

Mapeamento de habitats do recife de coral Pedra de Leste, Abrolhos, utilizando uma imagem multiespectral Landsat7 ETM+

Paula de Pádua Moreira¹
Gil Marcelo Reuss-Strenzel¹

¹Universidade Estadual de Santa Cruz - UESC
Rod. Ilhéus-Itabuna, km 16. 45652-000. Ilhéus – Bahia, Brasil.
paulapaduam@gmail.com
[gmreuss@gmail.com](mailto:g mreuss@gmail.com)

Abstract. 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 a Landsat7 ETM+ multiespectral image, to map shallow habitats of the Pedra de Leste reef, in the coastal Arc of Abrolhos. Remote sensing techniques, such as 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 resolution, from data on reef surface cover percentages assessed *in situ* and through statistical classification and ordination. Three habitat classes were defined: 1) sand and *Halimeda*; 2) dominant *Dictyota* sp.; and 3) patches of macroalgae and zoanthids. Classifications were based on the neural network technique, on both corrected and original images. Map accuracy ranged from 40 to 62%, indicating that the raw images results in the most efficient classification, resulting in the most accurate maps. Accuracy values of the maps elaborated with the images corrected for the water column indicates that the *Invariant Depth Index* was not satisfactory for reef habitat classification. The Landsat7 ETM+ image was considered efficient to map reef habitats in coarse detail.

Palavras-chave: coral reefs, habitat map, remote sensing, water column correction, recifes de coral, mapa de habitats, sensoriamento remoto, correção da coluna d'água

1. Introdução

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. 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).

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. Em contraste, a região sofre diversos conflitos que ameaçam a conservação dos seus ecossistemas marinhos e costeiros (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 Unidades de Conservação Marinhas, 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).

Considerando a utilidade do sensoriamento remoto e geoprocessamento para a conservação de recifes de coral, este trabalho tem como objetivo geral elaborar um mapa de habitats do recife de Pedra de Leste, pertencente ao Parcel de Paredes no banco de Abrolhos e avaliar a aplicação da técnica de correção da coluna d'água aplicada à uma imagem Landsat7 ETM+.

2. Materiais e Métodos

2.1 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. 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 1). Os Recifes do Parcel das Paredes abrangem um grupo de bancos recifais e chapeirões isolados com cerca de 30 km de extensão. 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. É um recife descrito como banco recifal isolado, com cerca de 1 km de largura por 3 km de comprimento.

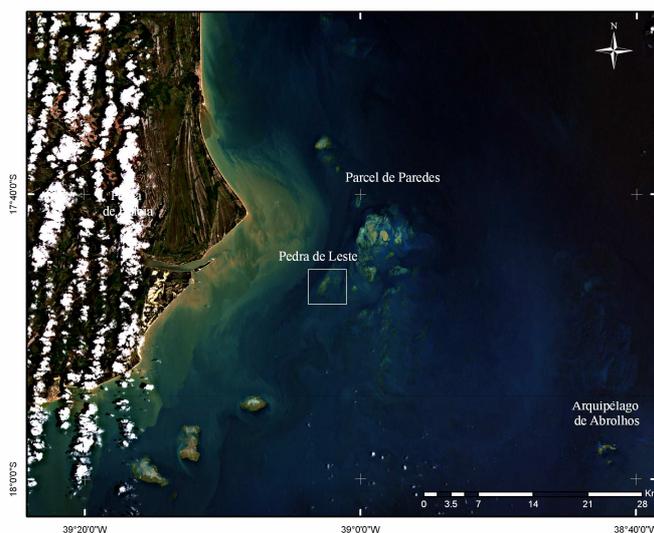


Figura 1: Imagem Landsat7 ETM+ contendo a área de estudo, o recife Pedra de Leste, no Parcel de Paredes, Abrolhos.

2.2 Imagem utilizada

Foi utilizada uma imagem Landsat7 ETM+ (Figura 1, Tabela 1), de resolução espacial moderada, cujas bandas 3 (600 – 690 nm), 2 (520 – 600 nm) e 1 (450 – 520 nm), 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., 1997).

Tabela 1: Características das imagens utilizadas para o mapeamento do recife Pedra de Leste.

Linhas / Colunas	Aquisição		Resolução	Altura da maré
6940 / 7446	30/12/2000	09h28min	30 m	0,5

2.3 Técnicas de Sensoriamento remoto

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.

2.3.1 Correção atmosférica

Para a correção atmosférica foi utilizado o modelo *ATCOR* do *software* Erdas Imagine 9.1 que utiliza dados referentes aos sensores e às condições atmosféricas no momento da aquisição da imagem.

2.3.2 Correção da coluna d'água

A radiância espectral registrada pelos sensores para o fundo marinho depende da reflectância 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).

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. Com isso observa-se um aumento na variação da radiância, principalmente em zonas mais profundas.

$$X_i = \ln(L_i) \quad (1)$$

O método desenvolvido por Lyzenga (1981) utiliza uma estimativa do cociente de atenuação feita a partir de um par de bandas espectrais. 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 (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. 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 (Equação 4). 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. Para o cálculo do índice devem ser amostradas áreas sobre um mesmo substrato homogêneo em diferentes profundidades. Desta forma, 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:

$$\frac{k_i}{k_j} = a + \sqrt{a^2 + 1} \quad (2) \qquad a = \frac{\sigma_i - \sigma_j}{2\sigma_{ij}} \quad (3)$$

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 , é calculado da seguinte forma:

$$dii_{ij} = \ln(L_i) - \left[\left(\frac{k_i}{k_j} \right) \ln(L_j) \right] \quad (4)$$

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 e exportados os valores em formato ASCII para uma planilha do EXCEL, onde foram calculados k_1/k_2 , k_2/k_3 e k_1/k_3 .

2.4 Classificação de habitats

O sistema de classificação de habitats utilizado neste estudo foi a classificação ecológica que 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. Amostras dos habitats identificados compuseram um arquivo vetorial, utilizado como base do processo de classificação.

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. 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.

Para a efetiva caracterização dos habitats que compõem o sistema recifal de Pedra de Leste foi executada uma amostragem quantitativa em maio de 2008. Para a estimativa do percentual de cobertura foram alocadas 4 réplicas de um quadrado de 1m^2 , 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. As profundidades de cada ponto também foram registradas.

2.5 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 et al., 1997). Os locais amostrados foram classificados a partir da Análise de Agrupamento (*Cluster*) efetuada com o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis.

Para avaliar a veracidade do resultado da classificação de uma imagem, a qualidade do mapa temático deve ser determinada. A verificação da acurácia pode ser definida a partir da observação em campo ou de imagens de alta-resolução e fotografias aéreas. 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). 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.

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. Para compara mapas, pode-se utilizar o coeficiente *Tau*, cuja distribuição se aproxima da normalidade, e o teste *z* pode ser aplicado para identificar se há diferença entre as matrizes.

3. Resultados e Discussão

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, 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.

O critério usado na classificação foi a similaridade de Bray-Curtis, referente aos percentuais de cobertura obtidos *in situ*. O esquema de classificação obtido com essa técnica agrupou habitats com similaridade superior a 30%, cujas classes foram aplicadas à legenda dos mapas gerados com a imagem ETM. A partir da Análise de Agrupamento foram determinados 3 grupos principais para a classificação grossa (Figura 2). As espécies que contribuíram para a formação de cada grupo foram determinadas pela análise SIMPER (Figura 3, Tabela 2).

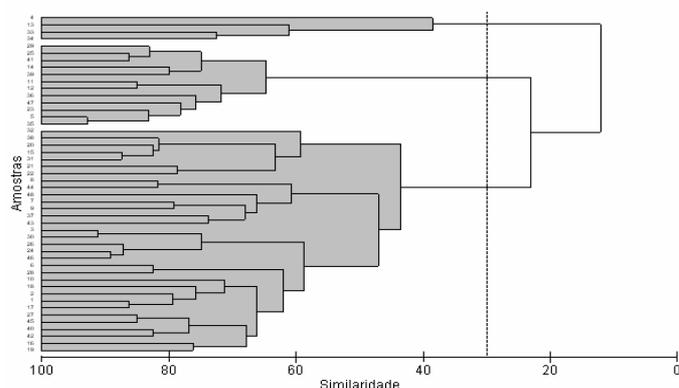


Figura 2: Dendrograma gerado com os percentuais de cobertura amostrados no recife Pedra de Leste

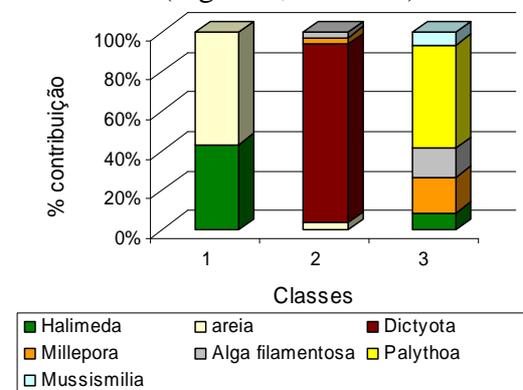


Figura 3: Percentuais de contribuição das espécies discriminatórias dos grupos identificados.

Tabela 2: Características dos habitats que compõem os recifes de Pedra de Leste.

Classes	Nome	Características
1	Areia e <i>Halimeda</i>	Areia (50%) e <i>Halimeda dsicoida</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%)

Para gerar o arquivo vetorial a partir do qual a classificação foi baseada, os pontos amostrados em campo foram projetados sobre as imagens e foram vetorizados os polígonos identificando os habitats. Foram inseridas as classes “recife profundo” referente aos topos recifais que estavam a partir de 2,5m de profundidade, e “água profunda” para indicar a zona marinha profunda. Foi gerada uma classificação a partir da imagem bruta (RGB) (Figura 4) e após a correção da coluna d’água (DII) (Figura 5).

A acurácia total do mapa RGB foi de 62%, significativamente maior do que a acurácia total registrada para o mapa DII (40%) ($p < 0,001$). Foram distribuídos os habitats “areia e *Halimeda*” e “*Dictyota* dominante” principalmente sobre o platô recifal, enquanto a classe “zoantídeos” foi alocada principalmente bordas dos recifes. A classe de habitat de maior cobertura foi “zoantídeos” para o mapa RGB e “areia” no mapa DII (Tabela 3). A área representada por recifes profundos foi bastante superior na classificação DII, fato que pode estar relacionado à maior sensibilidade deste tratamento às zonas submersas.

Tabela 3: Áreas das classes de habitats (%) dos mapas RGB e DII elaborados com a imagem ETM+.

Classes	RGB	DII
	ETM 00	ETM 00
Areia e <i>Halimeda</i>	12,8	19
<i>Dictyota</i>	11,5	7,1
Zoantídeos	37,4	13,6
Recifes profundos	38,3	60,3

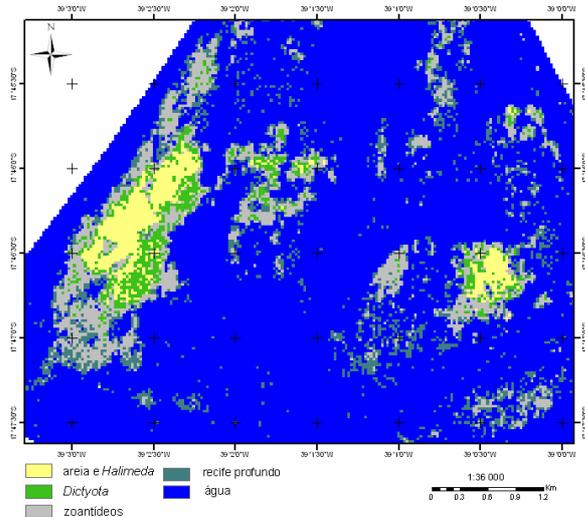


Figura 4: Mapa de habitats elaborado com a imagem bruta (RGB).

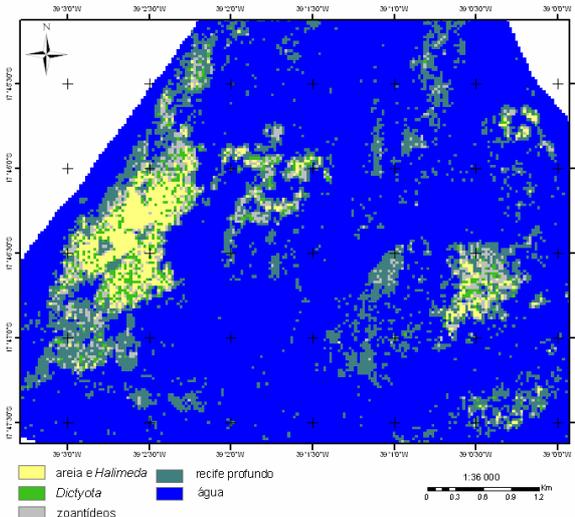


Figura 5: Mapa de habitats elaborado com imagem corrigida para a coluna d’água (DII).

A partir das matrizes de erro (Tabela 4), pode-se observar uma confusão entre as classes “zoantídeos” e “recifes profundos”, onde diversos pontos de zoantídeos foram classificados como recifes profundos. A classe “*Dictyota*” também apresentou uma baixa acurácia produzida, sendo bastante confundida com “zoantídeos” no mapa RGB e com “areia e *Halimeda*” no mapa DII.

Tabela 4: Matrizes de erro dos mapas RGB e DII para classificação detalhada dos habitats recifais.

RGB						
Classe	Referência				Total referência	Acurácia 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					
DII						
Classe	Referência				Total referência	Acurácia 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					

A classe “areia e *Halimeda*” apresentou elevados valores de acurácia, enquanto os habitats dominados por *Dictyota* e zoantídeos tiveram menores valores de acurácia produzida. Este fato foi relatado por Joice e Phinn (2001), que verificaram que habitats mais heterogêneos tendem a ter um maior erro de classificação do que habitats dominados por um organismo ou substrato. Essa característica provavelmente está relacionada à menor variação espectral do substrato em zonas mais homogêneas, possibilitando uma maior eficiência na classificação.

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).

O fato dos mapas gerados após a correção da coluna d’água apresentar baixos valores de acurácia deve estar relacionado à limitação desse método para águas turvas. Apesar de ser uma técnica bastante aplicada para o realce do fundo marinho (Maritorena, 1996; Mumby et al., 1997 e 1998; Joyce e Phinn, 2001), 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. Para o mapeamento de recifes sob condições de águas claras, o método desenvolvido por Lyzenga foi eficaz e resultou em classificações acuradas (Maritorena, 1996; Mumby et al., 1998). Porém, para regiões de turbidez variável, o método pode perder a eficiência (Mumby et al., 1998).

Progressos consideráveis têm sido feitos no desenvolvimento de técnicas que favoreçam o mapeamento de habitats recifais (Joyce e Phinn, 2002; Mumby et al., 1997 e 1998). 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).

4. Conclusões

- Imagem multiespectral Landsat7 ETM+, de resolução espacial moderada, foi considerada eficiente para o mapeamento do habitats recifais de Pedra de Leste, em resolução descritiva grossa;
- O método de correção da coluna d'água a partir do “índice de profundidade invariante” não foi eficaz para o mapeamento do sistema recifal Pedra de Leste, gerando mapas menos acurados.

Agradecimentos

Agradeço ao prof. Gil pela orientação, à prof^a. Romari pela ajuda no abstract, a meu pai Beto pela colaboração no campo, ao “*Millenium Global Coral Reef Mapping Project*” (USF) pela disponibilização das imagens Landsat, e a todos que contribuíram com a realização desse trabalho.

Referências

- 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**. CRC Press, Boca Raton, 1996. 720p.
- Connell, J.H. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. **Science, New Series**. v. 199, n. 4335, p.1302-1310, 1978.
- 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. Conservation International, Washington, DC, USA. 2005.
- Green E.P., Mumby P.J., Edwards A.J.; Clark C.D. **Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management**. Ed.: Edwards, A.J. Coastal Management Sourcebooks 3. Paris: UNESCO, 2000, 316 p.
- 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.
- Joyce, K. E., e Phinn, S. R. Optimal Spatial Resolution for Coral Reef Mapping. IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, Sydney. 2001.
- Joyce, K. E., e Phinn, S. R. Bi-directional reflectance of corals. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, n. 2, p.389 – 394, 2002.
- 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**, v.2, p.71-82, 1981.
- Maritorena, 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.
- Mumby, P.J., Green, E.P., Edwards, A.J., e 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. Benefits of water column correction and contextual editing for mapping coral reefs. **International Journal of remote Sensing**, v.19, n.1, p.203-210, 1998.
- Mumby, P.J. e 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.