

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ

PAULA DE PÁDUA MOREIRA

**MAPEAMENTO DE HABITATS DO RECIFE DE CORAL PEDRA DE LESTE,
ABROLHOS, UTILIZANDO IMAGENS ORBITAIS QUICKBIRD E
LANDSAT7 ETM+**

ILHÉUS – BAHIA

2008

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

PAULA DE PÁDUA MOREIRA

**MAPEAMENTO DE HABITATS DO RECIFE DE CORAL PEDRA DE LESTE,
ABROLHOS, UTILIZANDO IMAGENS ORBITAIS QUICKBIRD E
LANDSAT7 ETM+**

Dissertação apresentada para a obtenção do título
de mestre em Sistemas Aquáticos Tropicais, à
Universidade Estadual de Santa Cruz

Área de concentração: Ecologia e Meio Ambiente

Orientador: Gil Marcelo Reuss-Strenzel

Co-orientadora: Erminda da C. Guerreiro Couto

ILHÉUS - BAHIA

2008

PAULA DE PÁDUA MOREIRA

**MAPEAMENTO DE HABITATS DO RECIFE DE CORAL PEDRA DE LESTE,
ABROLHOS, UTILIZANDO IMAGENS ORBITAIS QUICKBIRD E
LANDSAT7 ETM+**

Ilhéus – BA, 08/09/2008

Prof. Dr. Gil Marcelo Reuss-Strenzel - UESC
Orientador

Prof. Dr. Ruy Kenji Papa de Kikuchi - UFBA
Examinador Externo

Prof. Dr. Marcelo Friederichs Landin de Souza – UESC
Examinador Interno

"Os ventos que as vezes tiram algo que amamos, são os mesmos que trazem algo que aprendemos a amar.. Por isso não devemos chorar pelo que nos foi tirado e sim, aprender a amar o que nos foi dado. Pois tudo aquilo que é realmente nosso, nunca se vai para sempre."

(Bob Marley)

DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho aos meus pais e grandes ídolos, Mazé e Beto.

Essa conquista não teria sido possível sem a força e o carinho de vocês!

AGRADECIMENTOS

Essa trajetória foi bastante, digamos, “emocionante”. Um caminho tortuoso, com pedras impedindo que se prosseguisse na direção traçada. Passei por um grande período de incertezas e, aos quarenta e cinco do segundo tempo, a bússola quebrou e o que parecia ser uma oportunidade se tornou uma armadilha. O caminho foi desviado e acabei perdendo um tempo precioso. Mas tudo bem, respirei fundo e sai correndo confiante que, com esforço dobrado, alcançaria o objetivo. Esse trabalho, apesar de representar apenas uma parte do ideal, representa também uma grande vitória, e a certeza de que vale a pena acreditar e batalhar um sonho.

E nessa batalha, não estive sozinha. Para realizar esse projeto, muitos “anjos” cruzaram meu caminho e iluminaram o que muitas vezes estava nebuloso. E pessoas não muito angelicais também, mas cuja contribuição foi decisiva pra essa conquista. Tenho muito a agradecer à todos aqueles que caminharam ao meu lado, àqueles que estenderam a mão pra que eu me levantasse após uma queda, e àqueles que apenas passaram por mim, mas cuja força será sempre lembrada.

Meu primeiro agradecimento vai à ONG *Conservation International* do Brasil. Esse trabalho só existe porque a CI disponibilizou uma imagem de satélite de alta resolução, indispensável para o mapeamento detalhado dos habitats recifais. Foi exatamente a falta de uma imagem prometida o motivo do atraso e do desespero. Então, com estrelas douradas, agradeço à CI do Brasil por possibilitar este trabalho!!

Gostaria de agradecer muitíssimo ao meu orientador Gil, por ter me orientado, me ajudado, me instruído... Obrigada Gil, por ter respondido algumas perguntas e por ter me obrigado a responder outras sozinha. Muito do que sei hoje é fruto dessa conduta. Obrigada por toda força! Mas principalmente obrigada por ter me mostrado essa área do conhecimento pela qual me apaixonei e que escolhi como minha profissão. Além dessa dissertação, você mudou a minha vida com a descoberta do sensoriamento remoto. Obrigada!

Obrigada à professora Erminda, pela compreensão com a minha crise existencial. Você soube respeitar minha necessidade de seguir um ideal, e mais que isso, deu todo o apoio e força, e eu sei que ficou todo o tempo torcendo a favor. Obrigada pelo carinho e por nunca deixar de acreditar em mim. Essa confiança sempre foi um grande incentivo,

que me fez acreditar que eu realmente era capaz de ultrapassar os obstáculos, mesmo que eles, às vezes, parecessem intransponíveis.

Obrigada à minha grande amiga e professora Romari!! Você foi minha terceira orientadora, amiga! Obrigada por estar do meu lado nos momentos de desespero absoluto e por me emprestar idéias e ombro. Obrigada pela força no inglês, tornando meus e-mails “tarzânicos” mais “apresentáveis” na busca por papers. E muitíssimo obrigada pelo abstract.

Obrigada aos professores que contribuíram para o desenvolvimento e aperfeiçoamento desse trabalho. Agradeço especialmente aos professores Marcelo Landim, Ronaldo Gomes e Maurício Monroe, pelas críticas e sugestões nas bancas de seminário e qualificação. E muito obrigada ao professor Ruy Kikuchi por ter aceitado o convite para a banca e pela enorme contribuição para a melhoria desse trabalho.

Obrigada ao meu pai!!! Pai, você foi o melhor estagiário!!! Muitíssimo obrigada pela ajuda indispensável e eficientíssima no campo! Obrigada por, mesmo tendo que acordar às quatro da madrugada e ficar sem almoço, estar super disposto a mergulhar, anotar, localizar os pontos no recife. E não posso deixar de agradecer à Wilson e seu Couro de Lixa, que, junto com o valente “Só Deus”, nos conduziram pelo recife. Obrigada por isso e pela agradável companhia! E à Gil, de novo, pela força com o DGPS, no primeiro campo.

Obrigada à minha família por todo o apoio, sempre!! Agradeço do fundo do coração aos meus pais, pela enorme torcida, pelo apoio financeiro, e por toda força ao longo dessa caminhada. Mesmo distantes, vocês caminharam comigo. Obrigada por estarem sempre do meu lado! Agradeço à torcida dos meus irmãos, Fábio e Renato, da minha tia Sanir, do meu primo Bruno, e às preces das minhas avós Maria e Mimi! Família, as boas energias enviadas contribuíram bastante pra realização deste trabalho! Ah, e agradeço à minha filhota Kacau, pela companhia em todas as horas e por seu infinito afeto por mim!

Obrigada ao meu querido Ale, cujo carinho e parceria foram tão importante ao longo desse mestrado. Obrigada meu gato, por sua presença do meu lado, suas palavras de incentivo, sua solidária preocupação... Essa dissertação tem muita contribuição sua!

Obrigada aos amigos!!! Vivi, Van, Carlinha, Dani, Marcos, Betão, amigos tão presentes no início dessa jornada. À minha vizinha querida Lê, pela enorme parceria e amizade! Além da Alessandra, agradeço aos amigos e companheiros do Terra Pura, pela agradável vizinhança (quase sempre). Valeu vizinhos! Aos amigos Cezinha, Harildon e

Rafa, dispostos a colaborar no campo, e com os quais as idéias marinhas foram semeadas. Às minhas amigas Jojo e Dri, que acompanharam o final dessa caminhada, cuja amizade recente é tão importante e querida por mim! À Pauli e ao Renato por ficarem com Kacau quando eu precisei viajar para fazer uma disciplina! Aos meus colegas de turma, todos muito gente fina, que tornaram mais agradável o desafio “SATânico” do primeiro ano! À galera do Lapa, companheiros dos “desafios SIG”, especialmente à Josmar que instalou os programas no laboratório recém criado e me ajudou sempre que requisitado. À Pri, que veio passar férias em casa e, com seu conhecimento da área, acabou me dando uma super força na qualificação! Aos meus amigos de longe, e à todos aqueles que torceram por mim!!

Além das pessoas que me apoiaram pra que este trabalho fosse realizado com êxito, não posso deixar de agradecer a Deus, pela obra maravilhosa! E à São Pedro e Iemanjá por nos proporcionar dias perfeitos de mar!

A todos vocês, obrigada!!!

MAPEAMENTO DE HABITATS DO RECIFE DE CORAL PEDRA DE LESTE, ABROLHOS, UTILIZANDO IMAGENS ORBITAIS QUICKBIRD E LANDSAT7 ETM+

RESUMO

Os recifes de Abrolhos representam o ecossistema marinho de maior riqueza e diversidade do Atlântico Sul. Apesar da sua grande importância ecológica e econômica, esses ambientes vêm sofrendo ameaças antrópicas e naturais que comprometem a sua biodiversidade. O mapeamento de habitats recifais constitui uma importante ferramenta para a conservação desses ambientes e organismos associados, uma vez que possibilita a visualização do mosaico formado pelos habitats na paisagem marinha, subsidiando o zoneamento de recifes de coral inseridos em Áreas Marinhas Protegidas. O presente trabalho utiliza e avalia técnicas de sensoriamento remoto aplicadas a imagens multiespectrais Landsat7 ETM+ e QuickBird, para o mapeamento dos habitats rasos dos recifes de Pedra de Leste, no arco costeiro de Abrolhos. Para a adequada caracterização espectral dos habitats que compõem os recifes, foram aplicadas técnicas de sensoriamento remoto, como correção atmosférica, por meio do software ATCOR, e correção da coluna d'água pelo método do *índice de profundidade invariante* de Lyzenga (1981). As classes de habitats foram definidas em resolução descritiva fina e grossa, a partir de dados de percentual de cobertura do fundo obtidos *in situ* e de classificação e ordenamento estatísticos. Com similaridade de Bray-Curtis de 50% foram identificadas 5 classes de habitats, compostas por 1) areia e *Halimeda discoidea*; 2) *Dictyota* spp. dominante; 3) alga filamentosa dominante; 4) manchas de *Dictyota*, *Palythoa caribaeorum*, *Millepora alcicornis*; e 5) *Palythoa caribaeorum* dominante. Adicionalmente, foi incluída a classe areia referente ao banco de areia que cobre parte do platô recifal. Para resolução descritiva grossa (similaridade de Bray-Curtis de 30%) foram definidas as classes: areia e *Halimeda*, *Dictyota* dominante, zoantídeos e adicionada a classe recife profundo. As classificações foram realizadas a partir da técnica de redes neurais aplicadas às imagens originais e corrigidas. Para testar a eficiência da correção da coluna d'água às zonas profundas, foi considerada uma janela da imagem QuickBird cujos topos recifais estavam a pelo menos 2,5m de profundidade e verificada a acurácia das classificações apenas para esta área. As acurácias dos mapas variaram entre 40 e 73% para os mapas totais, e indicaram que as imagens brutas e atmosféricamente corrigidas geraram as classificações mais eficazes. Por outro lado, os valores de acurácia dos mapas corrigidos para coluna d'água

sugerem que o *índice de profundidade invariante* foi eficaz na classificação dos habitats recifais da zona mais profunda, apesar de ter apresentado resultados inferiores nos mapas que englobaram toda a área de estudo. Os mapas de habitats elaborados com as imagens QuickBird e ETM+ foram considerados bons indicadores da paisagem recifal em detalhamento fino e grosso respectivamente, podendo ser utilizados como subsídio a estratégias de conservação e manejo dos recifes de coral.

Palavras-chave: recife de coral; mapa de habitats; sensoriamento remoto; Abrolhos

ABSTRACT

Coral reefs of Abrolhos represent the richest and most biodiverse marine ecosystems of the Southern Atlantic Ocean. In spite of their economic and ecological relevance, these habitats are going through natural and anthropic threats that compromise their biodiversity. Reef habitat mapping constitutes an important tool for conservation of these environments and their associated organisms, since it allows visualization of the habitat mosaic along the marine landscape. This contribution uses and evaluates remote sensing techniques, using Landsat7 ETM+ and QuickBird multispectral images, to map shallow habitats of the Pedra de Leste reef, in the coastal Arc of Abrolhos. Remote sensing techniques, such as atmospheric correction using the ATCOR software, and water column correction using the *Invariant Depth Index* as described in Lyzenga (1981), were applied for a proper spectral characterization of reef habitats. Habitat classes were defined in coarse and fine resolution, from data on reef surface cover percentages assessed *in situ* and through statistical classification and ordination. Five habitat classes were defined at 50% of Bray-Curtis Similarity Index: 1) sand and *Halimeda discoidea*; 2) *Dictyota* spp. dominant; 3) turf dominant; 4) patches of *Dictyota*, *Palythoa caribaeorum* and *Millepora alcicornis*; and 5) *Palythoa caribaeorum* dominant. Additionally, the sand class was included referred to the sand banc that cover part of the reef. For the coarse descriptive resolution (30% of Bray-Curtis Similarity) the classes of sand and Halimeda, dominant *Dictyota*, zoanthids and deep reef were defined. Classifications were based on the neural network technique, on both corrected and original images. A window of the QuickBird image with reefs in at least 2,5m deep was considered to test the efficiency of the water column correction, and verified the classification accuracy just to this area. Map accuracy ranged from 40 to 73% to the whole area, indicating that raw and atmospheric correction images produced the most efficient classifications. However, accuracy values of the images corrected for the water column indicates that the *Invariant Depth Index* was efficient to classification of reef habitats at deep zones, in spite of the worse map results to the overall study area. The habitat maps produced with ETM and QuickBird images was considered a good indicator of the reef landscape in coarse and fine detail, respectively, useful as an application for conservation and management strategies of coral reefs.

Keywords: coral reef; habitat map; remote sensing; Abrolhos

SUMÁRIO

RESUMO	viii
ABSTRACT	x
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 OBJETIVOS	5
2 REFERENCIAL TEÓRICO	6
2.1 Recifes de Coral	6
2.1.1 Recifes de Coral do Brasil	9
2.1.1.1 Recifes de Abrolhos	10
2.2 Sensoriamento Remoto	13
2.2.1 Aplicações de Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento na Conservação de Ecossistemas Marinhos	13
2.2.2 Mapeamento de Recifes de Coral	15
2.2.3 Sensoriamento Remoto aplicado a ecossistemas marinhos	18
2.2.4 Mapeamento de habitats	20
2.2.4.1 Método de Classificação de Imagens	20
3 ÁREA DE ESTUDO	23
3.1 Parcel de Paredes e o Recife Pedra de Leste	25
3.2 Aspectos Geomorfológicos da Plataforma	26
3.3 Organismos Recifais	27
3.4 Zona Costeira	27

	3.5 Aspectos Climáticos e Oceanográficos	30
4	MATERIAIS E MÉTODOS	32
	4.1 Imagens Utilizadas	32
	4.2 Técnicas de Sensoriamento Remoto	33
	4.2.1 Correção Geométrica	34
	4.2.2 Correção Radiométrica	34
	4.2.3 Redução do Ruído	39
	4.2.4 Correção da Coluna d'água	40
	4.2.4.1 Atenuação da luz na água	40
	4.2.4.2 Linearização da relação entre profundidade e radiância	41
	4.2.4.3 Cálculo do índice de atenuação da luz	42
	4.3 Classificação de habitats	46
	4.3.1 Classificação supervisionada por redes neurais	47
	4.4 Coleta de dados <i>in situ</i>	48
	4.4.1 Posicionamento	48
	4.4.2 Amostragem	48
	4.5 Análise dos dados	50
	4.6 Avaliação da Acurácia	52
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
	5.1 Relação entre as zonas geomorfológicas e os componentes dos habitats do sistema recifal.....	53
	5.2 Aspectos dos principais organismos e substrato dos recifes de Pedra de Leste	56

5.3	Classificação dos habitats	61
5.4	Mapas de habitats	68
5.4.1	Mapas QuickBird	68
5.4.1.1	Zonas Profundas	72
5.4.2	Mapas Landsat ETM	79
5.4.2.1	ETM 00	79
5.4.2.2	ETM 01	82
5.4.3	Eficiência das classificações das imagens	86
5.4.4	Acurácia das classes de habitats	88
5.4.5	Eficiência da correção radiométrica	89
5.4.6	Limitações deste estudo	92
6	CONCLUSÕES	93
7	REFERÊNCIAS	94

1 INTRODUÇÃO

Mares e oceanos cobrem mais de 2/3 da superfície terrestre e representam 97,4% da água presente na Terra. São fundamentais para a regulação da temperatura terrestre e para captação de carbono da atmosfera pela fotossíntese realizada pelo fitoplâncton presente na água do mar. Os ecossistemas marinhos abrigam uma enorme diversidade de organismos, com quase o dobro dos filos de animais terrestres, muitos ainda desconhecidos, e disponibilizam recursos para o suprimento de diversas necessidades humanas, como fonte de alimento e renda para milhares de pessoas e áreas de beleza natural e lazer. Apesar disso, os oceanos estão cada vez mais ameaçados pela ação do homem, que coloca em risco a vitalidade de seus ecossistemas e sua biodiversidade. Halpern *et al.* (2008) após mapear impactos humanos sobre os ecossistemas marinhos, afirmam que atualmente não há área marinha sem influência humana e que uma grande fração dos ambientes marinhos (41%) está fortemente afetada por múltiplos fatores antropogênicos.

Os recifes de coral são considerados os ecossistemas marinhos que apresentam os maiores índices de biodiversidade (Connell, 1978). Apesar de ocorrerem em águas oligotróficas, esses ambientes abrigam uma infinidade de espécies de peixes, moluscos, crustáceos, cnidários e algas. A elevada produtividade associada a recifes coralíneos tem uma importância singular como fonte de recursos pesqueiros para as comunidades costeiras, além de representarem barreiras de proteção à costa, fonte de farmacoterápicos e áreas para o turismo marinho (Lewison *et al.*, 2004; Bruckner, 2002; Diedrich, 2007). Apesar da grande importância ecológica e econômica, os recifes de coral estão submetidos a diversos fatores que ameaçam sua vitalidade e biodiversidade (Hoegh-Guldberg, 1999). Estima-se que 58% dos recifes de coral do mundo estão ameaçados por atividades humanas (Bryant *et al.*, 1998). Dentre os fatores que influenciam a conservação dos ecossistemas recifais podem-se destacar as mudanças climáticas, a eutrofização das águas do mar e a sobrepesca (Smith e Buddmeier, 1992; McClanahan *et al.*, 2002; Fabricius, 2005; McClanahan, 2008).

Atualmente foco de fóruns e debates de Meio Ambiente e Desenvolvimento, as mudanças climáticas são uma realidade verificada com frequência em todo o globo, pois têm causado sérios danos tanto à população humana quanto às comunidades biológicas (Bates *et al.*, 2008). No caso dos ecossistemas marinhos, o aumento na temperatura da água do mar causa estresse a diversos organismos pouco tolerantes a variações térmicas, como é o caso dos corais, cujos grandes eventos de branqueamento, doenças e mortalidade foram registrados em

anos de El Niño (Buddmeier *et al.*, 2004). Em 1998, ano em que se registrou o maior evento do El Niño, foi observada a maior mortalidade por branqueamento de corais em recifes de todo o globo (Hoegh-Gulberg, 1999). Além do aquecimento das águas do mar, o aumento na concentração de dióxido de carbono promove a acidificação da água do mar. Neste caso, os recifes de coral também são ameaçados, pois uma consequência da acidificação causada pela alta concentração de CO₂ é a dissolução de carbonato de cálcio, o principal constituinte da estrutura dos recifes (Buddmeier *et al.*, 2004).

A agricultura, o desmatamento e o desenvolvimento urbano promovem a erosão do solo, e grandes quantidades de sedimentos, nutrientes e poluentes são transportados para as zonas costeiras, causando eutrofização e degradação de habitats marinhos biologicamente produtivos (Fabricius, 2005; Roberts *et al.*, 2002; Buddmeier *et al.*, 2004). A eutrofização, processo de enriquecimento das águas por nutrientes que induz a um aumento excessivo de produção de matéria orgânica, é capaz de levar os processos ecológicos que mantêm as comunidades costeiras ao colapso (Stachowitsch e Avelin, 1988). Entre suas consequências estão a elevação da turbidez da água, da sedimentação e a diminuição de oxigênio dissolvido na água. Tais fenômenos são responsáveis pela diminuição da taxa de crescimento dos corais e, em situações mais extremas, a eventos de mortalidade maciça de corais e outros organismos recifais (Smith e Buddmeier, 1992). Isso ocorre, pois os recifes de coral são ambientes característicos de águas claras.

Os corais vivem em simbiose com as zooxantelas, microalgas fotossintetizantes, e necessitam de luz para se desenvolverem. A turbidez da água representa então um fator altamente estressante para esses organismos. Além disso, o soterramento causado pela deposição de sedimentos também é responsável pela mortalidade dos corais (Fabricius, 2005). Outro fator negativo à vitalidade dos recifes de coral está relacionado ao enriquecimento das águas por nutrientes, que favorecem o crescimento de algas e organismos filtradores, áridos competidores por espaço (Huston, 1985; Connel *et al.*, 2004; Jompa e McCook, 2003; McCook *et al.*, 2001).

A sobrepesca é outra grave ameaça para os recifes de coral, representando um importante fator do declínio desses ecossistemas nas últimas décadas. Com a retirada de peixes herbívoros pela pesca, as macroalgas tendem a crescer e sobrepor os corais, causando sua mortalidade (Porter, 1976; Aronson e Precht, 2000; McCook *et al.*, 2001). A principal recomendação que emerge desse cenário é o estabelecimento de grandes áreas marinhas protegidas, preferencialmente conectadas entre si por meio de uma rede, como papel chave para a conservação dos ambientes recifais e organismos associados (Belfiore *et al.*, 2004;

Douvere, 2008). Na ausência de ouriços para o controle das algas, as populações protegidas de herbívoros recifais como o peixe-papagaio (Labridae: Scarinae) e o peixe cirurgião (Acanthuridae) passam a ser os únicos responsáveis por um controle “top-down” sobre as algas, auxiliando no crescimento e recrutamento dos corais. Em contrapartida, os corais proporcionam a estrutura física que os herbívoros necessitam, resultando uma interação positiva que beneficiam tanto os corais quanto os peixes (Aronson e Precht, 2006).

Desta forma, a criação de Áreas Marinhas Protegidas (AMP) é fundamental para garantir a conservação e vitalidade dos recifes de coral e habitats associados (Belfiore *et al.*). Além de representar um importante fator para a recobertura e recrutamento dos corais com o controle ou exclusão da pesca e extração de outros recursos, as AMP proporcionam diversos benefícios locais para os ecossistemas protegidos, como um aumento no tamanho e biomassa das populações de espécies comercialmente importantes (Rioja-Nieto e Sheppard, 2008). Adicionalmente, as AMP são importantes para o aumento na captura em áreas adjacentes como resultado da exportação de adultos e juvenis, além de ovos e larvas dos peixes (McClanahan *et al.*, 1999; Sale, 2008).

A zona costeira e marinha do Brasil ocupa mais de 3 milhões de km², abrangendo uma faixa costeira de aproximadamente 7.400 km de extensão e ecossistemas de riquíssima biodiversidade e alto grau de endemismo (MMA, 2002). Os ecossistemas costeiros e marinhos brasileiros são complexos e singulares, abrangendo extensas áreas de manguezais, restingas, dunas, praias arenosas, costões rochosos e recifes de coral. Contudo, menos de 0,4% desses ecossistemas são protegidos por AMP (Dutra *et al.*, 2005).

Os recifes de corais brasileiros são áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade devido à sua pequena extensão, seus elevados níveis de endemismo e altas taxas de perda de habitat (Dutra *et al.*, 2005). Dentre os recifes brasileiros, a região de Abrolhos, no extremo sul do estado da Bahia, é a área de maior concentração de recifes de coral do Brasil, além de apresentar a maior biodiversidade do Atlântico Sul e diversas espécies endêmicas (Rathbun, 1979; Maida e Ferreira, 1997; Leão 1999). A região é considerada Área de Extrema Importância Biológica pelo governo brasileiro (MMA, 2007), na qual estão inseridas 4 Unidades de Conservação Marinhas, dentre elas o primeiro parque marinho brasileiro, o Parque Marinho de Abrolhos, além da APA Ponta da Baleia/Abrolhos, da Reserva Extrativista do Corumbau e do Parque Municipal do Recife de Fora, ao norte do Banco de Abrolhos. Essas AMP são responsáveis pela proteção de várias espécies de corais e hidrocorais do Brasil e de pelo menos uma espécie de cetáceo ameaçada de extinção (baleia jubarte *Megaptera novaeangliae*) (Souza *et al.*, 2007). Em contraste, a região sofre diversos

conflitos que ameaçam a conservação dos seus ecossistemas marinhos e costeiros, tais como a pesca irregular, o turismo crescente, o grande potencial para a produção de petróleo na plataforma continental da região, a instalação de um complexo de carcinicultura sobre os manguezais da zona costeira adjacente, e a constante dragagem da barra do rio Caravelas (Marchioro *et al.*, 2005; Spanó, 2003; Dutra *et al.*, 2005).

Como uma importante ferramenta para o planejamento e análise ambiental, o sensoriamento remoto e geoprocessamento permitem a visualização dos componentes do espaço, em escala local, regional e global (Cendrero, 1989), proporcionando o levantamento de informações (diagnóstico) e a elaboração de medidas de manejo (prognóstico) em prol da conservação dos ecossistemas. A cartografia de habitats marinhos e costeiros, resultante da aplicação dessas técnicas, pode ser utilizada como subsídio da elaboração e implementação de planos de manejo de AMP, uma vez que a adequada caracterização espacial dos ecossistemas proporciona critérios para o zoneamento de áreas de importância ecológica e econômica, como é o caso dos recifes de coral (Clark, 1996).

Mapas de habitats recifais são ferramentas úteis para o planejamento desses ambientes, pois com a identificação e delimitação de habitats representativos de um sistema recifal, podem ser identificadas a quantidade e localização de recursos naturais importantes, os habitats ideais para atividades de pesca, turismo marinho, fundeio de embarcações, zonas de quebra-mares, etc. Além disso, a partir de um mapa de habitats é possível identificar informações ecológicas importantes sobre a dinâmica do sistema recifal, subsidiando estratégias de planejamento de áreas protegidas para maximizar a conservação de espécies, habitats e ecossistemas (Mumby e Harborne, 1999).

1.1 Objetivos

Considerando a utilidade do sensoriamento remoto e geoprocessamento para a conservação de recifes de coral, este trabalho tem como objetivo geral elaborar mapas de habitats do recife de Pedra de Leste (escala 1:5.000), e avaliar a aplicação de técnicas de sensoriamento remoto à imagens de alta resolução espacial QuickBird e média resolução Landsat 7 ETM+.

Os objetivos específicos são:

- Determinar os principais habitats que compõem o sistema recifal Pedra de Leste em função das suas características biológicas e geomorfológicas;
- Elaborar um mapa temático do recife aplicando a técnica de classificação supervisionada por redes neurais em imagens ETM+ e QuickBird;
- Avaliar a eficiência correção atmosférica e de coluna d'água para o mapeamento dos habitats recifais;
- Determinar a acurácia das classificações dos mapas gerados.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Recifes de Coral

Os recifes de coral estão entre os mais complexos e produtivos ecossistemas da Terra, sendo detentores de riqueza e diversidade biológica comparáveis às florestas úmidas tropicais (Connel, 1978; Porter, 1976). Eles abrigam $\frac{1}{4}$ de todas as espécies marinhas e são considerados os ecossistemas marinho de maior produtividade, apesar de ocuparem apenas 0,02% dos oceanos. Há estimativas de ocorrência de 600.000 a 9 milhões de espécies recifais (Knowlton, 2001), entre cnidários, crustáceos, moluscos, algas e peixes.

Os recifes de coral estão distribuídos em águas rasas e oligotróficas, entre as latitudes de 30° norte e sul (Figura 1). As maiores províncias biológicas de recifes de coral estão no Indo-Pacífico, que apresentam cerca de 85% dos recifes do mundo e uma proporção similar na biodiversidade recifal (Buddemeier *et al.*, 2004). No Atlântico, a maior biodiversidade recifal é registrada nos recifes de coral do Caribe, onde ocorrem mais de 60 espécies de corais.

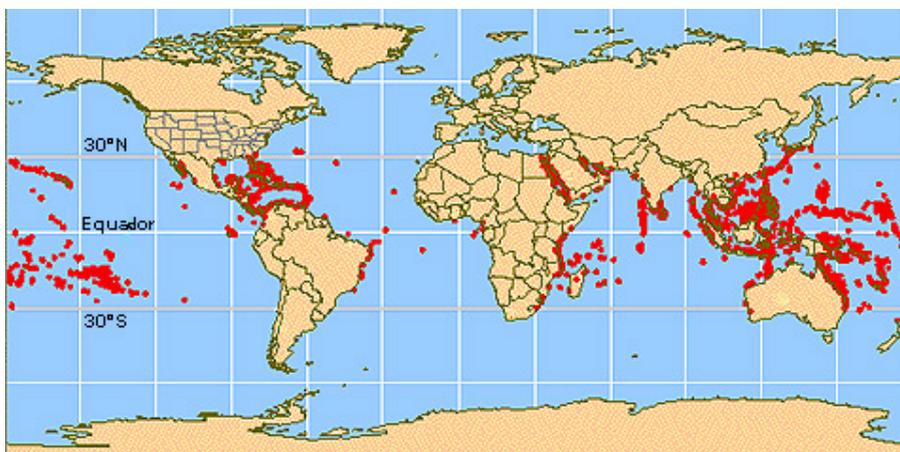


Figura 1: Distribuição global dos recifes de coral. Fonte: NOAA/National Ocean Service.

Os corais, algas e outros organismos que compõem estes ambientes são responsáveis pela produção da base estrutural de habitats que sustenta a biodiversidade recifal (Dahl e Salvat, 1988). Uma infinidade de outros invertebrados e diversas espécies de peixes depende da saúde destes organismos para sobreviverem. Além disso, os corais e as algas representam o elo inicial da cadeia alimentar (Huston, 1985), da qual participam inúmeras espécies de moluscos, crustáceos, peixes e outros organismos.

Uma das características dos recifes de coral é o fato de sua comunidade bentônica ser suportada por estruturas calcárias biogênicas. A estrutura tridimensional gerada pelo substrato calcário promove uma grande quantidade de abrigos para diversas espécies que compõem a comunidade recifal. As inúmeras interações entre os organismos recifais e o ambiente, resultantes dessa característica, não são comparáveis a nenhum outro ecossistema marinho (Smith e Buddemeier, 1992). Os maiores construtores recifais são os corais e algas coralíneas, que secretam carbonato de cálcio e promovem construção e manutenção da estrutura calcária dos recifes (Porter, 1976). Outro importante grupo são os peixes, que, em diferentes níveis tróficos (herbívoros ou predadores), representam o maior condutor do fluxo energético nos recifes (Belwood *et al.*, 2004). Os grupos representados pelos construtores e peixes são vitais para a manutenção da estrutura e função dos recifes de coral.

Nos recifes de coral a competição por espaço é intensa (Fox e Connell, 1979; Huston, 1985; Connell *et al.*, 2004). Em águas rasas e ricas em nutrientes, algas frondosas crescem rapidamente e podem excluir os corais. A vitalidade dos recifes depende fortemente do papel dos herbívoros, principalmente peixes e ouriços, no controle das algas (Huston, 1985). O aumento no influxo de nutrientes em águas recifais, incrementa a taxa de crescimento de algas e invertebrados heterotróficos, podendo causar a dominância de algas frondosas e filamentosas, ou ainda esponjas bioerosivas. A variedade de estágios ecológicos ocasionados por esse processo depende da combinação de fatores biológicos e ambientais, distúrbios naturais e influências antropogênicas (McClanahan *et al.*, 2002).

Numerosos fatores abióticos controlam a distribuição e diversidade das espécies coralíneas, incluindo a disponibilidade de luz, correlacionada com a profundidade e turbidez da água, a sedimentação, temperatura, energia de onda, disponibilidade de nutrientes, mortalidade causada por tempestades ou exposição devido a variações da maré (Huston, 1985). Estudos que correlacionam variações de fatores físicos com a diversidade e composição de espécies de corais concluíram que o ambiente recifal é extremamente heterogêneo e que a comunidade dos organismos coralíneos é determinada, não somente por parâmetros físicos, mas também pelo tamanho dos habitats e complexas interações bióticas (Knowton, 2001).

Os recifes de coral são considerados sistemas dinâmicos sujeitos a distúrbios naturais. A estabilidade de ecossistemas recifais está relacionada à instabilidade de parte de seus componentes e suas constantes mudanças espaciais, assegurando a habilidade de restabelecer um balanço após um distúrbio natural (Dahl e Salvat, 1988). Porém, sob uma grande escala geográfica, os impactos humanos podem pôr o sistema além dos seus limites de recuperação,

causando uma rápida degradação da diversidade, produtividade e elasticidade. Belwood *et al.* (2004) demonstram a transição de estados ecológicos no ecossistema recifal, ilustrando a alteração dos grupos biológicos dominantes em função dos efeitos da sobrepesca e excesso de nutrientes. O recife saudável dominado por corais se torna progressivamente mais vulnerável em função da pressão exercida pela pesca, poluição, doenças e branqueamento. O estado “estressado” é determinado pela perda de resiliência e aumento de vulnerabilidade (Figura 2).

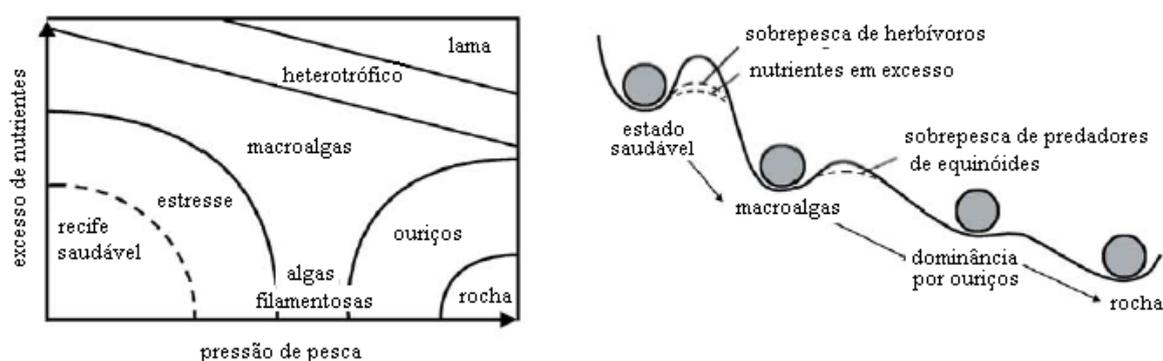


Figura 2: Estados do ecossistema recifal. Modelo conceitual mostrando os efeitos de influências antropogênicas nos diversos estados ecológicos dos recifes. (direita). Modelo gráfico (esquerda) ilustrando a transição entre os estados do ecossistema. As linhas pontilhadas ilustram a perda de resiliência, evidente quando os corais não recobrem após o distúrbio. Fonte: Belwood *et al.*, 2004.

Os sintomas ecológicos do colapso dos recifes de coral incluem a perda de macrofauna bentônica, redução dos estoques pesqueiros, alteração da herbivoria dominada por peixes e algumas espécies de equinóides, bioerosão destrutiva causada pelos ouriços, e redução no recrutamento de corais (Belwood *et al.*, 2004). A biodiversidade recifal tem sido degradada por diversos fatores, dentre eles as mudanças climáticas (branqueamento e dissolução de carbonato de cálcio dos corais), o desenvolvimento das regiões costeiras (sedimentação e eutrofização) e a sobreexploração dos recursos pesqueiros (Bryant *et al.*, 1998; Smith e Buddmeier, 2001).

Segundo McClanahan (2008) foi quantificada a destruição dos corais, ocorrida desde 1970, a partir de rigorosas estimativas da perda anual na percentagem de cobertura dos corais, com valores de 0,72 a 5,46% para o Indo-Pacífico e Caribe respectivamente. Isto significa que a maior parte da cobertura coralínea desapareceu nos últimos 30 anos. Vastas áreas de recifes de corais da Terra sofreram grandes transformações ecológicas. As causas da degradação não são claras, mas existe um consenso entre os cientistas de que o aquecimento global, a sobrepesca e a poluição estão entre as maiores ameaças. Torna-se evidente então a necessidade de se conservar esse ecossistema frágil e extremamente diverso.

2.1.1 Recifes de Coral do Brasil

No Brasil, os recifes de coral ocorrem desde o litoral do Maranhão (cerca de 01° S) até o sul da Bahia (cerca de 18°S) e em ilhas oceânicas como Atol das Rocas e Fernando de Noronha. Os recifes de coral brasileiros formam estruturas consideravelmente diferentes dos modelos recifais do Caribe e Indo-Pacífico, em função da composição e geomorfologia que apresentam (Leão *et al.*, 2003). Uma das principais características dos recifes brasileiros é a ocorrência de construções carbonáticas a partir da deposição de algas calcárias e gastrópodes vermetídeos (Laborel e Kempf, 1967). A fauna coralínea brasileira é representada por poucas espécies e um alto grau de endemismo (Maida e Ferreira, 1997; Leão *et al.*, 2003).

Os bancos recifais costeiros estão em regiões com elevada concentração de sedimentos siliclásticos e lama em suspensão. Esta característica atribui aos corais construtores dos recifes brasileiros uma resistência a altas taxas de sedimentação e turbidez da água (Leão *et al.*, 2003). A fauna coralínea brasileira inclui 18 espécies de corais escleractíneos e 4 de hidrocorais. Seis espécies de corais são endêmicas da costa brasileira, e algumas delas têm semelhanças com espécies do Terciário registradas no Caribe, como as do gênero *Mussismilia* (Maida e Ferreira, 1997; Leão *et al.*, 2003). A maioria das formações recifais ao longo da costa exibe o mesmo padrão de zonação, composta por uma crista de algas calcárias e vermetos, no recife intermareal, uma zona de *Palythoa* e *Millepora* imediatamente após a crista algal, uma zona de *Mussismilia* spp. na seção intermediária da parede recifal, seguida por uma zona de *Montastrea cavernosa* na parede inferior (Maida e Ferreira, 1997).

Segundo Leão *et al.* (2003), os recifes de coral do Brasil se distinguem em costeiros e oceânicos. Dentre os costeiros, se diferenciam os adjacentes à costa e os isolados. Os primeiros podem ser recifes em franja que bordejam a costa continental e de ilhas, e podem alcançar a extensão de quilômetros, ou bancos recifais de menores dimensões adjacentes à praia. Os recifes afastados da costa são subdivididos em vários tipos: cômoros (*knoll*), que atingem poucos metros de diâmetro e altura; canteiros (*patch reefs*), com dimensões laterais de dezenas de metros, sempre superiores à suas alturas; bancos recifais, cuja estrutura apresenta dimensão horizontal de cerca de 50m a quilômetros; e pináculos, com alturas de 5 a 25m e até 50m de diâmetro do topo, os quais podem ser colunares (largura do topo e da base semelhante, ou os denominados chapeirões, cuja base é estreita e o topo alargado) (Figura 3).

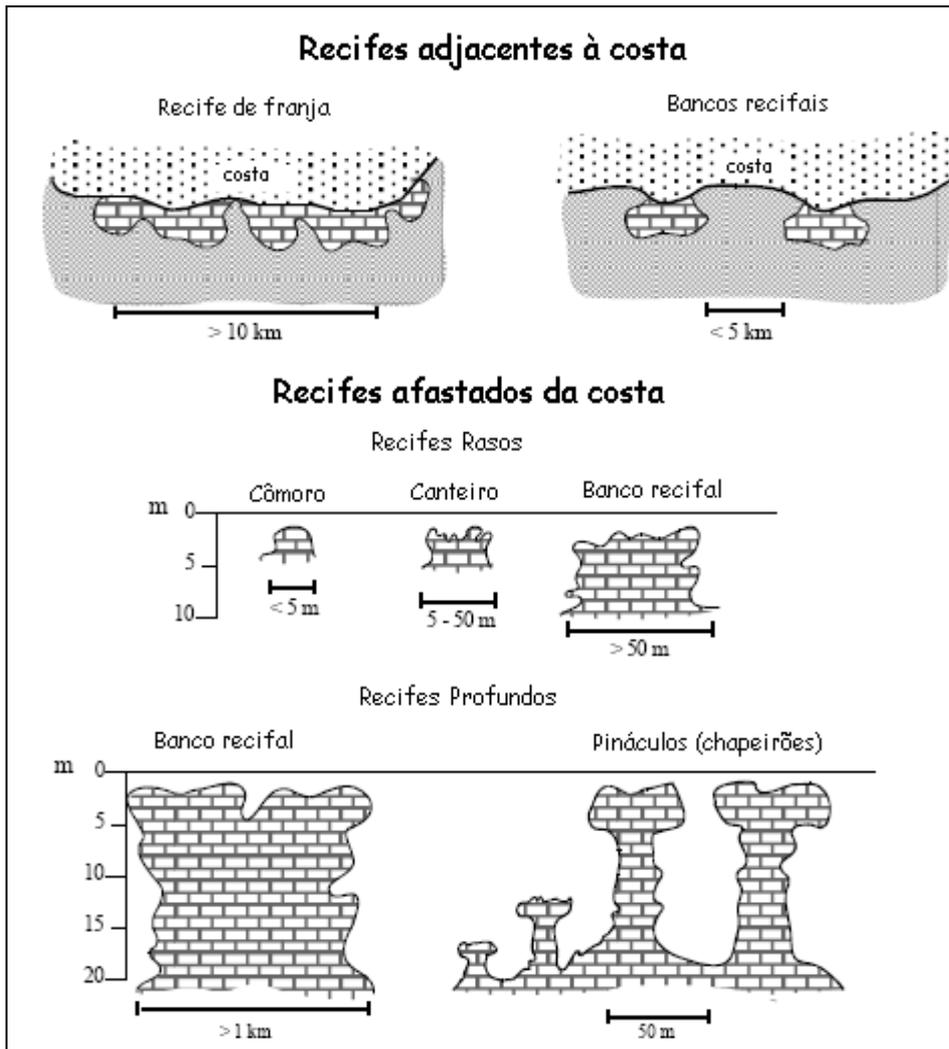


Figura 3: Esboço dos principais tipos de recifes encontrados na costa brasileira. Fonte: Leão *et al.* (2003).

2.1.1.1 Recifes de Abrolhos

Os recifes de Abrolhos, no sul da Bahia, são os maiores e os mais ricos recifes de coral do Brasil. Estão distribuídos em dois arcos, em uma área de aproximadamente 6.000 km². A estrutura básica é o chapeirão, pináculo coralíneo com forma de cogumelo, com 5 a 25 m de altura e 5 a 50 m de diâmetro (Leão *et al.*, 2003) (Figura 4). Três zonas recifais são distinguidas nos recifes de Abrolhos: o topo, a borda e a parede recifal, todas com características bastante distintas dos recifes caribenhos. Devido sua distribuição irregular, suas dimensões reduzidas e localização na plataforma, os recifes de Abrolhos não apresentam a zona lagunar característica do pós-recife e o talude típico do pré-recife (Leão, 1999).

Os bancos recifais apresentam as mais variadas formas e dimensões. Os menores formam-se pela fusão de poucos chapeirões. Os maiores formam-se pela junção de numerosos chapeirões e pelo preenchimento parcial dos espaços vazios entre eles, com material resultante da erosão dos recifes, devido à ação de ondas e correntes (Castro, 1999). Os espaços não preenchidos formam galerias subaquáticas e piscinas.

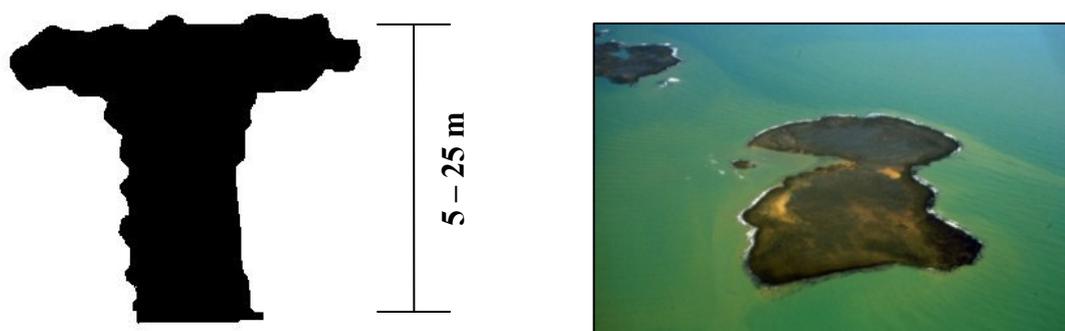


Figura 4: Forma de crescimento dos recifes de Abrolhos, denominado “chapeirão” (esquerda); vista aérea do topo dos chapeirões (direita). Fonte: Leão (1999).

Existem evidências de que os recifes cresceram acompanhando a variação do nível do mar e alcançaram seu clímax há cerca de 5.000 anos AP. As variações do nível do mar ocorridas após esse período expuseram os recifes à erosão marinha e as comunidades coralíneas sofreram estresses relacionados ao aumento na radiação solar e sedimentação. A regressão marinha ocorrida após 5 Ma AP causou uma progradação da linha de costa, aproximando as praias dos recifes, e mobilizando sedimentos terrígenos provenientes da drenagem continental sobre o sistema recifal. Esse processo expôs os recifes costeiros à intensa sedimentação e contribuiu ao aumento na mortalidade dos corais da costa norte da Bahia (Leão *et al.*, 2003; Leão e Kikuchi, 2005). Atualmente, apenas poucas espécies de corais têm ocorrência significativa nos recifes brasileiros, sendo que a maioria delas são formas endêmicas, adaptadas à elevada turbidez da água do mar (Maida e Ferreira, 1997; Leão *et al.*, 2003).

O rápido aumento das pressões antrópicas devido à intensidade do uso da terra da zona costeira e práticas subaquáticas como sobrepesca e intenso turismo está agravando a capacidade de recolonização da comunidade de corais já naturalmente ameaçadas (Leão e Kikuchi, 2005). Ao longo da costa da Bahia os ecossistemas recifais têm sido afetados por diversas atividades humanas. Costa Jr. *et al.* (2006) em estudo realizado nos recifes de Porto Seguro e Cabralia (ao norte do banco de Abrolhos), demonstram que a concentração de nutrientes na água do mar é maior próximo a áreas populosas, com significativo aumento na estação chuvosa. Os valores de fosfato registrados nas cercanias dos recifes estudados foram

significativamente maiores do que em outras áreas recifais, sugerindo que há uma permanente fonte de fosfato na região.

Dutra (2003) e Dutra *et al.* (2004) registraram que a taxa de acumulação sedimentar dos recifes da região de Abrolhos foram negativamente relacionadas com o percentual de cobertura, o número de recrutas de corais e o diâmetro dos hidrocorais. Os recifes amostrados mais próximos à costa apresentaram elevadas taxas de sedimentação e percentuais de sedimentos terrígenos, em consequência foram registradas as mais baixas taxas de cobertura de corais, menor número médio de recrutas e diâmetro médio de hidrocorais. Apesar das evidências de que o provável aumento do aporte de sedimento nas áreas recifais costeiras seja de origem natural, atualmente este processo tem sido intensificado, muito provavelmente, devido ao desmatamento nas zonas costeiras e constante dragagem da barra do rio Caravelas que deságua na região (Figura 5) (Leipe *et al.*, 1997).

Segundo Leão e Kikuchi (2005), mesmo com a elevada turbidez das águas da região sul da Bahia, a fauna coralínea é resistente ao branqueamento e mortalidade demonstrando estar adaptada às condições estressantes causadas pela turbidez natural das águas costeiras. No entanto, o sinergismo dos processos naturais com os distúrbios antropogênicos pode agravar a capacidade de recuperação dessa comunidade coralínea já naturalmente estressada.

2.2 Sensoriamento Remoto

O sensoriamento remoto pode ser entendido como um conjunto de procedimentos que permite a obtenção de informações dos objetos que compõem a superfície terrestre através da análise de dados obtidos por um equipamento (sensor) sem a necessidade de contato direto com os mesmos. Estas atividades envolvem a detecção, aquisição e análise (interpretação e extração de informações) da energia eletromagnética emitida ou refletida pelos objetos terrestres e registradas por sensores remotos (Novo, 1989; Liu, 2007).

A radiação eletromagnética (REM) refletida pelos alvos terrestres é determinada por suas propriedades físico-químicas e biológicas, gerando respostas espectrais específicas, as quais podem ser identificadas nas imagens. A resposta espectral permite discriminar e quantificar as feições terrestres e avaliar suas principais características. Desta forma, os sensores remotos são ferramentas importantes para a realização de inventários, mapeamentos e monitoramento de recursos naturais (Liu, 2007).

2.2.1 Aplicações de Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento na Conservação de Ecossistemas Marinhos

A coleta de informações sobre a distribuição geográfica de recursos naturais, propriedades e demais componentes do espaço, sempre foram importantes para as atividades da sociedade organizada. Na segunda metade do século passado, com o desenvolvimento da informática, tornou-se possível armazenar e analisar grandes quantidades de dados espaciais em ambiente computacional, o que originou uma nova área de conhecimento denominada no Brasil de Geoprocessamento (Novo, 1989). As técnicas de geoprocessamento vêm influenciando de maneira crescente as áreas de cartografia, análise de recursos naturais, transportes, comunicação e planejamento urbano e ambiental. As ferramentas computacionais de geoprocessamento permitem realizar análises complexas ao integrar dados de diversas fontes e ao integrar bancos de dados geo-referenciados. Pode-se apontar pelo menos quatro grandes dimensões dos problemas ligados aos Estudos Ambientais, onde é grande o impacto do uso da tecnologia de Sistemas de Informação Geográfica: *Mapeamento Temático, Diagnósticos e Prognósticos Ambientais, Avaliação de Impacto Ambiental, Ordenamento Territorial e Modelagem Espacial* (Santos, 2004). Nesta visão, os estudos envolvendo

geoprocessamento, visam a caracterizar e entender a organização do espaço, como base para o estabelecimento dos fundamentos para ações e estudos futuros.

No caso de áreas costeiras, com frágeis ambientes e uma grande variedade de processos ativos, as feições naturais que compõem o espaço são particularmente importantes. A representação de uma região por meio de um mapa, ou uma série de mapas, para as propostas de planejamento, deve conter todas as características que constituem os elementos do ambiente, de maneira a criar um instrumento útil em planejamentos a curto e longo prazos (Cendrero, 1989).

Considerada um requisito fundamental para a implementação de planos de gestão da zona costeira, a cartografia de habitats costeiros possibilita a visualização da distribuição espacial do mosaico formado pelos habitats e a avaliação de suas representatividades em uma paisagem submersa (Clark, 1996; Green *et al.*, 2000). O sensoriamento remoto é uma ferramenta importante para subsidiar planos de manejo, o planejamento de estratégias de monitoramento e a identificação de critérios de conservação, principalmente quando a estratégia de gestão está direcionada a áreas restritas, como é o caso das Unidades de Conservação Marinhas (Mumby *et al.*, 1997; Green *et al.*, 2000). Além da utilização de mapas, a adequada caracterização dos ecossistemas que sofrem a influência direta de atividades humanas é necessária para que sejam estabelecidos critérios de zoneamento e utilização de áreas de grande importância ecológica e econômica (Reuss-Strenzel, 2004).

Informações sobre a composição e saúde dos recifes de coral são cruciais para a conservação e utilização sustentável desse ecossistema. Programas de monitoramento capazes de detectar alterações no ambiente recifal são essenciais para promover o manejo sustentável desse ecossistema (Andrefuët *et al.*, 2001; Mumby *et al.*, 2004). Porém, para o monitoramento de ambientes de recifes de coral, amostragens em campo têm suas limitações. É necessário intenso esforço para amostrar a extensão do sistema recifal, atividades que representam elevado custo e trabalho, podendo ser ainda mais complexo em locais de difícil acesso. O sensoriamento remoto oferece uma alternativa para complementar as limitações das amostragens *in situ*, pois possibilita o monitoramento da cobertura e vitalidade das comunidades recifais em escala temporal (Dustan *et al.*, 2001; Andrefouët *et al.*, 2001). A partir da descrição e avaliação da biodiversidade do ecossistema recifal, pode-se gerar padrões de referência empregados na determinação do grau de alteração desse ambiente e das consequências dos efeitos antrópicos sobre o ecossistema (Betancourt *et al.*, 1992).

Mapas de habitats recifais são ferramentas úteis para o planejamento desses ambientes, pois, entre outras aplicações, permite a delimitação dos habitats e a identificação de sistemas

recifais representativos (Mumby *et al.*, 1997). Quando as características dos habitats rasos são conhecidas, as quantidades e localização de recursos naturais importantes podem ser identificadas, bem como o reconhecimento dos habitats disponíveis para atividades como pesca, turismo marinho e fundeio de embarcações. O manejo de áreas marinhas pode ser norteado a partir de informações disponíveis por mapas acurados de habitats (Sheppard *et al.*, 1995). Além disso, a disponibilidade de mapas de habitats costeiros em escala regional auxiliará no desenvolvimento de modelos preditivos de dinâmicas de metapopulações de corais, facilitando estratégias de planejamento de áreas protegidas para maximizar a conservação de espécies, habitats e ecossistemas (Mumby e Harborne, 1999).

2.2.2 Mapeamento de Recifes de Coral

A partir do final da década de 1970, teve início a utilização de imagens de sensores orbitais para o mapeamento e o estudo de recifes de coral, com o lançamento dos primeiros satélites ambientais. Em 1985, foi organizado pela Unesco (UNESCO, 1986) o primeiro *workshop* sobre as aplicações de técnicas digitais de sensoriamento remoto para estudos oceanográficos e estuarinos, mais especificamente, para o estudo de recifes de corais. Alguns trabalhos importantes para essa nova área de conhecimento foram apresentados no evento, como o de Kuchler (1985) que utilizou uma imagem Landsat4 para o mapeamento de um recife de coral da Grande Barreira de Coral e o de Jupp (1985) que analisou as limitações de vários sensores remotos para o mapeamento de habitats submersos. Posteriormente, Kuchler *et al.* (1988) avaliaram a tecnologia até então desenvolvida para o sensoriamento remoto aplicado ao mapeamento e monitoramento dos ambientes recifais e propuseram o desenvolvimento de sensores mais refinados espacial e espectralmente.

Na década de 1990 diversos pesquisadores buscavam o aprimoramento das técnicas de sensoriamento remoto para o mapeamento de habitats recifais. Alguns métodos para minimizar os efeitos da coluna d'água na detecção do fundo foram desenvolvidos e testados em recifes do Caribe (Estep e Holloway, 1992), Golfo Pérsico (Khan *et al.*, 1992) e Polinésia Francesa (Maritorea, 1996). Foram propostas alternativas para a aplicação do “coeficiente de profundidade invariante” proposto por Lyzenga (1981) para aplicações em águas turvas e de composição não-uniforme (Tassan, 1996).

Sheppard *et al.*, (1995) utilizaram fotografias aéreas (1:10.000) para mapear o recife de coral de Anguila, no Caribe, a partir de foto interpretação e coleta de dados *in situ*. Foram

identificados 7 habitats que compunham o sistema recifal, com a determinação das suas características geológicas, batimétricas e biológicas. Os autores observaram que, diferentemente dos habitats terrestres, as comunidades marinhas recifais são compostas por organismos pequenos, que geralmente contém pigmentos semelhantes, como os corais, hidrocorais, pradarias, algas calcárias e frondosas, cujos fito-pigmentos geram confusão no processo de classificação, gerando a sobreposição espacial dos diferentes habitats.

Durante o 8º Simpósio Internacional de Recifes de Coral foram apresentados trabalhos que avaliaram o uso de sensoriamento remoto para a discriminação (Bour e Pichon, 1997) e monitoramento (Strong *et al.*, 1997) de comunidades coralíneas. Foram também analisados os sensores remotos utilizados para o mapeamento de recifes de coral (Mumby *et al.*, 1997; Green *et al.*, 2000).

Um grupo de pesquisadores do Reino Unido, composto por Peter Mumby, Edmund Green, Alasdair Edwards e Christopher Clark, entre outros, se dedicou ao tema “mapeamento de recifes de coral”, contribuindo com diversos trabalhos que avaliaram e discutiram as técnicas e sensores empregados no mapeamento de feições submersas. Mumby *et al.* (1997) avaliaram a capacidade de sensores multi-espectrais (Landsat MSS, Landsat TM, SPOT XS, SPOT Pan e CASI) para mapear habitats de recifes de corais no Caribe. Os habitats foram definidos como assembléias da macrofauna bentônica e substrato, e categorizados em detalhes fino, intermediário e grosseiro. Os autores concluíram que, em escala regional (> 60 km) e detalhamento grosseiro, as imagens Landsat TM apresentaram maior acurácia e melhor custo-benefício. Por outro lado, mapas gerados a partir de imagens CASI (*Compact Airborne Spectrographic Imager*, sensor hiperespectral aerotransportado) foram significativamente mais acurados para classificações detalhadas dos habitats marinhos. Green *et al.* (1996) avaliaram a relação custo (financeiro e temporal) e acurácia dos dados de diversos sensores remotos aplicados ao mapeamento de habitats recifais e discutiram as implicações dessa relação para o manejo costeiro, ressaltando vantagens e desvantagens de cada sensor.

Mumby *et al.* (1998) avaliaram os benefícios da correção da coluna d'água e edição contextual para o mapeamento de recifes de coral, evidenciando o aumento significativo da acurácia dos mapas após a correção da coluna d'água realizada pelo método proposto por Lyzenga (1978, 1981) em águas claras.

Para a definição das classes de habitats que compõem os recifes de coral em distintos níveis de detalhamento, Mumby e Harborne (1999) propuseram um esquema de classificação sistemática, que considera parâmetros geomorfológicos e biológicos coletados *in situ* e níveis hierárquicos de detalhamento. Segundo eles, esquemas de classificação de habitats devem ser

determinados objetivamente, cujos descritores quantitativos e bases fotográficas poderão facilitar sua adoção e a integração de dados.

Uma das principais contribuições desse grupo de pesquisadores, porém, ocorreu em 2000, com a publicação pela UNESCO do livro “Sensoriamento Remoto para o Manejo Costeiro Tropical”, que resumiu o “estado da arte” em termos de uso operacional de sensoriamento remoto para aplicações em zonas costeiras até 1999. Esse trabalho reuniu todas as informações relevantes para o mapeamento de habitats submersos, profundidade e qualidade da água, incluindo a descrição e análise das técnicas de sensoriamento remoto, e a avaliação dos sensores disponíveis (Green *et al.*, 2000).

Spalding e Grenfell (1997) mensuraram as áreas recifais rasas utilizando *grids* de 1km² em escala global e regional. Segundo suas estimativas a área total dos recifes de coral do mundo é próxima a 255.000 km². Também em escala global, o Instituto de Sensoriamento Remoto Marinho da Universidade do Sul da Flórida (*IMaRS*), fundado pelo Programa Oceanográfico da NASA, realizou um inventário dos recifes de corais do globo, utilizando imagens do satélite Landsat7 adquiridas entre os anos de 1999 e 2002. Trata-se do projeto “*Millenium*”, cujos objetivos são caracterizar, mapear e estimar as dimensões dos ecossistemas recifais rasos das principais províncias recifais do mundo (Caribe-Atlântico, Pacífico, Indo-Pacífico, Mar Vermelho). O projeto também é responsável pela disponibilização gratuita de imagens TM e ETM+, proporcionando o desenvolvimento de diversos estudos de mapeamento de recifes de coral (imars.usf.edu/MC). As imagens Landsat ETM usadas nesse trabalho foram obtidas junto ao “Projeto Millenium”.

Em 1999, durante o *Workshop Internacional sobre o Uso do Sensoriamento Remoto para o Mapeamento e Monitoramento de Recifes de Coral*, especialistas na área propuseram para ações necessárias ao desenvolvimento de estudos sobre ferramentas e aplicações em Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento (USDOC/NOAA, 1999). Nos últimos 10 anos, com o desenvolvimento de novas tecnologias e aprimoramento das técnicas de sensoriamento remoto, foram efetuadas novas avaliações da utilização de imagens multi-espectrais (Andrefouet e Payri, 2000; Dustan *et al.*, 2001; Andrefouet *et al.*, 2002; Joyce e Phinn, 2001; Joyce *et al.*, 2002; Yamano *et al.*, 2006) e hiperespectrais (Joyce e Phinn, 2002; Louchard *et al.*, 2003; Kutser *et al.*, 2006), e sensores portáteis como radiômetros e espectrofotômetros (Joyce e Phinn, 2002; Werdell e Roesler, 2003) para a caracterização espacial e temporal dos componentes dos recifes de coral.

No Brasil, o emprego de sensoriamento remoto para mapear feições recifais é relativamente recente. Um grupo de pesquisadores do Instituto Nacional de Pesquisas

Espaciais (INPE) avaliou a utilização de dados de imagens orbitais Landsat e Spot para o mapeamento dos recifes e da zona costeira da APA Costa dos Corais (PE), como ferramenta de apoio ao manejo da UC (Braga e Gherardi, 2001). Nessa mesma região, os recifes costeiros de Tamandaré – PE foram também mapeados por Reuss-Strenzel (2004), que utilizou a técnica de fusão de imagens (Landsat TM5 e fotografias aéreas) para avaliar as alterações na baía de Tamandaré e as suas conseqüências para a sobrevivência dos corais, apoiando a gestão da APA. Na porção sul da APA, Morelli (2000) utilizou imagens Landsat TM5 e SPOT e a técnica de classificação não-supervisionada para o mapeamento dos recifes de Paripueira.

No Rio Grande do Norte foram mapeados os recifes de Maracajaú a partir de fotografias aéreas (Amaral *et al.*, 2002; Lima e Amaral, 2003). As construções carbonáticas inorgânicas e recifais do litoral oriental e setentrional desse estado, também foram mapeadas por meio de imagens TM e ETM+ e filmagem do fundo marinho para classificação dos recifes de acordo com suas características geomorfológicas (Santos *et al.*, 2007). Como uma grande contribuição para o mapeamento dos recifes de coral do Brasil, foi publicado em 2006 o Atlas dos Recifes de Coral nas Unidades de Conservação Brasileiras, resultado da tese de doutorado de Prates (2003), que avaliou a representatividade dos recifes de coral nas UCs Marinhas do Brasil. O Atlas contém mapas temáticos dos sistemas recifais presentes nas UCs, a partir da vetorização de imagens TM e ETM+ e SPOT (Prates, 2006).

2.2.3 Técnicas para Sensoriamento Remoto aplicado a ecossistemas marinhos

Quando a REM penetra na atmosfera terrestre sofre atenuações como refração, espalhamento e absorção causados por gases que constituem a atmosfera, aerossóis e nuvens. Ao interagir com a superfície terrestre, a radiação solar pode ser refletida ou absorvida. Os sensores orbitais registram a energia solar refletida pela superfície da Terra e transmitida através da atmosfera. Essa energia traz informações sobre os objetos terrestres, porém está contaminada pelas condições de iluminação (hora e época do ano), e pela composição da atmosfera (Richter, 2000). Para evitar esses problemas e obter um sinal que reflete apenas a resposta espectral dos alvos são necessárias correções radiométricas que eliminem, ou ao menos minimizem, a dispersão causada na reflectância dos pixels (Figura 5) (Green *et al.*, 2000; Lubin *et al.*, 2001; Acklenson, 2003).

O cálculo da reflectância (razão entre o fluxo de luz irradiada pelo sol e o fluxo refletido) corrige variações na iluminação entre duas imagens (Liu, 2007). As variações

causadas pela atmosfera nas respostas espectrais dos alvos podem ser corrigidas por modelos de transferência radioativa, que consideram a visibilidade horizontal e composições de gases e aerossóis predefinidos. Desta forma, a correção atmosférica elimina a dispersão da luz causada pela influência da atmosfera, representando uma importante etapa para a utilização de dados de imagens de satélite na avaliação das feições da superfície terrestre (Richter, 2000).

Para mapear ou derivar informações quantitativas de habitats submersos, a profundidade afeta significativamente as medidas por sensoriamento remoto. Quando a luz penetra na água, sua intensidade decresce exponencialmente com o aumento da profundidade (Lyzenga, 1981; Acklenson, 2003). Esse processo denominado atenuação da coluna d'água exerce um forte efeito na reflectância dos habitats submersos, interferindo na distinção de seus espectros (Estep e Holloway, 1992; Maritorena, 1996; Green *et al.*, 2000). Para o mapeamento do fundo marinho, é necessário remover essa influência da profundidade variável nos sinais emitidos. Lyzenga (1981) propôs uma técnica simples, que considera que a variação na reflectância de um mesmo tipo de fundo irá depender somente da profundidade, em condições de águas claras. Para tanto, é calculado um índice de profundidade invariante (“*Depth Invariant Index – DII*”) a partir da razão entre pares de bandas espectrais log-transformadas.

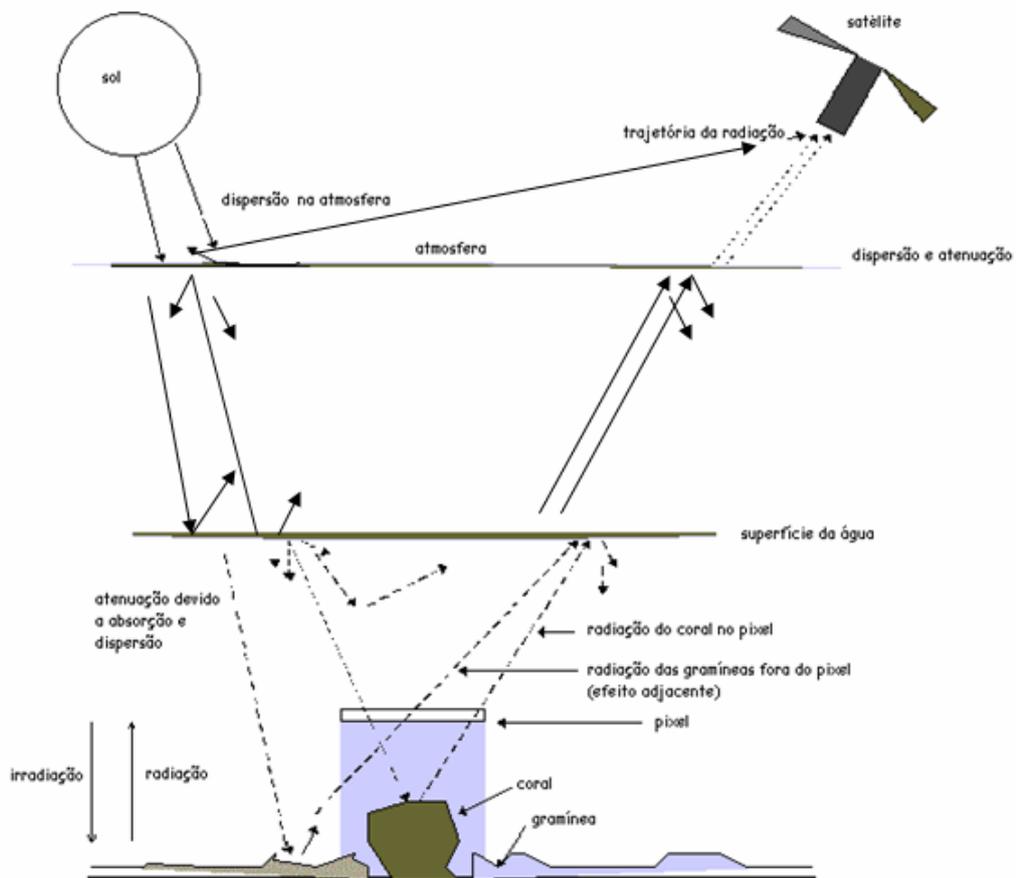


Figura 5: Fatores que influenciam a radiação emitida pelo sensor sobre características submersas (Fonte: Green *et al.*, 2000).

2.2.4 Mapeamento de habitats

As imagens de satélite revelam informações sobre a coloração, textura e padrões de diferentes áreas, relacionadas a habitats que compõem um determinado ecossistema. Essas informações, que podem ser utilizadas para produção de mapas de habitats, são baseadas no princípio que diferentes tipos de habitats possuem respostas espectrais distintas. Infelizmente a aplicação do sensoriamento remoto para o mapeamento de habitats submersos sofre limitações devido ao efeito da profundidade e turbidez no sinal obtido pelos sensores ópticos (Maritorena, 1996; Tassan, 1996).

Dois habitats podem ter características biológicas e geomorfológicas diferentes, mas se eles não tiverem diferentes assinaturas espectrais eles não serão considerados distintos em uma imagem multiespectral (Green *et al.*, 2000). As técnicas de classificação freqüentemente aplicadas ao mapeamento de habitats variam em níveis de complexidade, desde interpretação visual e mapeamento direto sobre uma imagem até técnicas de classificação de imagens multiespectrais. Para a classificação de imagens, são utilizadas principalmente duas técnicas: a classificação não-supervisionada, a partir do agrupamento automático dos dados da imagem, e a classificação supervisionada, com o agrupamento estatístico a partir de uma amostragem realizada pelo usuário.

2.2.4.1 Métodos de Classificação de Imagens

A interpretação visual é o processo pelo qual uma imagem é analisada e os habitats identificados pela experiência do usuário. A imagem pode ser uma fotografia ou uma imagem de satélite, impressa ou em formato digital. As imagens digitais possuem vantagens, pois podem ser processadas (p.ex. estiramento de histograma, máscaras...) para realçar os habitats de interesse.

Na ausência de imagens de satélite, as fotografias aéreas podem representar um bom instrumento para o mapeamento de recifes de coral. Os habitats são identificados visualmente e seus limites são delineados manualmente. As decisões a respeito das fronteiras entre diferentes habitats são determinadas a partir de conhecimento local, senso comum, dados de campo, ou mapas disponíveis, em função de variações de tom e textura observadas nas fotografias. Sheppard *et al.* (1995) utilizaram fotografias aéreas para o mapeamento de habitats no Caribe e consideraram essa técnica uma ferramenta importante para o monitoramento dos ambientes costeiros e marinhos. Os autores avaliaram o uso de fotografias

aéreas em relação a imagens digitais e verificaram melhores resultados na utilização de fotografias para recifes de corais. Foram considerados três fatores principais para tal avaliação: (1) pouca familiaridade de operadores de sensoriamento remoto com o ecossistema marinho em relação a sistemas terrestres; (2) as feições mapeadas estão sob águas de turbidez e profundidade variáveis, o que dificulta a avaliação, e (3) vários habitats diferentes são dominados por plantas e animais que contém pigmentos e formatos semelhantes, resultando em uma acurácia desconhecida e, por vezes, não mensurável. Porém, os autores admitem que técnicas de sensoriamento remoto incluindo algoritmos desenvolvidos para realçar as características do fundo não podem ser aplicadas a fotografias aéreas.

2.2.4.1.1 Classificação multiespectral

Segundo Green *et al.* (2000), a classificação multiespectral inclui três estágios no processo de agrupamento estatístico dos pixels em diferentes classes:

1) Treinamento é o processo de definição da resposta espectral de cada classe. Na classificação não-supervisionada os grupos espectrais dominantes em uma imagem são derivados de agrupamento estatístico (cluster) a partir dos valores de reflectância dos pixels em toda a imagem. O treinamento supervisionado utiliza o conhecimento do usuário, que informa e direciona a definição das classes visíveis na imagem. A descrição estatística da resposta espectral de cada classe é denominada assinatura espectral;

2) Avaliação da assinatura espectral, processo em que as assinaturas são checadas pela representatividade dos habitats que elas identificam, assegurando um mínimo de sobreposição espectral entre assinaturas de diferentes habitats. Essa etapa é realizada somente na classificação supervisionada; e

3) Tomada de decisão é processo que realiza a classificação os pixels em classes (definidas pelas assinaturas espectrais) utilizando algoritmos matemáticos chamados de “regras de decisão”. Esse estágio se refere à classificação propriamente dita, embora o treinamento e a avaliação sejam partes integrantes do processo.

2.2.4.1.1.1 Redes neurais

A classificação por redes neurais, por ser um tipo de classificação supervisionada, envolve apenas o estágio do treinamento. No entanto, trata-se de uma forma de classificação não paramétrica, em que não ocorre a avaliação da assinatura espectral, e a “tomada de decisão” é gerada pelo sistema, após o treinamento e teste da rede neural (Eastman, 2006).

De acordo com Foody *et al.*, (2001), as redes neurais são uma forma de inteligência artificial que simulam algumas funções do cérebro humano. Elas geralmente são propostas como uma ferramenta computacional que podem resolver problemas não-lineares complexos. As redes neurais comprimem um grande número de processos simples ligados a conexões ponderadas de acordo com uma arquitetura específica. Essas redes representam um paralelo com a natureza, podendo “aprender” com um exemplo e então generalizar.

As redes neurais têm sido amplamente utilizadas em diversas aplicações no sensoriamento remoto incluindo classificação supervisionada em imagens multiespectrais (Foody *et al.*, 2001; Hilbert e Muzzenberg, 1999; Innes e Koch, 1998; Defries e Townshend, 1999). Quando aplicada no contexto de classificação supervisionada, ela é mais eficiente e necessita de menos dados de treinamento do que a classificação tradicional por assinaturas espectrais (Hilbert e Muzzenberg, 1999). Elas têm a capacidade de estimar as propriedades biofísicas dos dados de sensoriamento remoto quando as relações são complexas e não-lineares, a partir de algoritmo que converte os dados de entrada (ex. imagens de sensoriamento remoto, arquivo vetorial de amostragem) em dados de saída desejados (classes de habitats marinhos) (Liu *et al.*, 2004). Uma das principais vantagens da utilização desse método é que nenhum outro modelo assume a distribuição multivariada dos dados espaciais em uma imagem (Eastman, 2006). Além disso, elas podem ponderar a importância de cada conjunto de dados. Portanto os dados adquiridos nos comprimentos de ondas espectrais disponíveis podem ser inseridos na rede, mesmo se fortemente correlacionados entre si. (Foody *et al.*, 2001; Liu *et al.*, 2004).

A classificação por redes neurais, por ser um método não-paramétrico, é mais robusto que os tradicionais quando a distribuição é não-gaussiana (Hilbert e Muzzenberg, 1999). Durante a etapa de treinamento, a rede é capaz de tomar decisões arbitrárias dos limites (fronteiras) das feições espaciais. Essa habilidade é uma vantagem sobre a classificação estatística, pois as regiões de decisão são ajustadas interativamente pelo algoritmo de treinamento para a distribuição das classes. (Hilbert e Muzzenberg, 1999; Liu *et al.*, 2004).

3 **ÁREA DE ESTUDO**

O banco de Abrolhos é um alargamento da plataforma continental leste brasileira, que, na altura da cidade de Caravelas, extremo sul do estado da Bahia, apresenta uma largura excepcional de cerca de 200 km. O complexo recifal de Abrolhos está localizado entre as coordenadas de 17°20' -18°10'S e 38°35'-39°20'W e ocupa uma área de aproximadamente 6.000 km², abrangendo recifes de corais, ilhas vulcânicas, bancos rasos e canais. Os recifes dessa região formam dois arcos: o arco costeiro, que é constituído por bancos recifais afastados da costa e algumas áreas com chapeirões, e o arco externo que bordeja o lado leste das ilhas do arquipélago dos Abrolhos, formado por chapeirões isolados (Figura 6). Na zona onde os recifes se localizam, a plataforma é bastante rasa, com profundidades inferiores a 30m, não excedendo 70m em sua borda (Figura 6). As profundidades entre os recifes do arco costeiro e a costa são inferiores a 15m. Um canal com profundidades entre 20 e 30m (canal de Abrolhos) separa os recifes do arco costeiro dos recifes do arquipélago e do arco externo. Bancos arenosos e pináculos coralinos isolados circundam os recifes e as ilhas (Leão, 1999).

No Banco de Abrolhos estão localizadas 4 Unidades de Conservação Marinhas, o Parque Nacional Marinhos dos Abrolhos, a Área de Proteção Ambiental Ponta da Baleia/Abrolhos, a Reserva Extrativista do Corumbau e o Parque Municipal Marinho do Recife de Fora, na porção norte.

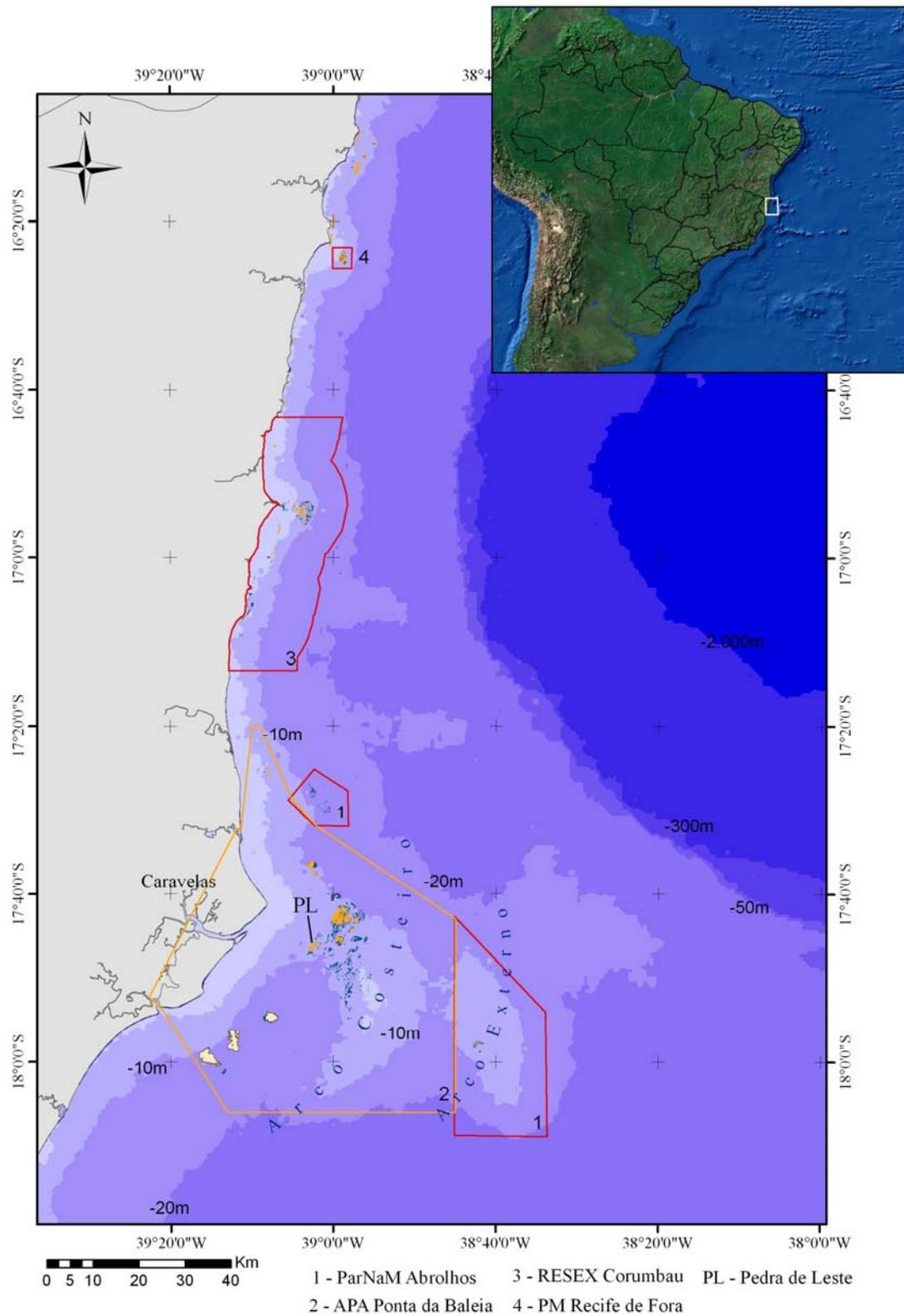


Figura 6: Mapa da área de estudo: Banco de Abrolhos. Os recifes em amarelo são intermareais e na cor azul estão os recifes submersos.

3.1 Parcel de Paredes e o Recife Pedra de Leste

Os Recifes do Parcel das Paredes abrangem um grupo de bancos recifais e chapeirões isolados com cerca de 30 km de extensão (Figura 7). Esse nome vem do fato desses recifes apresentarem suas paredes recifais abruptamente verticais, sobretudo do lado dos ventos dominantes. As duas maiores estruturas recifais desse grupo são o Recife da Pedra Grande e o Recife da Lixa. Entre eles observa-se a presença de vários pequenos bancos recifais irregularmente orientados, bem como inúmeros chapeirões isolados, o que torna difícil a navegação nessa área. Ao sul do Parcel das Paredes ocorrem pequenos bancos recifais isolados, alongados e paralelos uns aos outros, também conhecido como Pontas Sul (Castro, 1999).

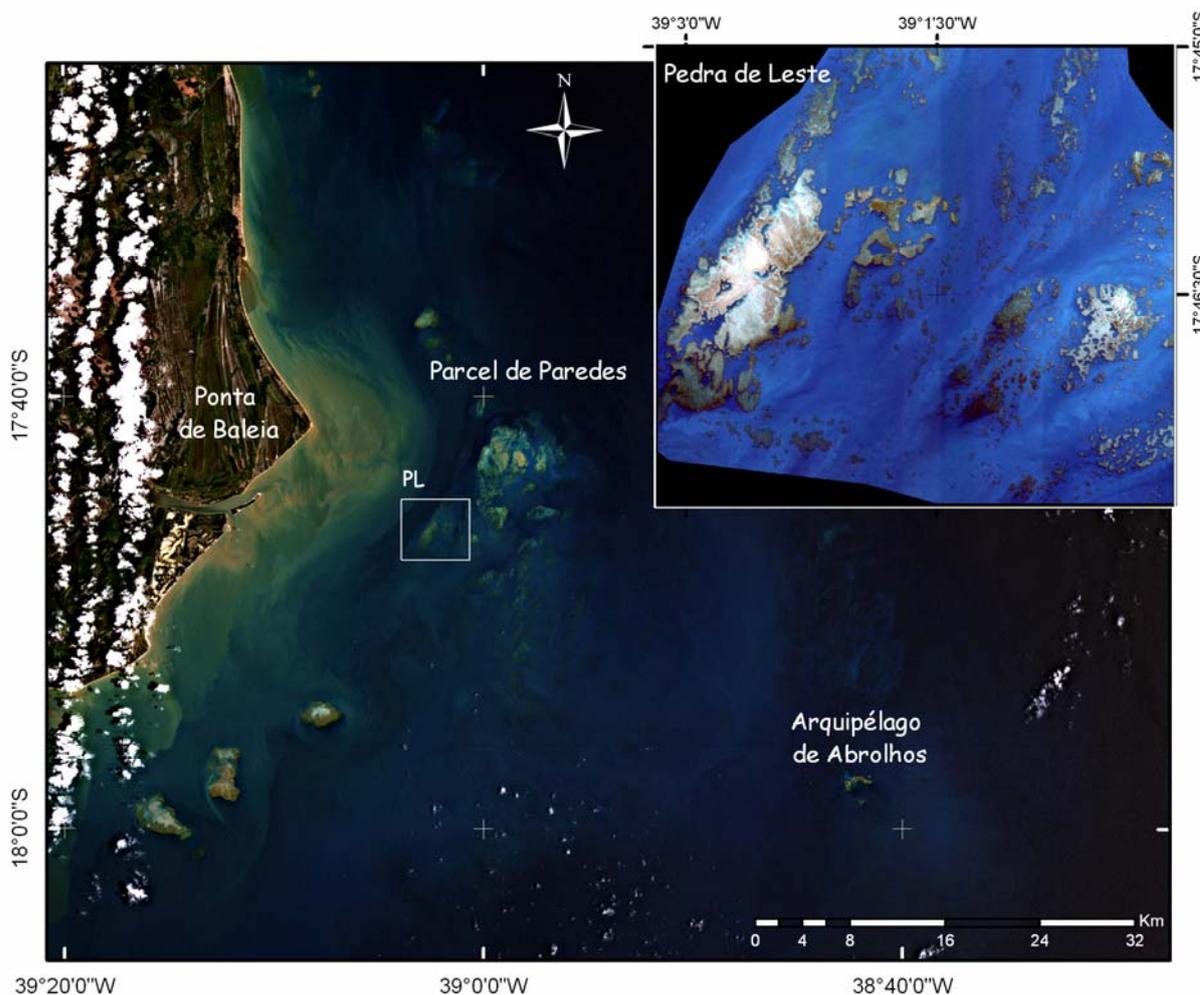


Figura 7: Recifes de Abrolhos (imagem Landsat). No destaque, os recifes de Pedra de Leste (imagem QuickBird).

Nessa região, localiza-se o recife Pedra de Leste ($39^{\circ}2'00''\text{W}$ $17^{\circ}46'00''\text{S}$), o mais costeiro do Parcel de Paredes, a 12,4 km da costa (Figura 7). É um recife descrito como banco recifal isolado, com cerca de 1 km de largura por 3 km de comprimento. Devido ao seu

formato alongado e a proximidade da costa, ele pode funcionar como uma barreira, tanto bloqueando o fluxo de água oriunda do mar aberto quanto aprisionando sedimento proveniente da pluma do rio Caravelas (Dutra, 2003). Neste trabalho, será referido como sistema recifal Pedra de Leste os recifes nas cercanias do recife Pedra de Leste propriamente dito, ao longo de uma área de aproximadamente 25 km² inserida na imagem QuickBird (Figura 7).

3.2 Aspectos Geomorfológicos da Plataforma

De acordo com Leão (1982) a superfície da plataforma interna do Banco de Abrolhos é plana e suave. Canais estreitos e bancos arenosos ocorrem nas plataformas média e externa. Os sedimentos carbonáticos estão concentrados nas plataformas média e externa e nas áreas que circundam os recifes, onde algas coralinhas incrustantes dominam (Figura 8). Sedimentos grossos ricos em fragmentos de briozoários são abundantes na parte sul do banco. Fragmentos de moluscos e tecas de foraminíferos estão presentes nas áreas lamosas e restos de corais são encontrados nas zonas mais próximas a costa. Os sedimentos siliciclásticos estão confinados à plataforma interna (Dutra, 2003).

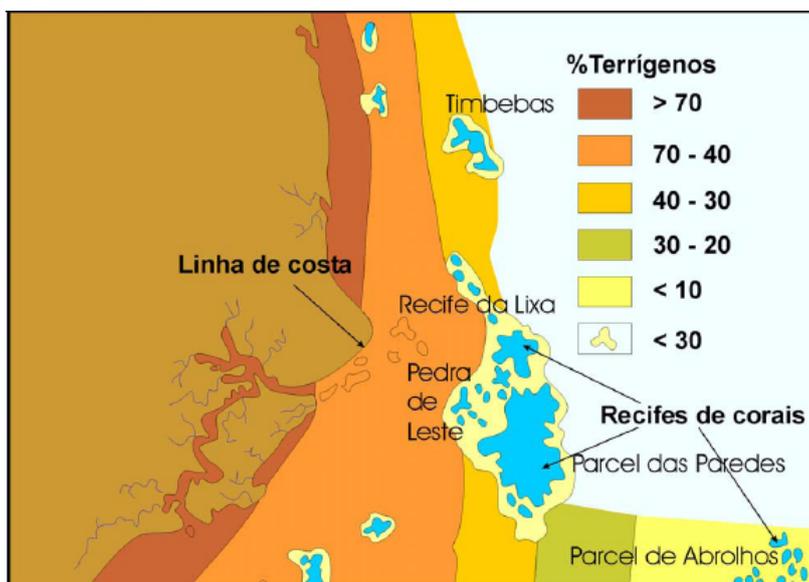


Figura 8: Distribuição do substrato na área dos recifes de Abrolhos, ilustrando a transição de sedimentos siliciclásticos mais costeiros para sedimentos carbonáticos costa afora (Fonte: Leão, 1982).

3.3 Organismos recifais

A comunidade bentônica do complexo recifal de Abrolhos ainda não está completamente estudada. Corais escleractíneos, hidrocorais, e algas calcárias são os principais organismos construtores desses recifes. Apesar do número de espécies de corais da região ser quatro vezes menor que o número de espécies descritas para os recifes do Atlântico Norte, muitas são endêmicas e consideradas relíquias, pertencentes a uma fauna Terciária, resistente ao estresse provocado pela turbidez das águas brasileiras (Leão, 1999; Leão *et al.*, 2003). Dentre as espécies endêmicas, *Mussismilia braziliensis* apresenta a maior restrição geográfica e é bastante comum nos recifes de Abrolhos. As macroalgas são importantes como produtoras primárias (Leão, 1999), representadas principalmente pelas famílias Dictyotaceae, Udoteaceae, Caulerpáceae e Corallinaceae (Dutra *et al.*, 2005). Várias espécies de peixes foram identificadas nos recifes de Abrolhos, sendo que os Scarídeos (herbívoros) foram os mais abundantes, enquanto os Serranídeos (carnívoros) a família de menor abundância (Ferreira, 2005). Uma fauna diversa de anêmonas, esponjas, crustáceos, poliquetas, moluscos e equinodermos compõem as comunidades recifais de Abrolhos (Leão, 1999; Dutra *et al.*, 2005).

3.4 Zona Costeira

A parte norte da costa adjacente aos recifes de Abrolhos é cortada por uma seqüência de falésias que alternam com encostas e manchas de areias ou ambientes pantanosos. O rio Jucuruçu localizado ao norte da área, predominantemente flui para sul, e o sedimento na desembocadura desse rio é uma mistura de areias mal selecionadas compostas de grãos de quartzo e fragmentos de conchas de molusco de vários ambientes fluvio-marinhas (Leão, 1999). Da foz desse rio até a ponta da Baleia (parte central da área) a costa compõe-se de uma longa praia arenosa, cortada apenas pelo rio Itanhém, o qual flui também para sul, quase paralelamente à linha da costa. A ponta da Baleia é o resultado de uma acreção à costa, muito provavelmente produzida pela confluência das correntes de deriva litorânea com os complicados padrões hidrográficos da área, resultantes da presença dos recifes muito próximos da costa (Bittencourt *et al.*, 2000). Extensos bancos arenosos são visíveis até mesmo durante as marés altas em frente à Ponta da Baleia. A água costeira é rasa, calma e bastante turbida.

A região de estudo está contida na Bacia Hidrográfica do Extremo Sul da Bahia (Figura 9). Dentre os rios que deságuam no litoral adjacente ao Banco dos Abrolhos há rios perenes e cursos d'água intermitentes. Possuem bacias de pequena expressão, das quais se destacam a dos rios Jucuruçu, Itanhém, Peruípe e Mucuri (Tabela 1). As nascentes em todas estas bacias, com exceção a do rio Mucuri, estão localizadas nas serras da Faixa de Desdobramentos Araçuaí no Estado de Minas Gerais, divisa com Bahia. A superfície da bacia de captação destes rios no Estado da Bahia totaliza 23.750 km² (Andrade, 1994).

Tabela 1: Dados de vazões dos rios principais (Andrade, 1994):

	Máxima (m ³ /s)	Média (m ³ /s)	Mínima (m ³ /s)
Rio Jucuruçu	217,0	27,4	4,1
Rio Itanhém	432,0	33,4	5,1
Rio Peruípe	95,7	21,4	6,9
Rio Mucuri	—	105,7	21,0

Cabe ressaltar, entretanto, que há indícios de que grandes rios ao norte do Banco dos Abrolhos, como o Jequitinhonha, situado a 200 km, podem exercer influência no aporte de sedimentos terrígenos sobre os recifes além dos rios menores, localizados imediatamente à frente dos recifes (Castro, 1999).



Figura 9: Bacias hidrográficas da Bahia (acima); em destaque Bacia do Extremo Sul, com os principais rios e zonas urbanas.

3.5 Aspectos Climáticos e Oceanográficos

A costa leste do Brasil está dentro da zona intertropical, caracterizada pela ausência de inverno termal verdadeiro e por elevados níveis de precipitação. A distribuição da precipitação no tempo e espaço constitui um dos principais critérios para a diferenciação climática. A costa sul da Bahia tem um clima tropical úmido com relativa homogeneidade ao longo do ano. Segundo Nimer (1989), a complexidade climática na região é determinada pela interação dos seguintes fatores: (1) Zona de Convergência Intertropical (ITCZ) responsável pelos ventos de N-NE; (2) fortes ventos formados pelo sistema de alta pressão do Atlântico Sul (ventos de E-SE e NE); (3) Massa de ar equatorial (Ec) que cobre a maior parte do país durante o verão; e (4) Frente Polar Atlântica que produz os ventos de S-SE.

A ITCZ é caracterizada por temperaturas elevadas da superfície do mar que causam rápidas formações de nuvens associadas a fortes precipitações. Adicionalmente, a intensa evaporação sobre o Oceano Atlântico gera a massa Equatorial Atlântica (Ea) e a massa Tropical Atlântica (Ta), proporcionando calor e umidade que produzem fortes chuvas quando alcançam a costa. A formação de um centro de baixa pressão sobre o continente “suga” essas massas oceânicas, alimentando a massa Equatorial Continental (Ec) e gerando fortes precipitações. A Ec, então, expande para a costa e previne o avanço da massa Polar Atlântica (Pa) (Nimer, 1989).

A região de Abrolhos está localizada na parte sul da área dos ventos alísios. Este sistema de ventos tem duas direções principais: nordeste e leste durante a primavera e verão (outubro a março) e sudeste durante o outono e inverno (abril a setembro). Isso ocorre devido à migração para norte da célula anticiclônica do Atlântico Sul no verão, e para sul no inverno. Durante o inverno o avanço para norte de frentes frias polares dá força aos ventos de sudeste, adicionando uma componente sul-sudoeste na circulação atmosférica (Nimer, 1989).

O clima na costa leste do Brasil é úmido com uma média de temperatura que varia entre 24°C no inverno e 27°C no verão. A média anual de precipitação na região costeira do extremo sul da Bahia é de 1750 mm, sendo que março, abril e maio são os meses mais chuvosos, concentrando 35% de toda a precipitação anual (612mm) (Nimer, 1989). A média mensal da temperatura na superfície da água varia entre 24,5°C no inverno e 27,5°C no verão (Figura 10) (DHN, 1993; Souza *et al.*, 2007). No verão, observa-se, na região entre o Banco dos Abrolhos e o Banco Royal Charlotte, a presença de águas com temperatura média inferior à região oceânica adjacente. Isso indica uma possível influência topográfica na temperatura de superfície do mar local (Souza *et al.*, 2007).

As entradas de ondas na região coincidem com o regime dos ventos, sendo que durante a primavera/verão (outubro a fevereiro) as ondas são dirigidas pelos ventos de nordeste/leste, e chegam a alcançar alturas de 1 m e períodos de 5 s (DHN, 1993). Esta seqüência de ondas provoca o transporte de sedimento em direção sul por deriva litorânea na parte norte da Ponta da Baleia. No outono/inverno (março a setembro) dominam as ondas provenientes dos quadrantes sudeste e su-sudoeste, com alturas significativas de 1,5 m e períodos de 6,5 s (DHN, 1993). Essas ondas produzem um transporte de sedimento por deriva litorânea com sentido para norte, na parte sul da ponta da Baleia. As marés são semi-diurnais com altura máxima de 2,3 m durante sigízia e mínima de 0,5 m durante quadratura. (DHN, 1993).

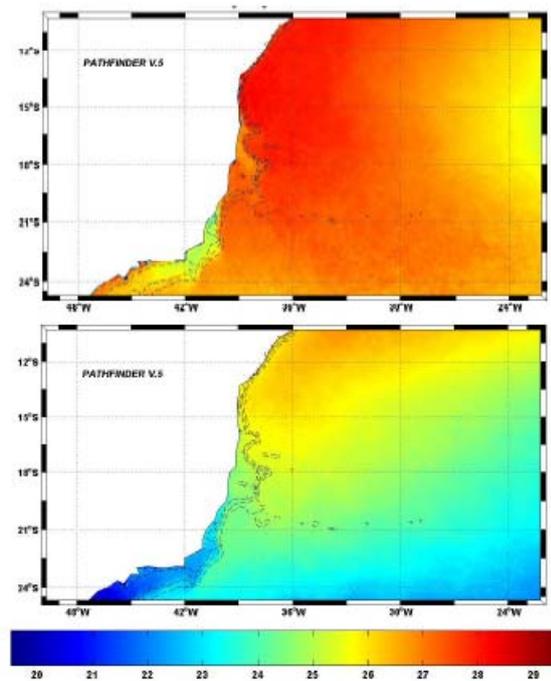


Figura 10: Mapas de médias mensais climatológicas de TSM (°C) obtidos através do sensor AVHRR do programa NOAA Pathfinder para os meses de janeiro (verão, acima) e julho (inverno, abaixo). Fonte: Souza et al., 2007.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Imagens Utilizadas

Para o desenvolvimento deste trabalho foram analisadas duas imagens Landsat 7 ETM+ e uma imagem de alta-resolução QuickBird (Tabela 2). O mais recente satélite da série Landsat é o Landsat-7, lançado em 15/04/1999, e o principal sensor a bordo é o ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*). Este sensor é uma continuação do TM, anteriormente a bordo dos satélites Landsat-4 a 6. O ETM+ fornece uma imagem digital com uma visão sinóptica, e suas bandas cobrem o visível, infravermelho próximo, infravermelho médio refletido, infravermelho termal e pancromática (Liu, 2007). As imagens ETM+ utilizadas estão disponíveis online pelo “*Millenium Global Coral Reef Mapping Project*”. Trata-se de um projeto que visa o mapeamento global de recifes de coral desenvolvido pelo Instituto de Sensoriamento Remoto Marinho da Universidade do Sul da Flórida, fundado pelo Programa Oceanográfico da NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/cgi/landsat.pl>). Ao longo deste trabalho, as imagens Landsat serão referidas como ETM 00, para a imagem adquirida em 2000, e ETM 01 para aquela adquirida em 2001.

A imagem QuickBird, de alta-resolução espacial, foi cedida pela ONG *Conservation International do Brasil* (CI). Ela foi adquirida pelo Projeto ProAbrolhos, desenvolvido pela CI-Brasil com apoio de pesquisadores da UFBA, INPE e UESC, entre outras instituições. O projeto visa o mapear e monitorar a biodiversidade marinha no Banco de Abrolhos, para apoiar a criação e implementação de um sistema de áreas marinhas protegidas na região (Dutra, 2008 *com pes.*).

Tabela 2: Características das imagens utilizadas para o mapeamento do recife Pedra de Leste.

Sensor	Linhas/ Colunas	Aquisição		Número de bandas	Resolução	Altura da maré (m)
		Data	Hora (local)			
ETM+	6940 / 7446	30/12/2000	09h28min	1 – 7	30 m	0,5
ETM+	6916 / 7413	21/04/2001	09h28min	1 – 7	30 m	0,7
QuickBird	10949/11204	25/06/2006	10h10min	1 – 4	2,4m	0,2

As bandas espectrais de ambos os sensores cobrem o mesmo comprimento de ondas, com a diferença de que as ETM+ possuem todas as 7 bandas e a QuickBird apenas as 4 primeiras (Tabela 3).

Tabela 3: Largura das bandas espectrais dos sensores ETM+ e QuickBird.

Bandas espectrais (nm)
B1 = 450 – 520
B2 = 520 – 600
B3 = 600 – 690
B4 = 760 – 900
B5 = 1550 – 1750
B6 = 1040 – 1250
B7 = 2080 – 2350

Como o alvo da classificação é o sistema recifal Pedra de Leste, o qual representa uma pequena parcela das imagens Landsat, foi delimitada uma janela sobre a área de interesse, para que a variação espectral ocorresse somente devido as características do fundo marinho da região analisada e retirar o efeito da pluma do rio. A imagem QuickBird foi utilizada como referência, uma vez que ela cobria apenas os recifes de Pedra de Leste.

4.2 Técnicas de Sensoriamento Remoto

A interpretação da imagem deve ser realizada utilizando a observação das bandas individuais e/ou da combinação colorida das bandas. Em ambos os casos, deve-se optar pela combinação das bandas mais apropriada para os habitats submersos em questão. No caso das imagens Landsat ETM e QuickBird, as bandas 3, 2 e 1, que correspondem a faixa do visível, foram empregadas em uma composição colorida nos canais vermelho, verde e azul, respectivamente. Optou-se por essa composição, pois é nessa faixa do espectro eletromagnético que a luz possui uma maior capacidade de penetração na água (Mumby *et al.*, 2004)

As técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicadas às imagens são fundamentais para que as feições do fundo marinho possam ser realçadas, possibilitando um mapeamento mais acurado. As técnicas utilizadas nesse trabalho incluem:

4.2.1 Correção Geométrica

A correção geométrica tem a função de reorganizar os pixels da imagem em relação a um determinado sistema de referência cartográfica. Ela objetiva minimizar as distorções geométricas provenientes das características do sensor utilizado e das variações decorrentes do movimento do mesmo durante a sua passagem sobre o alvo. O processo envolve a coleta de pontos de controle em campo (“Ground Control Points” – GCP), relacionando dados georreferenciados ou adquiridos em levantamento de campo por Sistema de Posicionamento Global Diferencial (DGPS) a dados não corrigidos. Os pontos de controle possuem coordenadas X e Y reconhecidas na imagem e na base cartográfica. Pode-se coletar GCPs de quatro formas: imagem-imagem, imagem-vetor, imagem-mapa e imagem-coordenadas via teclado (Luiz *et al.*, 2003).

Com o DGPS a bordo da embarcação de apoio, foram obtidas em campo as coordenadas dos pontos de controle, com um erro RMS de 0,3 m. Os pontos coletados foram distribuídos ao longo de toda área a ser corrigida. As coordenadas geográficas foram inseridas no modelo de correção geométrica polinomial de primeira ordem, o qual foi utilizado por não ser necessário considerar o valor da elevação do terreno.

Foi observado que a imagem QuickBird estava previamente corrigida, uma vez que as coordenadas coletadas por DGPS coincidiram perfeitamente com as coordenadas indicadas sobre a imagem. Isso foi comprovado com a utilização do modelo de correção polinomial através do software “Erdas Imagine”, cujo resultado indicou um RMS nulo entre as coordenadas coletadas e as indicadas na imagem. Com isso, o erro RMS da imagem QuickBird, foi considerado semelhante ao do DGPS durante a tomada dos pontos de controle.

As imagens ETM+ foram então ajustadas pelo método imagem-imagem, à QuickBird, para possibilitar a perfeita sobreposição entre ambas, apesar de que estas também foram adquiridas já referenciadas.

4.2.2 Correção Radiométrica

Os sensores ópticos dos satélites registram a intensidade da radiação eletromagnética como número digitais (DN – “digital numbers”), cujos valores variam de 0 a 255 em imagens 8 bits. Os valores de DN são determinados pelas propriedades reflexivas dos alvos na superfície terrestre, além das características radiométricas do sensor e condições atmosféricas durante a aquisição da imagem. Para calibração dos sensores é necessário converter DN em

unidades físicas, proporcionando a comparação de um mesmo alvo em diferentes imagens (Green *et al.*, 2000; Richter, 2006).

A correção radiométrica envolve três passos: 1) conversão dos valores digitais para radiância espectral no sensor (calibração do sensor); 2) conversão da radiância espectral para reflectância aparente; e 3) remoção dos efeitos da atmosfera devido à absorção e dispersão da luz (correção atmosférica).

Um método sofisticado para realizar automaticamente as três etapas do processo é efetuado com o software *ATCOR*, a partir de dados referentes aos sensores e às condições atmosféricas no momento de aquisição das imagens. Para a conversão de DN em radiância captada no sensor, utiliza-se a relação linear entre essas duas unidades. Para cada banda espectral de um sensor, uma equação linear descreve a relação entre a intensidade de luz registrada, ou números digitais (DN) e a radiância no sensor:

$$L_{\lambda} = c_0 + c_1 \cdot DN_{\lambda} \quad \text{Equação 1}$$

Os valores de c_0 (“bias” ou “offset”) e c_1 (“gain”) são os coeficientes de calibração radiométrica, que representam a intersecção e declividade da relação linear entre os valores de DN (x) e a radiância (y). Esses valores são obtidos através dos dados contidos nos *metadata* das imagens, e variam de acordo com o sensor utilizado e tempo de vida do sensor (Richter, 2000).

Para as imagens ETM+, o c_0 é o $Lmin$ de cada banda espectral e o ganho (c_1) é obtido através das radiâncias máximas ($Lmax$) e mínimas ($Lmin$) de cada banda espectral, de acordo com a equação:

$$c_1 = \frac{(L_{\max_{\lambda}} - L_{\min_{\lambda}})}{(DN_{\max_{\lambda}} - DN_{\min_{\lambda}})} \quad \text{Equação 2}$$

Onde o $DNmax$ é 255 e o $DNmin$ é 0. Foi verificado que os valores de c_0 e c_1 para as imagens ETM 00 e 01 são iguais, uma vez que as imagens foram adquiridas com apenas 4 meses de intervalo, tempo que não influencia nos parâmetros de calibração (Tabela 5). Importante ressaltar que o *ATCOR* utiliza uma unidade de radiância ($mW/cm^2/sr/micron$) diferente da disponível pelo *metadata* das imagens ($W/m^2/sr/micron$), portanto deve-se dividir os valores calculados de c_0 e c_1 por 10.

Para a imagem QuickBird, o $c_0 = 0$, e o c_1 é obtido pela relação:

$$c_1 = \frac{AbsCalFactor \cdot 0,1}{\Delta_\lambda} \quad \text{Equação 3}$$

onde, *AbsCalFactor* é o fator de calibração absoluta para cada banda espectral, e Δ_λ é o comprimento efetivo da banda. Ambos os valores estão discriminados no *metadata* da imagem.

Além dos arquivos de calibração com os valores de c_0 e c_1 , para a completa aplicação da correção radiométrica, são necessárias informações de diversos parâmetros atmosféricos referentes às condições no momento da aquisição das imagens. Os demais parâmetros utilizados para efetuar a correção atmosférica estão listados na tabela 4.

Tabela 4: Parâmetros atmosféricos utilizados na correção radiométrica.

Sensor	ETM+	ETM+	QuickBird
Data de aquisição	30/12/2000	21/04/2001	25/06/2006
Bandas	1 – 7 excluída a b6	1 – 7 excluída a b6	1 – 4
Tamanho do pixel	30m	30m	2,4m
Fator escalar	4 (<i>default</i>)	4(<i>default</i>)	4(<i>default</i>)
Zênite solar	31,1°	43,2°	46,6°
Arquivo de calibração	lsat7.cal	lsat7.cal	qb.cal
Modelo solar regional	oceânico tropical	oceânico tropical	20° sul – marítimo
Visibilidade	15 km	15 km	6 km
Elevação do terreno	0.0	0.0	0.0

Para gerar um arquivo de calibração ajustado aos parâmetros atmosféricos (Tabela 5) foi utilizada uma assinatura espectral de substrato conhecido (no caso mar) disponível na biblioteca virtual fornecida pelo ATCOR. Para tanto, foi aplicado o modelo *SPECTRA* que permite um ajuste interativo, mediante a amostragem do substrato (Figura 11).

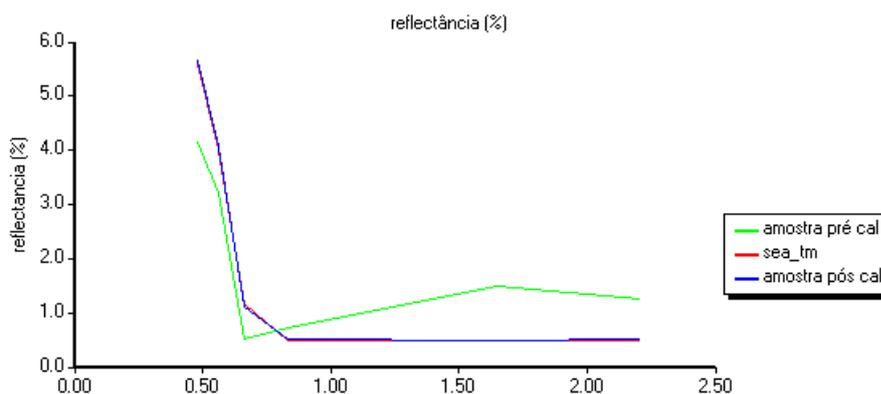
Tabela 5: Valores de c_0 e c_1 obtidos para as imagens ETM+ antes e depois do ajuste atmosférico.

LANDSAT ETM+7			ETM 00	ETM 01
Band	c_0	c_1 calculado	c_1 pós ajuste	c_1 pós
1	-6,20	0,077569	0,074576	0,099472
2	-6,40	0,079569	0,074576	0,103455
3	-5,00	0,061922	0,055012	0,082210
4	-5,10	0,096549	0,056533	0,078562
5	-1,00	0,012573	0,003553	0,005355
6	0,00	0,006682	0,006700	0,006700
7	-0,35	0,004373	0,001046	0,001408

Optou-se utilizar o arquivo de calibração fornecido pelo ATCOR para o sensor QuickBird (Tabela 6), pois os resultados obtidos com o arquivo de calibração gerado a partir do *metadata* da imagem não foram aceitáveis.

Tabela 6: “Ganho” (c_1) e “offset” (c_0) para cada banda espectral da imagem QuickBird ($\text{mW.cm}^{-2}.\text{sr}^{-1}.\mu\text{m}$).

bandas	c_0	c_1	c_1 pós ajuste
1 (B)	0	0,0727	0,049360
2 (G)	0	0,1385	0,182445
3 (R)	0	0,1102	0,098595
4 (N)	0	0,0885	0,098595



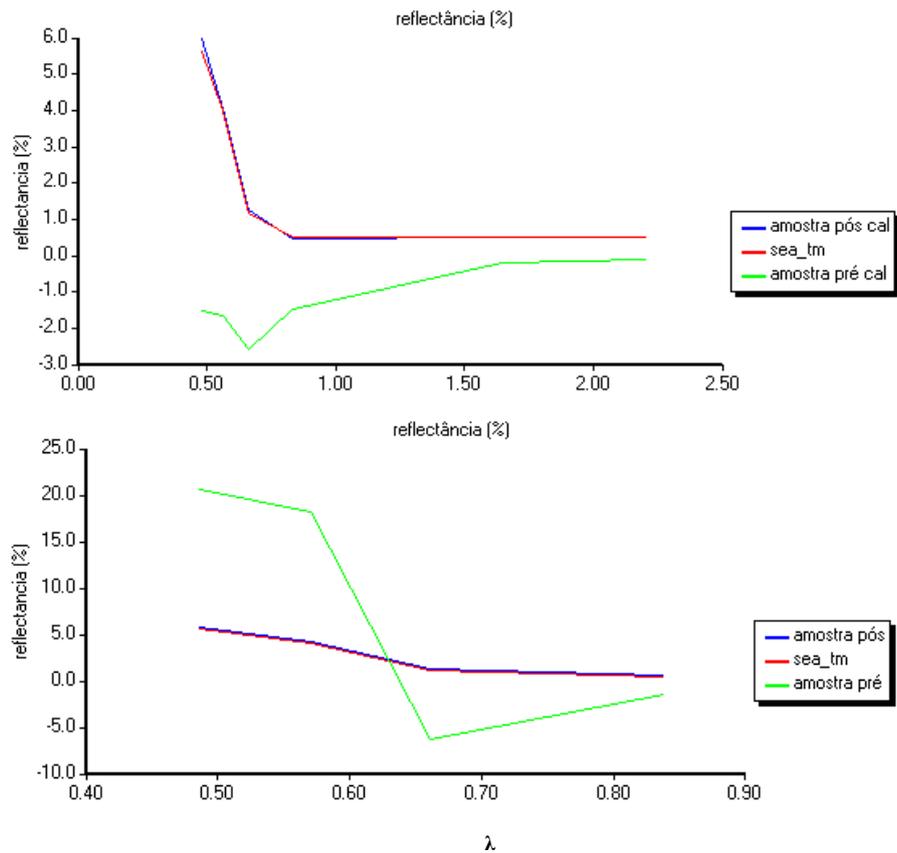


Figura 11: Assinaturas espectrais padrão (vermelho), da amostra pré-ajuste (verde) e pós-ajuste (azul) das imagens ETM 00 (acima) e ETM 01 (meio) e QuickBird (inferior).



Figura 12: Imagem ETM 01 em composição colorida 1(azul), 2(verde) e 3(vermelho), antes (esquerda) e após (direita) a aplicação da correção atmosférica.

4.2.3 Redução do Ruído

A reflectância detectada por imagens Landsat TM sobre o mar é reduzida em relação à obtida sobre ambientes terrestres devido à absorção da luz pela coluna d'água. Com isso, o nível de ruído em relação ao sinal sobre o mar é maior do que em terra, o que pode comprometer o processo de classificação (Green *et al.* 2000).

Os ruídos observados nas imagens podem ter origem mecânica. Neste caso, ele aparece em forma de estrias horizontais na imagem, causadas por variações nas respostas dos detectores individuais que registram a intensidade da luz nos sensores (Eastman, 2006).

Com a linearização da absorção da luz pela coluna d'água, o ruído e as estrias na imagem orbitais se amplificam, tornando necessária a aplicação de alguma técnica de filtragem. Porém, a resolução das imagens diminui com a aplicação de um filtro de passo-baixo, o que pode reduzir informação relacionada à textura dos habitats e dificultar sua interpretação visual, além de, eventualmente, apagar estruturas pouco visíveis em zonas profundas (Reuss-Strenzel, 2004).

Os métodos de filtragem das imagens podem ser simples ou a partir de técnicas mais sofisticadas. Dentre as técnicas mais simples está a aplicação de filtro *Kernel* de passo baixo, que consiste da troca do valor do pixel central de uma janela de processamento pela média aritmética dos valores dos pixels que estão incluídos a esta janela. Este filtro causa uma suavização indiscriminada na imagem filtrada. Uma técnica de filtragem mais complexa é a transformação de Fourier, que emprega uma transformação matemática sofisticada para decompor os atributos (níveis de cinza) ao longo de uma imagem em uma série complexa de ondas senoidais. O resultado é uma imagem espectro, onde a série de ondas se organiza segundo sua frequência, amplitude e fase. No passo seguinte, as frequências que causam problemas são retiradas do espectro e a imagem original se reconstrói sem as frequências indesejáveis (Eastman, 2006).

A aplicação da transformação de Fourier inclui os seguintes passos:

1. Atualização do número de linhas e colunas da imagem original para o valor mais próximo ao resultado de uma potência de base 2;
2. Obtenção de três formatos da imagem original (“real”, “imaginária” e “espectral”) através da aplicação da Transformação de Fourier;
3. Elaboração de um filtro que retira das imagens “real” e “imaginara” as frequências indesejadas, visualizadas na imagem “espectral”;

4. O filtro a ser aplicado é escolhido dentre uma gama de formatos e frequências de corte, de acordo com a necessidade de remover ou reduzir uma frequência específica;
5. Aplicação do filtro sobre as imagens “real” e “imaginária”;
6. Reconstituição da imagem original a partir das imagens “real” e “imaginária” filtradas (Inverso da Transformação de Fourier).

A suavização do ruído por transformação de Fourier foi aplicada às imagens, empregando-se o filtro de *Butterworth* de passo-baixo, com frequência de corte de 254, capaz de remover as frequências menores que 3 pixels. Pôde-se observar que o aspecto “granulométrico” dos pixels foi suavizado e a imagem reconstituída se tornou mais homogênea.

4.2.4 Correção da Coluna d’água

A radiância espectral registrada pelos sensores para o fundo marinho depende da refletância do substrato e, ao mesmo tempo, da absorção pela coluna d’água, que varia com a profundidade em águas claras. A incerteza referente à contribuição do fundo no sinal registrado pelo sensor cria considerável confusão na tentativa de utilizar a interpretação visual ou classificação multiespectral para o mapeamento de habitats submersos. Desse modo, para mapear as feições bentônicas é importante remover a influência causada pela variação da profundidade, na tentativa de isolar a contribuição do sinal causada pelo substrato (Green *et al.*, 2000).

4.2.4.1 Atenuação da luz na água

A intensidade da luz decai exponencialmente com a profundidade, resultante de dois processos, a absorção e a dispersão. A absorção da luz envolve a conversão da energia eletromagnética em outras formas de energia, como calorífica e química (ex. fotossíntese do fitoplâncton). Os principais responsáveis pela absorção da luz na água do mar são: as microalgas (fotossíntese), matéria particulada em suspensão (orgânica e inorgânica) e componentes orgânicos dissolvidos. Além da absorção da luz na coluna d’água, a radiação eletromagnética pode interagir com as partículas em suspensão na água e mudar sua direção.

Esse processo de dispersão da luz é causado principalmente por material particulado orgânico e inorgânico, como sedimentos em suspensão na água (turbidez) (Acklenson, 2003).

4.2.4.2 Linearização da relação entre profundidade e radiância

O processo de atenuação da água do mar ocorre de maneira exponencial com a profundidade. Esse processo é responsável por confusões na identificação do mesmo tipo de fundo em diferentes profundidades. O primeiro passo para correção da coluna d'água é tornar essa relação linear. Se os valores da intensidade da luz forem transformados em logaritmos naturais (ln), a relação da radiância com a profundidade se torna linear (Figura 13). Com isso observa-se um aumento na variação da radiância, principalmente em zonas mais profundas:

$$X_i = \ln(L_i)$$

Equação 4

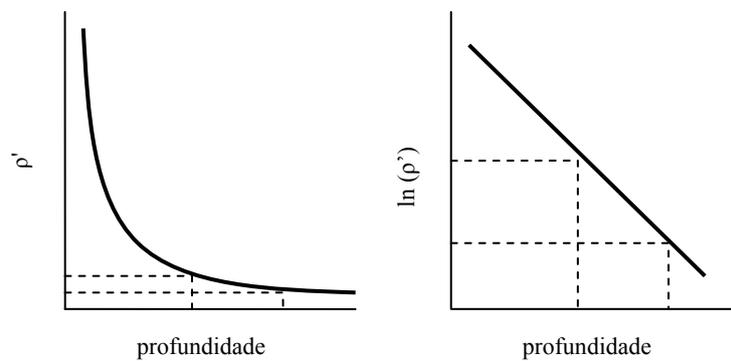


Figura 13: Efeito da linearização da atenuação da luz pela profundidade. Na curva da esquerda, a luz é atenuada exponencialmente a medida que aumenta a profundidade. Ao aplicar o logaritmo natural (ln), essa atenuação passa a ser linear, aumentando a amplitude de variação dos valores de brilho em zonas profundas. Adaptado de Green *et al.*, 2000.

4.2.4.3 Cálculo do índice de atenuação da luz

A radiância que aflora da água em cada banda espectral pode ser calculada de acordo com a equação 5, onde a é a constante de ajuste, r é a reflectância do fundo, k é o coeficiente de atenuação, e z a profundidade:

$$\rho'_i = a \cdot r \cdot e^{(-2k_j z)} \quad \text{Equação 5}$$

Porém a aplicação desse procedimento é complexa, uma vez que há três termos desconhecidos na equação: a , k e z . O método desenvolvido por Lyzenga (1981) utiliza uma estimativa do cociente de atenuação feita a partir de um par de bandas espectrais e não requer o conhecimento desses termos. Considerando que o efeito da profundidade foi linearizado e o substrato é homogêneo, os valores dos pixels para um mesmo tipo de substrato tornam-se uma função linear da profundidade (Figura 14) (Green *et al.*, 2000). Deve-se considerar que, esse método é eficaz quando o substrato é uniforme. Em águas onde a turbidez é variável, os substratos não se comportam de forma homogênea e o método pode perder a sua capacidade de previsão (Mumby *et al.*, 1997).

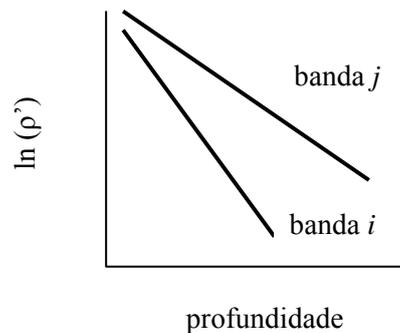


Figura 14: Radiância de duas bandas linearizadas de um substrato homogêneo em função da profundidade. Fonte: Green *et al.*, 2000.

A declividade da reta formada em um *bi-plot* com as reflectâncias log-transformadas de duas bandas espectrais representa o coeficiente de atenuação relativa entre estas bandas (k_i/k_j) sobre um mesmo substrato (Figura 15). Tal razão depende exclusivamente dos comprimentos de onda das bandas e da claridade da água (Green *et al.*, 2000). Os valores dos pixels no *bi-plot* são convertidos para suas intersecções com o eixo y pela Equação 8. Utilizando esse

método, cada valor de pixel é convertido em um “índice de profundidade invariante” para o tipo de substrato, o qual é (como o nome diz) independente da profundidade.

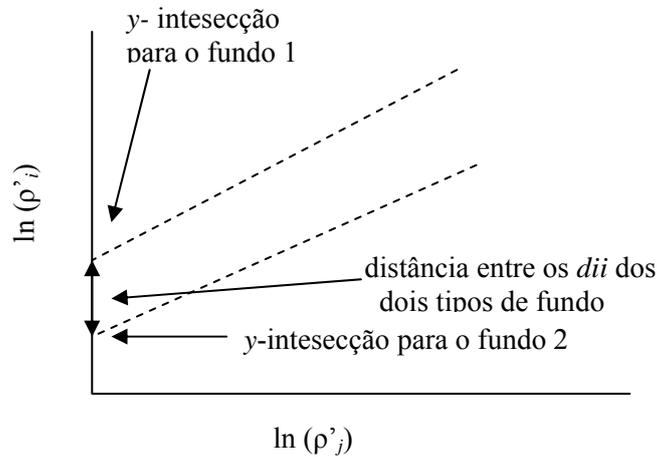


Figura 15: Bi-plot entre as bandas espectrais i e j . Cada d_{ii} equivale à intersecção com o eixo y das retas relativas à cada tipo de substrato homogêneo. Fonte: Green *et al.* (2000).

Para o cálculo do índice devem ser amostradas áreas sobre um mesmo substrato homogêneo em diferentes profundidades. Foram amostradas diversas regiões de fundo de areia, e extraídos seus valores de radiância para as bandas 1, 2 e 3.

A razão de atenuação é obtida a partir das seguintes equações:

$$\frac{k_i}{k_j} = a + \sqrt{(a^2 + 1)} \quad \text{Equação 6}$$

$$a = \frac{\sigma_i - \sigma_j}{2\sigma_{ij}} \quad \text{Equação 7}$$

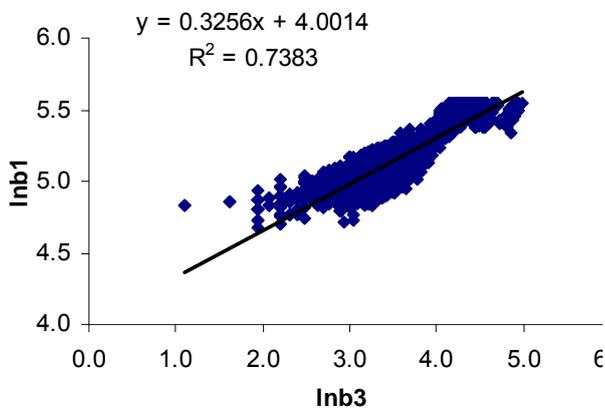
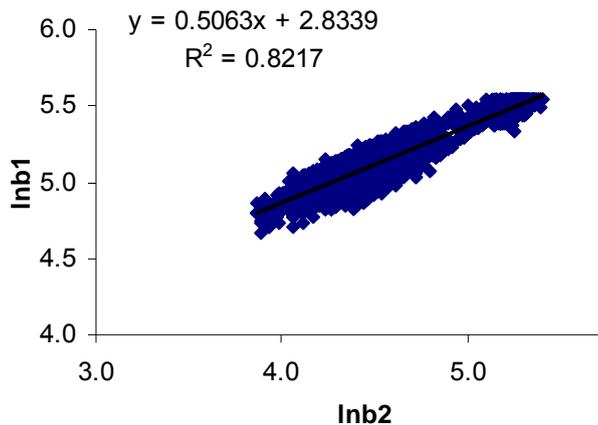
onde σ_i é a variância dos pixels amostrados na banda i log-transformada; σ_j é a variância dos pixels amostrados na banda j log-transformada; e σ_{ij} é covariância dos dos pixels amostrados nas bandas i e j log-transformadas.

O índice de profundidade invariante, referente aos valores da intersecção da reta com o eixo y (Figura 15), é calculado da seguinte forma:

$$dii_{ij} = \ln(L_i) - \left[\left(\frac{k_i}{k_j} \right) \ln(L_j) \right] \quad \text{Equação 8}$$

onde L_i e L_j são os valores digitais da radiância corrigidos atmosféricamente para as bandas i e j respectivamente.

As reflectâncias dos pixels amostrados nas imagens foram extraídos (função *QUERY*) em formato *ASCII* para uma planilha do *EXCEL*, onde foram calculados k_1/k_2 , k_2/k_3 e k_1/k_3 (referentes às bandas 1, 2 3 dos sensores ETM+ e Quickbird) (Figura 16). Vale lembrar que as imagens utilizadas foram atmosféricamente corrigidas, multiplicadas pela máscara, de forma que a porção marinha pudesse ser realçada e transformada em logaritmo natural.



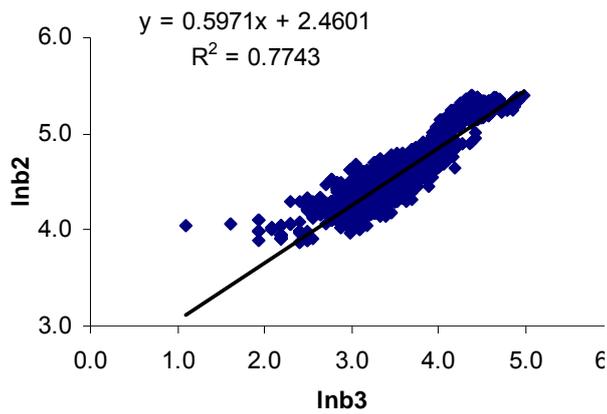


Figura 16: Relação dos valores de radiância dos pixels para os pares de bandas log-transformados da imagem QuickBird.

As imagens geradas realçaram feições do fundo marinho, e uma maior variabilidade de pixels em áreas submersas pode ser observada (Figura 17).

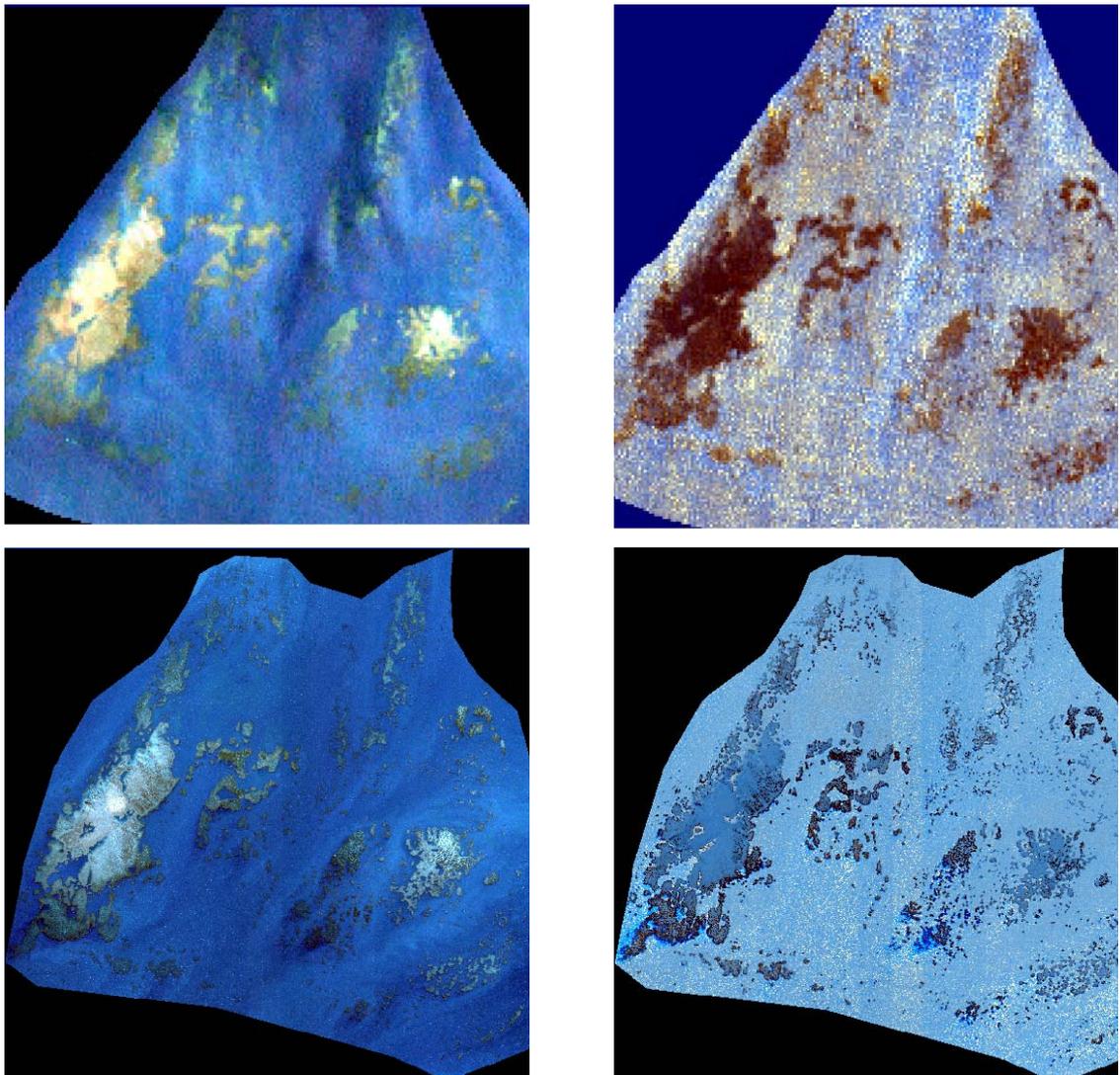


Figura 17: Composição colorida rgb, bandas 1, 2 e 3 no azul, verde e vermelho, respectivamente (esquerda), e composição das imagens dii_{12} (azul), dii_{13} (verde), e dii_{23} (vermelho) (direita), das imagens ETM 00 (superior) e QuickBird (inferior).

4.3 Classificação de habitats

Para classificar dos habitats marinhos, ou biótopos, é necessário enquadrá-los a um sistema de classificação. Trata-se de uma legenda que reflita os principais tipos de habitats que compõem a área de estudo e cuja interpretação não seja ambígua. Para satisfazer esses critérios, os tipos de habitats devem ser determinados objetivamente e ter descritores semi-quantitativos ou, preferencialmente, quantitativos. Segundo Green et al. (2000) as estratégias para definição de uma legenda para classificar os habitats marinhos mapeados podem ser agrupadas em:

1) definição *ad hoc* de habitats sem dados de campo, utilizado quando o analista está familiarizado com a área de estudo ou quando um esquema de classificação de habitats semelhante está disponível. Esse método não envolve verificação de campo e, apesar de ser um método de baixo custo, há diversas desvantagens na geração de mapa sem referência de dados de campo, como a impossibilidade de avaliar sua acurácia;

2) aplicação específica ao estudo, quando o foco está, por exemplo, em um tipo particular de habitat para uma aplicação específica e, portanto não há a necessidade de mapear todos os habitats da área;

3) classificação geomorfológica, na qual os habitats mapeados são classificados conforme as zonas geomorfológicas que ocupam no recife, como platô recifal, crista, pináculo, porção interna ou externa do recife;

4) classificação ecológica considera a composição biótica da comunidade bentônica na classificação dos habitats, os quais são considerados como o espaço ocupado por uma espécie ou assembléia biológica incluindo o substrato em que habita.

5) classificação hierárquica emprega dois ou mais critérios organizados em distintos níveis hierárquicos. Assim, parâmetros geomorfológicos e ecológicos podem ser combinados para proporcionar um esquema de classificação mais flexível.

Neste trabalho optou-se pela classificação ecológica de habitats. Os locais amostrados foram identificados segundo suas características biológicas, substrato e zonas geomorfológicas ao qual pertencem. Amostras dos habitats identificados compuseram um arquivo vetorial, utilizado como base do processo de classificação. As classes de habitats foram selecionadas de acordo com o nível de detalhamento dos mapas (detalhamento fino aplicado à imagem QuickBird e grosso utilizado nas imagens ETM+). Eventualmente foram inseridas classes não amostradas, de acordo com as características espectrais dos alvos, a fim de melhorar as classificações.

Para o mapeamento detalhado, foi aplicada a classificação para a imagem inteira, considerando todas as zonas de profundidade, e apenas à uma zona mais profunda, de forma a testar os tratamentos às zonas rasas e profundas. Para tanto foi selecionado um polígono contendo topos recifais a partir de 2,5m de profundidade, área que foi identificada a partir de uma classificação prévia que incluiu a classe “recifes profundos”.

4.3.1 Classificação supervisionada por redes neurais

Uma das técnicas de classificação supervisionada de imagens multiespectrais empregando redes neurais é conhecida como *Multi-Layer Perception* (MLP) que utiliza o algoritmo *back propagation* (BP) com base nas informações dos locais de amostragem. Uma típica rede BP contém uma camada de entrada, uma camada de saída e uma ou mais camadas “ocultas”. Cada camada contém um conjunto de nós (ou neurônios) conectadas por funções matemáticas com pesos desiguais nas conexões (Figura 18).

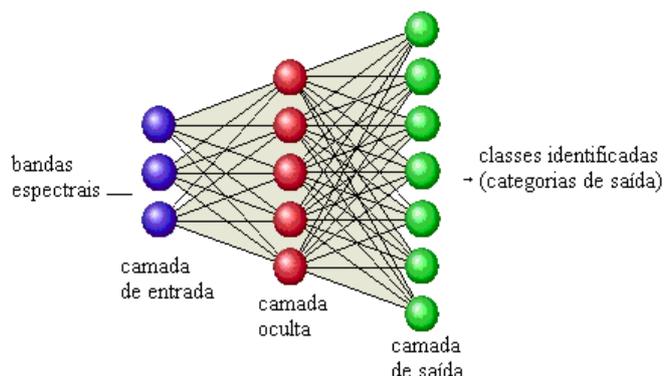


Figura 18: Esquema ilustrativo de uma MLP de classificação por redes neurais. Fonte: Eastman, 2006.

Esse método utiliza amostras de pixels por categoria, que serão divididos para as etapas de treinamento e teste da rede neural. Parte dos pixels é inserida na área de treinamento e os demais serão testados para validar os resultados do treinamento. O algoritmo *back propagation* envolve a propagação para avante e para atrás de modo a acompanhar as modificações do estado da rede neural. As propagações continuam até que a rede tenha “aprendido” as características espectrais de todas as classes. A fase de treinamento da rede consiste em atribuir pesos apropriados para as conexões entre pares de neurônios (Eastman, 2006).

Para efetuar a classificação, os locais amostrados *in situ* foram localizados e digitalizados sobre as imagens. A vetorização dos locais de amostragem foi realizada por interpretação visual, de maneira a isolar amostras representativas dos habitats identificados.

4.4 Coleta de dados *in situ*:

4.4.1 Posicionamento

A partir de interpretação visual da imagem QuickBird, foram selecionados locais considerados representativos dos habitats recifais presentes na área estudada e suas coordenadas foram obtidas a partir da imagem. As coordenadas foram introduzidas em um receptor de GPS de navegação e *layouts* de detalhe da imagem foram elaborados de forma a incluir os principais habitats representativos do recife. A bordo de uma embarcação de baixo calado as coordenadas dos pontos alocados foram encontrados com a função *GOTO* do receptor de GPS. A partir daí o posicionamento era orientado pelos *layouts* impressos em escala 1:2000 e plastificados.

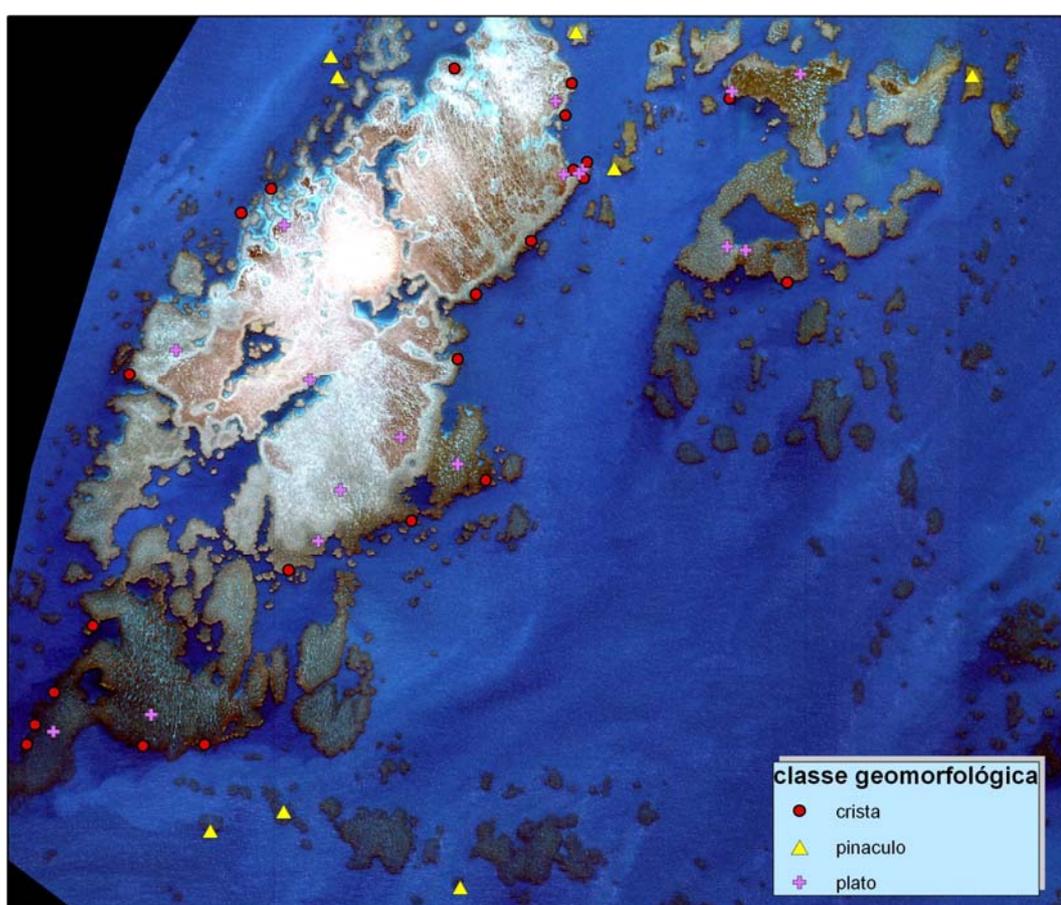
O primeiro procedimento em campo foi obter a localização precisa de uma série de pontos de controle para a correção geométrica das imagens. Foi utilizado um GPS Diferencial (DGPS) para obtenção das coordenadas geográficas precisas de locais identificados em campo nos *layouts*. Durante o campo foram utilizadas as correções diferenciais fornecidas pelo Rádio Farol de Abrolhos, o que possibilitou o posicionamento em tempo real com um erro RMS da ordem de 0,3 m. A correção geométrica foi aplicada sobre as imagens QuickBird e ETM+ por transformação polinomial de primeira ordem, com base nos pontos de controle obtidos em campo, conforme descrito na seção 3.2.1.

4.4.2 Amostragem

Foram realizadas amostragens em março e maio de 2008. Durante a primeira campanha, as características do fundo foram observadas e suas classes biológicas dominantes foram identificadas visualmente. A visualização dos habitats subaquáticos foi auxiliada por um balde com fundo de vidro e mergulho livre.

Para a efetiva caracterização dos habitats que compõem o sistema recifal de Pedra de Leste, incluindo a estimativa dos grupos biológicos dominantes e relação destes com as feições geomorfológicas do recife, foi executada uma amostragem quantitativa em maio de 2008 (Figura 19). Para a estimativa do percentual de cobertura foram alocadas 4 réplicas de um quadrado de 1m², em cada ponto de amostragem. Por estimativa visual e mergulho livre,

registraram-se os percentuais de cobertura do macrobentos e substrato em locais aleatoriamente alocados sobre o sistema recifal, sendo que as amostragens foram realizadas em pontos com um mínimo de 5% de biota. Os organismos foram identificados ao menor nível taxonômico possível: os corais foram identificados *in situ* ao nível específico, as macroalgas foram coletadas para identificação em laboratório, gorgônias foram consideradas como um único grupo, assim como as algas filamentosas e algas coralináceas incrustantes. O substrato foi identificado visualmente de acordo com a granulometria observada, classificado em cascalho, areia, sedimento fino e substrato consolidado. As profundidades de cada ponto também foram registradas.



A



B



C

Figura 19: Pontos de amostragem distribuídos nos recifes de Pedra de Leste (imagem QuickBird), segundo suas características geomorfológicas (A). Exemplos de platô recifal (B) e crista (C) observados em campo

Os pontos amostrados sobre o sistema recifal foram classificados segundo as três principais regiões geomorfológicas identificadas: platô, crista e pináculo. As amostragens ocorreram nas regiões rasas do recife (até aproximadamente 2m de profundidade).

- o platô foi considerado como a zona do topo do recife, eventualmente emersa nas marés baixas de sizígia (Figura 19B).
- a crista foi considerada como a borda do recife, ou porção externa do platô, sujeita à maior ação de ondas (Figura 19C).
- o pináculo foi considerado como uma estrutura com diâmetros de até ~10m, no qual não é possível separar a crista e o platô.

4.5 Análise dos Dados

Para as análises da composição dos habitats e da relação destes com suas distribuições ao longo do ecossistema recifal, foram utilizados os dados do percentual de cobertura dos organismos e substrato identificados. Os dados não sofreram qualquer transformação, de forma que as feições dominantes exerceram uma grande influência na classificação (Mumby e Harborne, 1999). Os locais amostrados foram classificados a partir da Análise de Agrupamento (*Cluster*) e Escalonamento Multidimensional (MDS), efetuados com o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis (Equação 9). Optou-se pela Análise de Agrupamento por médias dos grupos (*k*-médias), que produz *k* diferentes conjuntos com a maior distinção possível entre eles.

O coeficiente de Similaridade de Bray-Curtis é escrito como:

$$S_{jk} = \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^p (x_{ij} - x_{ik})}{\sum_{i=1}^p (x_{ij} + x_{ik})} \right] \quad \text{Equação 9}$$

onde, x_{ij} é a abundância da espécie i na amostra j e x_{ik} é a abundância da espécie i em todas as amostras, considerando um número total de espécies igual a p espécies ao total. Os valores variam de 0 a 1, sendo que quando S_{jk} é 0 as duas amostras não possuem nenhuma espécie em comum, e $S_{jk} = 1$ se os pontos de amostragem possuem a mesma composição biótica (Clack e Warwick, 1994). As espécies e substrato dominantes em cada classe foram determinados utilizando a análise de “Percentual de Similaridade” (SIMPER). Para identificar

aspectos característicos de cada classe, o SIMPER calcula a similaridade de Bray-Curtis média entre os pares de grupos estabelecidos na Análise de Agrupamento (p.ex. entre todos os locais do primeiro cluster). Devido ao coeficiente de Bray-Curtis representar a soma algébrica das contribuições de cada espécie (Equação 9), a similaridade média entre pontos de amostragem incluídos no primeiro cluster pode ser expressa em termos da contribuição média de cada espécie. É considerada uma boa espécie discriminatória aquela que contribui fortemente para a similaridade entre habitats. As análises de agrupamento, escalonamento multidimensional e SIMPER são ferramentas robustas para descrever as classes bentônicas, porém a definição final das classes pode considerar aspectos relevantes do ambiente analisado (Mumby e Harborne, 1999), o que possibilita a inclusão (ou exclusão) de alguns descritores.

Para identificar se há diferença na composição dos habitats entre os ambientes geomorfológicos, foi efetuada a Análise de Similaridade (ANOSIM), também utilizando o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis. Segundo Clark e Warwick (1994), a ANOSIM é uma forma de testar se há diferenças significativas entre dois ou mais grupos. A análise opera diretamente em uma matriz de similaridade, ordenando seus valores. Se dois grupos de unidades amostrais são realmente diferentes em relação à sua composição de espécies, a dissimilaridade entre os grupos deverá ser superior à identificada dentro dos grupos. O R estatístico da ANOSIM é baseado na diferença da média do ordenamento entre grupos (R_e) e dentro dos grupos (R_d) (Equação 10):

$$R = \frac{(R_e - R_d)}{\binom{M}{2}} \quad \text{Equação 10}$$

Onde $M = n(n-1)/2$. R varia entre -1 e 1, sendo que 0 indica agrupamento completamente aleatório (aceita H_0 : Não há diferenças na composição biótica entre as classes geomorfológicas). A significância estatística do R observado é avaliada permutando os grupos para obter um R a partir de uma distribuição aleatória. Quanto mais próximo de 1 for o valor do R *Global* (para toda a matriz) maior é a diferença relativa a uma distribuição aleatória (aceita H_1 : Há diferenças de composição biótica entre as classes geomorfológicas). O R *estatístico* indica o nível de similaridade entre as estações e o “percentual de significância” indica a probabilidade das estações serem iguais (quanto menor for a %, melhor a confiança nos resultados) (Clarck e Warwick, 1994).

Para todas as análises estatísticas foi utilizado o software PRIMER 6.1 (*Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research*), desenvolvido pela *Plymouth Marine Laboratory* para estudos de comunidades biológicas.

4.6 Avaliação da Acurácia

Para avaliar a veracidade do resultado da classificação de uma imagem, a qualidade do mapa temático deve ser determinada. Há dois diferentes componentes de acurácia no contexto do sensoriamento remoto: acurácia posicional e temática. A acurácia posicional determina o grau de concordância com a posição verdadeira no campo. A acurácia temática é referente às características não posicionais de dados espaciais, como a acurácia na classificação, no caso de classificação multiespectral. Essa acurácia é referente à correspondência entre a classe indicada e a classe “verdadeira”. A verificação pode ser definida a partir da observação em campo ou de imagens de alta-resolução e fotografias aéreas (Wongprayoon et al., 2007; Green et al., 2000).

Para conduzir a avaliação da acurácia de mapas de habitats, os métodos mais utilizados são matrizes de erro, análise de *Kappa* e coeficiente *Tau* (Green et al., 2000; Joyce e Phinn, 2002; Wongprayoon et al., 2007). A matriz de erro compara a classificação da imagem (mapa resultante) com as classes verdadeiras. As linhas e colunas da matriz representam as categorias de habitat. Cada célula contém o número dos locais de amostragem (pixel ou grupos de pixels) relacionado a uma categoria particular. Convencionalmente as colunas representam os dados de referência e as linhas representam a classificação gerada a partir do sensoriamento remoto (Eastman, 2006).

Há três tipos de acurácia gerada em uma matriz de erro: a “acurácia total”, a “acurácia produzida” e “acurácia do usuário”. A acurácia total representa o número de pixels corretamente classificados. A probabilidade de um pixel classificado realmente representar a categoria *in situ* é chamada de “acurácia do usuário” para aquela categoria. A “acurácia produzida” é a probabilidade de algum pixel daquela categoria ter sido classificado corretamente. A matriz de erro gera ainda medidas como “erro de omissão”, relativo à inclusão de um pixel em uma classe na qual ele não pertence, e “erro de comissão”, que representa a não inclusão de pixels que devem fazer parte de uma determinada categoria (Green et al., 2000; Eastman, 2006).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Relação entre as zonas geomorfológicas e os componentes dos habitats do sistema recifal

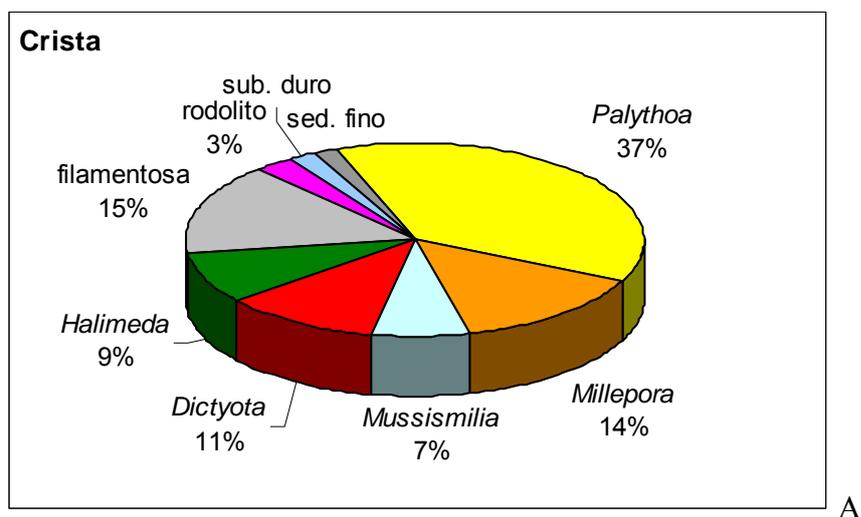
Foram visitados 79 locais ao longo do sistema recifal Pedra de Leste. Em 31 foi realizada a caracterização qualitativa dos habitats e em 48 pontos foi amostrado o percentual de cobertura do fundo. Foram identificadas 5 espécies de corais escleractíneos e duas espécies do hidrocoral *Milleporidae*. Os cnidários não-esqueléticos foram caracterizados pelo zoantídeo *Palythoa caribaeorum*, e por algumas espécies de corais-moles, identificadas como “gorgônias”. Dentre as macroalgas, foram identificadas 4 espécies, sendo que a alga parda *Dictyota* spp. e a alga verde calcária *Halimeda discoidea* exerceram uma grande dominância. Algas filamentosas e coralíneas incrustantes não foram identificadas taxonomicamente, mas esses grupos foram importantes na composição dos habitats. O substrato observado foi composto por principalmente por areia, com poucos registros para substrato duro e sedimento fino, este último frequentemente associado à alga filamentosa (Tabela 7).

Tabela 7: Composição biótica e do substrato observadas nas amostragens dos recifes de Pedra de Leste.

Característica biótica	Substrato
1. Corais	
1.1 <i>Mussismilia hispida</i>	areia
1.2 <i>Mussismila braziliensis</i>	sedimento fino
1.3 <i>Mussismilia hartii</i>	substrato duro
1.4 <i>Siderastrea stellata</i>	
1.5 <i>Favia gravida</i>	
1.6 <i>Millepora alcicornis</i>	
1.7 <i>Millepora cf. nitida</i>	
2. Cnidários não-esqueléticos	
2.1 <i>Palythoa caribaeorum</i>	
2.2 Gorgônias	
3. Macroalgas	
3.1 <i>Dictyota</i> spp.	
3.3 <i>Halimeda discoidea</i>	
3.4 <i>Penicillus cf. capitatus</i>	
3.5 <i>Udotea cf. flabellum</i>	
4. Alga coralínea incrustante	
5. Alga filamentosa	

As zonas geomorfológicas crista e pináculos apresentaram muita semelhança na sua composição biótica/substrato, sendo que os principais organismos observados foram o zoantídeo *Palythoa caribaeorum* (37 e 39% de cobertura para crista e pináculos respectivamente) e o hidrocoral *Millepora alcicornis* (Figura 20A e B). Os corais do gênero *Mussismilia* apresentaram 7 e 5% de cobertura média para crista e pináculos. As algas coralíneas incrustantes foram observadas quase exclusivamente nas regiões das bordas dos recifes e pináculos, com 3% de abundância. Por outro lado, algas filamentosas apresentaram uma grande abundância nessas zonas, cobrindo diversos componentes recifais. As macroalgas *Dictyota* spp. (feofíceas) e *Halimeda discoidea* (clorofíceas) foram observadas de forma dispersa, entre os outros organismos. Poucos espécimes de gorgônias foram observados em ambas as zonas geomorfológicas.

Os componentes do platô recifal apresentaram marcada variação em relação à composição das cristas e pináculos (Figura 20C). Os organismos dominantes foram as macroalgas *Dictyota* spp., observadas em densas manchas, e a alga verde calcária *Halimeda discoidea*, presente em uma grande porção do platô recifal. O substrato arenoso foi predominante, representando 17% da cobertura do platô. As algas filamentosas também foram observadas nessa zona, cobrindo cerca de 8% do fundo. Os corais e *Palythoa caribaeorum* apresentaram baixa abundância nessa feição geomorfológica, porém as gorgônias tiveram abundância consideravelmente maior (6%) do que nas cristas e pináculos.



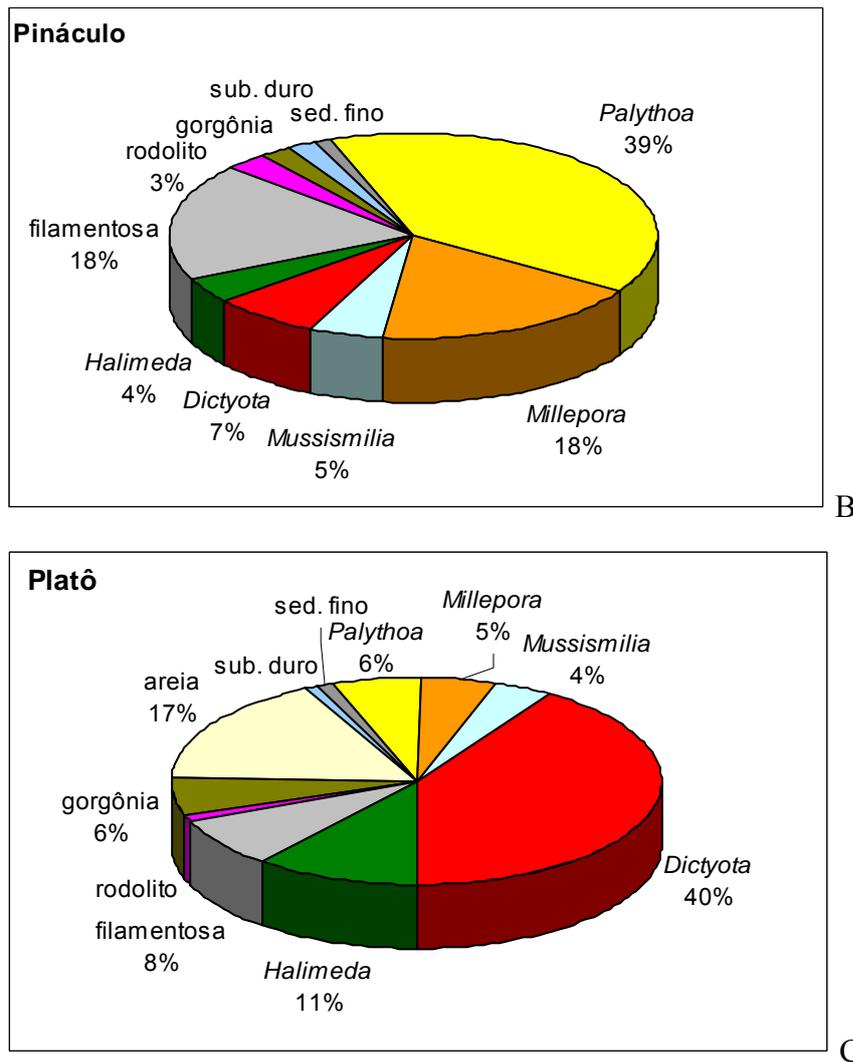


Figura 20: Composição bentônica média das zonas geomorfológicas crista (A), pináculos (B) e platô recifal (C).

A análise de similaridade (ANOSIM), usada para comparar as três regiões geomorfológicas, comprovou a diferença entre o platô recifal, da crista e pináculo, sendo que as duas últimas não apresentaram diferença significativa (Tabela 8).

Tabela 8: Similaridade entre as zonas geomorfológicas amostradas		
Classes	R	Nível de significância (%)
Global	0,329	0,1
crista x pináculo	0,116	11,4
crista x platô	0,419	0,1
platô x pináculo	0,326	0,1

A semelhança na composição do macrobentos das cristas e pináculos é favorecida pelo fato de ambas as classes estarem sujeitas às mesmas condições hidrodinâmicas, uma vez que elas estão expostas à energia de ondas.

5.2 Aspectos dos principais organismos e substrato dos recifes de Pedra de Leste

Os corais escleractíneos representaram cerca de 6% da cobertura média nos recifes de Pedra de Leste, sendo que os corais do gênero *Mussismilia* foram expressivamente mais abundantes. O hidrocoral *Millepora alcicornis* foi a espécie que mais contribuiu para a abundância coralínea, distribuída principalmente em zonas de crista recifal, onde grandes colônias foram observadas (Figura 21A). O desenvolvimento de *Millepora alcicornis* nas bordas dos recifes de Abrolhos foi descrito por Leão (1999), que identificou essa espécie, juntamente com o coral *Mussismilia braziliensis*, como as mais abundantes das cristas e zonas rasas das paredes recifais. O mesmo padrão foi observado neste estudo, sendo que *M. braziliensis* representou 41% dos corais amostrados, seguido por *Mussismilia hartii* (39%). O coral *Mussismilia braziliensis* é uma espécie endêmica dos recifes da Bahia e é considerada uma das mais importantes construtoras dos recifes de Abrolhos (Leão, 1999; Dutra, 2003; Leão e Kikuchi, 2005). A espécie *Mussismilia hartii* foi discriminada por Castro (1999) como resistente à sedimentação elevada, cujas grandes formações foram observadas junto ao sedimento nas bordas dos recifes de Abrolhos, em locais de pouca profundidade.

Dutra (2003) observou que o recife Pedra de Leste foi o de menor abundância de corais dentre cinco recifes de Abrolhos estudados no seu trabalho. Segundo ele, a espécie *Mussismilia braziliensis* foi a mais abundante (15% de cobertura) para os recifes de Pedra de Leste, apresentando as maiores colônias. O autor relaciona a baixa abundância coralínea registrada com a alta taxa de sedimentação, devido à proximidade da costa, pois recifes mais afastados da costa apresentaram maiores abundâncias de corais. O mesmo padrão foi descrito por Castro (1999) que encontrou um menor número de espécies no lado interno do Parcel das Paredes do que em seu lado externo. Para o autor, essa tendência está relacionada à profundidade, complexidade estrutural do ambiente e influência de sedimentos vindos de terra, apesar de que fatores locais como a microcirculação também influenciarem a distribuição das comunidades recifais.

Além dos corais e hidrocorais, as algas calcárias incrustantes são, em muitos casos, um dos principais construtores da estrutura recifal (Leão, 1999; Leão *et al.*, 2003). Nos recifes de

Pedra de Leste, foram observadas as algas coralináceas incrustantes sob forma de rodolitos, distribuídos principalmente nas cristas dos recifes, entre outros organismos. Nessas zonas elas apresentaram abundância de 3%, e no platô recifal cobriram apenas 1% do fundo. Laborel e Kempf (1967) descreveram a importância das algas calcárias como construtora dos recifes brasileiros. Segundo Leão (1999), as algas incrustantes (algas vermelhas calcárias) estão entre os principais organismos construtores da trama recifal em Abrolhos. Na estrutura interna dos recifes do arco costeiro, o percentual dessas algas incrustantes na construção da trama recifal chega a alcançar 20% de um testemunho do recife da Coroa Vermelha (Leão 1982). Estas algas podem formar blocos calcários maciços muito duros e sua distribuição está relacionada a zonas com intensa ação de ondas (Laborel e Kempf, 1967; Castro, 1999).

Foram observadas variações significativas na composição dos organismos recifais, em função da zona geomorfológica em que se encontram. O organismo mais abundante das cristas recifais foi o zoantídeo *Palythoa caribaeorum* que representou 37% da cobertura do fundo nesta zona (Figura 21B). *P. caribaeorum* é um zoantídeo colonial bastante abundante em ambientes recifais (Amaral *et al.*, 2000; Vila-Nova e Perez, 2005; Kemp *et al.*, 2006), encontrado do sul do Brasil à Flórida. Sua estrutura forma um “tapete”, abaixo do qual são abrigados diversos organismos. A fauna associada a esse zoantídeo tem dois tipos de relações ecológicas: subionte (fauna que vive relacionada ao substrato ou livre por baixo da colônia) ou endobionte (fauna relacionada com o cenénquima colonial) (Pérez *et al.*, 2005).

Segundo Leão (1999), entre os zoantídeos, a espécie *Palythoa caribaeorum* é a mais comumente encontrada, cobrindo vastas áreas do substrato recifal em Abrolhos. Essa espécie é considerada resistente à dissecação e ação de ondas, o que pode explicar seu sucesso em zonas expostas à ação de ondas (Amaral *et al.*, 2000). Connel *et al.* (2004) também descreveram a tolerância à emersão de uma espécie de zoantídeo encontrada em abundância em recifes da Grande Barreira de Corais e relaciona essa característica à alta capacidade competitiva do grupo sobre os corais sob essas condições.

Por outro lado, as macroalgas dominaram o platô recifal, em zonas de fundo de areia e menor hidrodinâmica. A clorofícea calcária *Halimeda discoidea* apresentou alta abundância nos recifes de Pedra de Leste, representando 11% da cobertura do fundo. *Halimeda* é um gênero da ordem *Bryopsidales*, caracterizado pela presença de organismo sem células individuais (coenócitos). Pertence à família *Halimedaceae*, que inclui os gêneros *Udotea* e *Penicillus*, também encontrados nas amostragens. A distinção característica da família é a habilidade dos seus membros em sintetizar carbonato de cálcio, a exemplo dos corais escleractíneos e as algas coralíneas incrustantes. As *Halimeda* possuem crescimento rápido,

favorecendo o acúmulo de depósitos de carbonato de cálcio nos recifes de coral (Webster *et al.*, 2006). A elevada contribuição por fragmentos de *Halimeda* para a estrutura calcária de recifes do Indo-Pacífico e Caribe é amplamente documentada (Drew, 1983; Webster *et al.*, 2004; Webster *et al.*, 2006; Yñiguez *et al.*, 2008). Além de possuir a capacidade de precipitar grandes quantidades de carbonato de cálcio, de forma rápida, as halimedas são resistentes à herbivoria (McClanahan *et al.*, 2002), pois são pouco palatáveis devido a síntese de metabólitos secundários nocivos e potencialmente tóxicos (Drew, 1983). Desta forma, o gênero desempenha uma importante função na manutenção da estrutura calcárias dos ambientes recifais (Webster *et al.*, 2004).

Nos recifes de Abrolhos, o gênero *Halimeda* foi considerado o mais abundante entre as algas verdes calcárias e um dos mais importantes produtores de sedimento das áreas interrecifais (Leão, 1999). A autora afirma que o teor de sedimento produzido por *Halimeda* pode alcançar até 20% da fração areia nas áreas circundantes dos recifes costeiros e até 70% nas zonas circunvizinhas do arquipélago de Abrolhos. Os gêneros *Udotea* e *Penicillus*, também importantes na área de Abrolhos, contribuem para a produção da fração carbonática lamosa.

Outra importante macroalga encontrada nos recifes de Pedra de Leste foi a feoficea *Dictyota* spp. (Figura 21D) que representou 21% da cobertura dos recifes, principalmente dominando o platô recifal. Essa alga parda pertencente à família *Dictyotaceae*, que inclui os gêneros *Dictyota*, *Padina*, *Lobophora*, entre outros. São algas características de recifes de coral (Hughes, 1994), contribuindo fortemente para a biomassa de macroalgas nesses ambientes (Lirman e Biber, 2000). As *Dyctyotaceae* representam forte competidoras por espaço em recifes de coral, frequentemente encontradas epifitando e sobrepondo espécies coralíneas e outras algas (Beach *et al.*, 2006). Além disso, a presença de *Dictyotaceae* dificulta o assentamento e sobrevivência de larvas e recrutas de espécies de coral (McCook *et al.*, 2001). Algas calcárias como *Halimedas* também são negativamente impactada por *Dictyota* spp., tanto pelo sombreamento quanto pela liberação de metabólitos secundários. (Beach *et al.*, 2003). O crescimento e impacto das macroalgas sobre comunidades recifais é uma tendência global (Hughes, 1994), mas os mecanismos que propiciam tal fenômeno estão relacionados ao incremento de nutrientes na água do mar (Litter e Litter, 1984), aos efeitos da retirada dos herbívoros pela sobrepesca (Aronson e Precht, 2006) ou à interação desses dois fatores. No Caribe, Aronson e Precht (2006) identificaram duas espécies de *Dictyotaceae* e uma de *Sargassum* como as algas mais abundantes que crescem sobre os corais, e atribuíram esse incremento à retirada de herbívoros.

O mesmo padrão foi identificado por Leão (1999), para os recifes de Abrolhos, nos quais as espécies dominantes foram identificadas como *Sargassum* sp, seguida por quatro espécies da família das *Dictyotacea*. Estas algas servem de alimento e abrigo para vários grupos de animais, porém podem recobrir os corais e representar um impacto negativo para as estruturas recifais. As feofíceas dominam e podem cobrir até 90% da superfície dos recifes costeiros, enquanto nos recifes afastados da costa estes valores diminuem bastante. Esse padrão possivelmente está relacionado à maior herbivoria que ocorre nos recifes oceânicos, enquanto nos recifes costeiros a grande pressão da pesca favorece a proliferação de macroalgas frondosas (Dutra *et al.*, 2005).

Interações ecológicas semelhantes são atribuídas às algas filamentosas. Esse grupo foi observado em todo o sistema recifal (12,5% de abundância média), cobrindo cnidários e outros organismos (Figura 21C). Altas densidades de algas filamentosas causam efeitos deletérios sobre os construtores recifais, pois sufocam e recobrem os corais e algas coralíneas incrustantes, além de representar um substrato não favorável para o assentamento de larvas de corais e desenvolvimento de recrutas (Fabricius, 2005). Segundo Birrel *et al.* (2005) as algas filamentosas e sedimentos são potencialmente capazes de impedir o assentamento de corais, especialmente em recifes degradados, localizados em zonas costeiras onde há entrada de elevadas concentrações de sedimentos. Esses autores analisaram o impacto das algas filamentosas sobre a comunidade coralínea e concluíram que o recobrimento de corais é bastante reduzido em recifes dominados por algas filamentosas, particularmente aqueles estressados por elevada sedimentação. Além disso, há evidências de que as algas filamentosas crescem mais rapidamente em resposta à entrada de nutrientes nas águas que cercam os recifes (McClanahan *et al.*, 2002).

Em Abrolhos, foi observado que as algas filamentosas chegam a cobrir até 80% da superfície dos recifes na franja do arquipélago (Figueiredo, 1997). Ferreira e Gonçalves (2006) as identificaram como parte importante da dieta de peixes herbívoros de Abrolhos, o que evidencia a abundância dessas algas na região e o controle dos herbívoros sobre elas.

Uma característica desse grupo é sua eficiência em aprisionar sedimento fino em suspensão (Purcell, 2000). Esse fato foi observado em campo. Foi difícil separar o sedimento fino das algas filamentosas nas amostragens, de modo que a cobertura de sedimento fino (1,6%) pode estar subestimada. O substrato mais abundante nos recifes amostrados foi areia, representando 17% do fundo do platô. Não foram realizadas análises granulométricas, porém o tamanho de grão predominante foi considerado visualmente como areia grossa. Dutra (2003), após análise do sedimento no topo da Pedra de Leste concluiu que cerca de 50% é

constituído por carbonato de cálcio e 50% é de natureza siliciclástica. O alto teor de sedimento siliciclástico foi correlacionado com a proximidade da costa, demonstrando grande influência do continente sobre o recife. O autor argumenta que isto evidencia que a fonte dos sedimentos siliciclásticos está em afloramentos rochosos localizados ao longo da costa, os quais são trazidos por aporte fluvial e deriva litorânea.



A



B



C



D

Figura 21: Exemplos de organismos recifais abundantes em Pedra de Leste: A) *Millepora alcicornis*, B) *Palythoa caribaeorum*, C) Algas filamentosas e sedimento fino cobrindo corais, e D) Manchas de *Dictyota* entre colônias de *Millepora alcicornis*.

Os dados do presente estudo não são suficientes para avaliar as influências de parâmetros abióticos sobre a saúde dos recifes de Pedra de Leste. Porém, é possível observar que foram detectadas evidências de efeitos deletérios sobre os corais causados pela entrada de sedimentos. Como anteriormente descrito, observou-se o recobrimento de cnidários por algas

filamentosas e sedimento fino, causando mortalidade parcial de colônias de corais (Figura 21D). A alta taxa de sedimentação verificada neste recife por Dutra (2003) demonstra a influência da proximidade da costa e descarga continental sobre os recifes costeiros do banco de Abrolhos. Segundo Leipe *et al.* (1999), os recifes do Parcel de Paredes e a forte corrente de deriva litorânea formam uma eficiente barreira hidrodinâmica e geomorfológica ao transporte de matéria para a zona oceânica. Desta forma, o material sedimentar proveniente da região costeira é depositado nos recifes do arco costeiro, como é o caso de Pedra de Leste (Dutra *et al.*, 2004; Bittencourt *et al.*, 2007). Os rios que deságuam na região transportam grandes quantidades de sedimento fino para a zona costeira, o que foi intensificado nas últimas décadas pelo desmatamento e obras portuárias (Leipe *et al.*, 1997).

Não há dúvidas quanto ao impacto negativo das altas taxas de sedimentação sobre corais e outros organismos recifais (McClanahan *et al.*, 2002; Fabricius, 2005). Porém, apesar de Dutra (2003) ter encontrado uma taxa de acumulação sedimentar considerada crítica ao desenvolvimento coralíneo em Pedra de Leste, os processos ecológicos que influenciam a vitalidade desse recife ainda são pouco conhecidos. Há indícios de que as descargas continentais afetam diretamente a estrutura e composição das comunidades recifais de Pedra de Leste, pois além do sedimento fino e algas filamentosas recobrimo os corais, a grande abundância de *Dictyotacea* pode estar relacionada ao enriquecimento nutricional das águas que circundam o sistema recifal. O crescimento das algas pode excluir ou recobrir os corais, mas para constatar tais processos, estudos sobre as alterações nas comunidades recifais devem ser realizados. Os mapas de habitats marinhos consistem em uma ferramenta indispensável para o monitoramento da estrutura recifal. A visualização de alterações na distribuição espacial dos habitats ao longo do tempo pode fornecer novas perspectivas a respeito de impactos sobre a sucessão ecológica como, por exemplo, aqueles causados pela sedimentação, de modo a indicar o estado de saúde do sistema recifal.

5.3 Classificação dos habitats

Conforme referido anteriormente, optou-se por um esquema ecológico de classificação de habitats. O critério usado na classificação foi a similaridade de Bray-Curtis, referente aos percentuais de cobertura obtidos *in situ*. Dois esquemas de classificação foram obtidos com essa técnica. O primeiro, mais grosseiro, agrupou habitats com similaridade superior a 30%, foi aplicado à legenda dos mapas gerados com imagens ETM+. O segundo, mais fino,

agrupou habitats com similaridade superior a 50%, foi aplicado à legenda dos mapas gerados com a imagem QuickBird. A partir da Análise de Agrupamento (Figura 22) e do diagrama MDS (Figura 23) foi possível discriminar 3 grupos principais para a classificação grossa e 5 para a classificação fina (Figura 24). As espécies que contribuíram para a formação de cada grupo foram determinadas pela análise SIMPER, a qual serviu também para identificação de quais classes representavam “sinônimos”.

Com similaridade de 50% foram evidenciados 5 grupos, aplicados a um esquema de classificação fina. Os pontos 4, 13, 33 e 34 foram agrupados e considerados o grupo 1. Com similaridade de 30% (classificação grossa) foram distintos 3 grupos. É possível observar que os 2 primeiros grupos são formados principalmente por locais do platô recifal, enquanto os demais incluem pontos amostrais da crista e pináculos.

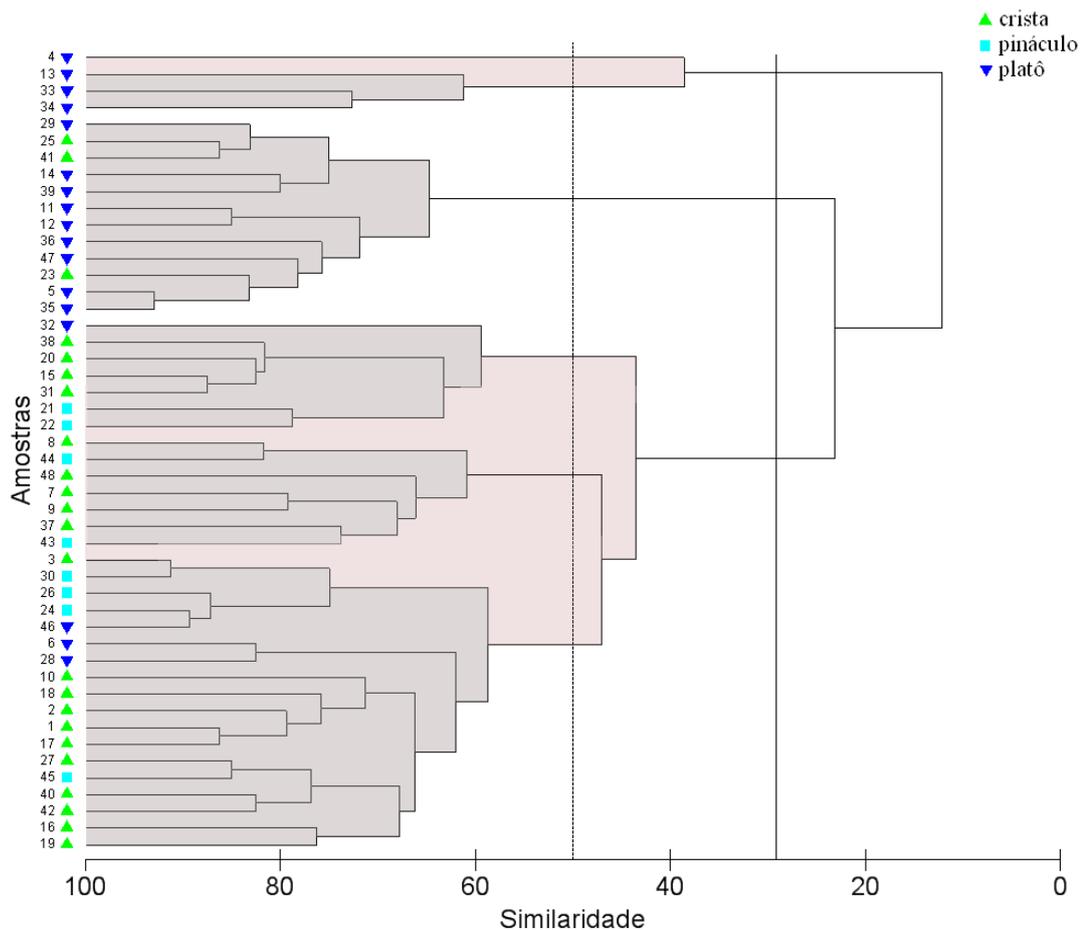


Figura 22: Dendrograma gerado com os percentuais de cobertura amostrados no recife Pedra de Leste.

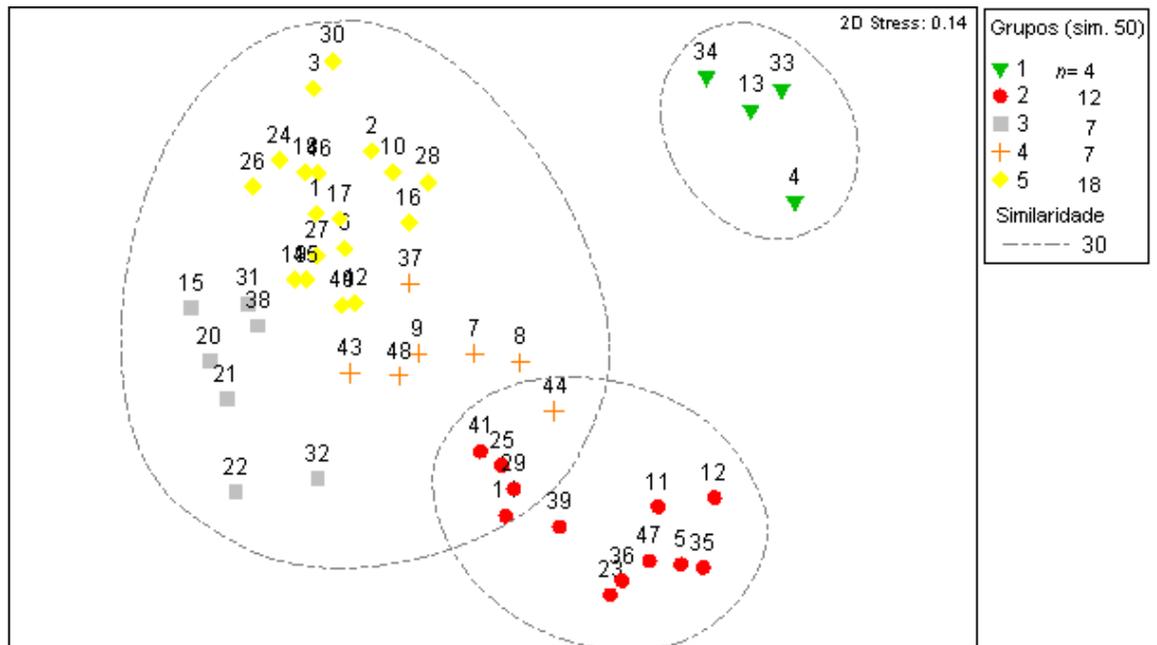
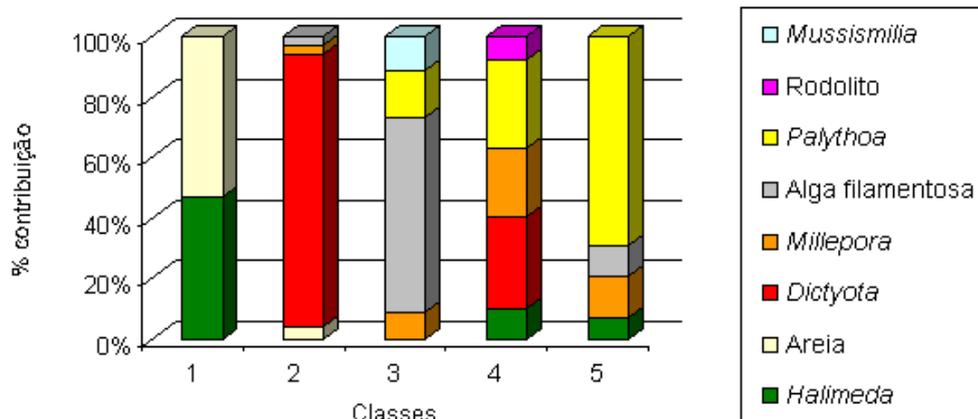


Figura 23: Distribuição gráfica do MDS, representando os grupos formados por descrição fina e grossa.

Classificação Fina



Classificação Grossa

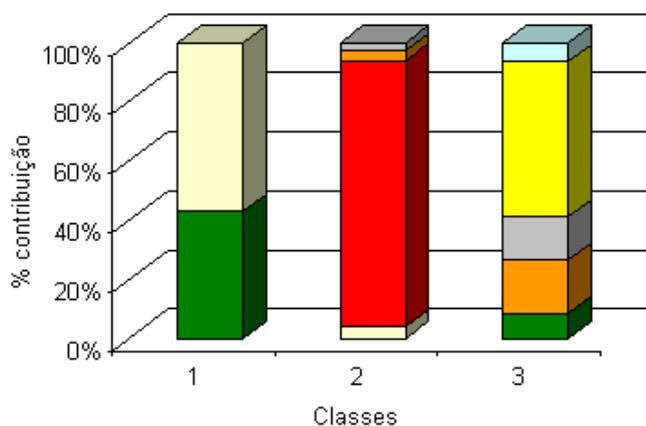


Figura 24: Percentuais de contribuição das espécies discriminatórias dos grupos identificados no esquema de classificação fina e grossa, para os recifes de Pedra de Leste.

A contribuição das espécies formadoras dos grupos indicada pela análise SIMPER (Figura 24) confirma a tendência do platô apresentar como biota característica as algas *Dictyota* spp. e *Halimeda discoidea*, e um grande percentual de areia. Da mesma forma, as zonas de crista e pináculos apresentam predominância de algas filamentosas e dos zoantídeos *Palythoa caribaeorum* e *Millepora alcicornis*.

Tabela 9: Classes de habitats para a classificação fina de detalhamento.

Classe	Característica
1	Areia (50%) e <i>Halimeda discoidea</i> (44%)
2	<i>Dictyota</i> dominante (83%)

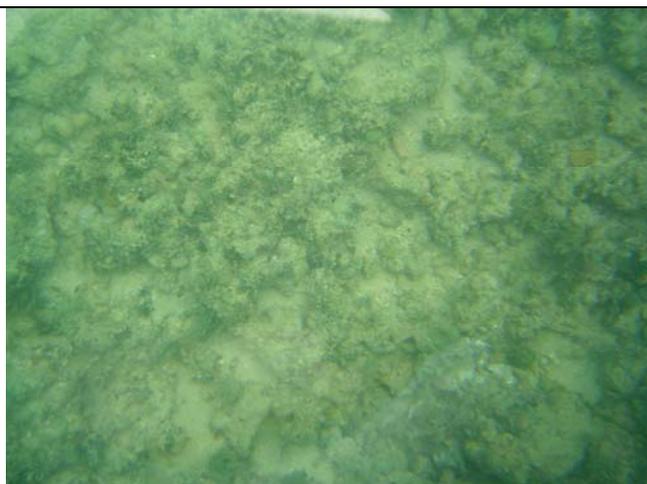
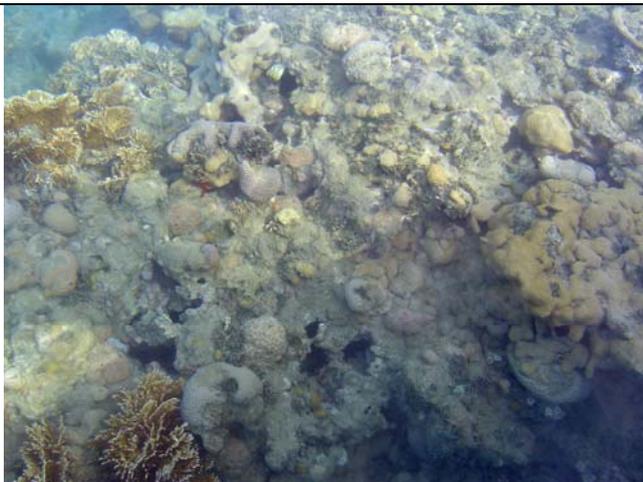


Tabela 7: Continuação.

3 Alga filamentosa dominante (61%), *Palythoa*, *Mussismilia* e *Millepora*



4 *Dictyota* (27,5%), *Palythoa* (26,5%), *Millepora* (21%), *Halimeda* e alga coralínea



5 *Palythoa* (65%), *Millepora*, alga filamentosa e *Halimeda*



Tabela 10: Características das classes de habitats para a classificação grossa (30% de similaridade).

Classes	Nome	Características
1	Areia	Areia (50%) e <i>Halimeda discoidea</i> (44%)
2	<i>Dictyota</i>	<i>Dictyota</i> spp. dominante (83%)
3	Zoantídeos	<i>P. caribaeorum</i> (49%), <i>Millepora</i> sp. (17%), alga filamentosa (14%), <i>Halimeda discoidea</i> (8%) e <i>Mussismilia</i> sp. (6%)

Em função da reflectância dos pixels, para o processo de classificação foram incluídas duas classes não amostradas:

- Areia: equivalente ao banco de areia sobre o platô sem cobertura de biota;
- Água profunda: referente à zona marinha profunda e piscinas com mais de 3 metros de profundidade.

As classes extras introduzidas na classificação das imagens ETM+ foram:

- Recife submerso: indicando os recifes sempre submersos, cujos topos estavam a uma profundidade de cerca de 3m;
- Água profunda

Para gerar o arquivo vetorial a partir do qual a classificação foi baseada, os pontos amostrados em campo foram projetados sobre as imagens (Figura 25) e foram vetorizados os polígonos identificando os habitats.

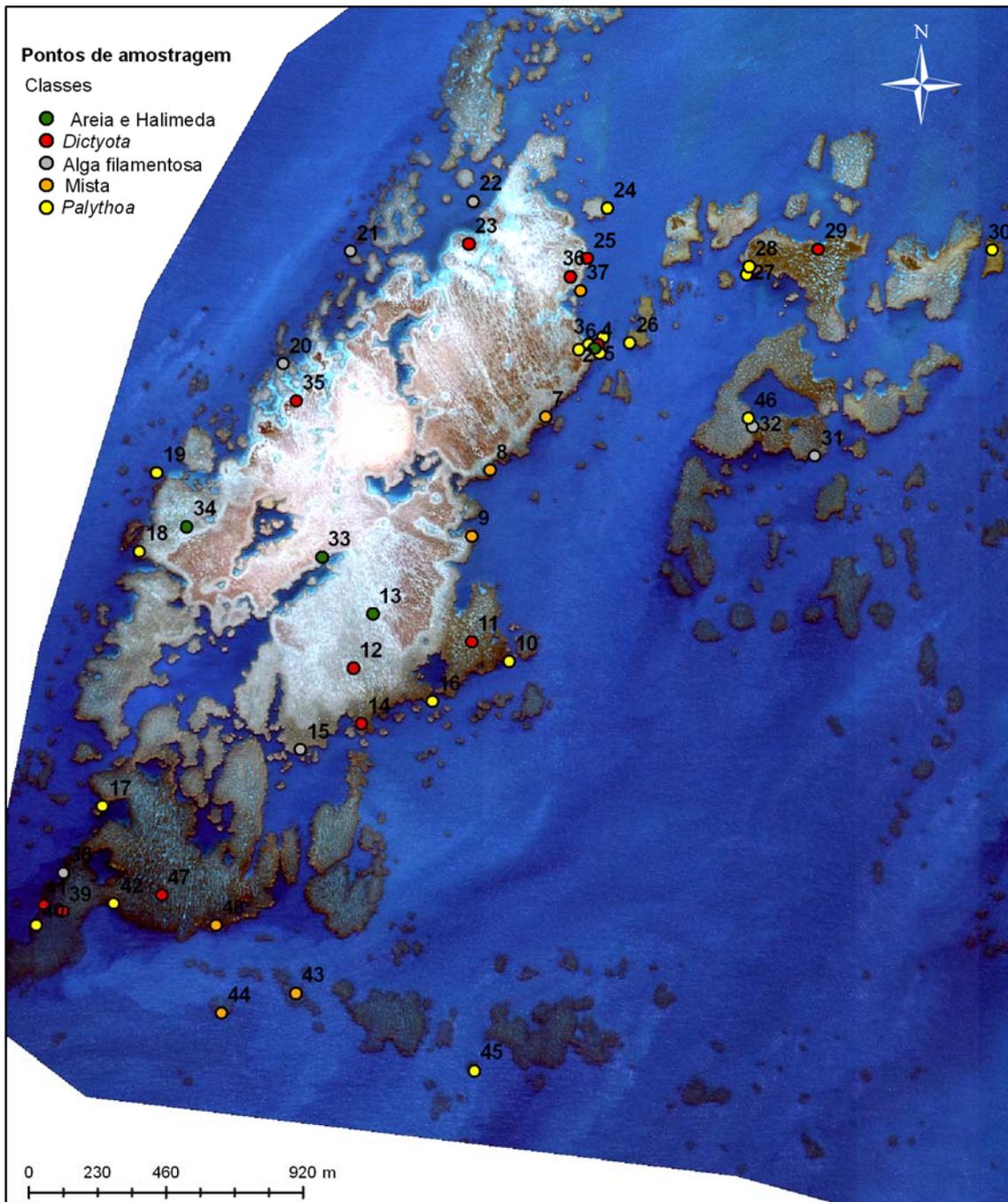


Figura 25: Localização dos pontos de amostragem em relação aos grupos a que pertencem sobre a imagem QuickBird.

Mapas de habitats

A rede neural foi aplicada sobre as bandas espectrais 1, 2 e 3 das imagens brutas (RGB), corrigidas em função da atmosfera (ATCOR) e coluna d'água (DII), para comparação do resultado da classificação dos habitats em função da restauração radiométrica aplicada às imagens.

As acurácias totais das classificações das imagens QuickBird e ETM+ foram semelhantes. Os mapas elaborados com as imagens brutas (RGB) tiveram uma maior variação nos valores de acurácia (entre 47 e 73%), os mapas cujas imagens que receberam a correção atmosférica (ATCOR) apresentaram acurácias próximas a 60%, e a acurácia total dos mapas que utilizaram imagens corrigidas para correção da coluna d'água (DII) foi inferior a 45% (Figura 26).

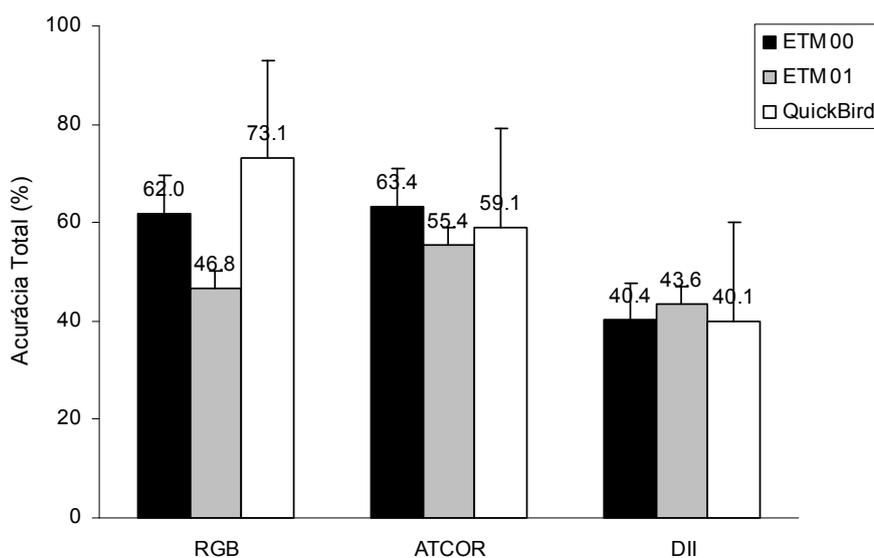


Figura 26: Acurácia total dos mapas RGB, ATCOR e DII das imagens ETM 00, ETM 01 e QuickBird.

5.3.1 Mapas QuickBird

O tratamento das imagens em função da correção atmosférica e da coluna d'água resultou em uma considerável variação nas acurácias nas classificações. Dentre os mapas elaborados, a classificação obtida com as imagens brutas (RGB) foi a que apresentou maior acurácia total (73,1%), seguido pelo mapa gerado com as imagens atmosféricamente corrigidas (ATCOR) (59,1%) e por aquele em que foi aplicada a correção da coluna d'água nas imagens (DII)

(40,1%) (Figura 27). A partir do índice *Tau* foi verificada diferença fortemente significativa entre os três mapas ($p < 0,001$).

A área total de recifes mapeados com as imagens QuickBird foi aproximadamente 5,4 km² (Tabela 12). Os mapas apresentaram um mesmo padrão de distribuição dos habitats sobre o sistema recifal, evidenciando a composição anteriormente descrita para as zonas de platô e crista dos recifes (seção 5.1). As classes dominadas por areia e macroalgas (1 e 2) foram alocadas no platô recifal, enquanto as classes dominadas por corais e manchas de macroalgas (4 e 5) foram distribuídas principalmente nas cristas e pináculos. A classe caracterizada pela predominância de alga filamentosa se distribuiu tanto em zonas de platô, quanto nas cristas e pináculos, contribuindo com a maior área classificada nos mapa RGB (37%). A classe “mista” também teve uma grande área de cobertura nos três tratamentos, ocupando entre 0,8 e 1,5 km² do platô recifal (Tabela 12). Por outro lado, a classe “*Palythoa* dominante” apresentou baixo percentual de área, representando 8% da área mapeada no tratamento ATCOR e cerca de 3% nos tratamentos RGB e DII (Figura 27).

Tabela 11: Áreas das classes de habitats (km²) dos mapas RGB, ATCOR e DII elaborados com a imagem QuickBird.

Classes	RGB	ATCOR	DII
Areia e <i>Halimeda</i>	0.97	1.64	0.22
<i>Dictyota</i> dominante	0.51	0.45	0.78
Alga filamentosa dominante	2.10	1.14	1.74
Mista	1.48	1.54	0.79
<i>Palythoa</i> dominante	0.12	0.40	0.17
Areia	0.24	0.22	1.72
Total	5.42	5.39	5.42
Água profunda	23.22	23.25	23.22

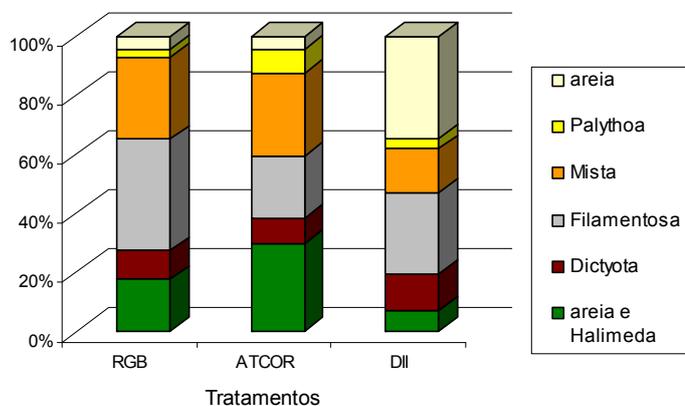


Figura 27: Contribuição dos habitats nos mapas elaborados com a imagem Quickbird.

De uma forma geral, as classificações RGB e ATCOR foram semelhantes (Figuras 31 e 32). Foi distribuído o habitat “areia e *Halimeda*” em grande parte do platô recifal de ambas as classificações. No mapa RGB foram distribuídas manchas de *Dictyota* sobre o platô, assim como pôde ser observado *in situ*, enquanto no mapa ATCOR essas regiões foram classificadas como “*Palythoa* dominante” (Figura 28). Outra diferença ocorreu em função da distribuição das classes “Alga filamentosa dominante” e “areia e *Halimeda*”, que prevaleceram nos mapas RGB e ATCOR respectivamente. Pôde-se observar um erro associado às essas duas classes, evidenciado pela matriz de erro gerada para os mapas destes tratamentos, nas quais áreas de “alga filamentosa” foram classificadas como “areia e *Halimeda*” em vários pontos. Este fato foi o que mais contribuiu para erro de omissão (ou diminuição da acurácia produzida) da classe dominada por alga filamentosa (Tabela 13).

O habitat coberto por *Palythoa*, *Millepora* e *Dictyota*, denominado “misto”, cobriu grande área dos recifes nos três tratamentos, principalmente nas cristas recifais e recifes submersos (porção mais ao sul das imagens – Figuras 28 e 30). Este habitat representou 27% da cobertura recifal nos mapas RGB e ATCOR e 15% no mapa DII (Figura 27). Áreas observadas *in situ* como “*Dictyota* dominante” foram classificadas como o habitat “misto”, equívoco que ficou evidenciado a partir das matrizes de erro (Tabela 13), nas quais vários pontos foram confundidos nessas duas classes. O erro observado na distribuição desses habitats pode ser explicado pela grande sobreposição de suas assinaturas espectrais, provavelmente relacionada à presença da alga parda *Dictyota* spp. abundante em ambas as classes.

O mapa de habitats gerado a partir da imagem em que foi aplicada a correção da coluna d’água (DII) apresentou uma marcada diferença na composição e abundância dos habitats do platô recifal em relação aos mapas RGB e ATCOR (Figuras 28 e 33). O habitat dominado por areia e *Halimeda*, que cobriu uma grande área do platô recifal nos tratamentos RGB (18%) e ATCOR (30%), não foi distribuído sobre o platô no mapa DII, cuja classificação gerou uma extensa distribuição da classe “areia” sobre a maior porção do platô recifal. A areia correspondeu a 4% da área mapeada nos mapas RGB e ATCOR, e contribuiu com quase 35% da área classificada com DII. Essa predominância errônea foi evidenciada pela matriz de erro, na qual 86% dos pontos de referência da classe “areia e *Halimeda*” foram identificados como “areia” no mapa DII e a acurácia produzida para esta primeira classe foi nula (nenhum ponto identificado corretamente) (Tabela 13).

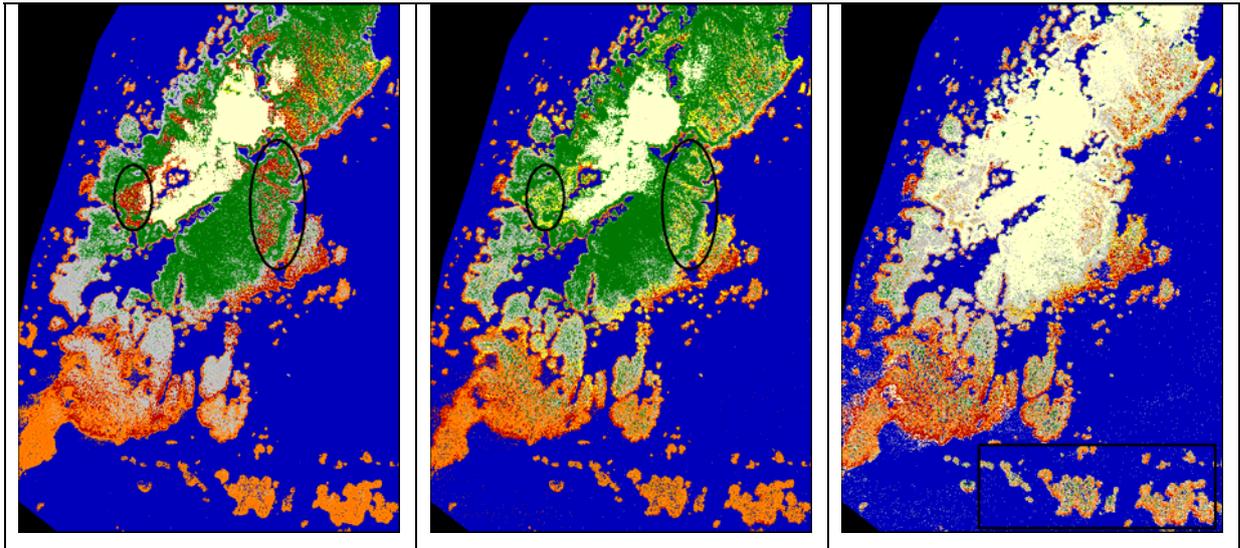


Figura 28: Mapa de habitats do platô principal e zona mais profunda (ao sul) do recife Pedra de Leste. Mapa elaborado com as imagens RGB (esquerda), ATCOR (meio) e DII (direita). Destaque para as manchas sobre o platô, identificadas como *Dictyota* no mapa RGB e *Palythoa* no ATCOR; e zona profunda mais heterogênea no mapa DII.

Tabela 12: Matrizes de erro dos mapas RGB, ATCOR e DII para classificação fina. As classes são: 1 – areia e *Halimeda*, 2 – *Dictyota* dominante, 3 – Alga filamentosa dominante, 4 – Mista, 5 – *Palythoa* dominante, e 6 – areia.

RGB								
Classe	Referência						Total referência	Acurácia usuário
	1	2	3	4	5	6		
1	39	0	12	0	1	2	54	0.72
2	1	16	0	6	2	1	26	0.62
3	1	12	55	7	2	0	77	0.71
4	0	11	0	58	0	0	69	0.84
5	0	6	0	0	4	0	10	0.40
6	1	2	0	0	0	10	13	0.77
Total classificado	42	47	67	71	9	13		
Acurácia produzida	0.93	0.34	0.82	0.82	0.44	0.77		N = 249
Acurácia total							0,73	
ATCOR								
Classe	Referência						Total referência	Acurácia usuário
	1	2	3	4	5	6		
1	40	1	24	1	1	4	71	0.56
2	0	12	0	14	0	0	26	0.46
3	2	8	32	4	0	0	46	0.70
4	0	17	6	44	1	0	68	0.65
5	0	8	2	4	7	1	22	0.32
6	0	1	0	0	0	8	9	0.89
Total classificado	42	47	64	67	9	13		
Acurácia produzida	0.96	0.26	0.50	0.66	0.78	0.62		N = 242
Acurácia total							0,59	

Tabela 12: continuação

DII								
Classe	Referência						Total referência	Acurácia usuário
	1	2	3	4	5	6		
1	0	0	9	0	0	0	9	0.00
2	0	20	0	19	0	0	39	0.51
3	6	10	39	20	1	1	77	0.51
4	0	13	2	22	3	0	40	0.55
5	0	3	0	2	4	0	9	0.44
6	36	1	13	5	1	12	68	0.18
Total classificado	42	47	63	68	9	13		
Acurácia produzida	0.00	0.43	0.62	0.32	0.44	0.92		N = 242
Acurácia total								0,40

5.3.1.1 Zonas Profundas

Segundo a classificação prévia que incluía “recifes profundos” como classe a ser mapeada, a área ocupada pelas zonas mais profundas representaram cerca de 30% da área de recife total da imagem. Esta área incluiu paredes recifais e zonas de sombra cujas profundidades são desconhecidas. Para aplicar a classificação aos recifes profundos (a partir de 2,5m de profundidade), foi então selecionado um retângulo contendo uma área de recifes profundos representativa (Figuras 30). Os mapas RGB e ATCOR apresentaram uma predominância superior a 50% do habitat “misto”, seguido por “alga filamentosa dominante” e “*Dictyota* dominante” (Figuras 29). A classificação DII por outro lado, distribuiu estes três habitats de forma mais homogênea, apresentando também a cobertura por “areia”, classe que praticamente não foi incluída nas demais classificações para esta zona (Figuras 29 e 30).

Para as zonas profundas, o mapa DII apresentou cobertura recifal mais concordante com o observado *in situ* e a eficiência da classificação deste tratamento para estas zonas foi verificada a partir da acurácia registrada. A acurácia total do mapa DII foi de 68%, enquanto os mapas RGB e ATCOR apresentaram 47 e 53% respectivamente. A partir do teste z aplicado ao coeficiente de *Tau*, o mapa DII é significativamente mais acurado em relação às outras duas classificações ($Z(T)=0,7$ (RGB) e $2,0$ (ATCOR), para $p<0,005$). As classificações geradas para as zonas mais profundas apresentaram o mesmo padrão de erro que as classificações totais, nas quais há confusão na distribuição das classes “*Dictyota* dominante” e “mista”, e “areia e *Halimeda*” e “alga filamentosa dominante” (Tabela 13).

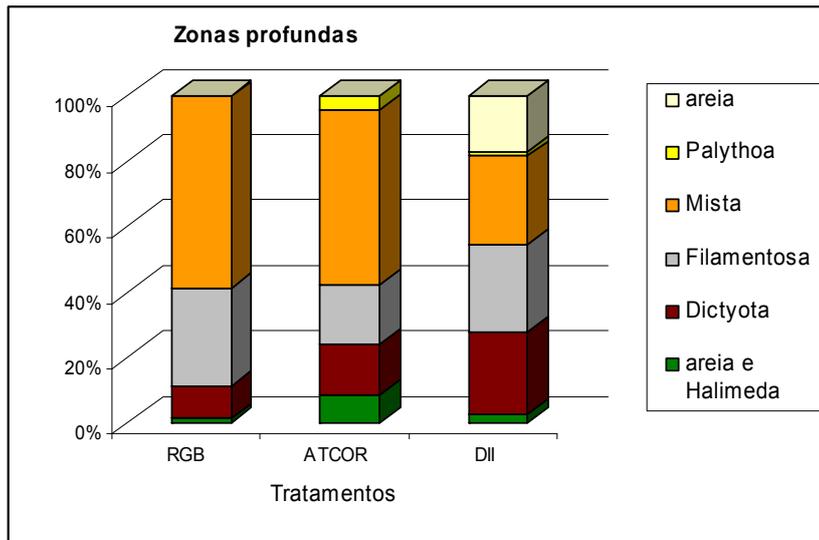


Figura 29: Contribuição dos habitats nos mapas gerados com a imagem QuickBird para as zonas recifais mais profundas.

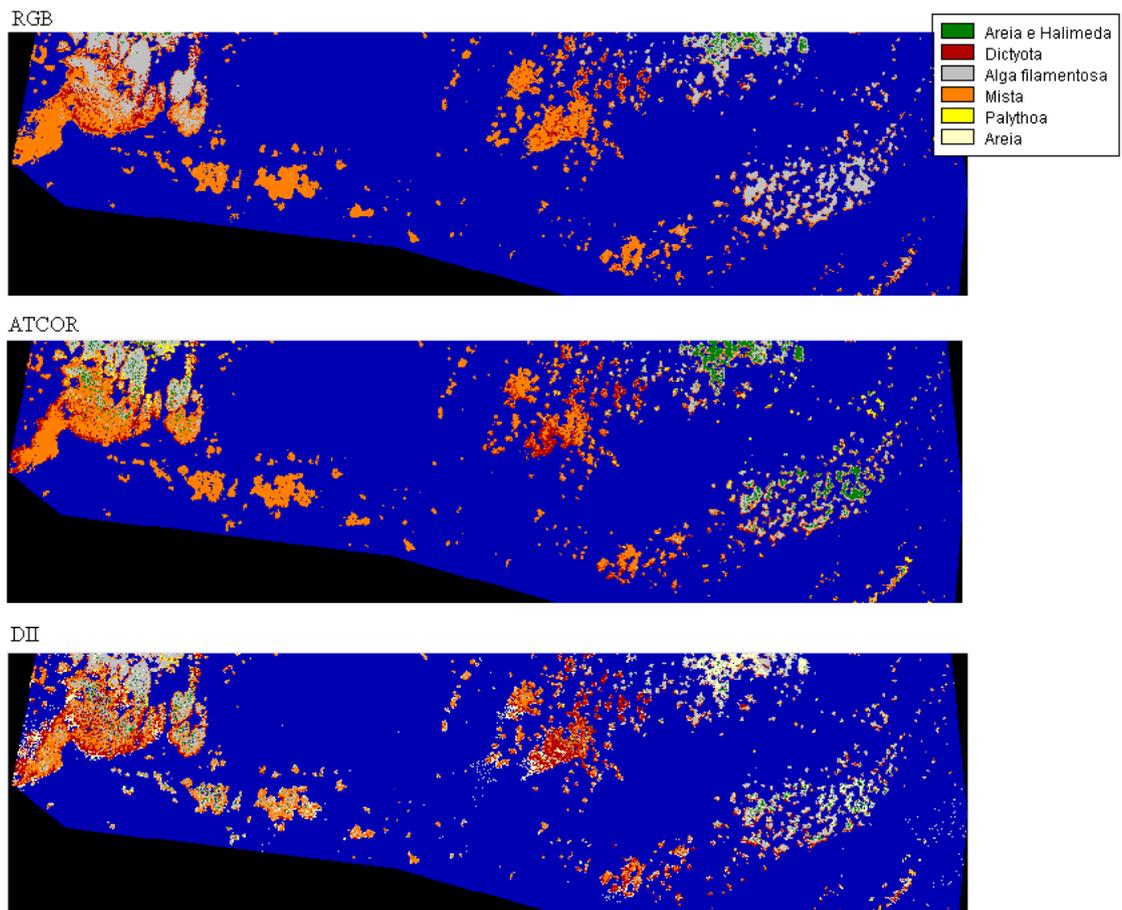


Figura 30: Mapas de habitats para os recifais mais profundos presentes na imagem QuickBird.

Tabela 13: Matrizes de erro para os mapas da zona mais profunda, elaborados com as imagens RGB, ATCOR e DII.

RGB								
Classe	Referência						Total referência	Acurácia usuário
	1	2	3	4	5	6		
1	0	0	1	0	0	0	1	0.00
2	0	5	0	2	3	0	10	0.50
3	9	0	17	2	1	0	29	0.59
4	2	25	4	22	0	0	53	0.42
5	0	0	0	0	0	0	0	—
6	0	0	0	0	0	0	0	—
Total classificado	11	30	22	26	4	0		N = 93
Acurácia produzida	0.00	0.17	0.77	0.85	0.00	—		
Acurácia total							0,47	
ATCOR								
Classe	Referência						Total referência	Acurácia usuário
	1	2	3	4	5	6		
1	5	0	6	0	0	0	11	0.45
2	0	11	0	8	1	0	20	0.55
3	2	0	13	1	0	0	16	0.81
4	4	17	4	17	0	0	42	0.40
5	0	1	0	0	3	0	4	0.75
6	0	0	0	0	0	0	0	—
Total classificado	11	29	23	26	4	0		
Acurácia produzida	0.45	0.38	0.57	0.65	0.75	—		N = 93
Acurácia total							0,53	
DII								
Classe	Referência						Total referência	Acurácia usuário
	1	2	3	4	5	6		
1	9	0	0	0	0	0	9	1.00
2	0	16	0	5	0	0	21	0.76
3	1	1	19	3	1	0	25	0.76
4	1	11	0	17	0	0	29	0.59
5	0	0	0	0	3	0	3	1.00
6	0	2	4	1	0	0	7	0.00
Total classificado	11	30	23	26	4	0		
Acurácia produzida	0.82	0.53	0.83	0.65	0.75	—		N = 94
Acurácia total							0,68	

Considerando os resultados dos mapas totais e das zonas profundas, foi elaborado um mapa final contendo a cobertura recifal das zonas rasas a partir da classificação RGB e a cobertura da zona profunda gerada pelo mapa DII (Figura 34).

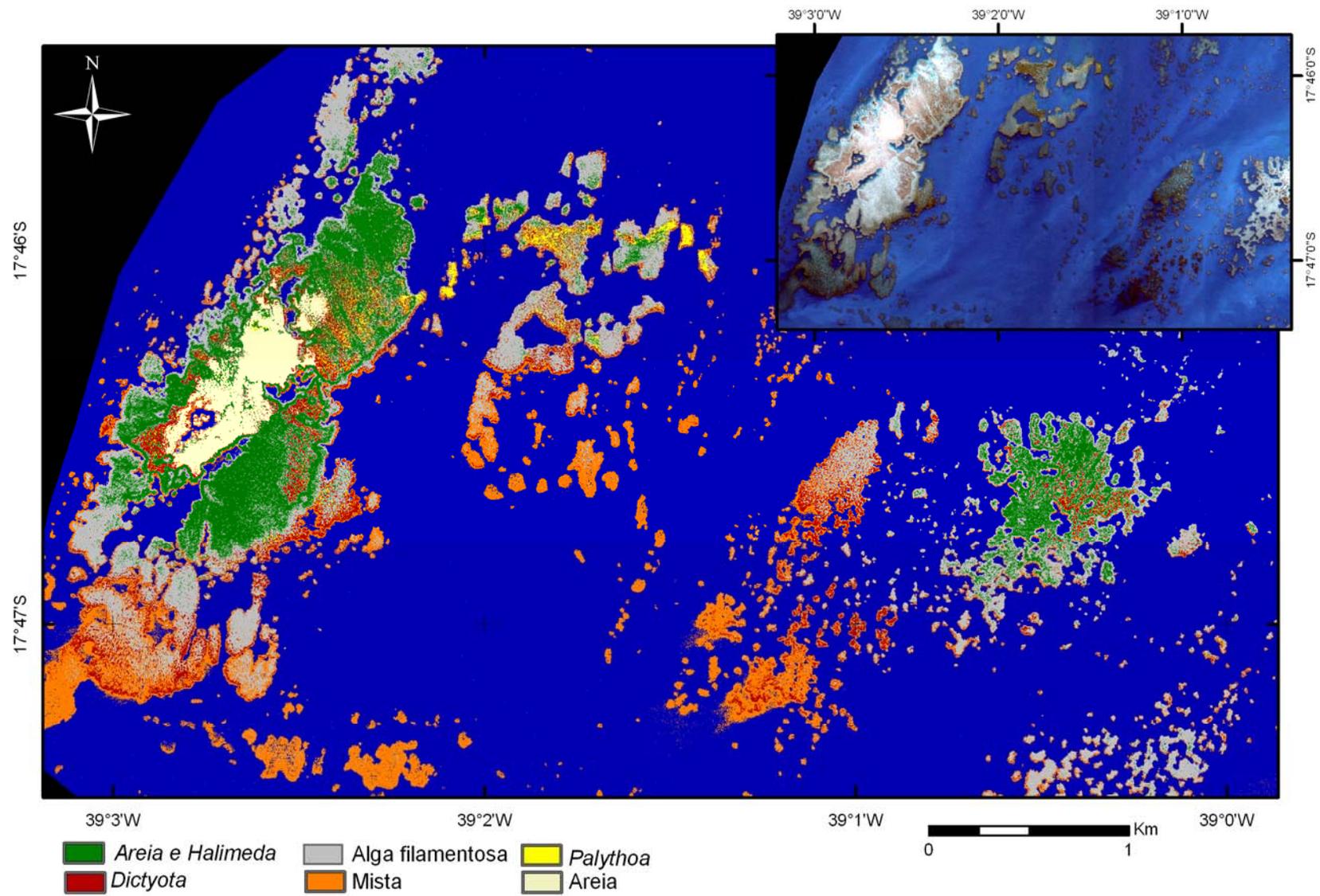


Figura 31: Mapa de habitats dos recifes de Pedra de Leste elaborado com a imagem QuickBird sem tratamento (destaque).

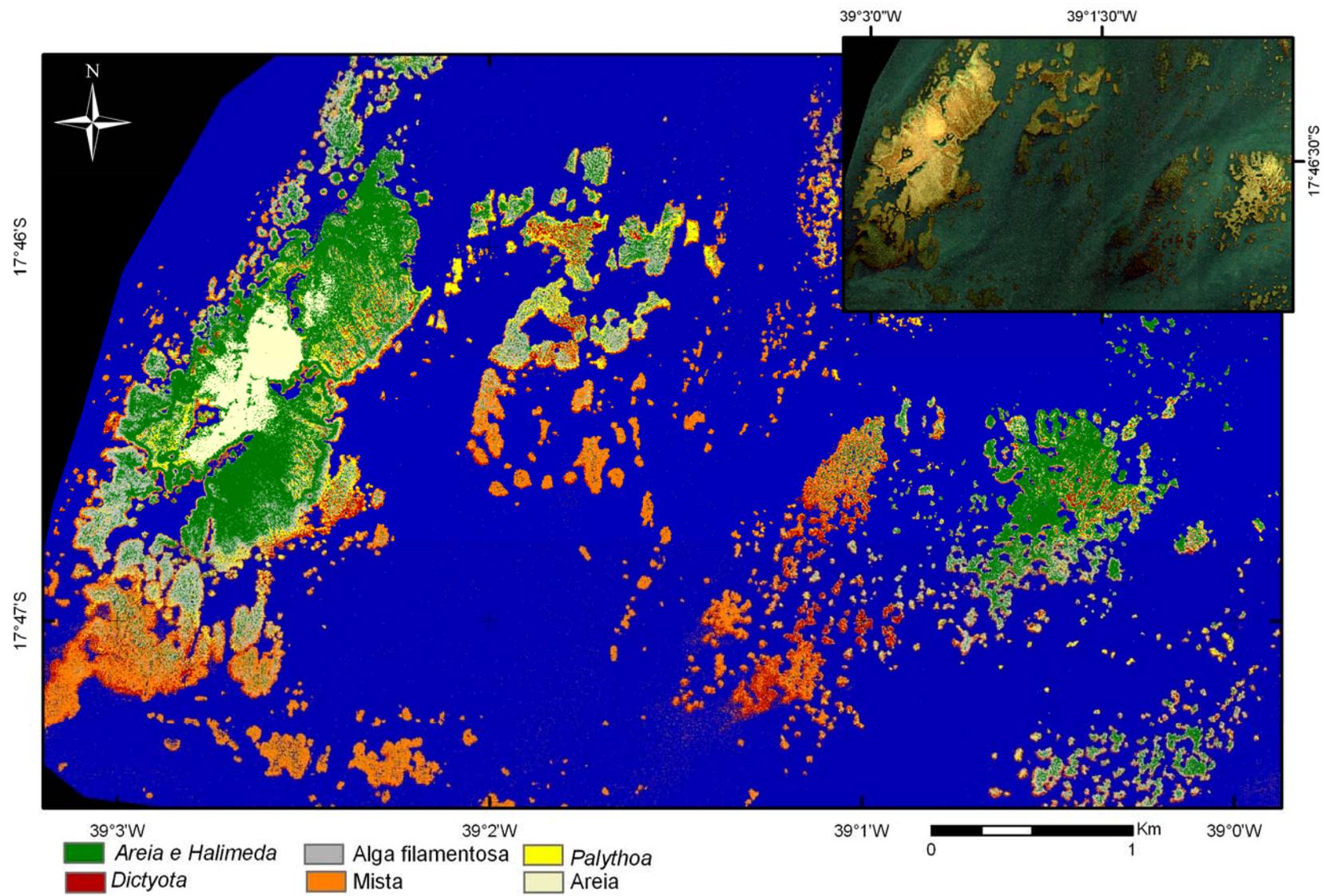


Figura 32: Mapa de habitats dos recifes de Pedra de Leste elaborado com o tratamento ATCOR aplicado à imagem QuickBird (destaque).

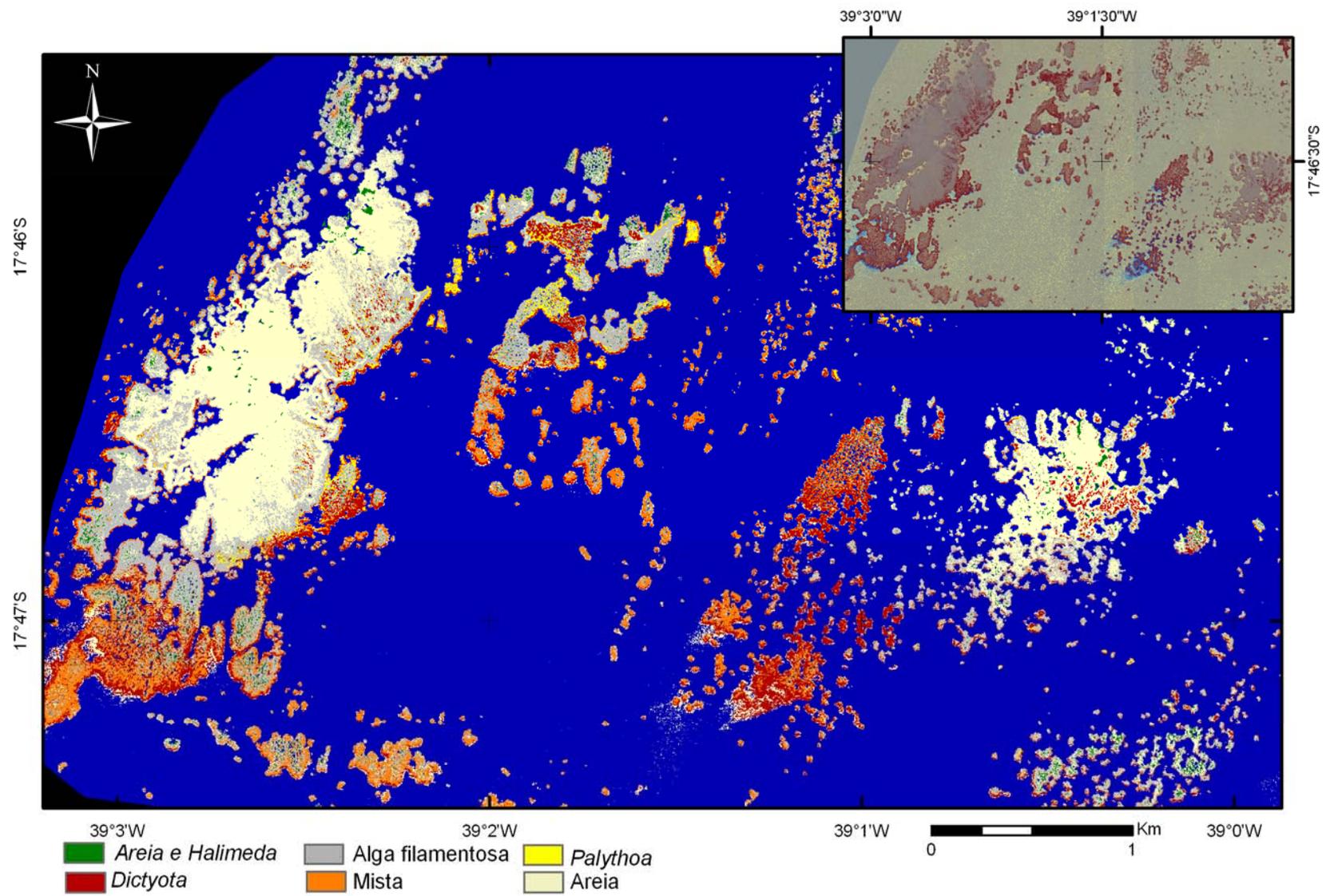


Figura 33: Mapa de habitats dos recifes de Pedra de Leste do tratamento DII aplicado à imagem QuickBird (destaque).

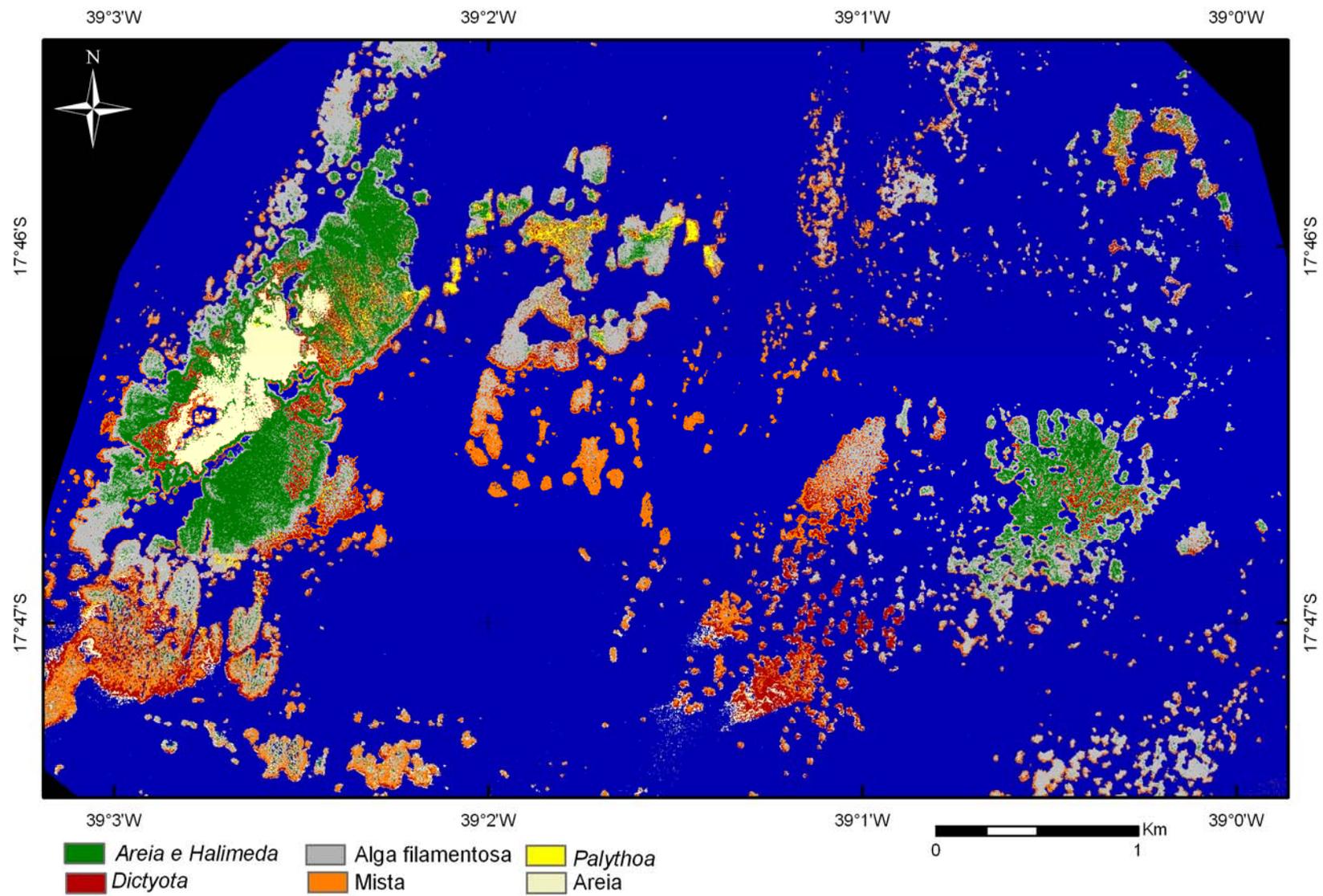


Figura 34: Mapa de habitats dos recifes de Pedra de Leste utilizando edição contextual: zonas rasas da classificação com imagens brutas e recifes profundos do tratamento DII aplicado à imagem QuickBird.

5.3.2 Mapas Landsat ETM

A classificação das imagens ETM seguiu a tendência anteriormente descrita, na qual as zonas de areia e macroalgas foram alocadas sobre o platô recifal e o habitat dominado por zoantídeos, caracterizado pela presença de corais, *Palythoa* e algas filamentosas foi principalmente distribuído nas bordas recifais.

As áreas totais das classes de habitats mapeadas com as duas imagens ETM+ foram semelhantes para os mapas elaborados a partir das imagens brutas (6,43 e 5,94 km² de recife mapeado nas imagens ETM 00 e 01 respectivamente). Porém, a cobertura total dos recifes foi maior nos tratamentos ATCOR e DII (Tabelas 14 e 16). As classificações DII apresentaram uma proporção de recifes profundos 18% e 26% maior do que esta classe representa nos mapas ATCOR, e 37% maior em relação aos mapas RGB.

5.3.2.1 ETM 00

Os mapas gerados com as imagens ETM 00 brutas e atmosféricamente corrigidas apresentaram valores de acurácia total muito semelhantes (62 e 63,4% respectivamente), não havendo diferença significativa entre eles ($p < 0,005$). Por outro lado, a classificação do tratamento DII foi significativamente menos acurada (40%) em relação às demais ($p < 0,001$).

A semelhança da acurácia dos mapas RGB e ATCOR reflete o padrão semelhante na distribuição dos habitats recifais em ambas as classificações (Figuras 35 e 36). Por outro lado, o mapeamento com as imagens DII apresentou uma menor cobertura de zoantídeos 40% menor do que a proporção deste habitat nos mapas RGB e ATCOR. Na classificação DII, o habitat dominado por *Dictyota* foi menos freqüente, restringindo-se a manchas sobre o platô recifal, enquanto a classe “areia” cobriu grande parte das zonas classificadas como “zoantídeos” e “*Dictyota* dominante” nos outros mapas (Figura 37). Os recifes profundos tiveram um aumento de cobertura entre 16 e 21% em relação às áreas que representam nas classificações RGB e ATCOR respectivamente (Tabela 14). Este fato possivelmente está relacionado à maior capacidade de identificação de zonas submersas com a aplicação do índice de profundidade invariante.

Tabela 14: Percentual dos habitats nos mapas elaborados com as imagens ETM 00.

Classes	RGB	ATCOR	DII
Areia	12.8	8.6	19.0
<i>Dictyota</i>	11.5	12.4	7.1
Zoantídeos	37.4	34.4	13.6
Recife profundo	38.3	44.6	60.3

A partir das matrizes de erro, pode-se observar que “areia” é a classe de cobertura recifal que apresentou a maior acurácia nos três tratamentos. As classes “recife profundo” e “zoantídeos” apresentaram confusão nos três mapas, nos quais diversos pontos referentes à zoantídeos foram classificados como recifes profundos (Tabela 15).

Tabela 15: Matrizes de erro das classificações ETM 00, referente às classes de habitats: 1 –areia , 2 – *Dictyota*, 3 – zoantídeos, e 4 – recife profundo.

RGB						
Classe	Referência				Total referência	Acurácia do usuário
	1	2	3	4		
1	12	1	1	0	14	0,86
2	0	9	6	0	15	0,60
3	0	9	29	8	46	0,63
4	0	1	15	17	33	0,52
Total classificado	12	20	51	25		N = 108
Acurácia produzida	1,00	0,45	0,57	0,68		
Acurácia total						0,62
ATCOR						
Classe	Referência				Total referência	Acurácia do usuário
	1	2	3	4		
1	11	0	0	0	11	1,00
2	1	9	4	0	14	0,64
3	0	9	31	5	45	0,69
4	0	2	24	27	53	0,51
Total classificado	12	20	59	32		N = 123
Acurácia produzida	0,92	0,45	0,53	0,84		
Acurácia total						0,63
DII						
Classe	Referência				Total referência	Acurácia do usuário
	1	2	3	4		
1	10	10	5	0	25	0,40
2	0	2	2	0	4	0,50
3	2	2	6	0	10	0,60
4	0	5	39	26	70	0,37
Total classificado	12	19	52	26		N = 109
Acurácia produzida	0,83	0,11	0,12	1,00		
Acurácia total						0,40

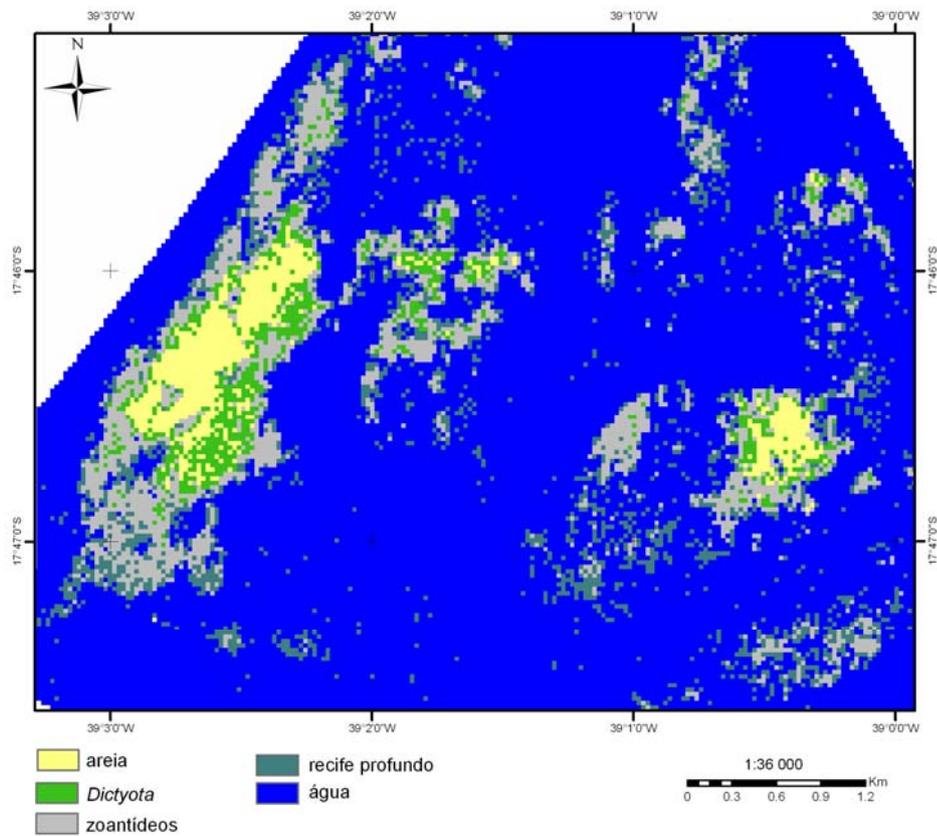


Figura 35: Mapa de habitats elaborado com as imagens brutas ETM 00.

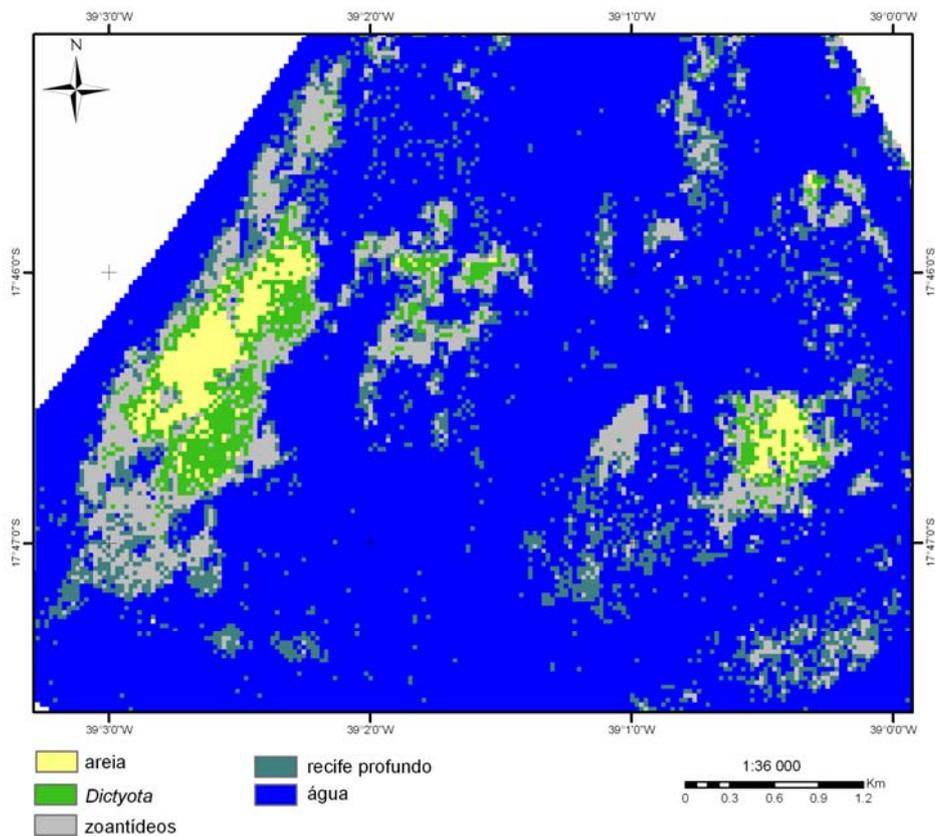


Figura 36: Mapa de habitats a partir do tratamento ATCOR da imagem ETM 00.

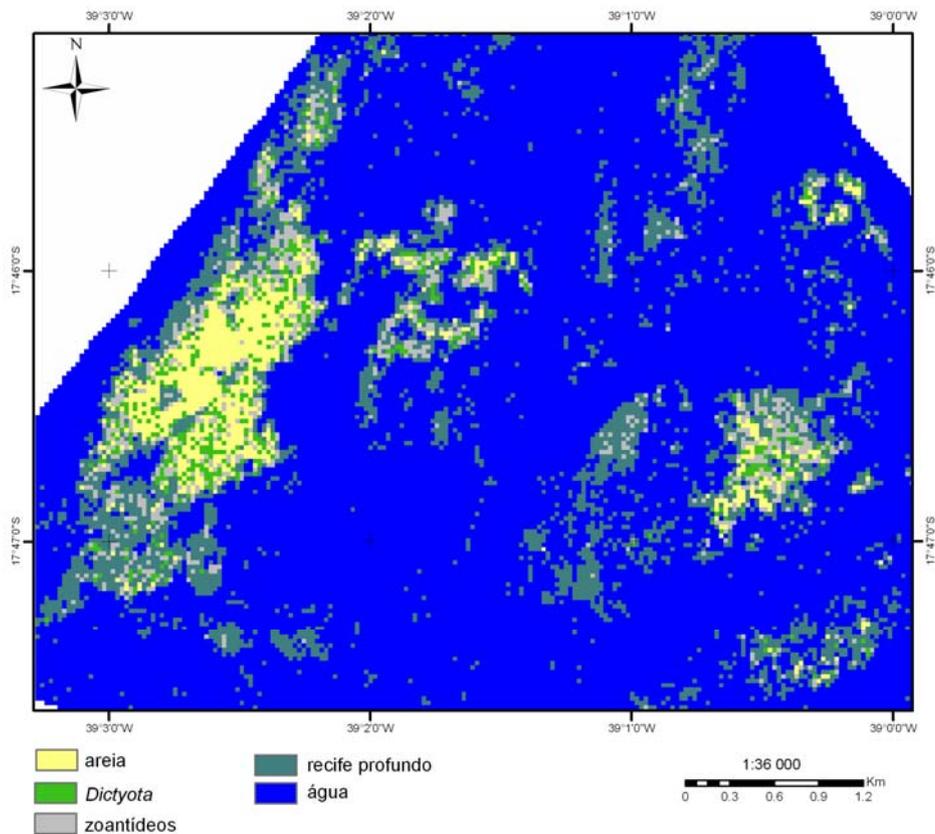


Figura 37: Mapas de habitats elaborado com tratamento *DII* da imagem ETM 00

5.3.2.2 ETM 01

As acurácias dos mapas ETM 01 seguiram o mesmo padrão das demais, apresentando pouca variação em função do tratamento das imagens. O mapa ATCOR foi o mais acurado (55%), o RGB teve acurácia total de 47% e o DII foi o que gerou o menor valor de acurácia (45%) (Figura 27). Porém, não foi verificada diferença significativa entre os mapas.

A maior diferença entre os mapas gerados com as imagens ETM 01 foi área coberta por recife profundo. Em relação à área total mapeada, os recifes profundos representaram 45, 58 e 70% nos mapas RGB, ATCOR e DII, respectivamente. Outra distinção entre os mapas é a distribuição da classe “*Dictyota*” sobre os recifes. No tratamento DII essa classe foi aproximadamente 20% menos freqüente do que nos tratamentos RGB e ATCOR (Tabela 16; Figuras 38-40), e foi distribuído como pequenas manchas sobre o platô recifal na classificação DII (Figura 40).

A classe “zoantídeos” apresentou baixa acurácia em todos os tratamentos, sendo confundida com recife profundo em diversos pontos. Por outro lado, os recifes profundos, assim como ocorreu na classificação ETM 00, foi a classe de maior acurácia produzida.

Tabela 16: Percentual das classes de habitats nos mapas elaborados com as imagens ETM 01.

Classes	RGB	ATCOR	DII
Areia	17,2	6,2	7,1
<i>Dictyota</i>	28,6	20,4	3,9
Zoantídeos	9,5	15,2	18,6
Recife profundo	44,7	58,2	70,5

Tabela 17: Matrizes de erro das classificações ETM 01, referente às classes de habitats: 1 – areia, 2 – *Dictyota*, 3 – zoantídeos, e 4 – recife profundo.

RGB						
Classe	Referência				Total referência	Acurácia do usuário
	1	2	3	4		
1	9	4	2	0	15	0.60
2	3	13	15	1	32	0.41
3	0	0	2	1	3	0.67
4	0	1	15	13	29	0.45
Total classificado	12	18	34	15		N = 79
Acurácia produzida	0.75	0.72	0.06	0.87		
Acurácia total						0,47
ATCOR						
Classe	Referência				Total referência	Acurácia do usuário
	1	2	3	4		
1	6	3	0	0	9	0.67
2	6	15	11	1	33	0.45
3	0	2	13	4	19	0.68
4	0	0	18	22	40	0.55
Total classificado	12	20	42	27		N = 101
Acurácia produzida	0.50	0.75	0.31	0.81		
Acurácia total						0,55
DII						
Classe	Referência				Total referência	Acurácia do usuário
	1	2	3	4		
1	5	6	1	0	12	0.42
2	2	1	0	0	3	0.33
3	5	9	13	1	28	0.46
4	0	2	33	26	61	0.43
Total classificado	12	18	47	27		N = 104
Acurácia produzida	0.42	0.06	0.28	0.96		
Acurácia total						0,45

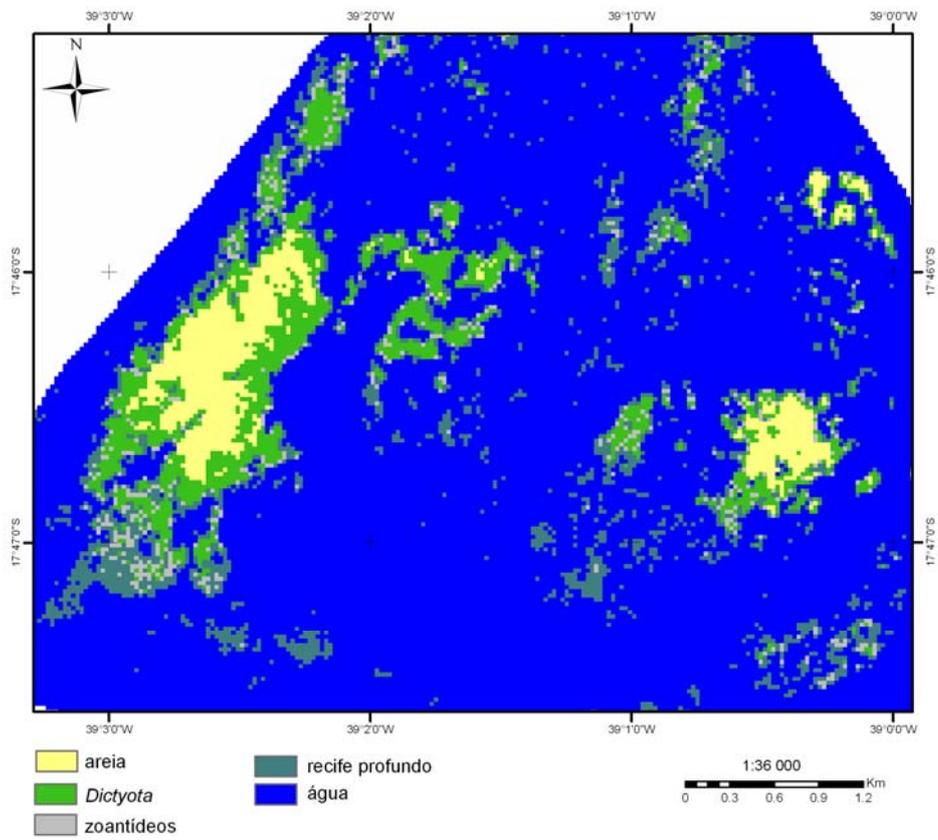


Figura 38: Mapa de habitats da imagem bruta ETM 01.

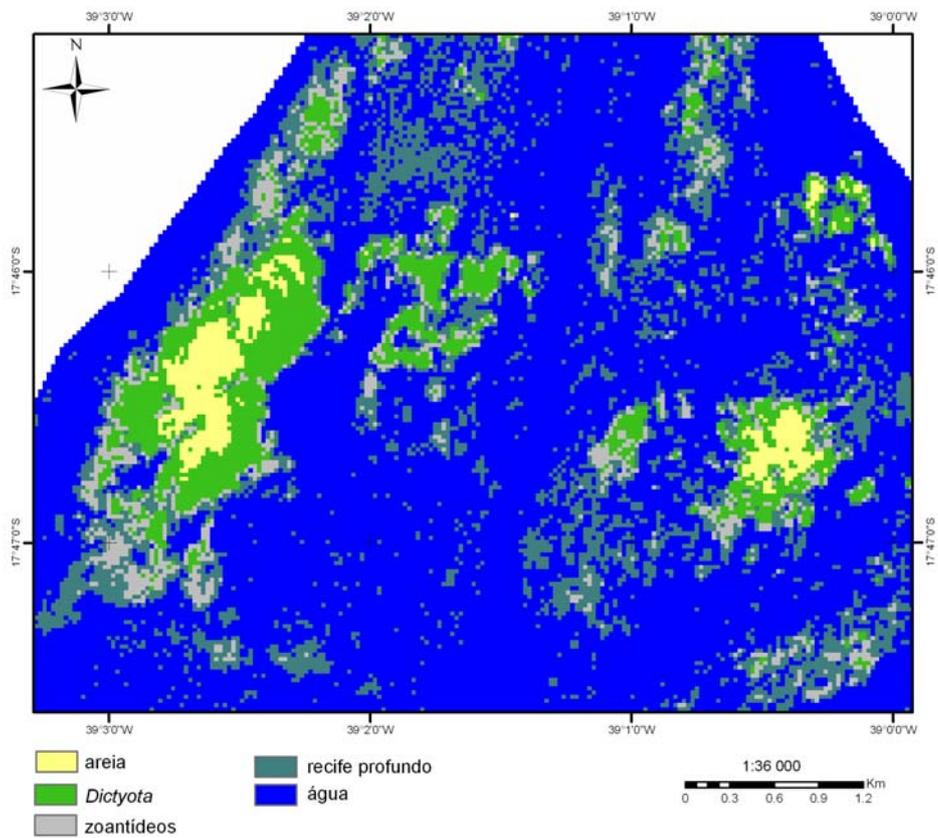


Figura 39: Mapa de habitats do tratamento ATCOR aplicado à imagem ETM 01.

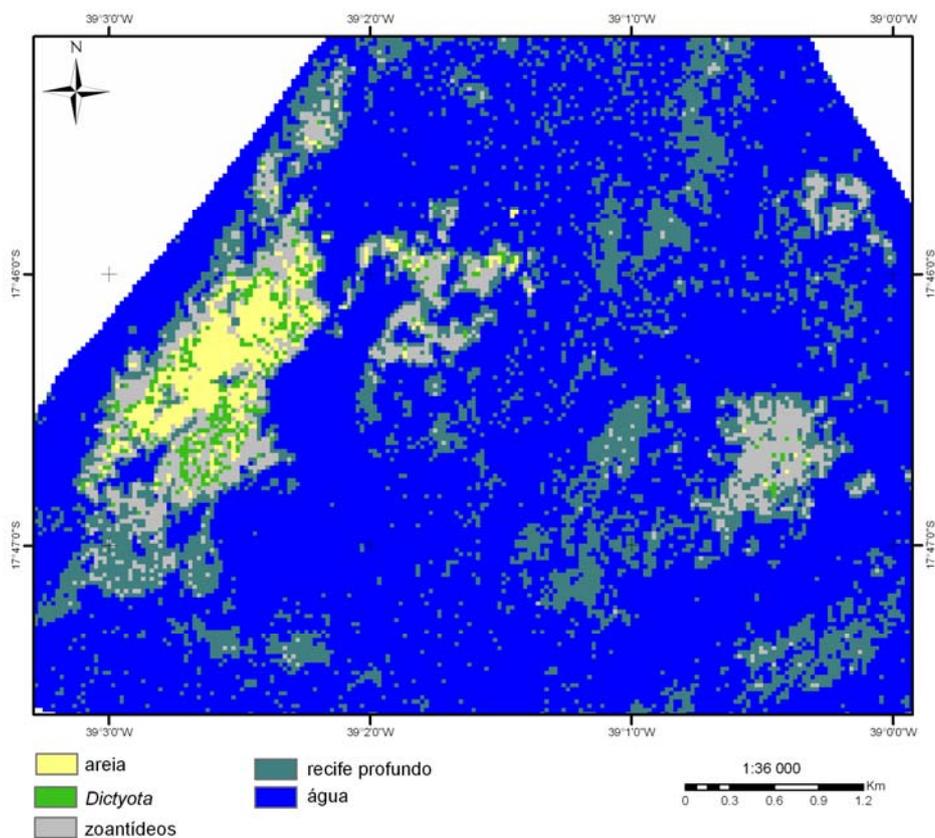


Figura 40: Mapa de habitats do tratamento DII aplicado à imagem ETM 01.

De uma forma geral, pode-se observar que os mapas gerados com as imagens em que foram aplicadas as técnicas de correção radiométrica evidenciam melhor as porções submersas dos recifes, apesar da amplificação do ruído que a correção da coluna d'água causa. A maior diferença encontrada entre os mapas ETM 00 e ETM 01 está na classificação de recife profundo. Nos três mapas gerados com a imagem ETM 01, há uma maior proporção de recife profundo, fato que pode estar relacionado à maré mais alta no momento de aquisição desta imagem (Tabela 2).

5.3.3 Eficiência das classificações das imagens

A importância da acurácia dos mapas de habitats e a dificuldade em estipular valores aceitáveis de acurácia foram discutidos por Mumby *et al.* (1997). Eles avaliaram e compararam a eficiência de sensores remotos em função das acurácias obtidas nas classificações de habitats recifais e reconheceram a dificuldade de se obter mapas de habitats extremamente acurados. Isto ocorre em função das limitações em classificar e estabelecer fronteiras espaciais para comunidades bentônicas recifais, uma vez que elas exibem gradientes semi-contínuos na sua estrutura e composição. Considerando a complexidade em determinar um valor aceitável para acurácia dos mapas, Mumby *et al.* (1997) definiram a acurácia obtida a partir de fotografias aéreas como referência (57% de acurácia total).

As acurácias obtidas neste estudo variam em torno desse valor referencial, em função do tratamento dados às imagens e do sensor utilizado. Apesar da semelhança nos valores de acurácia total dos mapas de habitats recifais elaborados com a imagem de alta-resolução QuickBird e as Landsat ETM, de resolução espacial moderada, neste trabalho não há o intuito de se comparar as classificações geradas pelos diferentes sensores. Esta escolha do nível de detalhamento está baseada na necessidade de se adequar a resolução descritiva à resolução espacial de cada sensor. A imagem QuickBird proporciona a visualização de pequenas manchas sobre o fundo recifal, as quais influenciam na reflectância dos pixels. Essa característica permite a identificação de classes de habitats em resolução descritiva detalhada. Porém, quando a heterogeneidade interna às classes é significativa, o processo de classificação pode se tornar ineficiente para uma descrição grosseira (Joyce e Phinn, 2002). Por outro lado, imagens de resolução espacial moderada, como é o caso das ETM+, não proporcionam a identificação de habitats menores, que pouco interferem nas reflectâncias dos pixels. Neste caso, uma resolução descritiva mais grossa deve ser utilizada na determinação das classes de habitats.

Segundo Mumby *et al.* (1997), a acurácia do mapa é mais sensível à escolha da resolução descritiva, do que do sensor utilizado. Os autores analisaram a eficiência de diversos sensores remotos e verificaram que as imagens Landsat não são capazes de gerar informações que discriminam os habitats em fina escala. Isto ocorre, pois as manchas dos habitats são consideravelmente menores do que a resolução espacial das imagens. Eles concluíram que, para mapas de habitats detalhados (8 e 13 classes de habitats recifais), o sensor Landsat TM foi ineficiente, apresentando baixos valores de acurácia (37%). Por outro

lado, mapas em resolução descritiva grossa gerados com as imagens Landsat foram os mais acurados (73%) dentre os sensores avaliados e proporcionaram o melhor custo-benefício para o mapeamento de grandes áreas (>60km).

Para o mapeamento detalhado de habitats recifais, a alta resolução espacial contribuiu para a melhoria da acurácia, possibilitando a identificação de pequenas manchas de habitats. Fotografias aéreas, por exemplo, foram utilizadas com êxito por Sheppard *et al.* (1998) para o mapeamento de recifes no Caribe, sendo que a acurácia total obtida para nove classes de habitats foi de 57%. Mumby e Edwards (2002) avaliaram a eficácia do sensor IKONOS, com características semelhantes ao QuickBird, e chegaram a uma acurácia de 41%. Esses autores identificaram a textura, parâmetro inerente à alta-resolução das imagens, como um importante fator que contribuiu para a distinção de habitats radiometricamente semelhantes, aumentando para 50% a acurácia do mapa em recifes no Caribe. Mesmo apresentando baixos valores de acurácia, a informação adicional da textura promoveu um marcado incremento nas acurácias das classes de habitats e o mapa IKONOS foi significativamente mais acurado que os Landsat TM em resolução descritiva fina. No entanto, não é esperado que essa técnica atinja aos mesmos resultados para o mapeamento de recifes brasileiros, devido ao pequeno tamanho de suas estruturas recifais, resultando em uma variação textural pouco significativa entre os habitats.

O fator que mais influencia para classificações acuradas em resolução descritiva detalhada, além da resolução espacial, está relacionado à resolução espectral do sensor (Mumby *et al.*, 1997). O sensor hiperespectral aerotransportado CASI gerou mapas significativamente mais acurados (81% acurácia total) do que as imagens de satélite e fotografias aéreas (Mumby *et al.*, 1997; Mumby e Edwards, 2002). Neste caso, a alta resolução espacial deste sensor não foi o único fator determinante para a acurácia dos mapas, mas também a grande resolução espectral do CASI, que proporciona até 8 bandas espectrais para o mapeamento de habitats submersos. Joyce e Phinn (2001) encontraram resultado semelhante, identificando o sensor aerotransportado hiperespectral CASI e fotografias aéreas como os mais eficientes para estimativas de maior detalhamento, como a densidade de coral e macroalgas, enquanto imagens Landsat foram as mais eficazes para o mapeamento de tipos de cobertura bentônica.

Os sensores de monitoramento terrestre, como TM, ETM+, IKONOS e QuickBird, foram considerados limitados para o mapeamento de habitats marinhos em nível detalhado, devido à sua baixa resolução espectral (Mumby *et al.*, 1998). As imagens Landsat e QuickBird possuem a mesma resolução espectral (Tabela 3), sendo possível a utilização de

apenas 3 bandas no visível, com a capacidade de penetrar na coluna d'água. Com essa limitada resolução espectral, a capacidade dos sensores em distinguir habitats de aparência semelhante é reduzida. No caso de habitats recifais, as características similares da reflectância dos pigmentos fotossintetizantes presentes nas algas e corais zooxantelados geram um elevado grau sobreposição da resposta espectral dos habitats resultando em erro nas classificações (Mumby *et al.*, 1997). Como alternativa para suprir a limitação espectral dos sensores na distinção dos habitats recifais, podem ser utilizadas informações da localização (contexto) na paisagem recifal. Uma estratégia para minimizar essas limitações, é a atribuição de zonas condicionantes das comunidades, como é o caso dos corais, que normalmente estão restritos às bordas dos recifes, onde a exposição às ondas é moderada a alta (Mumby *et al.*, 1997).

5.3.4 Acurácia das classes de habitats

As comunidades recifais são caracterizadas por organismos que contém pigmentos de coloração muito semelhante, o que gera uma grande dificuldade para a distinção dos habitats que discriminam (Mumby *et al.*, 1998; Sheppard *et al.*, 1998). Além disso, existe uma real sobreposição dos diferentes habitats sobre os sistemas recifais (Sheppard *et al.*, 1998), fator que dificulta ainda mais a separação de classes de habitats.

As acurácias dos habitats variaram, tanto na classificação QuickBird quanto nos mapas Landsat ETM. De uma forma geral, as classes que tiveram predominância de um organismo ou substrato, como é caso das classes com predominância de areia, apresentaram acurácias relativamente maiores do que as classes mais heterogêneas. Essa característica provavelmente está relacionada à menor variação espectral do substrato em zonas mais homogêneas, possibilitando uma maior eficiência na classificação. Joyce e Phinn (2001) verificaram essa tendência ao analisarem a eficiência de vários sensores no mapeamento de 3 classes de densidade de coral, em recifes do Indo-Pacífico. Eles identificaram a variação espectral entre e dentro das zonas pré-definidas e determinaram que essa variação está relacionada principalmente às características estruturais que contribuem para a formação de cada zona. Para as classes “baixa” e “alta densidades” de coral, dominadas por areia e coral respectivamente, a cobertura mais homogênea representou uma maior acurácia em relação à zona “densidade moderada”, que exhibe uma maior variabilidade na reflectância devido à heterogeneidade dos seus componentes. Mumby *et al.* (1997) observaram padrão semelhante,

com acurácias das classes de coral e areia significativamente maiores do que as acurácias dos habitats mais heterogêneos, dominados por macroalgas e pradarias.

5.3.5 Eficiência da correção radiométrica

A dispersão atmosférica é um agente de grande influência na classificação automática de habitats recifais a partir de imagens de satélites (Green *et al.*, 2000; Lubin *et al.*, 2001; Mumby e Edwards, 2002; Andrefouët *et al.*, 2001). Lubin *et al.* (2001) analisaram as assinaturas espectrais de diversas comunidades coralíneas (corais, macroalgas, algas incrustantes, filamentosas e areia) e observaram forte influência atmosférica na reflectância dos organismos e substratos recifais. Esse fato foi atribuído principalmente à atenuação atmosférica pela dispersão *Rayleigh*, cuja consequência é a perda do contraste na radiância registrada por sensores remotos, como o TM. Os espectros que diferenciam espécies de corais e outros organismos com pigmentação semelhante foram obscurecidos nos dados dos sensores orbitais, dificultando o mapeamento detalhado de recifes de coral. Os resultados obtidos por Mumby e Edwards (2002) suportam essa premissa, com uma perda similar no contraste da radiância aparente das bandas azuis dos sensores orbitais IKONOS e TM, em comparação com os dados registrados pelo sensor aerotransportado CASI. A variação da radiância aparente encontrada para os sensores orbitais foi consideravelmente inferior aos valores registrados pelo CASI, o que sugere que a menor capacidade descritiva dos sensores orbitais é parcialmente devido aos efeitos da perda de contraste resultante da dispersão atmosférica.

Tradicionalmente, a correção atmosférica para sensores satélites tem sido realizada por modelos de transferência radiativa, como o 6S (*Second Simulation of Satellite Signal in the Solar Spectrum*) (Green *et al.*, 2000; Reus-Strenzel, 2004). Os modelos de transferência radioativa incluem informações referentes às características da atmosfera para simular os principais efeitos resultantes da absorção de gases e dispersão por moléculas e aerossóis (Vermote *et al.*, 1997). O ATCOR incorpora um modelo de transferência radiativa (MODTRAN) com a vantagem da aplicação direta sobre as imagens (Richter, 2000). Outra técnica desenvolvida para corrigir os efeitos da atmosfera sobre feições aquáticas proporciona estimativas das condições atmosféricas (radiância *Rayleigh* e aerossóis, e transmitância difusa) a partir de dados do sensor SeaWiFS (*Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor*) (Hu *et al.*, 2001; Andrefuët *et al.*, 2001). Com dados SeaWiFS, Hu *et al.* (2001) estimaram a dispersão atmosférica para cada banda espectral ETM+, a partir da qual foi realizada a correção da

atmosfera nestas imagens. O método foi considerado eficiente para aplicações sobre ambientes aquáticos. Por outro lado, Andrefoüet *et al.* (2001), analisando as alterações em ambientes recifais utilizando imagens Landsat ETM+, não registraram benefício da aplicação dessa técnica para a correção atmosférica em relação à um método empírico de correção (“*Dark pixel subtraction*”).

Segundo Ponzoni e Shimabukuro (2007), qualquer procedimento aplicado às imagens visando a atenuação do efeito da atmosfera acarreta alterações nos atributos espectrais e radiométricos de diferentes objetos, o que por sua vez pode interferir em processos de classificação digital ora facilitando, ora dificultando a separabilidade de diferentes classes de interesse. A classificação em fino detalhamento gerada com imagens brutas foi a mais fiel à distribuição dos habitats ao longo do sistema recifal observada em campo, refletindo em um aumento de 14% na acurácia do mapa.

Os dados de acurácia total dos mapas, cujas imagens foram corrigidas para compensar a atenuação causada pela atmosfera e pela coluna d’água (DII), demonstraram uma menor eficiência nas classificações em que o “índice de profundidade invariante”. Os resultados das classificações das imagens que receberam o tratamento DII foram menos acurados tanto para as imagens ETM+ quanto para a QuickBird, representando uma perda de 20 a 36% na acurácia total dos mapas. Porém, considerando apenas a área que continha recifes mais profundos, o método DII apresentou melhores resultados, distribuindo os habitats recifais de forma mais realística e gerando mapas mais acurados. Além disso, a maior representatividade de recife profundo exibida nas classificações com as imagens ETM pode indicar uma eficácia da correção da coluna d’água no realce de zonas submersas.

Desta forma, optou-se pela edição contextual (Mumby *et al.*, 1998), atribuindo a distribuição dos habitats dos recifes mais profundos gerada pelo mapa DII e a classificação RGB às zonas mais rasas contidas na imagem. Como resultado, o mapa elaborado com a união das classificações RGB e DII foi o mais acurado, apresentando a distribuição dos habitats sobre todo o sistema recifal de forma mais fiel à realidade.

Para o mapeamento de recifes sob condições de águas claras, o método desenvolvido por Lyzenga foi eficaz e resultou em classificações acuradas (Maritorena, 1995; Mumby *et al.*, 1998a e b; Nurlidiasari, 2004). Maritorena (1995) avaliou a técnica DII a partir de medidas da radiância espectral do oceano e águas lagunares em recifes da Polinésia Francesa. Foi observado que atenuação da água exerce forte influência no reconhecimento de tipos de fundo, modificando significativamente o sinal emitido pelas feições submersas. A autora pondera que a eficiência da correção da coluna d’água depende da acurácia da razão k_i/k_j , e os

resultados alcançados evidenciam a eficácia do método. Da mesma forma, a correção da coluna d'água resultou em aumento significativo na acurácia de mapas detalhados, em estudo realizado por Mumby *et al.* (1998b) para o mapeamento de habitats de recifes do Caribe. Os autores ponderam que este processo não é considerado essencial para o mapeamento de habitats em descrição grossa, pois os habitats são suficientemente distintos entre si. Porém, para mapas em resolução descritiva fina, com a alta similaridade entre os habitats, a profundidade variável exerce uma forte influência na acurácia e deve ser compensada (Mumby *et al.*, 1998a e b). Deve-se considerar porém, a limitação desse método para zonas túrbidas. Apesar de ser uma técnica bastante aplicada para o realce do fundo marinho (Maritorea, 1995; Mumby *et al.*, 1997 e 1998; Joyce e Phinn, 2002; Nurlidiasari, 2004), o método DII parte da premissa de águas claras, de forma que, com a retirada do efeito da profundidade, somente é possível quando a reflectância registrada no sensor é gerada somente pelo substrato.

Mumby *et al.* (1997) afirmam que a turbidez da água provavelmente é a maior restrição para programas de mapeamento de habitats costeiros em águas rasas utilizando sensoriamento remoto. Para recifes de coral que ocorrem em águas com alta concentração de sedimentos em suspensão, a transmitância da luz pela coluna d'água é inadequada para descrever a cobertura dos habitats recifais. Mesmo onde há luz suficiente, a compensação dos efeitos da profundidade variável se torna mais complexa com o aumento da turbidez. O modelo de profundidade invariante de Lyzenga necessita de águas claras e a alta turbidez da água exerce forte limitação na aplicabilidade do modelo.

Diferentemente do Indo-Pacífico e Caribe, os recifes costeiros do Brasil estão sob condições de águas turvas, sob grande influência das descargas continentais (Leão *et al.*, 2003). O recife Pedra de Leste recebe influência direta da pluma do rio Caravelas (visível na Figura 7), no qual foi registrada uma grande concentração de sedimentos em suspensão (Dutra, 2003). A turbidez da água é considerada a maior limitação na aplicação de técnicas para compensar a atenuação causada pela profundidade a fim de gerar estimativas da reflectância de feições submersas (Estep e Holloway, 1992; Mumby *et al.*, 1997), como é o caso do método DII.

O desenvolvimento de modelos de transferência radiativa poderá solucionar essa questão. Até o momento, porém, um algoritmo de profundidade invariante para águas de turbidez variável, foi proposto por Tassan (1996), a partir de uma modificação do método de Lyzenga. Essa técnica, porém, é bastante complexa e de difícil aplicação, o que pode ser comprovado por levantamento bibliográfico, uma vez que não há referências sobre a

aplicação do método de Tassan. Outra alternativa é a identificação das assinaturas espectrais dos componentes do fundo medidos *in situ* por meio de espectrofotômetros portáteis, as quais podem nortear na distinção espectral dos habitats submersos e possibilitar a aplicação de modelos de transferência radiativa específicos para determinadas condições ambientais (Andrefoüet *et al.*, 2001; Werdell e Roesler, 2003).

Progressos consideráveis têm sido feitos no desenvolvimento de técnicas que favoreçam o mapeamento de habitats recifais (Mumby e Edwards, 2002; Joyce e Phinn, 2002; Riegl e Purkis, 2005; Hu *et al.*, 2001). É reconhecida, porém, a necessidade de trabalhos adicionais para definir as resoluções espacial e espectral ideais para o mapeamento de habitats recifais, assim como o desenvolvimento de técnicas robustas para minimizar os impactos da profundidade e turbidez da água (Joyce e Phinn, 2002). A identificação das melhores técnicas de sensoriamento remoto aplicadas a imagens da região de Abrolhos poderá ser incluída em um programa de monitoramento dos recifes e conseqüentemente basear ações de manejo

5.3.6 Limitações deste estudo

A maior dificuldade encontrada na realização deste trabalho foi adquirir o material de estudo, ou seja, as imagens de satélite. Este estudo utilizou imagens que foram disponibilizadas, e verificou-se posteriormente que a imagem QuickBird não era a ideal para a aplicação das técnicas envolvidas, uma vez que se tratava de uma imagem fusionada. Sem a separação das bandas, a correção atmosférica não pôde ser adequadamente aplicada e os mapas elaborados com imagens atmosféricamente corrigidas podem não refletir resultados reais da aplicação desta técnica. Para a continuidade deste estudo, está sendo adquirida a imagem QuickBird não fusionada, e os resultados poderão ser melhor avaliados..

Além disso, o intervalo de tempo entre a aquisição das imagens e a coleta de dados em campo pode representar erros nas classificações (Andrefoüet *et al.*, 2001). Este fator pode ter influenciado o mapeamento dos recifes, principalmente em relação ao mapa detalhado. Foram observadas algumas disparidades entre feições observadas em campo e na imagem QuickBird. Este fato pode ser resultado de alterações na paisagem recifal durante os dois anos que passou entre a aquisição da imagem e o trabalho de campo.

É recomendável também um maior esforço amostral para assegurar confiabilidade na discriminação dos habitats e dados de acurácia. Infelizmente, não foi possível um maior esforço amostral para obtenção de pontos de referência *in situ*, durante a execução desse

trabalho. Com isso, as acurácias dos mapas foram geradas a partir da inferência visual sobre a imagem de alta-resolução, o que pode não representar exatamente a verdade de campo.

6 CONCLUSÕES

- A composição bentônica dos recifes Pedra de Leste variam em função da zona geomorfológica. As cristas e pináculos têm cobertura semelhante, dominada por corais, *Palythoa caribaeorum* e algas filamentosas, mas são significativamente distintos do platô recifal, no qual *Dictyota* spp. e *Halimeda discoidea* dominam;
- As imagens Landsat7 ETM+ foi eficiente para a classificação grossa de habitats recifais de Pedra de Leste, e a imagem de alta resolução espacial, QuickBird, apresentou bons resultados para a classificação detalhada dos habitats;
- Para o mapeamento detalhado dos habitats recifais em zonas rasas, a imagem QuickBird bruta foi a mais eficaz no processo de classificação, gerando um mapa significativamente mais acurado;
- Apesar do método de correção da coluna d'água a partir do “índice de profundidade invariante” não ter sido eficaz para o mapeamento do sistema recifal como um todo, tanto para as imagens ETM+, quanto QuickBird, este método proporcionou uma melhor classificação detalhada dos recifes profundos, gerando um mapa da zona profunda significativamente mais acurado;
- A integração dos resultados das classificações elaboradas com as imagens QuickBird brutas e corrigidas para coluna d'água gerou o melhor mapa de habitats dos recifes de Pedra de Leste.

7 REFERÊNCIAS

- Acklenson, S.G. Light in shallow waters: a brief research review. *Limnology and Oceanographic*, v. 48, n. 1, p. 323-328, 2003.
- Amaral, R. F.; Barbosa, F.; Nóbrega, L. C. Avaliação do uso de fotografias aéreas de pequeno formato no mapeamento de recifes de corais - os Recifes de Maracajaú - RN (Resultados preliminares). In: ABEQUA, VIII, 2001, Imbé/RS. Boletim de Resumos... Imbé: 2001. p. 475-476.
- Andrade, A.C.S. *Geologia da região costeira de Caravelas – BA: contribuição ao planejamento ambiental*.1994. 152 f. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Bahia, 1994.
- Andréfoüet, S. e Payri, C. Scaling-up carbon and carbonate metabolism of coral reefs using in-situ data and remote sensing. *Coral Reefs*, v.19, p.259-269. 2000
- Andréfoüet, S., Muller-Karger, F.E., Hochberg, E.J., Hu, C., Carder, K.L. 2001. Change detection in shallow coral reef environments using Landsat 7 ETM+ data. *Remote Sensing of Environment*, v.78, p. 150-162.
- Aronson, R.B. e Precht, W.F. 2006. Conservation, precaution, and Caribbean reefs. *Coral Reefs*, v. 25, p. 441-450.
- Bates, B.C., Z.W. Kundzewicz, S. Wu and J.P. Palutikof, (Eds). *Climate Change and Water*. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva: IPCC Secretariat, 2008. p. 210.
- Beach, K. et al. The impact of *Dictyota* spp. on *Halimeda* populations of Conch Reef, Florida Keys. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 297, p.141–159, 2003.
- Beach, K.S.; Walters, L.J.; Borgeas, H.B. Irradiance and nutrient limitation of *Dicytota* spp. populations on Conch Reef, Florida Keys, USA. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 329, p.101– 112, 2006.
- Bellwood, D.R. e Alcalá, A.C. The effect of a minimum length specification on visual estimates of density and biomass of coral reef fishes. *Coral Reefs*, v. 7, p.23-27, 1988.
- Bellwood, D.R., Hughes, T.P., Nyström, M. Confronting the coral reef crisis. *Nature*, v. 429, p.827-833, 2004.

- Belfiore, S., Cicin-Sain, B., Ehler, C. (Eds). *Incorporating Marine Protected Areas into Integrated Coastal and Ocean Management: Principles and Guidelines*. Reino Unido: IUCN, 2004. V. 8, p. 38.
- Betancourt, C. A.;Gonzalez-Sanson, G.;Carrio, E. G. e Mendez, A. B. Estructura de las comunidades de peces en la Bahía de Cienfuegos y la Laguna Guanaroca. *Revista Investigaciones marinas*, Cuba, v. 13, n. 3, p.222-232, 1992.
- Birrell, C.L.; McCook, L.J.; Willis, B.L. Effects of algal turfs and sediment on coral settlement. *Marine Pollution Bulletin*, v. 51, p. 408–414, 2005.
- Bittencourt, A.C.S.P., Dominguez, J.M.L, Martin, L., Silva, I.R. Patterns of Sediment Dispersion Coastwise the State of Bahia – Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 72, n. 2, p.271-287, 2000.
- Bour, W. e Pichon, M. Discrimination of Scleractinian-dominated from other reef communities using SPOT satellite imagery. In: International Coral Reef Symposium, 8º. 1997. *Proceedings...* p.1487-1490.
- Braga, C.Z.F. e Gherardi, D.F.M. Mapeamento de recifes costeiros utilizando imagens orbitais. In: Simpósio Brasileiro De Sensoriamento Remoto, 10. 2001. Foz do Iguaçu. *Anais...* São Paulo: Fábrica da Imagem. Seções Orais - Oceanografia, p. 13.
- Bruckner, A.W. Life-saving products from coral reefs. *Issues in Science and Technology*. 2002. Disponível em <<http://www.allbusiness.com/technology/3583383-1.html>>. Acessado em 08/08/2008.
- Bryant, D.; Burke, L.; McManus, J.; Spalding, M. *Reefs at risk*. World Research Institute. 1998. 56 p.
- Buddemeier, R.W.; Kleypas, J.A.; Aronson, R.B. *Coral reefs and global climate changes*. Potential contribution of climate change to stresses on coral reef ecosystems. Pew Center Global Climate Change.2004, 33 p.
- Castro, C.B. Aspectos ambientais do complexo de Abrolhos. Relatório do Projeto de Desenvolvimento de um Plano de Ação para a Conservação dos Recursos Marinhos do Complexo de Abrolhos. *CI*, 1999.
- Cendrero, A. Mapping and Evaluation of Coastal Areas for Planning. *Ocean and Shoreline Management*, v.12, p.427-462, 1989.
- Clark, J.R. *Coastal zone handbook*. Boca Raton: *CRC Press*. 1996, 720 p.

- Clarke K.R. e Warwick R.M. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. *Plymouth Marine Laboratory*, 1994, 144 p.
- Connell, J.H. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, New Series, v. 199, n. 4335, p. 1302-1310, 1978.
- Connell, J.H. et al. A Long-Term Study of Competition and Diversity of Corals. *Ecological Monographs*, v.74, n.2, p.179-210, 2004.
- Costa Jr., O.S., Atrill, M.J., Nimmo, M. Seasonal and spatial controls on the delivery of excess nutrients to nearshore and offshore coral reefs of Brazil. *Journal of marine systems*, v. 60, p. 63–74, 2006.
- Dahl, A.L. e Salvat, B. 1988. Are human impacts, either through traditional or contemporary uses, stabilizing or destabilizing to reef community structure? INTERNATIONAL CORAL REEF SYMPOSIUM. 6º. 1988. *Proceedings...* Australia. p.63-69.
- Defries R. S. e Townshend J. R. G. Global Land Cover Characterization from Satellite Data: From Research to Operational Implementation? *Global Ecology and Biogeography*, v. 8, n. 5, p.367-379, 1999.
- DHN. *Atlas de cartas piloto*. Diretoria de Hidrografia e Navegação. 2ª edição. Rio de Janeiro: 1993. p. 24.
- Diedrich, A. The impacts of tourism on coral reef conservation awareness and support in coastal communities in Belize. *Coral Reefs*, v. 26, p.985-996, 2007.
- Douve, F. *in press*. The importance of marine spatial planning in advancing ecosystem-based sea use management. *Marine Policy*.
- Drew, E.A. *Halimeda* biomass, growth rates, and sediment generation on reefs in the Great Barrier Reef Province. *Coral Reefs*, v. 2, p.101-110, 1983.
- Dustan, P.; Dobson, E.; Nelson, G. Landsat Thematic Mapper: Detection of Shifts in Community Composition of Coral Reefs. *Conservation Biology*, v. 15, n. 4, p. 892-902, 2001.
- Dutra, L.X.C. *Os efeitos do aporte de sedimento na vitalidade dos recifes de corais de Abrolhos, Bahia*. 2003. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências. Universidade Federal da Bahia, Salvador. 84 p.
- Dutra, L.X.C., Kikuchi, R.K.P., Leão, Z.M.A.N. Effects of sediment accumulation on reef corals from Abrolhos, Bahia, Brazil. *Journal of Coastal Resesearch*, v. 39, p. 633-638, 2006.

- Dutra, G.F.; Allen, G.R.; Werner, T.; McKenna, S.A. (Eds). *A Rapid Marine Biodiversity Assessment of the Abrolhos Bank, Bahia, Brazil*. RAP Bulletin of Biological Assessment 38, Washington: Conservation International, 2005.
- Eastman, J.R. *IDRISI Andes Guide to GIS and Image Processing*. Clark Labs. 2006.
- Estep, L.; Holloway, J. Estimators of bottom reflectance spectra. *International Journal of Remote Sensing*, v.13, n.2, p.393-397, 1992.
- Fabricius, K.E. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*.v. 50, p.125–146, 2005.
- Ferreira, C.E.L. The status of target reef fishes. *RAP Bulletin of Biological Assessment* 38, Washington: Conservation International, 2005.
- Figueiredo, M.O. 1997. Colonization and growth of crustose coralline algae in Abrolhos, Brazil. In: International Coral Reef Symposium, 8^o, 1997, Panama. *Proceedings...*Panama.p.689-694.
- Fox, J.F.; Connell, J.H. Intermediate-Disturbance Hypothesis. *Science*, New Series. v. 204, n. 4399, p.1344-1345, 1979.
- Foody, G.M. et al. Mapping the Biomass of Bornean Tropical Rain Forest from Remotely Sensed Data. *Global Ecology and Biogeography*, v. 10, n. 4, p. 379-387, 2001.
- Green, E.P., Mumby, P.J., Edwards, A.J.; Clark, C.D. A review of remote sensing for the assessment and management for tropical coastal research. *Coastal Management*, v. 24, p.1-40, 1996.
- Green E.P, Mumby, P.J., Edwards, A.J.; Clark, C.D. *Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management*. Paris: Coastal Management Sourcebooks UNESCO, 2000. 316 p.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V. A global map of human impact on marine ecosystem. *Science*, v. 15, n. 319, p. 948-952, 2008.
- Hilbert, D.W.; van den Muyzenberg, J. Using an Artificial Neural Network to Characterize the Relative Suitability of Environments for Forest Types in a Complex Tropical Vegetation Mosaic. *Diversity and Distributions*. V. 5, n. 6 Special Issue: Global Change Effects on Landscape and Regional Patterns of Plant Diversity, p. 263-274, 1999.
- Hoegh-Guldberg, O. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Marine and Freshwater Research*, v. 50, p. 839-866, 1999.
- Hu, C., Muller-Karger, F.E., Andrefoüet, S., Carder, K.L. Atmospheric correction and cross-calibration of Landsat 7 ETM+ imagery over aquatic environments: a multiplatform

- approach using SeaWiFS/MODIS. *Remote Sensing of Environments*, v. 78, p. 99-107, 2001.
- Hughes, T.P. Catastrophes, Phase Shifts, and Large-Scale Degradation of a Caribbean Coral Reef. *Science, New Series*, v. 265, n. 5178, p.1547-1551, 1994.
- Huston, M.A. Patterns of Species Diversity on Coral Reefs. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 16, p.149-177, 1985.
- Innes, J.L.; Koch, B. Forest biodiversity and its assessment by remote sensing. *Global Ecology and Biogeography Letters*, v. 7, n. 6, p. 397-419, 1998.
- Jompa, J.O.; McCook, L.J. Coral-algal competition : macroalgae with different properties have different effects on corals. *Marine Ecology Progress Series*, v. 258, p. 87-95, 2003.
- Joyce, K. E.; Phinn, S. R. Optimal Spatial Resolution for Coral Reef Mapping. IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, Sydney. 2001.
- Joyce, K. E.; Phinn, S. R. Bi-directional reflectance of corals. *International Journal of Remote Sensing*, v. 23, n. 2, p.389 – 394, 2002.
- Joyce, K. E., Phinn, S. R., Roelfsema, C., Neil, D. T. e Dennison, W. C. Mapping the southern Great Barrier Reef using Landsat ETM and the Reef Check classification scheme. In: AUSTRALASIAN REMOTE SENSING AND PHOTOGRAMMETRY CONFERENCE, 11, Brisbane: 2002.
- Jupp, D.L.B. Review of Current Applications. In: CLAASEN, D. VAN R. (Ed.) Regional Unesco/COMAR/GBRMPA Workshop, Townsville: 1985. p. 36-42. In: Unesco reports in marine science, v. 42.
- 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.
- Knowton,N. Coral reef biodiversity-habitat size matters. *Science, New Series*. v. 292, n. 5521, p.1493-1495, 2001.
- Kuchler, D. A. Verification of Landsat MSS Data on Heron Reef. In: CLAASEN, D. VAN R. (Ed.) Regional Unesco/COMAR/GBRMPA Workshop, Townsville: 1985. In: Unesco reports in marine science, v.42, p. 43-49.
- Kuchler, D. A., Bina, R. T. e Classen, D. van R. 1988. Status of High-technology Remote Sensing for Mapping and Monitoring Coral Reef Enviroments. In: INTERNATIONAL CORAL REEF SYMPOSIUM,. 6^o. 1988. *Proceedings...*, p. 97-101.

- Kutser, T., Miller, I., Jupp, D.L.B. Mapping coral reef benthic substrates using hyperspectral space-borne images and spectral libraries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 70, p. 449-460, 2006.
- Laborel, J.L. e Kempf, M. Formações de vermetos e algas calcárias nas costas do Brasil. *Trabalhos do Instituto Oceanográfico da Universidade Federal de Pernambuco*. p. 33-50. 1967.
- Leão, Z.M.A.N *Morphology, geology and development history of the southernmost coral reefs of Western Atlantic, Abrolhos, bank, Brazil*. 1982. 216 f. PhD thesis, University of Miami, Miami, Florida, 1982.
- Leão, Z.M.A.N. Abrolhos, Ba, O complexo recifal mais extenso do Atlântico Sul. *In: Schobbenhaus, C.; Campos, D.A; Queiroz, E.T; Winge, M.;Berbert-Born, M. Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil*, p. 345-359, 1999.
- Leão, Z.M.A.N., Kikuchi, R.K.P.; Testa, V. Corals and corals reefs of Brasil. *Latin American Coral Reefs*, p. 10-52, 2003.
- Leão, Z.M.A.N., Kikuchi, R. K. P. A relic coral fauna threatened by global changes and human activities, Eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, p. 13, 2005.
- Leipe, T., Knoppers, B., Marone, E., Camargo, R. Suspended matter transport in coral reefs water of the Abrolhos Bank, Brazil. *Geo-marine Letters*, v.19, p.186-195, 1999.
- Lewinson, R.L.; Crowder, L.B.; Read, A.J.; Freeman, S.A. Understanding impacts of fishery bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 19, n. 11, p. :598-604, 2004.
- Lima, W. da S.G ; Amaral, R. F. Mapeamento de recifes de corais no litoral oriental do Rio Grande do Norte (o Baixo de Maracajaú). *In: Congresso Brasileiro de Geologia, 2002. Anais...*, p. 41.
- Lirman, D.; Biber, P. Seasonal dynamics of macroalgal communities of the northern Florida reef tract. *Botanic Marine*, v. 43, p. 305–314, 2000.
- Litter, M.M.; Litter, D.S. Models of tropical reef biogenesis: the contribution pf algae. *Progress Phycological Research*, v. 3, p. 323-364, 1984.
- Liu, W.T.H. *Aplicações de Sensoriamento Remoto*. Campo Grande: UNIDERP, 2007. 908 p.
- Liu, Z., Liu, A., Wang, C., Niu, W.Z. Evolving neural network using real coded genetic algorithm (GA) for multispectral image classification. *Future Generation Computer Systems*, v. 20, p.1119-1129, 2004.
- Louchard, E.M. et al. Optical Remote Sensing of Benthic Habitats and Bathymetry in Coastal Environments at Lee Stocking Island, Bahamas: A Comparative Spectral

- Classification Approach. *Limnology and Oceanography*, v. 48, n. 1, parte 2; Light in Shallow Waters, p. 511-521, 2003.
- Lubin, D., Li, W., Dustan, P., Mazel, C.H., Stammes, K. Spectral signatures of coral reefs: features from space. *Remote Sensing of Environment*, v. 75, p.127-137, 2001.
- Lyzenga D.R. Passive remote sense techniques for mapping water depth and bottom features. *Applied Optics*, v. 17, p. 379-383, 1978.
- Lyzenga D.R. Remote sensing of bottom reflectance and water attenuation parameters in shallow water using aircraft and Landsat data. *International Journal of Remote Sensing*, n. 2, p. 71-82, 1981.
- Maida, M.; Ferreira, B.P. Coral reefs of Brazil: an overview. In: International Coral Reefs Symposium, 8º, 1997, Panama. *Proceedings...*p. 263–274.
- Marchioro, G.B.; Nunes, M.A.; Dutra, G.F.; Moura, R.L.; Pereira, P.G.P. Avaliação dos impactos da exploração e produção de hidrocarbonetos no Banco de Abrolhos e adjacências. *Megadiversidade*, v. 1, n. 2, p.94. 2005.
- Maritorea, S. Remote sensing of the water attenuation in coral reefs: a case study in French Polynesia. *International Journal of Remote Sensing*, v. 17, p.155-166, 1996.
- McClanahan, T.R.; Muthiga, N.A.; Kamakuru, A.T.; Machano, H.; Kiambo, R.W. The effects of marine parks and fishing on coral reefs of northern Tanzania. *Biological Conservation*, v. 89, p.161-182, 1999.
- McClanahan, T., Polunin, N. e Done, T. Ecological States and the Resilience of Coral Reefs. *Conservation Ecology*, n. 2, p. 2:18, 2002.
- McClanahan, T. Loving corals do death? *Marine Pollution Bulletin*, v. 56, p.381, 2008.
- McCook, L.J.; Jompa, J.; Diaz-Pulido, G. Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral Reefs*, v.19, p. 400-417, 2001.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade das zonas costeira e marinha. Fundação Bio-RIO, SECTAM, IDEMA, SNE, Brasília. P. 72. 2002.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. Portaria No. 9, de 23 de janeiro de 2007.
- Morelli, F. *Mapeamento dos recifes costeiros de Paripueira (AL) através da classificação de imagens Landsat-Tm e Hrv-Spot*. 2000. 79 f. Dissertação de Mestrado. INPE, São José dos Campos, SP, 2000.
- Mumby, P.J., Green, E.P., Edwards, A.J.; Clark, C.D. Coral reef habitat-mapping : How much detail can remote sensing provide? *Marine Biology*, n. 130, p.193-202, 1997.

- Mumby, P.J, Green, E.P., Clark, C.D, Edwards, A.J. Digital analysis of multispectral airborne imagery of coral reefs. *Coral Reefs*, v. 17, p. 59-69, 1998a.
- Mumby, P.J, Green, E.P., Clark, C.D, Edwards, A.J. Benefits of water column correction and contextual editing for mapping coral reefs. *International Journal of remote Sensing*, v. 19, n. 1, p. 203-210, 1998b.
- Mumby, P.J. e Edwards, A.J. Mapping marine environments with IKONOS imagery: enhanced spatial resolution can deliver greater thematic accuracy. *Remote Sensing of Environment*, v. 82, p. 248-257, 2002.
- Mumby, P.J.; Harborne, A.R. Development of a systematic classification scheme of marine habitats to facilitate regional management and mapping of Caribbean coral reefs. *Biological Conservation*, v. 88, p. 155-163, 1999.
- Mumby, P.J et al. Remote sensing of coral reefs and their physical environment. *Marine Pollutin Bulletin*, v. 48, p. 219-228, 2004.
- Nimer, E. *Climatologia do Brasil*. 2ª edição. Rio de Janeiro: IBGE, 1989. 422 p.
- Novo, E.M.L.M. *Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações*. São Paulo: Edgard Blücher, 1989. 308 p.
- Nurlidiasari, M. *The application of QuickBird and multi-temporal Landsat TM data for coral reef habitat mapping*. 2004. 92 f. Dissertação de mestrado. International Institute of Geo-information science and Earth obseravtion, Holanda, 2004.
- Paulay, G. Review: Circulating theories of coral biogeography. Reviewed Work(s): *Corals in Space and Time. The Biogeography and Evolution of the Scleractinia*. by J. E. N. Veron. *Journal of Biogeography*, v. 23, n. 3, p. 279-282, 1996.
- Pérez, C.D.; Vila-Nova, D.A.; Santos, A.M. Associated community with the zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860) (Cnidaria, Anthozoa) from littoral of Pernambuco, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 548, p. 207–215. 2005.
- Pohl, C.; van Genderen J.L. Multisensor image fusion in remote sensing: Concepts, methods and applications. *International Journal Remote Sensing*, v. 19, n. 5, p. 823-854, 1997.
- Ponzoni, F.J.; Shimabukuro, Yosio Edemir. *Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da vegetação*. 1. ed. São José dos Campos: Parêntese, 2007. v. 1. 135 p.
- Porter, J.W. Autotrophy, heterotrophy, and resource partitioning in Caribbean reef-building corals. *The American Naturalist*, v. 110, n. 975, p. 731-742, 1976.
- Prates, A.P. *Recifes de Coral e Unidades de Conservação Costeiras e Marinhas no Brasil: uma análise da representatividade e eficiência na conservação da biodiversidade*. 2003. Tese de Doutorado. Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília. Brasília.

- Prates, A.P. (org.). *Atlas dos recifes de coral nas unidades de conservação*. 2 ed. Ampliada. Brasília: MMA, SBF. 2006.
- Reaser, J.K.; Pomerance, R.; Thomas, P.O. Coral Bleaching and Global Climate Change: Scientific Findings and Policy Recommendations. *Conservation Biology*, v. 14, n. 5, p. 1500-1511, 2000.
- Reuss-Strenzel, G.M. *Caracterización del paisaje sumergido para la gestión de áreas marinas protegidas*. 2004. Tese de Doutorado. Doutorado em Meio Ambiente. Departamento de Biología. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 172 p.
- Richter, R. *Atmospheric correction algorithm for flat terrain: ATCOR2*. Geosystems: 2000. 208 p.
- Riegl, B.M.; Purkis, S.J. Detection of shallow corals from IKONOS satellite and QTC View (50, 200 kHz) single-beam sonar data (Arabian Gulf; Dubai, UAE). *Remote Sensing of Environmet*, v. 95, p. 96-114, 2005.
- Rioja-Nieto, R.; Sheppard, C. Effects of management strategies on the landscape ecology of a Marine Protected Area. *Ocean and Coastal Management*, v. 51, p. 397-404, 2008.
- Roberts, C.M. et al. Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science*, v. 295, p. 1280-1284, 2002.
- Sale, P.F. 1997. Visual census of fishes: how well do we see what is there? In: International Coral Reef Symposium, 8^o, 1997, Panamá. *Proceedings...* p. 1435-1440.
- Sale, P.F. Management of coral reefs: where we have gone wrong and what we can do about it. *Marine Pollution Bulletin*, v. 56, p. 805-809, 2008.
- Samoilys, M. *Underwater visual census surveys*. In: Samoilys, M. (ed) Manual for assessing fish stocks on Pacific coral reefs. Dept. of Primary Industries. Queensland: 1997. p. 16-29.
- Sant'anna, S.J.S.; Mascarenhas, N.D.A. Comparação do desempenho de filtros redutores de "speckle". In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, VIII, 1996, Salvador. *Anais...*, p. 871-877.
- Santos, R.F. 2004. *Planejamento Ambiental: teoria e prática*. São Paulo: Oficina de Textos, 2004. 184 p.
- 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 do Brasil: Macau a Maracajaú. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 25, n. 1, p. 27-36, 2007.
- Sheppard C.R.C.; Matheson K.; Bythell P.; Murphy P.; Blair Miers C.; Blake B. Habitat mapping in the Caribbean for management and conservation: use and assessment of

- aerial photography. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater ecosystems*, v. 5, p. 277-298, 1995.
- Siegel, S.; Castellan, N.J.J. *Non parametric statistics for the behavioral sciences*. 2 ed. McGraw Hill, College Div. 1988. 286 p.
- Spanó, S. *Diagnóstico do estado de conservação dos recifes em franja do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos*. 2004. 86 f. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia, Instituto de Geociências, Salvador, 2004.
- Souza, R.B.; Gherardi, D.F.M; Sato, O.T.; Polito, P.S.; Kampel, N; Lentini, C.A.D. 2007. Climatologia e variabilidade ambiental marinha na região do Banco dos Abrolhos determinada por satélites: resultados preliminares do projeto Pro-Abrolhos. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XIII, 2007, Florianópolis. *Anais...*p. 4735-4742.
- Smith, S.V.; Buddemeier, R.W. Global change and coral reef ecosystems *Annual Reviews of Ecological Systems*, v.23, p. 89-118, 1992.
- Spalding, M.D.; Grenfell, A.M. New estimates of global and regional coral reef areas. *Coral Reefs*, v. 16, p.225-30, 1997.
- Stachowitsch, M.; Avcin, A. Eutrophication-induced modifications of benthic communities. In: Eutrophication of the Mediterranean Sea: Receiving Capacity and Monitoring of Long-term Effects. *UNESCO Technical Reports in Marine Science*, v. 49, p. 67-80, 1988.
- Strong, A.E.; Barrientos, C.S.; Duda, C.A.; Sapper, J. Improved Satellite Techniques for Monitoring Coral Ref. Bleaching. In: International Coral Reef Symposium, 8º, 1997, Panamá. *Proceedings...*p. 1495-1498.
- Tassan, S. Modified Lyzenga's method for macroalgae detection in water with non-uniform composition. *International Journal of Remote Sensing*, v. 17, n. 8, p. 1601-1607, 1996.
- USDOC/NOAA/NESDIS/CSC/ICLARM. 1999. [Proceedings]. International Workshop On The Use Of Remote Sensing Tools For Mapping And Monitoring Coral Reefs. June 7-10, 1999 East-West Center, Honolulu, Hawaii, USA.
- UNESCO. The application of digital remote sensing techniques in coral reef, oceanographic and estuarine studies. In: CLAASEN, D. VAN R. (Ed.) Regional Unesco/COMAR/GBRMPA Workshop, Townsville: 1985. Unesco reports in marine science, v. 42, 1986. 151 p.
- van Hengel W.; Spitzer D. Multi-temporal water depth mapping by means of Landsat TM. *International Journal Remote Sensing*, v. 12, n. 4, p. 703-712, 1991.

- Vermote, E.F.; Tanre, D.; Deuzé, J.L.; Herman, M.; Morcrette, J.J. Second simulation of the satellite signal in the solar spectrum, 6S: An overview. *IEEE Trans. Geoscience Remote Sensing*, v. 35, n. 3, p.675-686, 1997.
- Webster R.; Oliver M. *Geostatistics for environmental scientists*. John Wiley & Sons, Ltd., West Sussex, 2001.
- Webster, J.M. et al. Coralgall composition of drowned carbonate platforms in the Huon Gulf, Papua New Guinea; implications for lowstand reef development and drowning. *Marine Geology*, v. 204, p.59-89, 2004.
- Webster, J.M. et al. Drowned coralline algal dominated deposits off Lanai, Hawaii; carbonate accretion and vertical tectonics over the last 30 ka. *Marine Geology*, v. 225, p. 223-246, 2006.
- Werdell P.J.; Roesler, C.S. Remote Assessment of Benthic Substrate Composition in Shallow Waters Using Multispectral Reflectance. *Limnology and Oceanography*, v. 48, n. 1 (parte 2), p.557-567, 2003.
- Wilkinson, C. R. Global coral reef monitoring network – Status of coral reefs of the world: 2000. IN: Best, B. A.; Pomeroy, R. S. and Balboa, C. M. 2002. Implications for coral reef management and policy: Relevant findings from the 9th International Coral Reef Symposium. USAID, World Resources Institute, Conservation International, International Society for Reef Studies, 2002.
- Wongprayoon, S.; Vieira, C.A.O.; Leach, J.H.J. 2007. Spatial Accuracy Assessment for Coral Reef Classifications. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XIII, 2007, Florianópolis. *Anais...* p. 6273-6281.
- Yamano, H. et al. Evaluation of various satellite sensors for waterline extraction in a coral reef environment: Majuro Atoll, Marshall Islands. *Geomorphology*, v. 82, p.398-411, 2006.
- Yñiguez, A.T.; McManus, J.W.; DeAngelis, D.L. Allowing macroalgae growth forms to emerge: Use of an agent-based model to understand the growth and spread of macroalgae in Florida coral reefs, with emphasis on *Halimeda tuna*. *Ecological Modeling*, v. 216, p. 60-74, 2008.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)