo (Figura 3 e Figura 4).

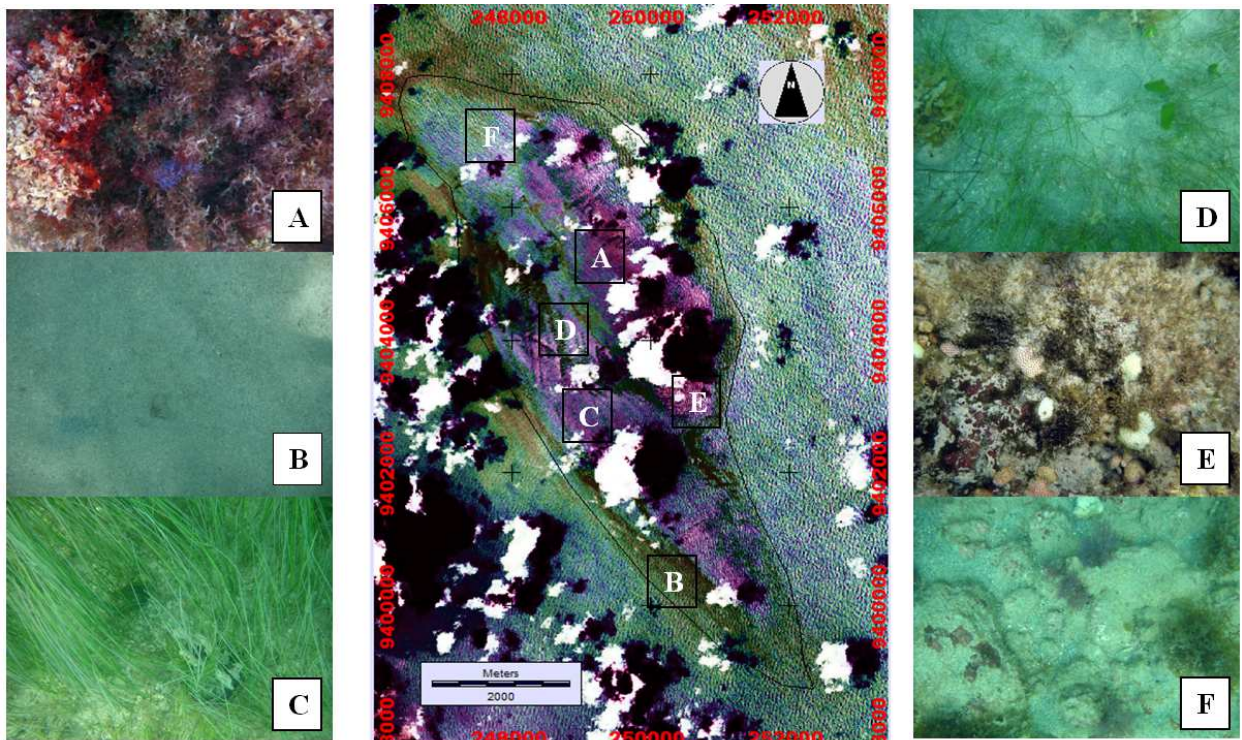


Figura 3. Composição colorida HIS do recife de Maracajaú. As áreas amostradas foram identificadas utilizando a técnica de fotoquadrado e interpretação visual dos tipos de fundo. De acordo com os dados de campo, foram identificadas sete classes: (A) algas densas; (B) areia; (C) Fanerógamas densas; (D) Fanerógamas esparsas; (E) algas calcárias; (F) algas esparsas. Fonte: Da Silva et al. (2016).

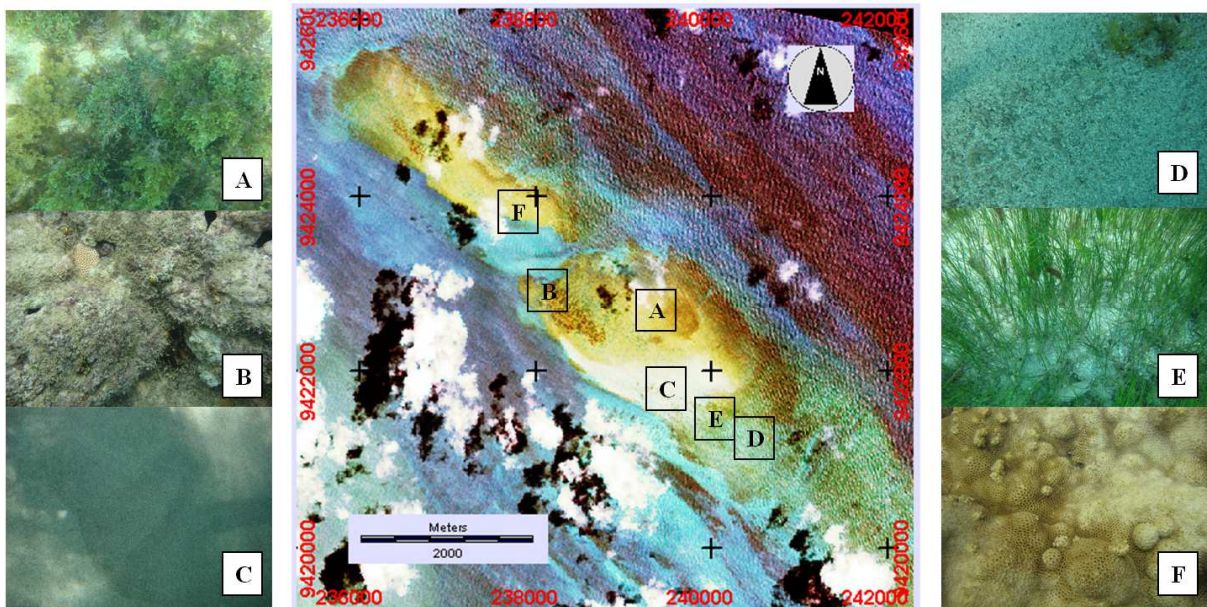


Figura 4. Composição colorida RGB do recife de Rio do Fogo. As áreas amostradas foram identificadas utilizando a técnica de fotoquadrado e interpretação visual dos tipos de fundo. De acordo com os dados de campo, foram identificadas seis classes: (A) macroalgas; (B) concreções de algas calcárias; (C) areia; (D) areia com mistura calcária; (E) fanerógamas; (F) recifes de corais.

Os modelos batimétricos gerados pelo método de interpolação de krigagem evidenciaram as feições geomorfológicas características de recifes costeiros (Figuras 5 e 6) como Zona costeira (*nearshore zone*), Corrente de deriva litorânea (*Channel longshore current*), Pós-recife (*Back reef*), Crista recifal (*Creest reef*), Recife frontal (*Reef front*) e Borda da plataforma interna (*Inner shelf border*).

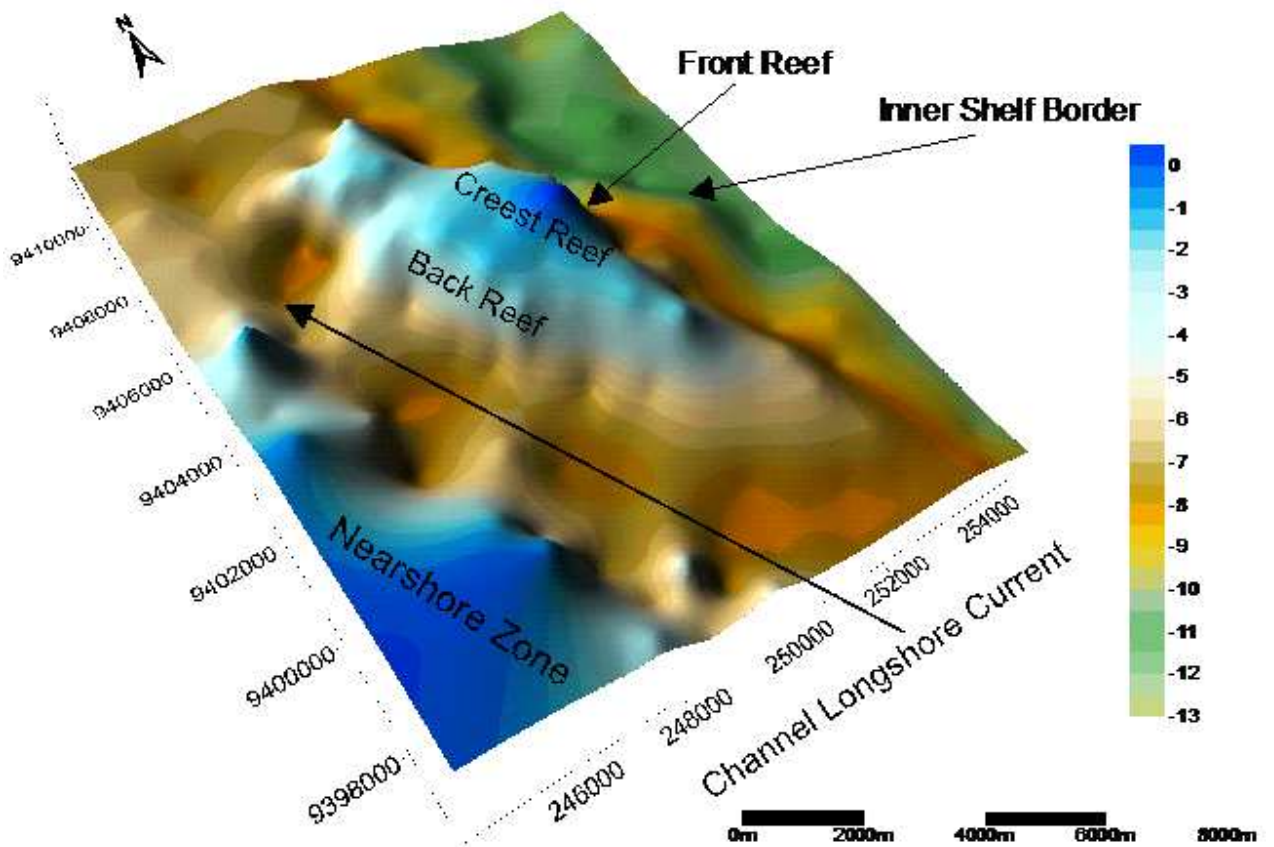


Figura 5. Modelo batimétrico e feições geomorfológicas do recife de Maracajaú.

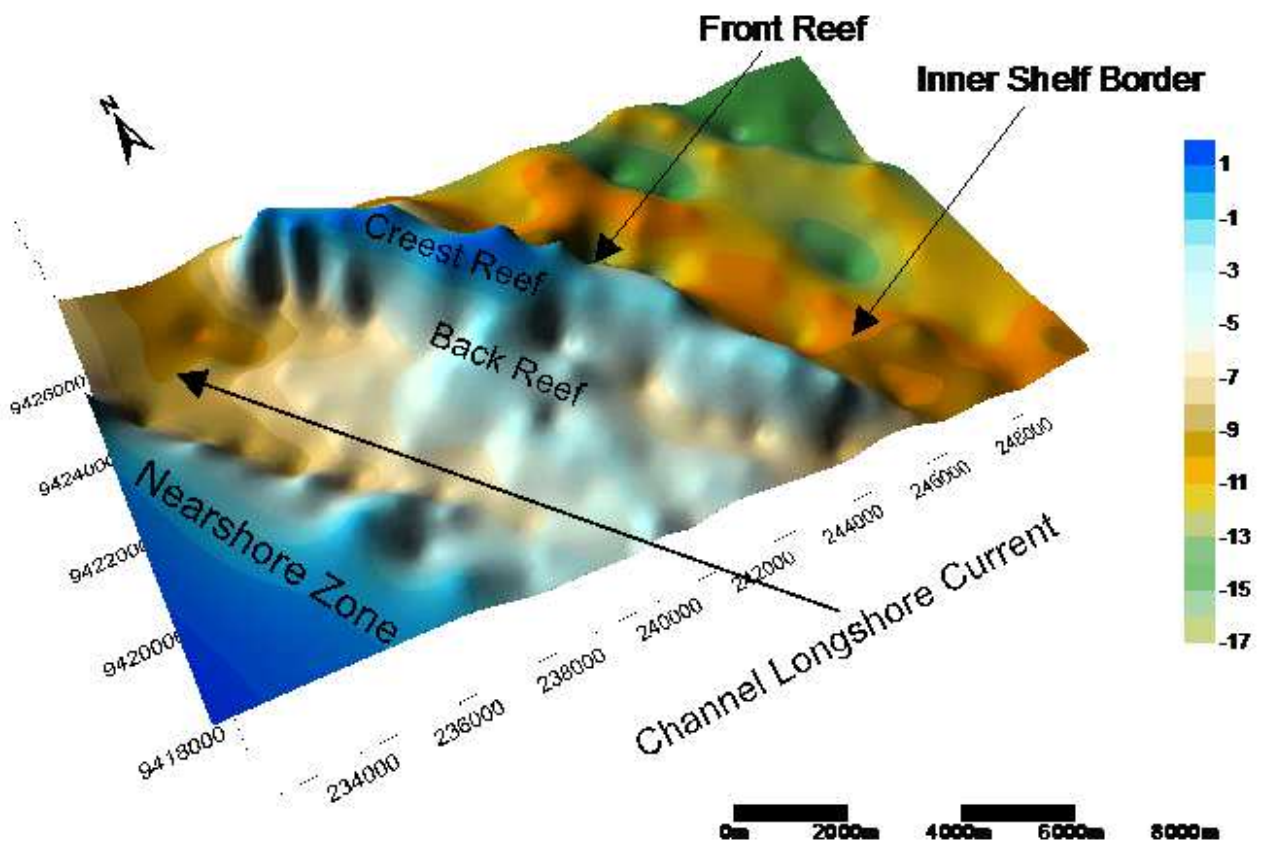


Figura 6. Modelo batimétrico e feições geomorfológicas do recife de Rio do Fogo.

Os recifes da APARC são complexos recifais offshore que possuem zonas distintas. A crista (*reef crest*) é considerada o local mais elevado do corpo recifal, em muitos casos ficando emersa por várias horas na maré baixa, como evidenciado no recife de Rio do Fogo. As macroalgas estão distribuídas por todo o corpo recifal, no entanto, as áreas mais planas abrigam uma maior cobertura desses organismos. O Recife frontal (*reef front*) é a região do recife que fica mais exposta a ação dos ventos e das ondas, o qual é recoberto predominantemente por concreções de algas calcárias e corais. E o Pós-recife (*back reef*), região localizada na borda interna, mais próxima ao continente e, portanto mais protegida, abriga uma grande piscina em Rio do Fogo, e os organismos mais comuns são as fanerógamas já que se trata de uma zona cujo substrato é formado principalmente por areia.

3.1 Recife de Maracajaú

A análise dos contornos batimétricos mostrou que o recife de Maracajaú está delimitado pela isóbata -6 m (Quadro 1 e Figura 7). A área marinha que vai do continente até o recife se configura como uma área rasa, com isóbatas de até -7 m. As macroalgas ocuparam aproximadamente 372 ha da cobertura do recife, dos quais 190 ha foram classificados como classe de algas densas, 78 ha como classe de algas esparsas e 104 ha como classe de algas calcárias. Essas algas em sua maioria estão distribuídas a uma profundidade que varia de -1 até -4 m, podendo chegar a profundidade de -6 m (Quadro 1). A classe das algas densas está distribuída principalmente entre as isóbatas -1 e -3 m, como é possível visualizar na porção central, que corresponde a crista do recife. Esta classe pode ser observada ainda, em menor quantidade, até a isóbata -6 m, na região de recife frontal. Já as classes de algas esparsas e de algas calcárias conseguem habitar áreas cuja profundidade chega a -6 e -5 m, respectivamente. As fanerógamas ocorrem desde a isóbata -2 até -6 m nas regiões de crista e pós-recife, ocupando cerca de 451 ha ao longo de todo o corpo recifal, dos quais 203 ha correspondem as fanerógamas densas e 248 ha às fanerógamas esparsas. O substrato areia, que contorna todo o recife, representou cerca de 544 ha, podendo ser visto desde a isóbata -2 até -6 m, caracterizando o limite do recife. A classe areia fina, que ocupou cerca de 200 ha, pode ser visualizada ocorrendo no pós-recife enquanto classe areia, que corresponde a areia média a grossa, ocupou aproximadamente 344 ha sendo encontrada principalmente no pós-recife e no recife frontal.

Nesse recife foram encontrados os seguintes grupos morfofuncionais: foliáceas, ramificadas, coriáceas, calcárias articuladas e calcárias crostosas. No recife de Maracajaú, os gêneros mais representativos dentro de cada grupo foram: *Dictyopteris* e *Dictyota* (foliáceas), *Caulerpa*, *Gelidium*, *Gracilaria* e *Bryothamnion* (ramificadas), e *Udotea*, *Penicillus* e *Lobophora* (coriáceas), *Jania*, *Halimeda* e *Amphiroa* (calcária articuladas) e rodolito (calcária crostosa). As espécies de corais, *Siderastrea stellata*, *Palythoa caribaeorum* e *Favia gravida*, se destacaram em relação à densidade de cobertura. A fanerógama *Halodule wrightii* foi encontrada em grande quantidade neste recife.

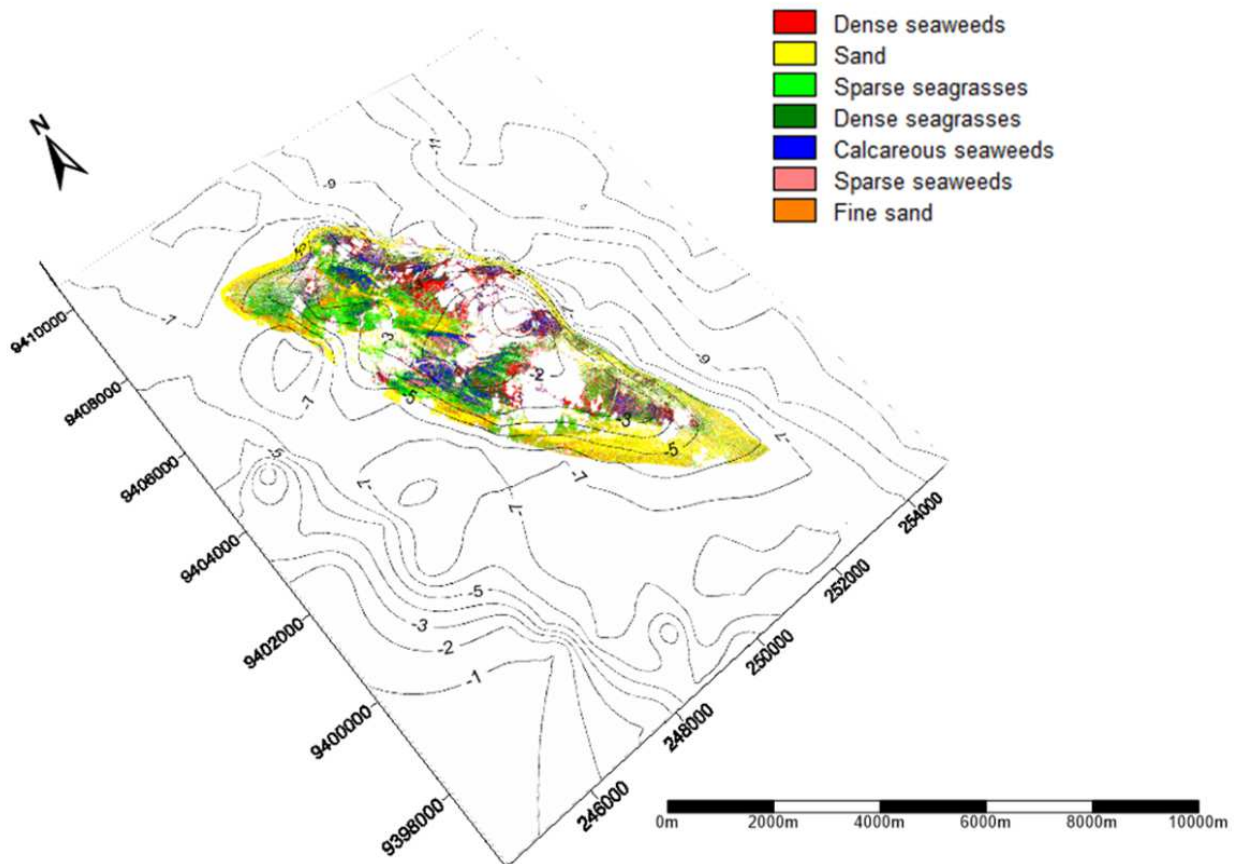


Figura 7. Modelo batimétrico com a classificação supervisionada rígida do recife de Maracajaú, APARC-RN.

O mapa de declividade do recife de Maracajaú (Figura 8) demonstrou que a maior parte dos organismos bentônicos, localizados na área central, concentra-se em uma região mais plana, com 2% de declive. Por outro lado, as bordas do recife configuram as regiões de maior declividade, com até 5%. É possível perceber perfeitamente essa morfologia de declive rodeando todo o corpo recifal. A borda leste apresentou a maior inclinação, demarcando visivelmente os limites do recife. Após essa inclinação acentuada, verifica-se uma suavização no relevo, se tornando quase horizontal em direção ao mar aberto.

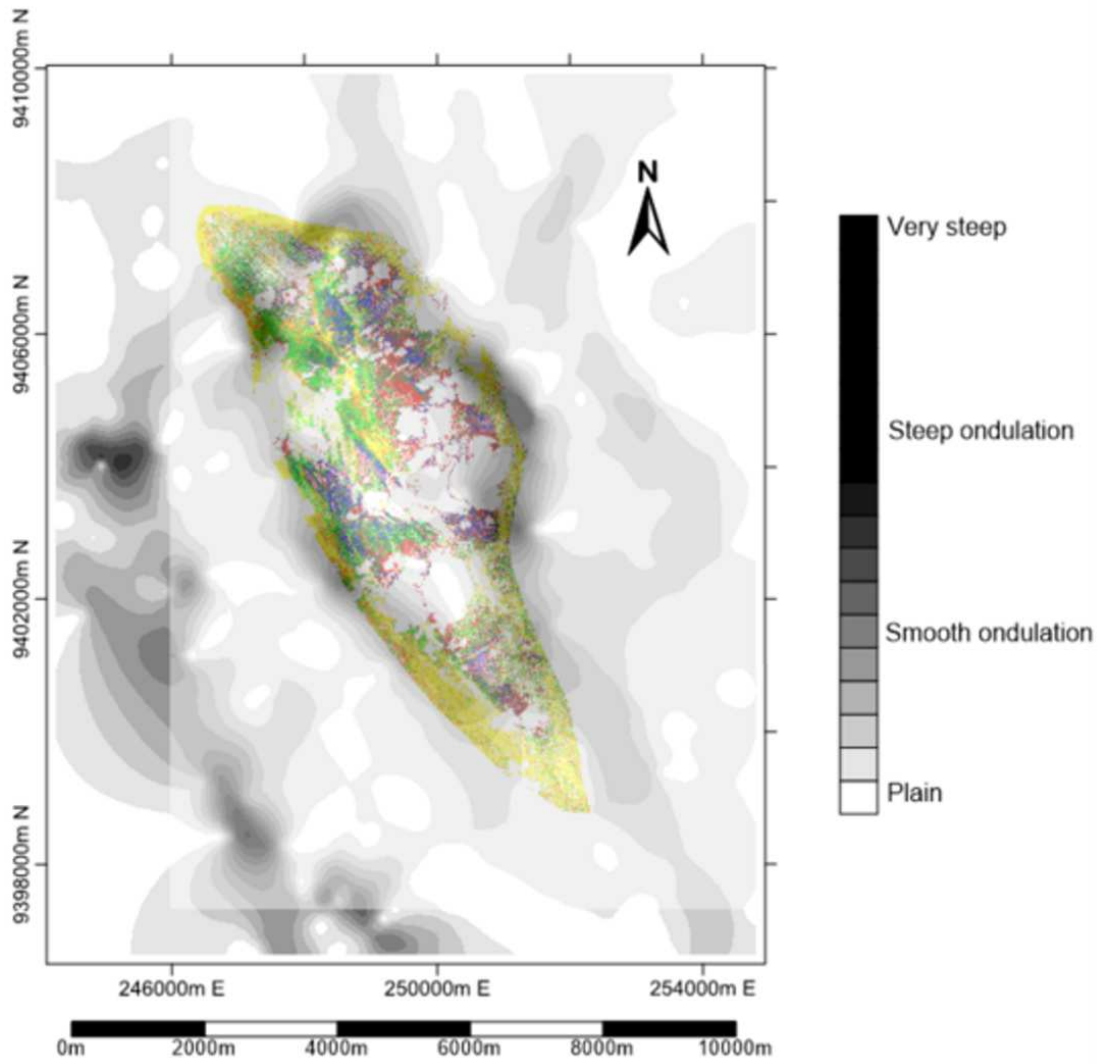


Figura 8. Modelo de declividade com a classificação supervisionada rígida do recife de Maracajaú, APARC-RN.

Quadro 1. Descrição detalhada das características geoambientais, de diversidade e uso das classes identificadas na classificação supervisionada Maxlike, no recife de Maracajaú-RN.

Classes	Área	Batimetria	Feição	Declividade	Principais Gêneros/ Espécies	*Uso
Algas densas	190 ha	-1 a -6	Predomina no <i>creest reef</i> . Ocorrem ainda no <i>Back reef</i> e <i>Reef front</i>	1% a 2,5%	<i>Dictyopteris delicatula</i> , <i>Gelidium americanum</i> e <i>Sargassum hystrix</i> .	Turismo e pesca
Algas esparsas	78 ha	-2 a -6	Predomina no <i>creest reef</i> . Ocorrem ainda no <i>Back reef</i> e <i>Reef front</i>	1% a 3,5%	<i>Dictyopteris delicatula</i>	Turismo e pesca
Algas calcárias	104 ha	-1 a -5	<i>Creest reef</i> e <i>Reef front</i>	1% a 3,5%	Rodólitos, <i>Jania sp.</i> e <i>Amphiroa sp.</i>	Turismo, pesca e proteção integral
Fanerógamas densas	203 ha	-2 a -5	<i>Creest reef</i> e <i>Back reef</i>	1% a 3,5%	<i>Halodule wrightii</i>	Pesca e proteção integral
Fanerógamas esparsas	248 ha	-2 a -6	<i>Creest reef</i> e <i>Back reef</i>	1% a 4%	<i>H. wrightii</i>	Pesca e proteção integral
Areia	344 ha	-2 a -6	Predomina no <i>Back reef</i> e <i>Reef front</i>	1% a 5%	-	Pesca e proteção integral
Areia fina	200 ha	-2 a -6	<i>Back reef</i>	1% a 4,5%	-	Pesca e proteção integral

*Fonte: Zoneamento Ecológico Econômico – ZEE, Idema (2016).

3.2 Recife de Rio do Fogo

Os contornos batimétricos verificados no recife de Rio do Fogo demonstraram que o mesmo está delimitado pela isóbata -5 m (Figura 9). Este recife possui uma ruptura que o divide em uma porção menor ao norte e uma maior ao sul, denominada canal Barreta. Nesse caso, diferente do recife de Maracajaú, a área marinha que vai do continente até o recife apresenta profundidades maiores, com isóbatas de até -9 m. As macroalgas ocuparam cerca de 11 ha de cobertura nesse recife (Quadro 2). A maior parte das macroalgas está distribuída na isóbata -1 m, na crista do recife, no entanto, a cobertura de macroalgas se estende até a isóbata -5 m. As concreções de algas calcárias, localizadas nas extremidades do recife, especialmente no recife frontal, podem ser observadas em profundidades que variam desde -1 até -5 m, ocupando aproximadamente 11 ha de cobertura nesse corpo recifal. As fanerógamas ocorrem desde a isóbata -2 até -4 m, e diferente do recife de Maracajaú, aqui elas se localizam apenas no trecho sul, no pós-recife, ocupando uma área de aproximadamente 41 ha. Os recifes de corais ocuparam aproximadamente 64 ha. Apesar de ocorrer distribuído em todo o corpo recifal, há uma predominância desses organismos no pós-recife da porção do recife sul,

atuando como um divisor entre o grande banco de areia e as macroalgas. A classe areia, que equivale a cerca de 55 ha, localiza-se no pós-recife, abrigando uma grande piscina com pouca cobertura de algas e profundidade variando de -1 a -4 m. Finalmente, a areia calcária, formada a partir de areia e da fragmentação das algas calcárias, pode ser observada contornando o corpo recifal, no pós-recife e no recife frontal (43 ha), a uma profundidade que vai de -1 a -5 m.

Assim como em Maracajaú, o recife de Rio do Fogo também registrou a presença de cinco grupos morfofuncionais: foliáceas, ramificadas, coriáceas, calcárias articuladas e calcárias crostosas. Os gêneros mais representativos dentro de cada grupo foram: *Dictyopteris* e *Dictyota* (foliáceas), *Laurencia*, *Caulerpa* e *Gelidium* (ramificadas), *Penicillus*, *Sargassum* e *Udotea* (coriáceas), *Amphiroa* e *Jania* (calcária articuladas) e rodolito (calcária crostosa). Com relação aos corais, *S. stellata*, *P. caribaeorum* e *Z. sociatus* se destacaram em relação à densidade de cobertura. Uma área com presença de *H. wrightii* também foi encontrada nesse recife, porém, em um número bem mais reduzido se comparado ao recife de Maracajaú.

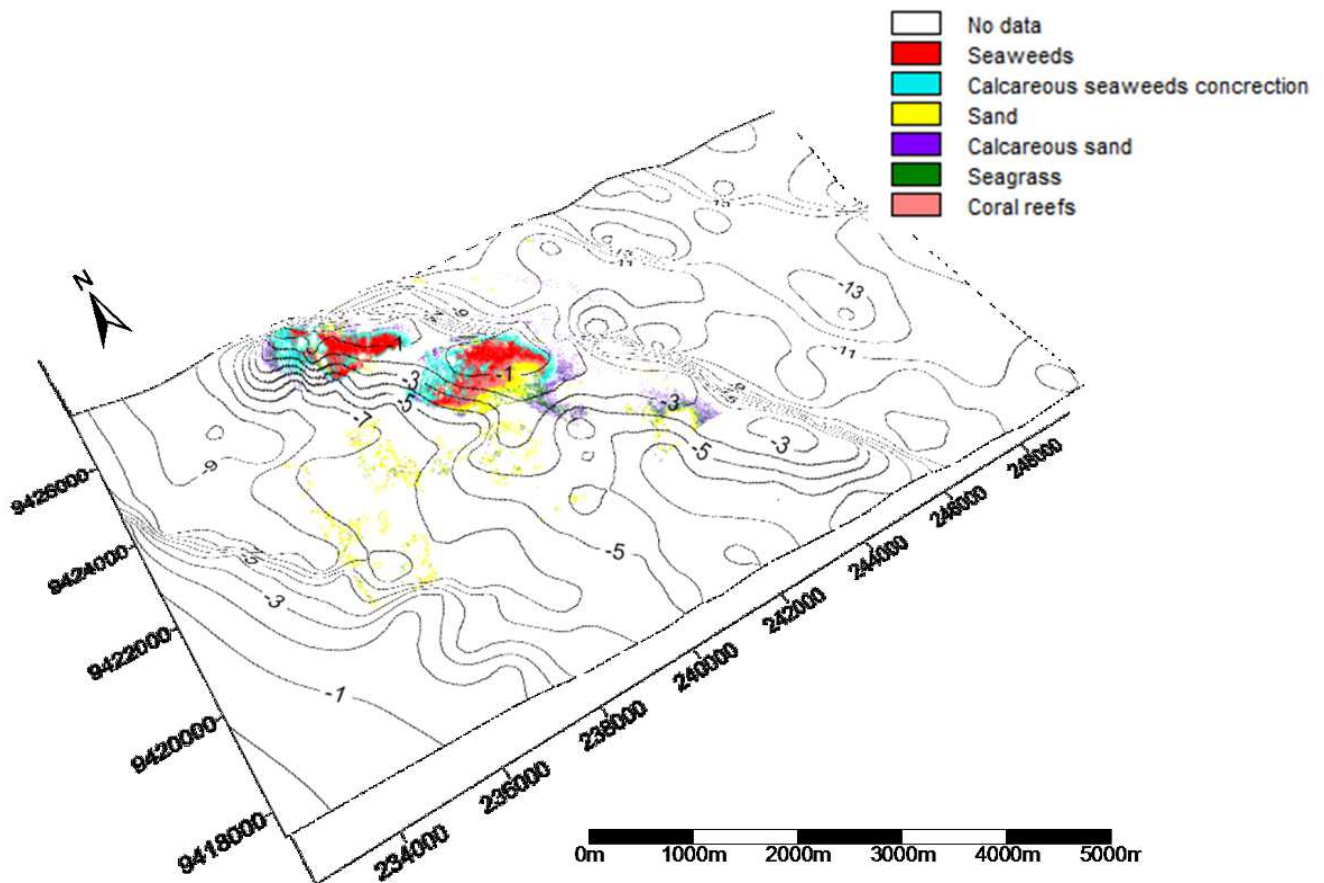


Figura 9. Modelo batimétrico com a classificação supervisionada rígida do recife de Rio do Fogo, APARC-RN.

Da mesma maneira, o mapa de declividade do recife de Rio do Fogo (Figura 10) demonstrou que o corpo recifal e sua cobertura bentônica concentram-se na região mais plana, em uma região com declividade predominante de 3%. E as áreas de maior declividade são evidenciadas contornando todo o corpo recifal, podendo chegar a 7%. Diferente do recife de Maracajaú, as maiores inclinações em Rio do Fogo foram verificadas em toda a borda leste, norte, e nordeste, configurando feições mais íngremes para este corpo recifal.

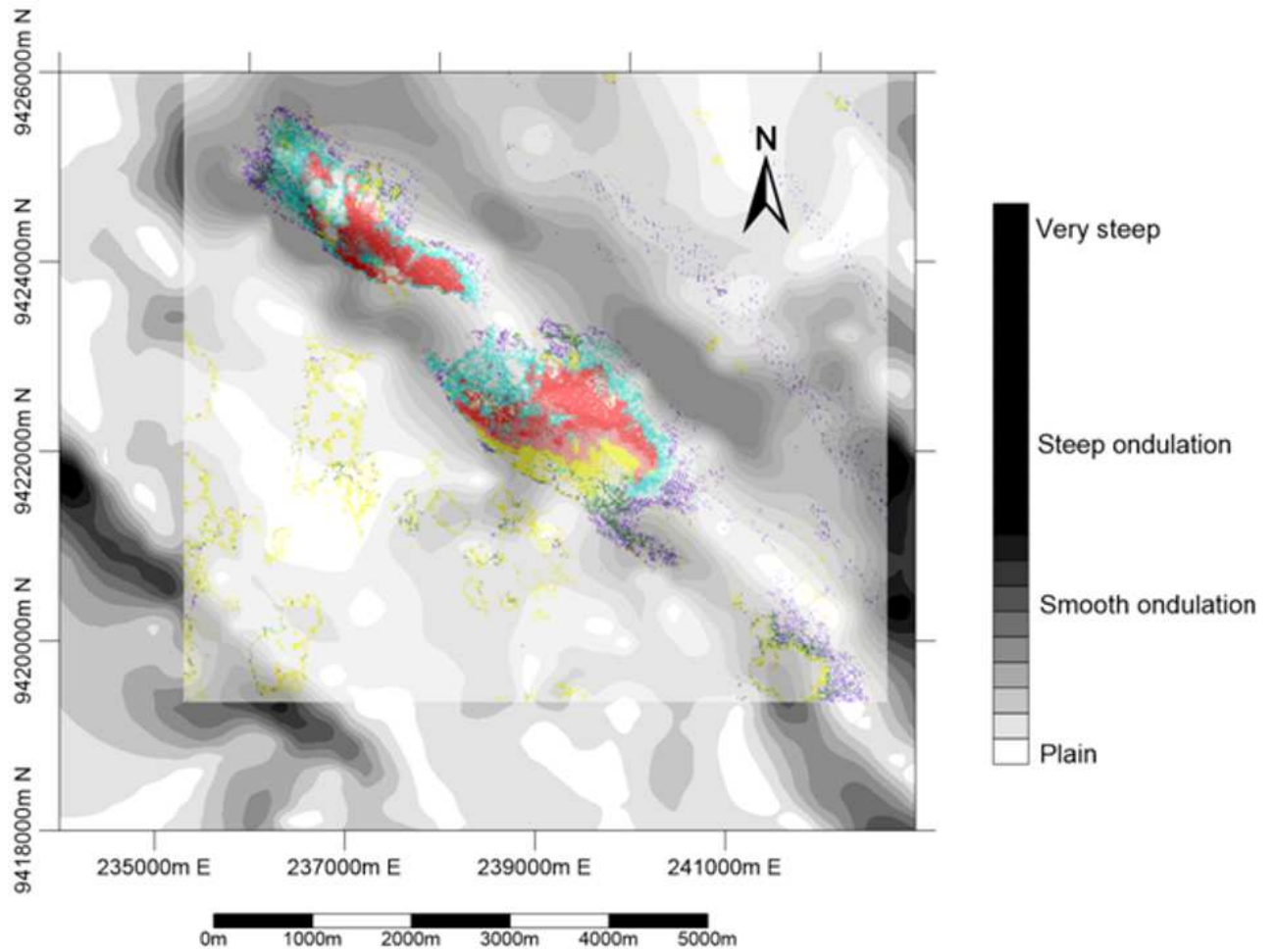


Figura 10. Modelo de declividade com classificação supervisionada rígida do recife de Rio do Fogo, APARC-RN.

Quadro 2. Descrição detalhada das características geoambientais, de diversidade e uso das classes identificadas na classificação supervisionada Maxlike, no recife de Rio do Fogo-RN.

Zona	Área	Batimetria	Feição	Declividade	Principais Gêneros/Espécies	*Uso
Macroalgas	11 ha	-1 a -5	Predomina no <i>Creest reef</i> . Ocorrem ainda no <i>Back reef</i>	1% a 3%	<i>Dictyopterus sp.</i> , <i>Dictyota sp.</i> , <i>Jania sp.</i> , <i>Laurencia sp.</i> , <i>Caulerpa sp.</i> , <i>Gelidium sp.</i> , <i>Penicillus sp.</i> , <i>Sargassum sp.</i> , <i>Udotea sp.</i>	Turismo e pesca e proteção integral
Concreções de algas calcárias	11 ha	-1 a -5	Ocorrem no <i>Creest reef</i> , no <i>Back reef</i> e <i>Reef front</i>	1% a 5,5%	rodolito	Pesca e proteção integral
Fanerógamas	41 ha	-2 a -4	<i>Back reef</i>	1% a 2%	<i>H. wrightii</i>	Pesca
Recifes de corais	64 ha	-1 a -4	<i>Creest reef</i> e <i>Back reef</i>	1% a 3%	<i>S. stellata</i> , <i>P. caribaeorum</i> e <i>Z. sociatus</i>	Turismo, pesca e proteção integral
Areia	55 ha	-1 a -4	<i>Creest reef</i> e <i>Back reef</i>	1% a 3%	-	Turismo
Areia calcária	43 ha	-2 a -7	<i>Back reef</i> e <i>Reef front</i>	1% a 7%	-	Pesca

*Fonte: Zoneamento Ecológico Econômico – ZEE, Idema (2016).

4. Discussão

De maneira geral, os recifes de Maracajaú e de Rio do Fogo são formados por edificações carbonáticas de tamanho variável e superfície irregular. Estes recifes foram construídos pela acumulação de algas calcárias crostosas (rodolitos) e corais, os quais formam concreções altas e baixas denominadas de cômoros e canteiros, respectivamente (Santos et al. 2007), que servem de substrato para a fixação das macroalgas. Concreções de algas calcárias podem ser visualizadas circulando grande parte do recife de Rio do Fogo (Figura 9). O substrato encontrado nesses recifes é constituído de sedimentos terrígenos e restos orgânicos, resultados principalmente da decomposição das algas calcárias crostosas (Santos et al. 2007).

O recife de Maracajaú forma um corpo único alongado (Amaral and Gonçalves 2004). Nesse recife, a classe das algas densas, se encontra predominantemente na região que compreende a porção mais central do recife. Esta classe está distribuída principalmente entre as isóbatas -1 a -4, podendo chegar a profundidade de -6 metros na região mais próxima da borda externa (*reef front*). Na área mais rasa (*creest reef*), que fica exposta às condições atmosféricas nas marés mais baixas, as algas formadoras de tapetes (*turf*) e o coral *Palythoa* são dominantes. As algas *turf* são oportunistas e em geral são as primeiras a colonizar o espaço após algum evento perturbador seja ele, natural ou antropogênico (Harris et al. 2015). O coral mole do gênero *Palythoa* também sobrevive e se desenvolve bem em áreas perturbadas com prolongada exposição às condições atmosféricas, iluminação intensa e com forte fluxo de água (Rabelo et al. 2015). Nos recifes da APARC este coral pode tolerar

períodos prolongados de emersão e parece se beneficiar da redução da cobertura de macroalgas formando normalmente densas agregações monoespecíficas. Quando exposto na maré baixa, esta espécie secreta um muco que o protege da dissecação e predação (Santos et al. 2016), esta substância é uma toxina de alto peso molecular conhecida como “palytoxina” (Soares et al. 2006). Aparentemente esta espécie consegue ocupar o espaço, matando ou impedindo a instalação de outros organismos por meio físico e químico.

A classe das algas calcárias (rodolitos) pode ser observada ocorrendo em maior quantidade no recife frontal, onde ocorre a arrebentação das ondas. Com efeito, esse grupo de algas calcárias necessita de regime hidrodinâmico de alta energia, e nessa área do recife o regime de ondas e correntes é mais significativo. No entanto, quando a dinâmica da água é excessivamente forte, pode ocasionar quebra ou o deslocamento dessas algas para habitats não adequados ao seu pleno desenvolvimento (Foster et al. 2013; Horta et al. 2016). Embora essas algas prefiram locais com maior movimento da água, elas podem também ser encontradas em áreas de menor hidrodinamismo, ainda que apresentem menor desenvolvimento. Além disso, nas áreas de baixo regime hidrodinâmico, essas algas podem ser enterradas por sedimentos finos ou serem colonizadas por espécies foliáceas levando-as à morte (Foster et al. 2013).

As fanerógamas representadas pela espécie *H. wrightii*, estão situadas principalmente no pós-recife, local cujo substrato é composto essencialmente por areia o que facilita sua fixação e desenvolvimento. A distribuição das fanerógamas tem sido relacionada ao tipo de substrato, exposição às ondas, velocidade das correntes e salinidade, ou uma combinação destes fatores (Marques and Creed 2008). De uma maneira geral, as fanerógamas crescem em áreas rasas abrigadas a moderadamente abrigadas, com substrato que varia de areia a lama. Em substratos não consolidados, os rizomas das fanerógamas podem alongar e as raízes penetrarem mais facilmente no sedimento, facilitando o seu estabelecimento (Frederiksen et al. 2004). Nesse estudo, as fanerógamas formavam prados densos nas áreas mais abrigadas (pós-recife), enquanto nos ambientes mais expostos elas se encontravam distribuídas de forma mais esparsas e intercaladas por espécies de macroalgas (Figura 3).

O mapeamento morfológico do recife de Rio do Fogo apresenta uma ruptura do corpo recifal, revelando uma zona menor ao norte e outra maior ao sul, as quais são separadas pelo canal Barreta (Araújo and Amaral 2016). Esse canal possui aproximadamente 100 m de extensão na parte central e profundidade variando de 3 a 7 m. Ambas as zonas possuem uma alta cobertura de macroalgas, e esses organismos se encontram distribuídos de forma mais uniforme em relação ao habitat (abrigado/exposto), quando comparado a Maracajaú. As maiores declividades foram registradas na borda leste, norte e nordeste, configurando feições mais íngremes para esse corpo recifal. A cobertura algal esteve concentrada na região mais plana, cuja declividade predominante é de 3% (Figura 9). Nas áreas com maior declividade (~7%) foi observada uma diminuição das macroalgas foliáceas, maior representação de algas calcárias crostosas e aumento de sedimentos bioclásticos, principalmente na área mais exposta (recife frontal).

Nas áreas margeando esse corpo recifal, as algas coralináceas incrustantes são abundantes, mas sua distribuição se estende também em direção à área central onde são bastante frequentes (Figura 9). Esse grupo de algas ocupa cerca de 11 ha, sendo bem representado em profundidades variando de -1 a -5 metros e 5,5% de declividade. Na área que se encontra constantemente submersa foi observado um aumento de macroalgas foliáceas e coriáceas. Isto ocorre provavelmente devido ao fato das condições ambientais serem mais estáveis, com menos distúrbios da ação das ondas e dissecação, o que permite o desenvolvimento de comunidades algais mais estáveis. A área mais rasa (crista) que fica emersa por períodos mais prolongados nas marés baixas, apresenta cobertura de pequenas algas formadoras de tapetes (*turf*), algas crostosas e do zoantídeo *Palythoa*. Este tipo de padrão também já foi observado para outros ambientes recifais do Brasil (Tâmega and Figueredo 2007; Fonseca et al. 2012).

Na área mais ao sul (pós-recife) é possível visualizar uma área de depressões planas constituída por sedimentos arenosos que são conectadas com o exterior do recife (Araújo and Amaral 2016). Esse tipo de sedimento carregado do continente pela ação das correntes é depositado nessa área do recife, configurando um ambiente ideal para a fixação e crescimento das fanerógamas. Com efeito, é nessa região do recife que a fanerógama *H. wrightii* está concentrada, porém em um número bem mais reduzido quando comparado à área de Maracajaú. Essa zona se revela como de baixa energia sem influência da arrebentação das ondas. De acordo com estudos anteriores, as fanerógamas marinhas são pouco tolerantes a ação dos ventos e correntes, desenvolvendo-se bem em locais calmos e protegidos, inclusive da ação do homem e cujo substrato seja composto por areia (Waycott et al. 2009; Infantes et al. 2009).

4. Conclusão

Considerando a pouca profundidade nos dois recifes estudados, a distribuição dos diferentes grupos de algas parece estar mais ligada ao hidrodinamismo do que a profundidade. A distribuição das diferentes comunidades bentônicas dos dois recifes é bastante semelhante. Na zona onde ocorre a maior energia de ondas, as algas calcárias são bastante frequentes (recife frontal e crista), na área central ocorrem as macroalgas foliáceas com destaque para o grupo das algas marrons, na porção mais rasa da crista as algas *turf* e o coral *Palythoa* dominam, caracterizando organismos tolerantes a exposição prolongada às condições atmosféricas. Na região mais abrigada do embate das ondas (pós-recife) ocorrem as pradarias de fanerógamas (*H. wrightii*).

Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento deste projeto.

Referências

- Andréfouët S, Riegl B (2004) Remote sensing: a key tool for interdisciplinary assessment of coral reef processes. *Coral Reefs* 23(1), 1-4.
- Amaral RF, Gonçalves LM (2004) Using small format aerial photographs (SFAP) to map coral reefs in Rio Grande do Norte, Brazil. In *Robotics and Automation, 2004. Proceedings. ICRA'04. 2004 IEEE International Conference on*, pp. 4713-4717.
- Araújo P, Amaral R (2016) Mapping of coral reefs in the continental shelf of Brazilian Northeast through remote sensing. *Revista de Gestão Costeira Integrada*.
- Costa JOS, Attrill MJ, Pedrini AG, De-Paula JC (2002) Spatial and seasonal distribution of seaweeds on coral reefs from Southern Bahia, Brazil. *Botanica Marina*, 45(4), 346-355.

Da Silva GCM, De Souza FES, Marinho-Soriano E (2016) Application of ALOS AVNIR-2 for the detection of seaweed and seagrass beds on the northeast of Brazil. *International Journal of Remote Sensing*, 38(3), 662-678.

De Hidrografia, DHN-Diretoria. Navegação (Marinha do Brasil). Carta Náutica, n. 803, 2001.

Oliveira E, Populus J, Guillaumont B (2006) Predictive modelling of coastal habitats using remote sensing data and fuzzy logic: a case for seaweed in Brittany (France). *EARSeL eProceedings* 5(2), 208-223.

Fonseca AC, Villaça R, Knoppers B (2012) Reef flat community structure of Atol das Rocas, northeast Brazil and southwest Atlantic. *Journal of Marine Biology*, 2012.

Foster MS, Amado-Filho GM, Kamenos NA, Riosmena-Rodríguez R, Steller DL (2013) Rhodoliths and Rhodolith Beds. *In*: Lang, M.A., Mertinelli, R.L., Roberts, S.J., Taylor, P.R. (Eds.). *Research and Discoveries: The Revolution of Science through Scuba*. Washington: Smithsonian Institution Scholarly Press, p. 143-155.

Frederiksen M, Krause-Jensen D, Holmer M, Laursen JS (2004) Spatial and temporal variation in eelgrass (*Zostera marina*) landscapes: Influence of physical setting. *Aquatic Botany* 78: 147-165.

Hamylton S, Andrefouët S, Spencer T (2012) Comparing the information content of coral reef geomorphological and biological habitat maps, Amirantes Archipelago (Seychelles), Western Indian Ocean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 111, 151-156.

Harris J, Lewis LS, Smith J (2015) Quantifying scales of spatial variability in algal turf assemblages on coral reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 532, 41–57. (doi:10.3354/meps11344).

Hill J, Wilkinson CLIVE (2004) *Methods for ecological monitoring of coral reefs*. Australian Institute of Marine Science, Townsville, 117.

Horta PA, Riul P, Amado Filho GM, Gurgel CFD, Berchez F, Nunes JMDC, Scherner F, Pereira S, Lotufo T, Peres L, Sissini M, Bastos EO, Rosa J, Munoz P, Martins C, Gouvêa L, Carvalho V, Bergstrom E, Schubert N, Bahia RG, Rodrigues AC, Rörlig L, Barufi JB, Figueiredo M (2016) Rhodoliths in Brazil: Current knowledge and potential impacts of climate change. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(SPE2), 117-136.

Infantes E, Terrados J, Orfila A, Canellas B, Alvarez-Ellacuria A (2009) Wave energy and the upper depth limit distribution of *Posidonia oceanica*. *Botanica Marine* 52: 419–427.

Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte – IDEMA (2016) Área de Proteção Ambiental dos recifes de Corais. <http://www.idema.rn.gov.br>. Accessed 18 December 2016.

Kohler KE, Gill SM (2006) Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): a Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers & Geosciences* 32(9), 1259-1269.

- Landim PMB (2003) Análise estatística de dados geológicos. São Paulo: Editora UNESP, 2. ed. Rev. E ampl. 253 p.
- Littler MM, Littler DS, Taylor PR (1983) Evolutionary strategies in a tropical barrier reef system: Functional-form groups of marine macroalgae. *Journal of Phycology*, 19(2), 229-237.
- Marques LV, Creed JE (2008) *Biologia e ecologia das fanerógamas marinhas do Brasil*. *Oecol Bras* 12(2): 315-331.
- Preskitt LB, Vroom PS, Smith CM (2004) A rapid ecological assessment (REA) quantitative survey method for benthic algae using photoquadrats with scuba. *Pacific Science* 58(2), 201-209.
- Rabelo EF, Soares MDO, Bezerra LEA, Matthews-Cascon H (2015) Distribution pattern of zoanthids (Cnidaria: Zoantharia) on a tropical reef. *Marine Biology Research*, 11(6), 584-592.
- Ryan DA, Brooke BP, Collins LB, Kendrick GA, Baxter KJ, Bickers AN, Siwabessy PJW, Pattiaratchi CB (2007) The influence of geomorphology and sedimentary processes on shallowwater benthic habitat distribution: Esperance Bay, Western Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 72(1):379-386. DOI: 10.1016/j.ecss.2006.10.008.
- Santos CLA, Vital H, Amaro VE, Kikuchi RKPD (2007) Mapeamento de recifes submersos na costa do Rio Grande do Norte, NE Brasil: Macau a Maracajau. *Revista Brasileira de Geofísica* 25, 27-36.
- Santos GS, Amaral FD, Sassi CF, Schwamborn R (2016) Response of the zooxanthellae of *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Zoanthidea) to different environmental conditions in coastal and oceanic ecosystems of the Tropical Atlantic. *Helgoland Marine Research*, 70(1), 2.
- Soares CLS, Pérez CD, Maia MBS, Silva RS, Melo LFA (2006) Avaliação da atividade antiinflamatória e analgésica do extrato bruto hidroalcoólico do zoantídeo *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860). *Braz J Pharmacogn* 16:463–468.
- Tâmega FTS, Figueiredo MAO (2007) Distribution of crustose coralline algae (Corallinales, Rhodophyta) in the Abrolhos reef, Bahia. *Rodriguésia*, 58(4): 941-947.
- Testa V, Bosence DW (1998) Carbonate-siliciclastic sedimentation on a high-energy, ocean-facing, tropical ramp, NE Brazil. *Geological Society, London, Special Publications*, 149(1), 55-71.
- Testa V (1997) Calcareous algae and corals in the inner shelf of Rio Grande do Norte, NE Brazil. In: *Proceedings of the Eighth International Coral Reef Symposium*, p. 737-742.
- Waycott M, Duarte CM, Carruthers TJ, Orth RJ, Dennison WC, Olyarnik S, ... & Kendrick GA (2009) Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106:30, 12377-12381.
- Wynne MJ (2011) A checklist of benthic marine algae of the tropical and subtropical western Atlantic: third revision. *Nova Hedwigia, Beiheft* 140:1-166.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos nesta tese são de extrema relevância para o conhecimento da composição e distribuição dos bancos de macroalgas e de fanerógamas nos recifes de Maracajaú e de Rio do Fogo, no estado do Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. O sensoriamento remoto, juntamente com dados obtidos em campo, demonstrou ser um método acessível, rápido e preciso para o mapeamento de macroalgas e fanerógamas marinhas dispostas em áreas submersas na região de estudo, onde as águas são límpidas, proporcionando resultados inéditos a nível de Rio Grande do Norte e de Brasil. Foram identificadas sete classes no mapeamento do recife de Maracajaú, dentre as quais a classe de algas agrupou 20% do total (14% para algas densas e 6% para algas esparsas); a classe de fanerógamas somou 33% da área do recife (15% para áreas onde há uma maior densidade de fanerógamas e 18% para áreas com menor densidade de fanerógamas); e a classe de algas calcárias totalizou 8%, a qual ocorreu por todo o recife. Já o mapeamento do recife de Rio do Fogo detectou seis classes, sendo as algas, os organismos mais representativos do recife, totalizando 52% de cobertura (26% de cobertura da classe de macroalgas e 26% da classe de concreções de algas calcárias). A classe de recifes de corais ocupou 15% da área e a classe das fanerógamas totalizou 10%.

Foi possível perceber alguns comportamentos semelhantes na distribuição destes organismos em ambos os recifes, como as algas calcárias crostosas, formando ou não concreções, que foram encontradas mais concentradas nas bordas dos corpos recifais, especialmente no recife frontal (*reef front*), cobrindo quase que totalmente o fundo arenoso. Nesse sentido, apreende-se que o crescimento e a ocorrência destes organismos estão fortemente ligados ao hidrodinamismo mais elevado.

As macroalgas concentraram-se na porção central de cada recife, locais que apresentaram as menores profundidades (-1 a -4 m), caracterizando um ambiente raso e altamente favorável ao desenvolvimento destes organismos, em função da facilidade para a realização da fotossíntese. Além disso, essas áreas apresentaram um relevo plano (declividade de 2% e 3%, nos recifes de Maracajaú e Rio do Fogo, respectivamente), o que as configuram como locais protegidos do movimento das ondas. As bordas dos corpos recifais apresentaram as maiores inclinações, com declividade máxima de 5% em Maracajaú e de 7% em Rio do Fogo, estando sujeitas a maior ação dos ventos e das ondas, o que explica a ausência de macroalgas nesses locais, exceto as calcárias. Na área de uso turístico intensivo, em especial no recife de Maracajaú, onde esta atividade é mais atuante, é comum a ocorrência de espécies

de macroalgas de menor porte, provavelmente em função do pisoteamento por parte dos turistas, sendo possivelmente a área mais degradada do recife. Apesar de as fanerógamas marinhas terem apresentado uma maior cobertura no recife de Maracajaú, sua localização foi semelhante em ambos os recifes, estando mais concentradas no Pós-recife (*back reef*) dos corpos, locais de aporte de sedimentos vindos do continente, configurando a região mais favorável ao estabelecimento desses organismos, seja em função do substrato ou de constituir um ambiente protegido da ação dos ventos e das ondas.

Diante do exposto, os dados gerados neste trabalho poderão fornecer subsídios para o planejamento e gestão da APARC, visando uma otimização no manejo e conservação desses recursos, além de servir de base para monitoramentos futuros.

REFERÊNCIAS

- AMARAL, R. F. **Mapeamento da Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais – Fase Exploratória**. UFRN, Departamento de Geologia/IDEMA, SUGERCO. Relatório Interno. Ilustrado. Natal, p. 50, 2002.
- ARAÚJO, P.; AMARAL, R. Mapping of coral reefs in the continental shelf of Brazilian Northeast through remote sensing. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 16, n. 1, p. 5-20, 2016.
- ARAÚJO, T. P.; MELLO, F. M. Processamento digital de Imagens Digitais – Razão entre bandas. São Paulo, UNESP, **Geociências**, v. 29, n. 1, p. 121-131, 2010.
- AZEVEDO, C. A. A.; CARNEIRO, M. A. A.; OLIVEIRA, S. R.; MARINHO-SORIANO, E. Macroalgae as an indicator of the environmental health of the Pirangi reefs, Rio Grande do Norte, Brazil. **Revista Brasileira de Farmacognosia**, v. 21, n. 2, p. 323-328, 2011.
- BAUMSTARK, R.; DIXON, B.; CARLSON, P.; PALANDRO, D.; KOLASA, K. Alternative spatially enhanced integrative techniques for mapping seagrass in Florida's marine ecosystem. **International Journal of Remote Sensing**, vol. 34, n. 4, 1248-1264, 2013.
- BAXTER, K. J. Broad Scale Classification and Prediction of Marine Habitats: integrating GIS and rule based modeling. **Coastal GIS**, p. 125-137, 2003.
- BELLO-PINEDA, J.; HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L. Comparing the performance of two spatial interpolation methods for creating a digital bathymetric model of the Yucatan submerged platform. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 2, n. 3, p. 247-254, 2007.
- BEZERRA, A. F. **Cultivo de algas marinhas como desenvolvimento de comunidades costeiras**. Natal, 2008. 75 p. Dissertação (mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente), Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- BIRKELAND, C. **Life and death of coral reefs**. Chapman & Hall, New York, 1997.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Recifes de Coral**. Brasília, 2015.
- CÂMARA, G. **Modelos, Linguagens, e Arquiteturas para Banco de Dados Geográficos**. Tese (Doutorado em Computação) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, p. 264, 1995.
- CASTRO, C. B.; PIRES, D. O. Brazilian Coral Reefs: What we already know and what is still missing. **Bulletin of Marine Science**, v. 69, n. 2, p. 357-371, 2001.
- COPPER, P. Ancient reef ecosystem expansion and collapse. **Coral Reefs**, v. 13, n. 1, p. 3-11, 1994.
- CORREIA, M. D.; SOVIERZOSKI, H. H. **Ecossistemas marinhos: recifes, praias e manguezais**. Ed. UFAL, p. 55 p, Maceió/Al, 2005.

CUNHA, E. M. S. **Evolução atual do litoral de Natal – RN (Brasil) e suas aplicações a gestão integrada.** Tese de Doutorado, Universitat de Barcelona, Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, 393 p., 2004.

DA SILVA, G. C. M.; DE SOUZA, F. E. S.; MARINHO-SORIANO, E. Application of ALOS AVNIR-2 for the detection of seaweed and seagrass beds on the northeast of Brazil. **International Journal of Remote Sensing**, v. 38, n. 3, p. 662-678, 2016.

DAS, S. K.; SINGH, R. Performance of kriging-based soft classification on WiFS/IRS-1D image using ground hyperspectral signatures. **IEEE Geoscience and remote sensing letters**, v. 6, n. 3, p. 453-457, 2009.

DAY, J. C.; ROFF, J. C. **Planning for Representative Marine Protected Areas: A Framework for Canada's Oceans.** Toronto: World Wildlife Fund Canada, 2000.

DINIZ, R. F. A. **Erosão costeira ao longo do litoral do Rio Grande do Norte: causas, consequências e influência nos processos de uso e ocupação da região costeira.** Tese (doutorado em Geociências). Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2002.

EASTMAN, J. R. **Manual IDRISI Selva – Versão 17.** Clark University, 2012.

FAO (2013) **Fisheries and Aquaculture Information and Statistics Service** – 18/12/2013.

FERREIRA, B. P.; MAIDA, M. **Monitoramento dos recifes de coral do Brasil – situação atual e perspectivas.** Brasília, 2006.

FORNES, A.; BASTERRETXEA, G.; ORFILA, A.; JORDI, A.; ALVAREZ, A.; TINTORE, J. Mapping *Posidonia oceanica* from IKONOS. **ISPRS Journal Photogrammetry & Remote Sensing**, v. 60, n. 5, p. 315-322, 2006.

GUILLAUMONT, B.; BAJJOUK, T.; TALEC, P. Seaweed and Remote Sensing: critical review of sensors and data processing. **Progress in phycological research**, v. 12, p. 213-282, 1997.

GUILLAUMONT, B.; CALLENS, L.; DION, P. Spatial distribution and quantification of *Fucus* species and *Ascophyllum nodosum* beds in intertidal zones using Spot imagery. **Hydrobiologia**, v. 260, p. 297-305, 1993.

HAZIN, F. H. V.; WOR, C.; OLIVEIRA, J. E. L.; HAMILTON, S.; TRAVASSOS, P.; GEBER, F. Resultados obtidos por meio do fundeio de um correntógrafo na plataforma continental do Estado do Rio Grande do Norte, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar, Fortaleza**, v. 41, n. 1, p. 30-35, 2008.

HOLDT, S. L.; KRAAN, S. Bioactive compounds in seaweed: functional food applications and legislation. **Journal of Applied Phycology**, v. 23, p. 543-597, 2011.

JAXA – Japan Aerospace Exploration Agency. **About ALOS AVNIR-2.** Disponível em: <http://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/index.htm>. Acessado em: 22/05/2015.

KAMPEL, M. Sensoriamento remoto aplicado à oceanografia. In: RUDORFF, B. F. T.; MORAES, E. C.; PONZONI, F. J.; CAMARGO JÚNIOR, H.; CONFORTE, J. C.; MOREIRA, J. C.; EPIPHANIO, J. C. N.; MOREIRA, M. A.; KAMPEL, M.;

ALBUQUERQUE, P. C. G.; MARTINI, P. R.; FERREIRA, S. H.; TAVARES JÚNIOR, S. S.; SANTOS, V. M. N (Org.). **Curso de uso do sensoriamento remoto no estudo do meio ambiente. São José dos Campos.** Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, 2002.

KHAN, M. A.; FADLALLAH, Y. H.; AL-HINAI, K. G. Thematic mapping of subtidal coastal habitats in the western Arabian Gulf using Landsat TM data—Abu Ali Bay, Saudi Arabia. **International Journal of Remote Sensing**, v. 13, n. 4, p. 605-614, 1992.

KNOWLTON, N.; JACKSON, J. B. Shifting baselines, local impacts and global change on coral reefs. **PloS Biol**, v. 6, n. 2, p. e54, 2008.

KOHLER, K. E.; GILL, S. M. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. **Computers & Geosciences**, v. 32, n. 9, p. 1259-1269, 2006.

KOMATSU, T.; SAGAWA, T.; RHOMDHANE, H. B.; FUKUDA, M.; BOISNIER, E.; ISHIDA, K.; BELSHER, T.; SAKANISHI, Y.; SEENI, M. I.; AHMAD, S.; LANURU, M.; MUSTAPHA, K. B.; HATTOUR, A. Utilization of ALOS AVNIR-2 Data for Mapping Coastal Habitats: Examples of Seagrass Beds from Boreal to Tropical Waters. In: **ESA Special Publication**, 2008.

KRUG, L. A. **Um estudo diagnóstico e prognóstico do branqueamento de corais na plataforma leste do Brasil.** Dissertação (mestrado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos, 138 p., 2008.

LANDIM, P.M.B. **Análise estatística de dados geológicos.** São Paulo: Editora UNESP, 2. ed. Rev. E ampl. 253 p., 2003.

LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P.; OLIVEIRA, M. D. M. Branqueamento de corais nos recifes da Bahia e sua relação com eventos de anomalias térmicas nas águas superficiais do oceano. **Biota Neotrop**, v. 8, n. 3, 2008.

LIMA, W. S. G.; AMARAL, R. F. Mapeamento dos Recifes de Corais de Maracajaú/RN com o uso de Fotografias Aéreas de Pequeno Formato. **Pesquisas em Geociências**, v. 28, n. 2, p. 417-425, 2001.

LITTLER, M. M.; LITTLER, D. S.; TAYLOR, P. R. Evolutionary strategies in a tropical barrier reef system: Functional-form groups of marine macroalgae. **Journal of Phycology**, v. 19, n. 2, p. 229-237, 1983.

FERREIRA, B. P.; MAIDA, M. **Monitoramento dos Recifes de Coral do Brasil:** situação atual e perspectivas. Brasília: MMA, 250 p., 2006.

MARINHO-SORIANO, E.; PINTO, E.; YOKOYA, N. S.; COLEPICOLO, P.; TEIXEIRA, V. L.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y. Frontiers on algae bioactive compounds. **Brazilian Journal of Pharmacognosy**, v. 21, n. 2, 2011.

MARINHO-SORIANO, E.; YOKOYA, N. S.; COLEPICOLO, P.; TEIXEIRA, V. L.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y. New insights on algal products and bioprospection in Brazil. Pharmaceutical, cosmetic and public health applications. **Brazilian Journal of Pharmacognosy**, v. 22, n. 4, 2012.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Brasília, 2012.

MILOSLAVICH, P.; KLEIN, E.; DÍAZ, J. M.; HERNÁNDEZ, C. E.; BIGATTI, G.; CAMPOS, L.; ARTIGAS, F.; CASTILLO, J.; PENCHASZADEH, P. E.; NEILL, P. E.; CARRANZA, A.; RETANA, M. V.; DE ASTARLOA, J. M. D.; LEWIS, M.; YORIO, P.; PIRIZ, M. L.; RODRÍGUEZ, D.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y.; GAMBOA, LUIZ.; MARTÍN, A. Marine biodiversity in the Atlantic and Pacific coasts of South America: knowledge and gaps. **PLoS ONE**, v. 6, n. 1, p. e14631, 2011.

NATURE EDITORIAL. A place for everything. **Nature**, 453, 2, 2008.

NOVO, E. M. L. M. Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações. **São Paulo: Edgard Blücher Ltda**, 2^aed, 1998.

O'DOR, R.; MILOSLAVICH, P.; YARINCIK, K. Marine biodiversity and biogeography - regional comparisons of global issues, an introduction. **PLoS ONE**, v. 5, n. 8, p. e11871, 2010.

OLIVEIRA, E.; POPULUS, J.; GUILLAUMONT, B. Predictive modelling of coastal habitats using remote sensing data and fuzzy logic – A case for seaweed in Brittany, France. **Mapping European Seabed Habitats - MESH**. 2006.

OLIVEIRA, L. M. T.; SANTOS, P. R. A. **Noções básicas de processamento e interpretação digital de imagens orbitais**. Curso técnico, 2^a edição. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, 2001.

PAULAY, G. Diversity and distribution of reef organisms. In Birkeland, C. (ed.) **Life and death of coral reefs**. Chapman and Hall, New York. p. 298-353, 1997.

PAULY, K.; CLERCK, O. **GIS-based environmental analysis, remote sensing and niche modeling of seaweed communities**. Ghent University. Faculty of Sciences, Ghent, Belgium, 2011.

PERROT, T.; DION, P.; POPULUS, J. GUILLAUMONT, B.; BRAULT, D. **A predictive approach to the mapping of furoid beds using Spot imagery and a digital elevation model**. VIIIth International Seaweed Symposium, June 20-25, 2004, Bergen, Norway, 2004.

PONZONI, F. J.; REZENDE, A. C. P. Influência da resolução espacial de imagens orbitais na identificação de elementos da paisagem em Altamira-PA. **Revista Árvore**, v. 26, n. 4, p.403-410, 2002.

PRESKITT, L. B.; VROOM, P. S.; SMITH, C. M. A rapid ecological assessment (REA) quantitative survey method for benthic algae using photoquadrats with scuba. **Pacific Science**, v. 58, n. 2, p. 201-209, 2004.

REBOURS, C.; MARINHO-SORIANO, E.; ZERTUCHE-GONZÁLEZ, J. A.; HAYASHI, L.; VÁSQUEZ, J. A.; KRADOLFER, P.; ROBLEDO, D. Seaweeds: an opportunity for wealth and sustainable livelihood for coastal communities. **Journal of Applied Phycology**, v. 26, n. 5, p. 1939-1951, 2014.

RIO GRANDE DO NORTE (Estado) Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte - IDEMA. **Área de Proteção Ambiental dos recifes de Corais**. Natal, 2015.

RIO GRANDE DO NORTE (Estado) Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte - IDEMA. **Atlas do Rio Grande do Norte**. Natal, 2002.

RIO GRANDE DO NORTE (Estado) Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte - IDEMA. **Perfil do seu Município-2008**. Natal, 2008.

RIO GRANDE DO NORTE (Estado) Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte - IDEMA. **Zoneamento e Plano de Manejo da APA dos Recifes de Corais**. ONG Oceânica/IDEMA. Relatório Interno. Ilustrado. Natal, 2014.

RODRÍGUEZ, A. C. M. **Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento Aplicados na Análise da Legislação Ambiental no Município de São Sebastião (SP)**. Mestrado (mestrado em Geografia Humana) – Universidade de São Paulo, São Paulo, p. 217, 2005.

ROELFSEMA, C. M.; LYONS, M.; KOVACS, E. M.; MAXWELL, P.; SAUNDERS, M. I.; SAMPER-VILLARREAL, J.; PHINN, S. R. Multi-temporal mapping of seagrass cover, species and biomass: A semi-automated object based image analysis approach. **Remote Sensing of Environment**, P. 172-187, 2014.

ROFF, J. C.; TAYLOR, M. E.; LAUGHREN, J. Geophysical approaches to the classification, delineation and monitoring of marine habitats and their communities. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 13, n. 1, p. 77-90, 2003.

RYAN, D.A.; BROOK, B.P.; COLLINS, L.B.; KENDRICK, G.A.; BAXTER, K.J.; BICKERS, A.N.; SIWABSSY, P.J.W.; PATTIARATCHI, C.B. The influence of geomorphology and sedimentary processes on shallowwater benthic habitat distribution: Esperance Bay, Western Australia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 72, n. 1, p. 379-386, 2007.

SANTOS, C. L. A.; VITAL, H.; AMARO, V. E.; KIKUCHI, R. K. P. Mapeamento de recifes submersos na costa do Rio Grande do Norte, NE Brasil: Macau e Maracajaú. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 25, p. 27-36, 2007.

SESTINI, M. F. **Variáveis geomorfológicas no estudo de deslizamentos em Caraguatatuba – SP utilizando imagens TM-LANDSAT e SIG**. Dissertação (mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 140 p., 2000.

SILVA, I. B. **Algas Marinhas Bentônicas dos Recifes e Ambientes Adjacentes de Maracajaú, APA dos Recifes de Corais, RN, Brasil**. São Paulo, 2010. 377 p. Tese (doutorado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente), Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente.

SILVA, I. B.; FUJII, M. T.; MARINHO-SORIANO, E. Influence of tourist activity on the diversity of seaweed from reefs in Maracajaú, Atlantic Ocean, Northeast Brazil. **Brazilian Journal of Pharmacognosy**, v. 22, n. 4, p. 889-893, 2012.

SOUZA, R. B. Sensoriamento Remoto dos Oceanos. **Espaço & Geografia**, v. 6, n. 1, p. 123-145, 2003.

SOUZA, S. F.; DUARTE, C. C.; ARAÚJO, M. S. B.; GALVÍNCIO, J. D. **Utilização de análise por componentes principais (ACP) no diagnóstico das alterações da cobertura vegetal densa na baía do rio Natuba – PE**. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, INPE, p. 7189-7196, 2009.

STANLEY JR., G. D. Photosymbiosis and the evolution of modern coral reefs. **Science**, v. 312, p. 857-858, 2006.

SUDENE. **Projeto Algas – Estado do Rio Grande do Norte**. Série: Brasil, Sudene, Estudos de Pesca, Recife, v. 9, p. 120, 1981.

TESTA, V.; BOSENCE, D. W. J. Carbonate-Siliciclastic Sedimentation on High-Energy, Ocean-Facing, Tropical Ramp, NE Brazil. In: WRIGHT VP & BURCHETTE TP (Ed.). **Carbonate Ramps, Geological Society, London, Special Publications**, v. 149, n. 1, p 55-71, 1998.

TESTA, V.; BOSENCE, D. W. J. Physical and Biological Controls on the Formation of Carbonate and Siliciclastic Bedforms on the North-East Brazilian: Shelf. **Sedimentology**, v. 46, n. 2, p. 279-301, 1999.

TESTA, V. Calcareous algae and corals in the inner shelf of Rio Grande do Norte, NE Brazil. In: **Proceedings of the Eighth International Coral Reef Symposium**, p. 737-742, 1997.

VIANNA, M. L.; CABRAL, A. P.; GHERARDI, D. F. M. TM-Landsat Imagery Applied to the Study of the Impact for Global Climate Change on a Tropical Coastal Environment during the Last Deglaciation. **International Journal of Remote Sensing**, v. 14, n. 16, p. 2971-2983, 1993.

VIANNA, M. L.; SOLEWICZ, R; CABRAL, A. P.; TESTA, V. Sandstream on the Northeast Brazilian Shelf. **Continental Shelf Research**, v. 11, n. 6, p. 509-524, 1991.

YAHYA, N. N; MOHD, I. S. M.; AHMAD, A.; KOMATZU, T. Seagrass and seaweed mapping using ALOS AVNIR-2 and LANDSAT-5 TM satellite data. Kuala Lumpur, Malaysia. **Malaysian Remote Sensing Society**, April 28-29 2010.

YONESHIGUE, Y.; OLIVEIRA, E. C. Preliminary experiments on the of the Brown alga Laminaria (Phaeophyta) Lamouroux in Brazil. **Hidrobiologia**, p. 381-386, 1987.

WYNNE, M. J. A checklist of benthic marine algae of the tropical and subtropical western Atlantic: second revision. Nova Hedwigia, Beiheft. **Cryptogamie Algologie**, v. 140, p.1-166, 2011.