

**Universidade Federal da Paraíba
Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas
Área de Concentração: Zoologia**

**COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE PEIXES
RECIFAIS DO PARQUE ESTADUAL MARINHO AREIA VERMELHA,
CABEDELO, PB**



LUCIANA ALCANTARA CARVALHO QUERINO

**João Pessoa
Janeiro de 2011**

**Universidade Federal da Paraíba
Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas
Área de Concentração: Zoologia**

**COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE PEIXES
RECIFAIS DO PARQUE ESTADUAL MARINHO AREIA VERMELHA,
CABEDELO, PB**

LUCIANA ALCANTARA CARVALHO QUERINO

Dissertação de mestrado apresentada
ao Programa de Pós-Graduação em
Ciências Biológicas, área de
concentração Zoologia, como parte dos
requisitos para obtenção do grau de
Mestre em Ciências Biológicas.

Orientador: Dr. Ricardo de Souza Rosa

**João Pessoa
Janeiro de 2011**

LUCIANA ALCANTARA CARVALHO QUERINO

**COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE PEIXES
RECIFAIS DO PARQUE ESTADUAL MARINHO AREIA VERMELHA,
CABEDELO, PB**

Banca Examinadora

Prof. Dr. Ricardo de Souza Rosa
Universidade Federal da Paraíba
(orientador)

Prof^a. Dr^a. Thelma Lúcia Dias
Universidade Estadual da Paraíba
(examinador externo)

Prof. Dr. Luiz Carlos Serramo Lopez
Universidade Federal da Paraíba
(examinador interno)

Prof^a. Dr^a. Ierecê Maria de Lucena Rosa
Universidade Federal da Paraíba
(suplente)

Dedico este trabalho aos meus pais, minha irmã e amigos. Por todo o apoio, paciência e carinho que tiveram comigo.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, principalmente por ter me abençoado com uma mãe e irmã tão especiais que tenho, elas que me apoiaram durante toda a graduação e que me suportaram em meio a tantas dificuldades no decorrer do Mestrado.

Ao meu querido orientador, o Prof. Dr. Ricardo de Souza Rosa, que confiou em mim na realização deste e de tantos outros trabalhos que realizamos no Laboratório de Ictiologia.

Aos meus queridos amigos da biologia e de laboratório que sempre me deram apoio, conselhos e participaram de muitas histórias emocionantes e divertidas na minha vida: agradeço à Gabrielle Dantas e Gabriella Pinto, amigas que me ajudaram demais em vários momentos e que por muitas vezes foram meu alicerce. Também a Betinho, Ieda, Eugênio, Guga, Rafa, Felipe, Walber, Daniel, Telton, Danilo, César, Ana Rita, Vanessa, Luli, Renato e Clenia.

Aos amigos “normais” de longa data e outros que surgiram na minha vida e ficaram de modo especial, sempre me deixando com saudades. A Kaizza, Marcela, Gustavo, Kleber, meu “anjo” Rodrigo, Kiko e JeanCarlo. Pessoas muito especiais que se for tentar expor o que representam para mim teria que escrever mais do que a minha dissertação.

Aos policiais responsáveis pela fiscalização do Parque, sempre dispostos a me ajudar: Sabino, Alex, Fagner, Ferreira, Andrade, Arimatéia, Pedro e Cesar.

À Larissa Lavor e Celinha, representantes da SUDEMA que me ajudaram no desenvolvimento do presente estudo.

À empresa turística Beethoven, que sempre permitiu uma carona nas embarcações mesmo que lotadas. Assim como à Marina Pier 34, do S. Ronaldo, que forneceu apoio logístico para as saídas de campo.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas.

À Capes pela bolsa concedida.

Ao meu pai, que mesmo achando que eu devia fazer Medicina, Direito ou Informática, conseguiu respeitar minha opção de escolher uma carreira que tem extremo valor apenas pelo que ela é, o que traz frutos muito mais valiosos.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	08
REFERÊNCIAS	10
CAPÍTULO ÚNICO	13
RESUMO	14
ABSTRACT	15
INTRODUÇÃO	16
Ambientes recifais.....	16
Áreas Marinhas Protegidas.....	18
Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	20
MATERIAL E MÉTODOS	22
Área de Estudo.....	22
Obtenção dos dados.....	28
Análise dos dados.....	33
RESULTADOS	35
Composição e cobertura do substrato.....	35
Descritores ambientais.....	39
Composição da ictiofauna.....	40
Ictiofauna de acordo com o tamanho e categorias tróficas.....	52
Associação entre ictiofauna e habitat.....	62
DISCUSSÃO	69
Composição do substrato e da ictiofauna, tamanho e grupos tróficos dos peixes.....	69
Associação entre ictiofauna e habitat.....	74
Aspectos da conservação.....	76
CONSIDERAÇÕES FINAIS	78
REFERÊNCIAS	80

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa ilustrando a localização geográfica e área recifal do litoral norte da Paraíba, em destaque na figura a porção correspondente aos limites do Parque Estadual Marinho Areia Vermelha. Fonte <i>Google™ Earth</i> , modificado por C. Cordeiro.....	24
Figura 2. Localização dos pontos de amostragem. (Fonte: <i>Google™ Earth</i>). Modificado a partir de imagem confeccionada por T. Ramos.....	25
Figura 3. Visão geral dos recifes encontrados na estação sem visita e exemplo de fundo composto por macroalgas desta estação.....	26
Figura 4. Visão geral dos recifes encontrados em Areia Vermelha (à frente da Ilha) e exemplo de recife submerso amostrado no local.....	27
Figura 5. Visão geral dos recifes em Areia Dourada e exemplo de recife submerso amostrado.....	28
Figura 6. Desenho esquemático do método de censo visual estacionário (destaque a direita do procedimento em campo).....	30
Figura 7. Modelo de planilha utilizada para o registro de dados a partir do censo visual estacionário.....	30
Figura 8. Exemplo de uma unidade do fotoquadrado para caracterizar a cobertura bêntica.....	33
Figura 9. Proporção relativa da cobertura do substrato por categorias funcionais para cada estação amostrada no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	37
Figura 10. Escalonamento Multi-Dimensional não-paramétrico (nMDS) dos dados da cobertura do substrato nas estações.....	38
Figura 11. Distribuição acumulada do teste estatístico r , considerando a hipótese nula de não diferenças entre os grupos de setores, com valor global de $R= 0,88$	39
Figura 12. Valores médios ($\pm$ DP) mensais da salinidade, temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e visibilidade (m) amostrados em dezembro de 2009, janeiro a abril de 2010 e janeiro de 2011 para o Parque Estadual Marinho Areia Vermelha	41
Figura 13. Valores médios ($\pm$ DP) mensais da profundidade e rugosidade (m) amostrados em dezembro de 2009, janeiro a abril de 2010 e janeiro de 2011 para o Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	42
Figura 14. Riqueza de espécies de peixes e abundância relativa das famílias amostradas no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	48
Figura 15. Frequência relativa de ocorrência das espécies da ictiofauna recifal no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	49
Figura 16. Frequência relativa de ocorrência das famílias da ictiofauna recifal no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	50
Figura 17. Curva de acumulação das espécies de peixes recifais, em função do número total de censos realizados na área de estudo.....	52
Figura 18. Categorias representadas pelas classes de tamanho das espécies amostradas no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	54
Figura 19. Classes de tamanho analisadas de acordo com as estações de coleta amostradas para o Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	55

Figura 20. Distribuição por classe de tamanho (cm) das espécies mais abundantes e frequentes no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	57
Figura 21. Distribuição por classes de tamanho (cm) das espécies mais abundantes e frequentes no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	58
Figura 22. Distribuição por classes de tamanho (cm) das espécies mais abundantes e frequentes no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	59
Figura 23. Abundância relativa e número de espécies segundo as categorias tróficas da ictiofauna no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	60
Figura 24. Abundância relativa dos peixes recifais segundo a categoria trófica e estação amostrada.....	61
Figura 25. Diagrama de ordenação por escalonamento multidimensional (MDS) das amostras da ictiofauna segundo as estações e ambientes no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	62
Figura 26. Distribuição acumulada do teste estatístico r , considerando a hipótese nula de não diferenças entre os grupos de setores, com valor global de $R= 0,483$	63
Figura 27. Análise de correspondência canônica das variáveis ambientais e categorias de substrato para o Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	65
Figura 28. Curva de rarefação das espécies de peixes segundo as estações amostradas no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Número de censos amostrados, indicando as estações e pontos de amostragem ao longo de 2009 a 2011.....	29
Tabela 2. Categorias tróficas e grupos alimentares, segundo modificação de Honório <i>et al.</i> (2010).....	32
Tabela 3. Categorias e composição da cobertura de substrato observada nas estações amostradas no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	36
Tabela 4. Resultado da análise de similaridade (ANOSIM) das amostras de cobertura do substrato segundo seus pontos de amostragem.....	38
Tabela 5. Mediana ($\pm$ desvio padrão) das variáveis ambientais amostradas nas estações de coleta e os valores distribuídos através do teste Kruskal-Wallis.....	40
Tabela 6. Espécies de peixes recifais observados no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	43
Tabela 7. Peixes recifais observados no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha, por setor e estação, segundo o número total de indivíduos (Ni), valores de frequência de ocorrência (FO) e abundância relativa (AR).....	51
Tabela 8. Número total de indivíduos e índices de Riqueza (S), diversidade de Simpson (D') e Equitabilidade de Pielou (J') calculados para cada estação.....	56
Tabela 9. Categorias tróficas, local de ocorrência, número de indivíduos, variação do comprimento nos censos, estágio e comprimento máximo baseado na literatura.....	58
Tabela 10. Tamanho médio das espécies mais abundantes observadas nos censos realizados na área de estudo.....	64
Tabela 11. Teste da análise de similaridade (ANOSIM) da ictiofauna amostrada segundo as estações e ambientes do Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	67
Tabela 12. Avaliação da contribuição relativa por espécie (SIMPER) na similaridade dos ambientes de macroalgas amostrados segundo a composição da ictiofauna no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	70
Tabela 13. Avaliação da contribuição relativa por espécie (SIMPER) na similaridade dos ambientes de recifes amostrados segundo a composição da ictiofauna no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	71
Tabela 14. Avaliação da contribuição relativa por espécie (SIMPER) para a diferenciação das estações de coleta amostradas em ambientes de macroalgas.....	72
Tabela 15. Avaliação da contribuição relativa por espécie (SIMPER) para a diferenciação das estações de coleta amostradas em ambientes de macroalgas.....	72

INTRODUÇÃO GERAL

Os ecossistemas costeiros (e.g. bancos de fanerógamas marinhas, florestas de manguezais, estuários, praias e recifes de corais) compreendem áreas fundamentais para o recrutamento, crescimento, alimentação e reprodução de um grande número de organismos marinhos (Nagelkerken *et al.*, 2001; Beck *et al.*, 2003; Barletta *et al.*, 2005; Mumby, 2006). Além destas funções ecológicas vitais à manutenção das águas costeiras, estes ecossistemas geram uma série de serviços de grande valor econômico e social, como áreas de lazer e turismo, proteção contra a erosão marinha (Ferreira & Maida, 2000; Pollnac, 2000) e produtividade pesqueira (Beck *et al.*, 2001; Costa *et al.*, 2003), elementos relacionados a uma fonte expressiva de geração de renda para as comunidades tradicionais (Moberg & Folke, 1999; BRASIL, 2002).

As principais alterações ambientais que ocorrem no Brasil estão relacionadas às atividades humanas, sejam elas realizadas no oceano ou na terra (Halpern *et al.*, 2009), muitas delas vinculadas ao processo de urbanização (Leão & Dominguez, 2000). Os maiores impactos às comunidades de peixes são causados principalmente pela atividade pesqueira e perda do habitat (MMA/SBF, 2002).

Particularmente, os recifes de corais constituem ambientes muito diversos e produtivos em escala mundial (Heck *et al.*, 2003). Estima-se que aproximadamente 30% da área total de recifes de coral esteja comprometida e que, dentro de 30 a 40 anos, cerca de 60% destas áreas esteja totalmente degradada (Leão *et al.*, 2008), o que denota a necessidade de ações mitigadoras de conservação.

Os ambientes recifais servem de abrigo para inúmeras comunidades de peixes, com uma em cada quatro espécies da diversidade total relacionada a estes ambientes (Choat & Bellwood, 1991; WORLDWATCH INSTITUTE, 2000). Tais peixes podem ser considerados residentes, enquanto outros são frequentes durante a fase juvenil (Adams & Ebersole, 2002). Segundo Hostim-Silva *et al.* (2006), o termo peixe recifal abrange ainda qualquer espécie de peixe que utilize ou se aproxime dos recifes e/ou regiões adjacentes, para quaisquer atividades, incluindo refúgio, alimentação, reprodução ou passagem. A relação ocorrente das espécies com os habitats determina aspectos

notáveis dos ciclos de vida, densidades e dinâmica populacional (Choat & Bellwood, 1991).

Uma enorme variedade de habitats e processos coevolutivos entre espécies, que interagiram por nichos ecológicos ou recursos alimentares são fatores que normalmente explicam o grau de especialização e a alta diversidade de peixes ao redor do mundo (Sale, 2006). Alguns fatores podem influenciar a distribuição e abundância dos peixes recifais, como os fenômenos de dispersão larval até o assentamento de indivíduos adultos (Chittaro *et al.*, 2005). Estes formam uma parte importante no funcionamento e estruturação dos ecossistemas, atuando e transformando a comunidade bêntica como os principais condutores na movimentação de energia e materiais (Mumby *et al.*, 2004; Sale, 2006). Devido ao grande papel funcional dos peixes, algumas espécies são consideradas ótimas bioindicadoras da saúde e de alterações antrópicas em ambientes recifais e da plataforma continental externa (Sale, 2006; Prates, 2007).

O entendimento sobre a estrutura da comunidade se baseia em evidências de que fatores como a diversidade, qualidade e extensão do habitat aliados às interações dinâmicas, estruturas tróficas, padrões de distribuição e à abundância de cada espécie, são afetados por eventos físicos naturais e por relações interespecíficas (Aurelle *et al.*, 2003; Pinheiro, 2005). Segundo Friedlander *et al.* (2003), a definição do habitat para os peixes tem relevância para explicar a organização das assembleias de peixes e sua contribuição no delineamento de áreas de reserva visando à preservação. Apesar da inerente importância na estruturação das comunidades, tais parâmetros têm sido relativamente pouco registrados na literatura, agravando-se diante às dificuldades de se avaliar a dispersão dos organismos, processos de fluxo gênico, além de separar os efeitos do habitat de outros fatores ambientais (Luckhurst & Luckhurst, 1978; Roberts & Ormond, 1987; Friedlander & Parrish, 1998).

Diante desta problemática, a compreensão dos processos que envolvem a ecologia dos peixes torna-se comprometida. O conhecimento dos ciclos de vida, estoques e de suas diferenças é fundamental para designar medidas apropriadas de manejo e conservação das espécies (Begg & Waldman, 1999), além da seleção de áreas prioritárias à preservação.

Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo geral descrever a composição e estrutura da comunidade dos peixes recifais do Parque Estadual Marinho Areia Vermelha, examinando as relações entre as características do habitat e da ictiofauna, com implicações conservacionistas sobre a efetividade do Parque.

As perguntas que nortearam o presente estudo foram: (1) em áreas próximas e sujeitas às condições ambientais similares, há diferenças na composição das comunidades de peixes recifais?; (2) se não há registros sobre a comunidade marinha ao longo do tempo de uso do Parque, é possível comprovar que atividades como a navegação e visitação turística podem ter afetado a comunidade de peixes?; (3) essa Unidade de Conservação é eficiente na proteção das espécies de peixes?; (4) há divergências na estrutura da comunidade em relação às áreas com ambientes de maior ou menor complexidade?

Estudos sobre a estrutura da comunidade de peixes recifais podem fornecer informações sobre comunidade marinha, e dados sobre a ocorrência, distribuição e abundância de peixes podem fornecer indicações de importantes mudanças ecológicas que estejam acontecendo num local, provendo orientação útil para a gestão das mesmas (McCook *et al.*, 2010). Portanto, torna-se relevante verificar a ocorrência de impactos, qual sua distribuição e, conseqüentemente, contribuir para a conservação e identificação dos locais onde devem ser priorizadas ações mitigadoras (Halpern *et al.*, 2009). O presente trabalho apresenta dados obtidos de ambientes recifais do Parque Estadual Marinho Areia Vermelha. São abordados os aspectos da efetividade do Parque, composição e conservação das espécies de peixes recifais, além de uma análise da estrutura da comunidade e uso do habitat pela ictiofauna.

REFERÊNCIAS

- ADAMS, A. J.; EBERSOLE, J. P. 2002. Use of back-reef and lagoon habitats by coral reef fishes. **Marine Ecology Progress Series**, **228**: 213–226.
- AURELLE, D.; GUILLEMAUD, T.; AFONSO, P.; MORATO, T.; WIRTZ, P.; SANTOS, R.S.; CANCELA, M. L. 2003. Genetic studies of *Coris julis* (Osteichthyes, Perciformes, Labridae) evolutionary history and dispersal abilities. **C. R. Biologies**, **326**: 771-785.

BARLETTA, M.; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U.; HUBOLD, G. 2005. The role of salinity in structuring the fishing assemblages in a tropical estuary. **Journal of Fish Biology**, **66**: 1-28.

BECK, M. W., HECK, K.L., Jr., ABLE, K. W., CHILDERS, D. L., EGGLESTON, D. B., GILLANDERS, B. M., HALPERN, B. S., HAYS, C. G., HOSHINO, K., MINELLO, T. J., ORTH, R. J., SHERIDAN, P. F.; WEINSTEIN, M. P. 2003. The role of nearshore ecosystems as fish and shellfish nurseries. **Issues in Ecology**, **11**: 2-12.

BECK, M. W.; HECK, JR. K. L.; ABLE, K. W.; CHILDERS, D. L.; EGGLESTON, D. B.; GILLANDERS, B. M.; HALPERN, B.; HAYS, C. G.; HOSHINO, K.; MINELLO, T. J. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. **Bioscience**, **51**: 633-641.

BEGG, G. A.; WALDMAN, J. R. 1999. An holistic approach to fish stock identification. **Fisheries Research**, **43**: 35-44.

CHITTARO, P. M.; USSEGLIO, P.; SALE, P. F. 2005. Variation in fish density, assemblage composition and relative rates of predation among mangrove, seagrass and coral reef habitats. **Environmental Biology of Fishes**, **72**: 175–187.

CHOAT, J. H.; BELLWOOD, D. R. 1991. Reef fishes: their history and evolution. In: **The ecology of fishes on coral reefs**. Sale, P. F. (ed), pp. 39–66. Academic Press, San Diego, CA. Ecology, 754 p.

COSTA, P. A. S.; BRAGA, A. C.; ROCHA, L. O. F. 2003. Reef fisheries in Porto Seguro, eastern Brazilian coast. **Fisheries Research**, **60**: 577-583.

FERREIRA, B. P., & MAIDA, M. 2000. Relationship between artisanal fisheries and tourism in Brazilian coastal reefs. **Proc. 9th Coral Reef Sym.** p. 185.

FRIEDLANDER, A. M.; PARRISH, J. D. 1998. Temporal dynamics of fish communities on an exposed shoreline in Hawaii. **Environmental Biology of Fishes**, **253**: 1–18.

FRIEDLANDER, A. M.; NOWLIS, J. S.; SANCHEZ, J. A.; APPELDOORN, R.; USSEGLIO, P.; MCCORMICK, C.; BEJARANO, S.; MITCHELL-CHUI, A. 2003. Designing effective marine protected areas in Seaflower Biosphere Reserve, Colombia, based on biological and sociological information. **Conservation Biology**, **17 (6)**: 1769-1784.

HALPERN B. S, EBERT C. M, KAPPEL C. V, MADIN E. M. P, MICHELI F, PERRY M, SELKOE K. A, WALBRIDGE S. 2009. Global priority areas for incorporating land–sea connections in marine conservation. **Conservation Letters** **2(4)**: 189-196.

HECK, J. L.; HAYS, G.; ORTH, R. J. 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. **Marine Ecology Progress Series**, **253**: 123–136.

HOSTIM-SILVA, M.; ANDRADE, A. B.; MACHADO, L. F.; GERHADINER, L. C.; DAROS, F. A.; BARREIROS, J. P.; GODOY, E. A. S. 2006. **Peixes de costão rochoso de Santa Catarina**: Arvoredo. Itajaí: UNIVALI. 135 p.

LEÃO, Z. M. A. N. ; DOMINGUEZ, J. M. L. 2000. Tropical coast of Brazil. **Marine Pollution**, **41**: 112-122.

LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P.; OLIVEIRA, M. D. M. 2008. Coral bleaching in Bahia reefs and its relation with sea surface temperature anomalies. **Biota Neotropica**, 8(3): 69-82.

LUCKHURST, B. E.; LUCKHURST, K. 1978. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. **Marine Biology**, 49: 317–323.

MMA/SBF. 2002. **Biodiversidade brasileira. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 404p.

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

MUMBY, P. J. 2006. Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: Algorithms for the design of marine reserves at seascape scales. **Biological Conservation**, 128: 215–222.

MUMBY, P. J.; EDWARDS, A. J.; ARIAS-GONZÁLEZ, E.; LINDEMAN, K. C.; BLACKWELL, P. G.; GALL, A.; GORCZYNSKA, M.; HARBORNE, A.R.; PESCOD, C.L.; RENKEN, H.; WABNITZ, C. C.; LLEWELLYN, G. 2004. Mangrove enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. **Nature**, 427: 533–536.

NAGELKERKEN, I; KLEIJNEN, S.; KLOP, T.; VAN DEN BRAND, R. A. C. J.; COCHERET DE LA MORINIÈRE, E.; VAN DER VELDE, G. 2001. Dependence of Caribbean reef fishes on mangroves and seagrass beds as nursery habitats: a comparison of fish faunas between bays with and without mangroves/seagrass beds. **Marine Ecology Progress Series**, 214: 225–235,

PINHEIRO, P. C. 2005. Ictiofauna do Arquipélago de Currais (Paraná – Brasil): Complexidade estrutural dos costões rochosos e análise comparativa com um módulo recifal artificial. **Tese de doutorado**, UFSCar, São Carlos, SP, Brasil, 99p.

POLLNAC, R. B. 2000. Assessment of socioeconomic factors influencing the success of marine sanctuaries in the Philippines. **Proc. 9th Int. Coral Reef Sym.** p. 185.

PRATES, A. P. L. 2007. Plano nacional de áreas protegidas. O contexto das áreas costeiras e marinhas. Pp.17–24 In: PRATES, A. P. L.; BLANC, D. (Eds.). **Áreas aquáticas e protegidas como instrumento de gestão pesqueira**. Brasília: MMA/SBF. 272p. (Série Áreas protegidas do Brasil, 4).

ROBERTS, C. M.; ORMOND, R. F. G. 1987. Microhabitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. **Marine Ecology Progress Series** 41, 1–8.

SALE, P. F. 2006. **Coral Reef Fish: Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem**. BELLWOOD, D. R.; WAINWRIGHT, P. C. In: The history and Biogeography of Fishes on Coral Reefs. Elsevier, 549 p.

WORLDWATCH INSTITUTE. **State of the World 2000**. Washington: W.W. Norton & Company, 2000.

CAPÍTULO ÚNICO

**Estrutura da comunidade de peixes recifais do Parque Estadual
Marinho Areia Vermelha, composição e aspectos da
conservação**

RESUMO

Muitos mecanismos podem influenciar a estrutura da comunidade de peixes em ambientes marinhos, tais como o recrutamento larval, interação entre as espécies, fatores abióticos, composição e percentagem de cobertura de organismos bênticos, conferindo principalmente à complexidade do habitat uma relação com maior abundância e diversidade estrutural. Diante deste contexto, o presente trabalho objetivou inventariar a fauna de peixes recifais do Parque Estadual Marinho Areia Vermelha, com ênfase na caracterização do habitat, padrões de distribuição e aspectos da conservação das espécies registradas no Parque. A área de estudo foi dividida em estações de coleta de acordo com o histórico de turismo: Areia Vermelha (AV – histórico antigo de visitação), Areia Dourada (AD – histórico recente de visitação) e Sem Visita (SV – área adjacente – sem histórico de visitação). As estações foram amostradas pelo método do censo visual estacionário, em mergulho livre, com duração média de 15 minutos e entre dezembro de 2009 a abril de 2010, dezembro de 2010 e janeiro de 2011. Dentre os tipos de cobertura de substrato analisados, houve dominância dos invertebrados sésseis em AD e de macroalgas em AV e SV. Dos 150 censos realizados, foi registrado um total de 6.141 espécimes, representados por 55 espécies e distribuídos em 27 famílias. Labridae (Scarinae) foi o grupo com maior abundância e Haemulidae a família com maior riqueza de espécies. As espécies que perfizeram o maior número de indivíduos nos ambientes de macroalga foram *Sparisoma axillare*, *Abudefduf saxatilis*, *Acanthurus chirurgus*, *Haemulon parra* e *Halichoeres brasiliensis*, enquanto nos recifes foram *Sparisoma axillare*, *A. saxatilis*, *A. chirurgus*, *Scarus zelindae* e *H. brasiliensis*. A maioria dos indivíduos foram encontrados no estágio juvenil. Em relação às categorias tróficas, a maior parte dos indivíduos avistados foi agrupada na categoria Herbívoros não territorialistas. Os ambientes analisados no presente estudo mostraram ser importantes para indivíduos jovens de variadas espécies, bem como para peixes considerados ameaçados de extinção, o que remete a importância da conservação de tais ambientes para a sobrevivência destas espécies.

Palavras-chave: peixes recifais, conservação, turismo, áreas marinhas protegidas, ambientes recifais.

ABSTRACT

Several types of mechanisms can influence community structure of fishes in marine ecosystems, such as larval recruitment, interaction between species, abiotic factors, composition and percent cover of benthic organisms, mainly providing a relationship of habitat complexity with higher abundance and structural diversity. In this context, this study aimed to survey the reef fish fauna of coastal habitats located in the Parque Estadual Marinho Areia Vermelha, with emphasis on habitat characteristics, distribution patterns and conservation aspects recorded species in the area. The study site was divided into sampling stations according to the history of tourism activity: Areia Vermelha (AV - longer visiting history), Areia Dourada (AD - recent visiting history) and No Visit (SV - adjacent area - no visiting history). The stations were sampled by the method of stationary visual census in free-diving, with the average duration of 15 minutes and between December 2009 and April 2010, December 2010 and January 2011. Among the types of substrate coverage analyzed, there was a dominance of sessile invertebrates in AD and macroalgae in AV and SV. during the 150 censuses, a total of 6141 specimens were recorded, including by 55 species, distributed in 26 families. Labridae (Scarinae) was the family with highest abundance and Haemulidae the one with highest species richness. The species that yielded the largest number of individuals on the macroalgae environments were *Sparisoma axillare*, *Abudefduf saxatilis*, *Acanthurus chirurgus*, *Haemulon parra* and *Halichoeres brasiliensis*, while the reefs were *Sparisoma axillare*, *Abudefduf saxatilis*, *Acanthurus chirurgus*, *Scarus zelindae* and *Halichoeres brasiliensis*. Most individuals were found in the juvenile stage. With respect to trophic structure, most sighted individuals were grouped in the category Non-Territorial Herbivores. The environments analyzed in this study proved to be important for juvenile individuals of different species as well as for endangered fishes, indicating the importance of their conservation for the survival of these species.

Keywords: reef fish, conservation, tourism, marine protected areas, reef environments.

INTRODUÇÃO

Ambientes recifais

Os recifes brasileiros representam 0.4% da área global e apenas 5% da área de recifes do Atlântico (Moura, 2003; Floeter *et al.*, 2007). Estes ambientes estão distribuídos por 3.000 km ao longo da costa brasileira, em forma biogênica no nordeste, do Parcel de Manuel Luís (MA) até a região de Abrolhos (BA) (Ferreira & Maida, 2006), e nas regiões Sudeste e Sul por recifes rochosos, que se assemelham em composição faunística aos do nordeste (Feitoza, 2001).

No Atlântico Sul, os recifes são caracterizados por possuir uma diversidade relativamente baixa de corais e peixes, porém apresentam um número representativo de espécies endêmicas de vários táxons (Floeter & Gasparini, 2000; Rocha, 2003; Souza *et al.*, 2007), sendo superiores aos níveis de endemismo do Caribe (Moura, 2003). Spalding *et al.* (2001) caracterizam os recifes como detentores das comunidades mais ameaçadas; os mesmos constituem o habitat de várias espécies em risco de extinção (e.g. o mero – *Epinephelus itajara* e o góbio-neon – *Elacatinus figaro*) (Prates, 2007).

Existe uma grande variedade de eventos naturais causadores de impactos aos ecossistemas marinhos (tais como fenômenos atmosféricos, terrestres e oceânicos) (Rogers & Beets, 2001). Apesar dos ambientes recifais possuírem capacidade própria de adaptação e recuperação diante de distúrbios naturais, a interferência humana vem excedendo a taxa de recuperação (Franklin *et al.*, 1998; Lindahl, 1998), ocasionando danos irreversíveis para a comunidade recifal (Moberg & Folke, 1999).

Muitos mecanismos podem influenciar a estrutura da comunidade, distribuição e a dinâmica de peixes em ambientes marinhos, tais como o recrutamento larval, a interação entre as espécies, além de influência de fatores bióticos e abióticos (Russ & Alcala, 1998; Floeter *et al.*, 2007), como o grau de exposição às ondas, ventos, correntes, intensidade de luz (Rocha, 1999; Bellwood & Wainwright, 2001), profundidade (Russ, 2003), composição e percentagem de cobertura de organismos bênticos (Bouchon-Navaro & Bouchon, 1989; Munday, 2002).

A organização dessas comunidades pode ser intensamente influenciada por variações nas características dos habitats, o que confere à complexidade do habitat uma relação direta com uma maior abundância e diversidade estrutural (Letourneur, 1996; Almany, 2004). O habitat é citado por vários autores como uma variável que se destaca e influencia na distribuição e estruturação das comunidades de peixes recifais (La Mesa *et al.*, 2004; Neely, 2008), no qual locais mais heterogêneos tendem a elevar a abundância e diversidade dos peixes nos ambientes (Luckhurst & Luckhurst, 1978; Bell & Galzin, 1984; Letourneur, 1996; Friedlander & Parrish, 1998; Aburto-Oropeza & Balart, 2001).

Sabe-se que várias espécies de peixes recifais utilizam habitats como os estuários, manguezais e bancos de fanerógamas marinhas em seu estágio juvenil, e os recifes de coral quando adultos (Mumby, 2006), onde realizam migrações para recifes mais profundos posteriormente (Nagelkerken *et al.*, 2000). Sendo assim, o habitat está diretamente associado a fatores como predação e disponibilidade de recursos alimentares; maior área superficial, que fornece assentamento para algas e invertebrados, e conseqüentemente uma maior disponibilidade de alimentos, de chances de sobrevivência, de abrigos, crescimento e reprodução dos peixes (Choat & Bellwood, 1991; Dahlgren & Eggleston, 2000; Ferreira *et al.*, 2001; Floeter *et al.*, 2007).

Estudos revelam que a conexão entre recifes rasos e o oceano pode ser importante para espécies de peixes ósseos e cartilaginosos que utilizam ambientes recifais em determinadas fases ou épocas de suas vidas (Carvalho-Filho, 1999; Nagelkerken *et al.*, 2000; Cowen *et al.*, 2006).

Outros fatores que podem contribuir com alterações na comunidade de peixes recifais estão relacionados com as atividades antrópicas (Pauly *et al.*, 2002; Halford *et al.*, 2004), e impactos não controlados podem causar danos estruturais e às populações (Milazzo *et al.*, 2002; Pandolfi *et al.*, 2003).

Estes ambientes representam um grande atrativo turístico. Rouphael & Inglis (1997) e Hawkins *et al.* (1999) alertam para os riscos de atividades humanas realizadas nestes ambientes, já que vários são considerados de uso público, com alto potencial para a recreação e turismo, embora frágeis e únicos (Cendrero, 1989). Além desta atividade, a pesca praticada também pode proporcionar alterações na estrutura da

comunidade, afetando não somente os peixes como diversos organismos (Pinnegar *et al.*, 2000).

Apesar da pesca ser um agravo, as atividades têm demonstrado danos ao meio ambiente (Prior *et al.*, 1995; Rouphael & Inglis, 1995). O mergulho livre ou o autônomo podem ocasionar impactos devido à falta de habilidade do mergulhador no deslocamento, ao andar sobre o substrato e tocar ou alimentar os organismos marinhos (Allison, 1996; Barker & Roberts, 2004). Ações como o pisoteio e a ancoragem sobre a plataforma recifal, podem acarretar mudanças na composição da cobertura vegetal e consequente mudança na cadeia trófica, densidade, composição da fauna e em abrigos para os peixes (Luckhurst & Luckhurst, 1978; Brown & Taylor, 1999; Prates, 2007).

As mudanças nas características do ambiente influenciam a composição dos organismos entre os diferentes habitats. Através do diagnóstico das comunidades bentônicas e de peixes, tais dados obtidos permitem compreender como as comunidades reagem à degradação ambiental, e deste modo podem ser tomadas decisões sobre como agir na avaliação dos impactos e sustentabilidade das atividades humanas (Castro-Filho *et al.*, 2003; Fluckiger, 2006). Estudos com tal finalidade podem aprimorar e auxiliar na gestão dos ecossistemas e na escolha acerca de quais mosaicos de habitats devem ser privilegiados em programas de proteção.

Áreas Marinhas Protegidas

As Áreas Marinhas Protegidas (AMPs – também denominadas de Unidades de Conservação Marinhas – UCMs) são ferramentas de grande valor para a conservação da biodiversidade (BRASIL, 2002; Halpern, 2003; Aswani & Hamilton, 2004). O processo de criação de AMPs deve ser considerado como prioridade em habitats vulneráveis e de baixa resiliência, tais como recifes de coral, manguezais e bancos de fanerógamas marinhas (Denny & Babcock, 2003). Segundo Halpern (2003), a criação de uma reserva marinha de uso restrito (“*no-take zones*”) pode aumentar a diversidade dos organismos em 20-30%, além de um acréscimo na densidade, biomassa e tamanho dos indivíduos.

Apesar da grande extensão (~ 7.400 km) da zona costeira marinha brasileira, esta possui apenas 17 AMPs implantadas. Sobre a efetividade destas áreas, a conservação da biodiversidade é considerada ineficaz, pois em geral as mesmas carecem de informações suficientes para a elaboração de planos de manejo baseados em objetivos claramente definidos e em ações conservacionistas de êxito (Metzger & Casatti, 2006).

Algumas iniciativas na tentativa de preservar a biota marinha incluem: a realização de inventários biológicos e identificação de áreas-chave para a conservação da biodiversidade (destacando-se as áreas de endemismo); fomento à programas de monitoramento intensivo da atividade pesqueira e educação ambiental; a identificação de espécies indicadoras de alterações ambientais; e a criação de áreas protegidas, com a melhora da gestão daquelas que já vigoram (Mikkelsen & Cracraft, 2001; Amaral & Jablonsky, 2005).

O reconhecimento de que o impacto da atividade humana pode levar a perda de habitats essenciais para os estágios do ciclo de vida dos peixes torna-se essencial para a tomada de ações que garantam a preservação (Pauly, 1997). No entanto, por causa da complexidade dos ambientes recifais, os efeitos dos distúrbios causados por ações antrópicas são difíceis de ser detectados e separados de fatores naturais, sobretudo distúrbios em estágios iniciais (Luckhurst & Luckhurst, 1978; Roberts *et al.*, 1988; Friedlander & Parrish, 1998).

A ausência de ferramentas propícias para o manejo pesqueiro leva a uma discussão sobre o desenvolvimento de novas estratégias adequadas para a exploração sustentável dos recursos marinhos (Maida & Ferreira, 1997; Agardy, 2000). As AMPs, quando planejadas e manejadas de modo eficiente, operam como fontes de propágulos que podem beneficiar a pesca em seu entorno através da exportação de biomassa (Francini-Filho & Moura, 2008).

Como possível solução, medidas restritivas a exemplo áreas de exclusão de pesca e ampliação das AMPs que incluam recifes profundos e manguezais (Francini-Filho & Moura, 2008) são imprescindíveis, tendo como grande desafio para sua implementação a garantia da efetividade do manejo (MMA, 2008). O estabelecimento de AMPs realmente eficientes dependem de medidas como o monitoramento ambiental

(Jacoby *et al.*, 1997), avaliação dos processos responsáveis pelas variações espaciais e temporais na estrutura da comunidade, além de estudos sobre a conectividade entre as áreas protegidas e desprotegidas (Roberts, 2000). Beger *et al.* (2003) destacam que, para assegurar a conservação da biodiversidade de uma determinada região é necessário que entre 10 a 30% da área total sejam resguardadas.

Diante deste contexto, na ausência de evidências que comprovem o benefício de uma reserva, é razoável assumir que a prevenção de danos ao habitat e a estrutura trófica serão benéficas ao ambiente (Halpern *et al.*, 2009).

Parque Estadual Marinho Areia Vermelha

No Estado da Paraíba há quatro Unidades de Conservação: três Federais, a Área de Proteção Ambiental Barra do Rio Mamanguape, a Área de Relevante Interesse Econômico de Mamanguape e a Reserva Extrativista Acaú-Goiana; e uma Estadual, o Parque Estadual Marinho Areia Vermelha (PEMAV), única Unidade estabelecida em ambiente exclusivamente marinho.

O PEMA V foi criado através do Decreto Estadual nº 21.263, de 28 de agosto de 2000, com os objetivos de “proteger e preservar os recursos naturais; ordenar o turismo e demais atividades econômicas e, fiscalizar e garantir a integridade do local” (PARAÍBA, 2000). As águas rasas também presentes no Parque potencializam as variações de tempo e espaço, sendo influenciadas como em outros locais, pelos processos naturais próximos à praia e pelas atividades antrópicas (Yoshiyama, 1981; Gibson *et al.*, 1993).

Neste contexto, o PEMA V tem sido historicamente apontado como um local detentor de forte potencial para atividades turísticas devido à sua riqueza ambiental e paisagística. Sendo comum a presença de um grande número de embarcações particulares e de empresas turísticas em que até o momento não há um controle exato acerca da quantidade de embarcações e visitantes que frequentam o local. Em média, são 2.000 pessoas que frequentam a cada final de semana dos meses de alta estação.

Anteriormente à criação do Parque, os recifes de Areia Vermelha possuíam o histórico de serem bastante explorados durante décadas. Antes da implantação das

normas dirigentes de uso, uma grande parte destes visitantes frequentava principalmente o corpo recifal presente a frente do banco de areia formado na maré baixa (SUDEMA, dados não publ.), de comprimento aproximado de 316 m, onde estão formadas várias piscinas naturais e poças de maré. Branner (1904) refere-se aos recifes do litoral norte, que incluem Areia Vermelha, como local de extração de grandes quantidades de corais para a produção de cal. Até recentemente, o Parque vinha sendo utilizado em pequena escala para a pesca artesanal (Dias *et al.*, 2001) e ainda hoje apresenta uso intensivo para o lazer e turismo, o que acarretou no acréscimo dos níveis de poluição (Dias, 2000) e numa grande pressão ambiental no local (Moura *et al.*, 2007).

Ao contrário do registrado para os recifes de Picãozinho, atualmente o turismo predominante no Parque é o recreativo, no qual não necessariamente é praticada atividades de mergulho.

A partir do processo de implantação da Unidade de Conservação pelo Decreto de 2000, a Superintendência de Administração do Meio Ambiente (SUDEMA) iniciou um programa de proteção que envolve a proibição de acesso aos turistas nos corpos recifais presentes no Parque (3 km de extensão). Atualmente a Polícia Militar Florestal da Paraíba trabalha junto a SUDEMA na fiscalização diária do Parque. Em relação à atividade pesqueira, a Polícia fiscaliza uma área contendo um raio imaginário de aproximadamente 100m em relação ao banco de areia, onde a pesca é proibida, passível de apreensão do apetrecho de pesca e multa.

Quando informações pré-impacto são disponíveis, é possível realizar inferências sobre as consequências da diminuição da qualidade ou perda de habitats (Vanderklift & Jacoby, 2003). Este não é o caso da comunidade de peixes que utilizam o PEMAV, pois foi abordada sob poucos aspectos e de forma pontual. Dias (2000) utilizou uma área recifal adjacente à ilha de Areia Vermelha para analisar a dieta e o comportamento de três espécies do gênero *Acanthurus*. Andrade (2003), em trabalho sobre o uso do habitat por espécies da família Serranidae, incluiu o local como uma de suas áreas amostrais. Osório (2003) apresentou uma lista de espécies de peixes recifais presentes no Parque que tornou-se complementar uma pesquisa realizada sobre comportamento territorial de *Stegastes fuscus* (Osório *et al.*, 2006). Cunha (2005), num estudo

comparativo de metodologias de amostragens não destrutivas, amostrou peixes recifais de Areia Vermelha. No entanto, nenhum destes estudos inclui dados quantitativos que permitam indicar alterações na estrutura da comunidade de peixes ao longo do tempo, como também amostraram áreas relativamente pequenas.

Estudos adicionais são fundamentais para o conhecimento, conservação e manejo das espécies de peixes presentes no PEMAV. Conforme discutido por Cunha (2005), estudos populacionais mais amplos no local podem permitir uma melhor compreensão da comunidade de peixes, bem como viabilizar a avaliação dos impactos antropogênicos sobre estas espécies. Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo geral inventariar a fauna de peixes recifais do PEMAV, com ênfase na caracterização dos habitats e dos padrões de distribuição, como também discutir a situação atual de conservação de algumas espécies. Especificamente, o estudo teve como objetivos: (1) caracterizar e comparar os ambientes da área de estudo em relação à composição de peixes e aos dados quantitativos de abundância, frequência de ocorrência e grupos tróficos; (2) verificar a relação entre riqueza de espécies, diversidade e equitabilidade; (3) comparar as estações de coleta relacionando com a abundância e tamanho dos peixes observados; (4) analisar a relação entre os tipos de ambientes, abundância e diversidade da ictiofauna; (5) correlacionar os padrões de distribuição registrados para as comunidades de peixes com os descritores ambientais (profundidade, salinidade, temperatura, complexidade topográfica e cobertura bêntica).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O litoral da Paraíba possui extensão de 130 km, limitando-se ao norte, no estuário do Rio Guaju, divisa com o Rio Grande do Norte (6°36'S 34°57'W) e ao sul com o estuário do Rio Goiana, divisa com Pernambuco (7°32'S 34°49'W).

A área de estudo está localizada no município de Cabedelo, litoral norte da Paraíba, distando cerca de um quilômetro da praia de Camboinha. É composta pelo Parque Estadual Marinho Areia Vermelha (nas coordenadas 07°00'40,6"S,

34°49'04,2"W) e áreas adjacentes¹ (Figura 1). O local possui profundidades inferiores a 8 m, sendo caracterizado por formações coralíneas e bancos de macroalgas, piscinas naturais, canais, barretas e poças de maré.

O Parque possui uma formação que se estende submersa e paralela à linha de costa por aproximadamente 3 km (sentido norte-sul) (PARAÍBA, 2000), dividida em duas unidades fisiográficas: Areia Vermelha ao sul e Areia Dourada ao norte. Durante a baixa-mar (~0.5 m) emerge-se a Ilha de Areia Vermelha, de porção arenosa em forma de coroa, que abrange uma área de aproximadamente 230,91ha (GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA, 2006). Em Areia Dourada também ocorre a formação de um banco de areia, porém de menor dimensão que Areia Vermelha.

Para o propósito deste trabalho, a área de estudo foi dividida em três estações amostrais de acordo com o histórico de turismo realizado no Parque e em áreas adjacentes: Areia Vermelha (histórico antigo de visitação), Areia Dourada (histórico recente de visitação) e Sem Visita (área adjacente – sem histórico de visitação¹). Além desta divisão, essas estações foram separadas nas análises de acordo com os ambientes e tipo de substrato dominante: (1) R – recifes emersos e submersos situados paralelos à costa, que recebem o embate direto das ondas, com turbulência significativa seguindo o regime de marés e profundidade máxima de 8 m no platô. Condições semelhantes ao relatado por Laborel (1970) para os recifes da Ilha de Areia Vermelha; (2) M – bancos de macroalgas, na região interna aos recifes formados (face voltada para o continente), caracterizada por um fundo plano e de águas calmas, com predomínio de algas pardas cobrindo o substrato arenoso, de profundidades inferiores a 5 m.

No total foram seis zonas de amostragens e dezoito pontos de coleta de dados amostrados. Os seguintes pontos recifais foram listados e estão dispostos na figura 2: Areia Vermelha Recifal 1, 2 e 3 (descritos como AV R1, AV R2 e AV R3), Areia Dourada Recifal 1, 2 e 3 (AD R1, AD R2 e AD R3) e, Sem Visita Recifal 1, 2 e 3 (SV R1, SV R2 e SV R3). Para os pontos localizados em ambientes de macroalgas, estes foram amostrados da seguinte forma: Areia Vermelha Macroalga 1, 2 e 3 (AV M1, AV M2 e AV

¹ Área estabelecida no presente trabalho como componente do Parque apenas para tratamento e análise dos dados.

M3), Areia Dourada Macroalga 1, 2 e 3 (AD M1, AD M2 e AD M3) e, Sem Visita Macroalga 1, 2 e 3 (SV M1, SV M2 e SV M3).

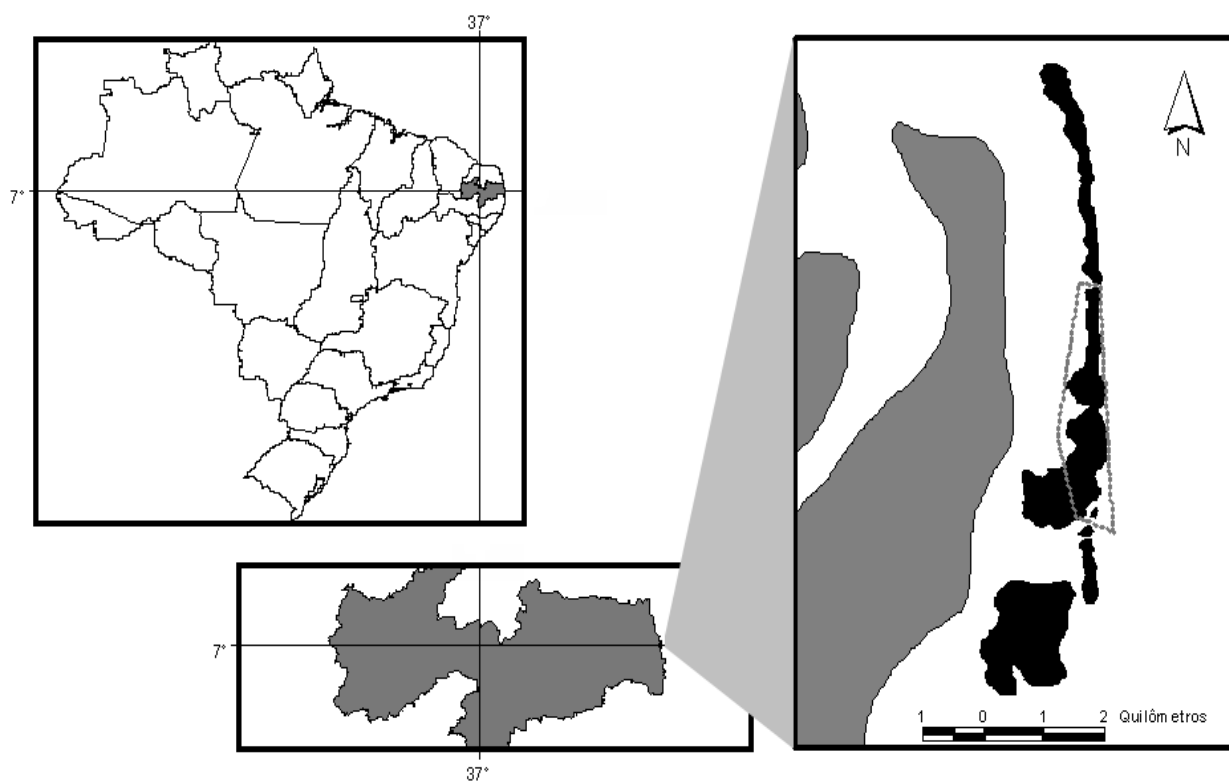


Figura 1. Mapa ilustrando a localização geográfica e área recifal do litoral norte da Paraíba, em destaque na figura a porção correspondente aos limites do Parque Estadual Marinho Areia Vermelha. Fonte *Google Earth*, modificado por C. Cordeiro.

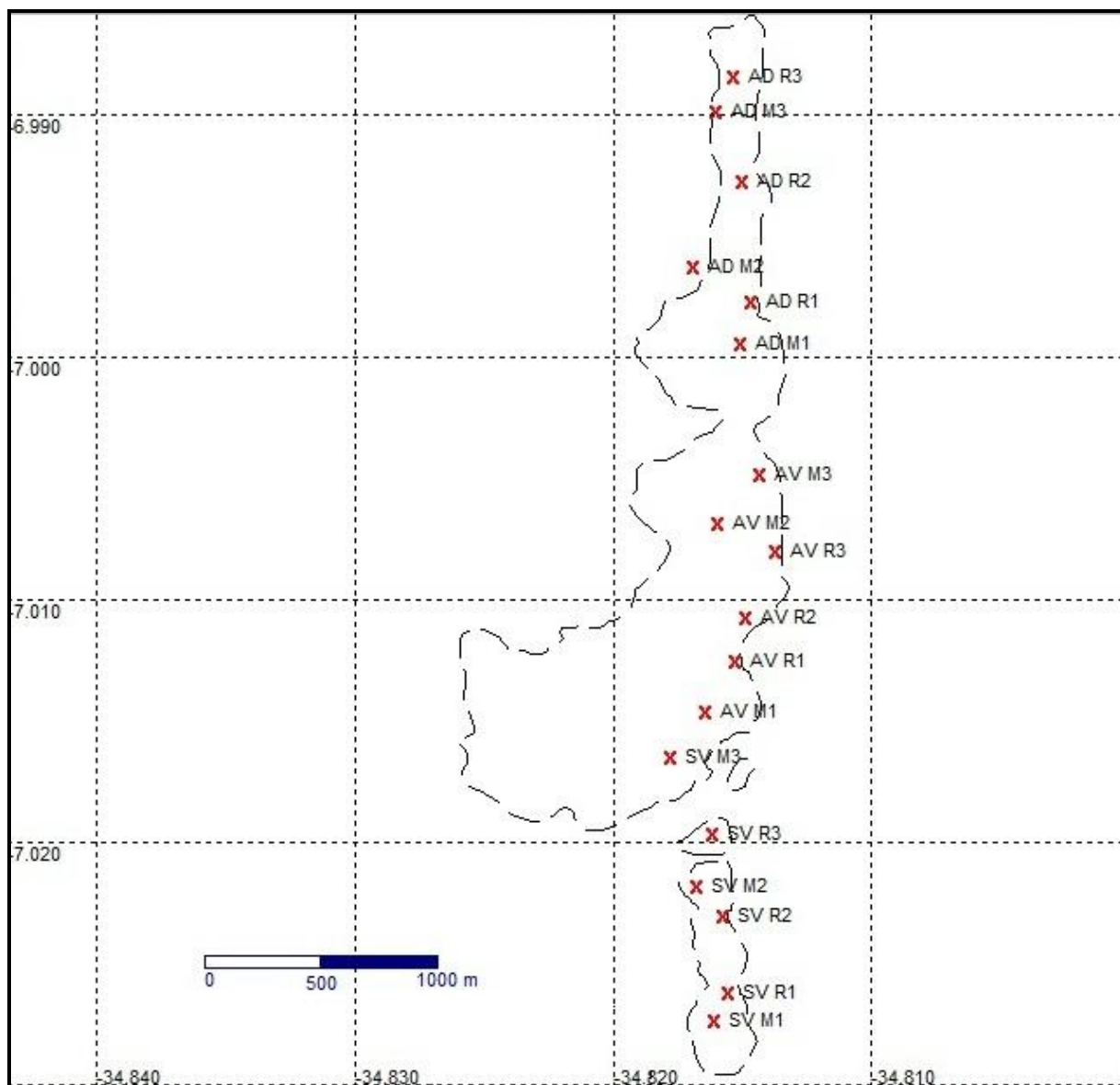


Figura 2. Localização dos pontos de amostragem (Fonte: Google TM Earth). Modificado a partir de imagem confeccionada por T. Ramos.

A seguir consta uma breve caracterização sobre as estações de coleta estabelecidas e seus respectivos limites geográficos:

Sem visita (SV) 7°01'39.13"S / 34°48'55.50"W a 7°00'57.95"S / 34°49'2.57"W

Esta estação apresenta aproximadamente 1.289 m de comprimento, não faz parte dos limites do Parque nem é visitada com frequência pelos turistas. Diferentemente das demais áreas citadas a seguir, esta não apresenta piscinas

naturais, possui uma plataforma recifal pouco exposta em marés baixas, com profundidades variando entre 0.9 m (Figura 3) e 5 m próximo à frente recifal. Possui uma longa faixa de macroalgas bentônicas distribuídas na face voltada ao continente e colônias de *Zoanthus sociatus*, *Palythoa caribaeorum* e *Siderastrea stellata*, sendo poucas visualizadas em estágio inicial de branqueamento. Foram observados esporadicamente na frente recifal praticantes de pesca esportiva de arpão e linha, utilizando embarcações a motor com tripulação superior a três pessoas.



Figura 3. Visão geral dos recifes encontrados na estação sem visita e exemplo de fundo composto por macroalgas desta estação.

Areia Vermelha (AV) 7°00'56.15"S / 34°48'57.94"W a 7°00'14.77"S / 34°48'49.25"W

A estação localiza-se à frente da coroa exposta na maré baixa, sendo o local que sofreu intensa pressão antrópica antes da proibição de acesso ao cordão recifal que margeia a ilha (Figura 4). Compreende aproximadamente 1.304 m de comprimento, possui uma grande proporção de diferentes etapas de branqueamento em colônias de *Siderastrea stellata* e *Zoanthus sociatus*. O local assemelha-se à Areia Dourada, possui um platô recifal bastante irregular, com piscinas naturais de 1 a 6 m de profundidade, fendas e locas de tamanhos variados e uma porção externa, sujeita à forte ação das ondas, de profundidade entre 6 a 8 m. Não há um controle do número de embarcações e visitantes que frequentam diariamente o Parque com fins de turismo e recreação.



Figura 4. Visão geral dos recifes encontrados em Areia Vermelha (à frente da Ilha) e exemplo de recife submerso amostrado no local.

Areia Dourada (AD) $6^{\circ}59'59.91''S / 34^{\circ}48'52.16''W$ a $6^{\circ}59'17.25''S / 34^{\circ}48'54.48''W$

Esta estação compreende aproximadamente 1.800 m de comprimento, não possui um trecho exposto na maré baixa contínuo à Areia Vermelha, estando as duas ilhas separadas por canais de grande correnteza, o que pode ocasionar a menor facilidade de acesso e fluxo de turistas em Areia Dourada. Possui dentre as estações a maior proporção de colônias vivas de *Siderastrea stellata* (Figura 5), com poucas em processo de branqueamento, além da presença abundante do ouriço *Echinometra lucunter*. Os recifes formam piscinas naturais entre 1 e 6.7 m de profundidade, compostos por locas e fendas de diversos tamanhos. Neste local, embarcações particulares frequentam esporadicamente a área, tendo a frequência só aumentada a partir de 2010 (com. pess. A. Henrique). Apesar da proposta de fiscalização, foram observados frequentemente pescadores utilizando barcos sem motor com tripulação inferior a três pessoas, mergulhando num raio de 100 m e utilizando redes de espera para a captura de lagostas e peixes, além de grupos de até cinco pescadores capturando polvos na frente recifal.



Figura 5. Visão geral dos recifes em Areia Dourada e exemplo de recife submerso amostrado.

Obtenção dos dados

O deslocamento até a área de estudo foi realizado em embarcações da Polícia Militar Florestal e da empresa turística Beethoven. Uma fase piloto foi realizada durante os meses de dezembro/2009 e janeiro/2010; tal etapa permitiu determinar questões fundamentais para a realização do presente estudo, no qual buscas intensivas foram realizadas para a seleção dos ambientes e das estações adequadas para a execução.

As três estações foram amostradas por intermédio de censos visuais em mergulho livre. A coleta de dados foi realizada diurnamente, em marés baixas e com duração média de 15 minutos. Os mergulhos ocorreram entre dezembro de 2009 a abril de 2010, dezembro de 2010 e janeiro de 2011 (Tabela 1). Entre maio e julho de 2010 foram realizadas saídas de campo visando complementar dados sobre a cobertura bêntica e marcação com GPS dos limites entre as estações.

Foram realizados 150 censos, distribuídos em 50 por estação. Devido à desigualdade da área e formações de canais e barretas nos limites estabelecidos das estações, os censos não foram realizados igualmente entre os pontos de coleta.

A metodologia utilizada para a obtenção dos dados foi do censo visual estacionário de Bohnsack & Banerott (1986), com modificações propostas por Minte-Vera *et al.* (2008). Os censos foram realizados em diferentes pontos dos ambientes, dispostos de modo a fim de cobrir os distintos habitats do local. O protocolo utilizado nos censos consiste na utilização de dois cilindros imaginários com raios diferentes (2 m iniciais para contagem de indivíduos menores que 10 cm) e (raio total de 4 m para

indivíduos maiores que 10 cm) (Figura 6). Este protocolo visa adquirir informações mais consistentes, tendo em vista as dificuldades apresentadas por censos visuais que resultam em dados subestimados, principalmente em relação à abundância e registro de espécies crípticas em distâncias superiores a 2 m. Os dados observados ao longo dos censos foram registrados em prancheta de PVC (policloreto de vinila) como constam na figura 7.

Para poder contemplar a dimensão da área de estudo e uniformizar o esforço de coleta, foram demarcados pontos de amostragem distantes no mínimo 100 m entre si e de 400 m entre as estações, evitando a sobreposição e repetição de dados entre os pontos e censos. As espécies de difícil identificação *in situ* foram registradas em fotos para comparação com as descrições dos seguintes guias/manuais de identificação e referências especializadas: Randall (1996), Carvalho-Filho (1999), Humman & Deloach (2002), Rocha (2004), Garcia Jr. *et al.* (2008), Sampaio & Nottingham (2008) e Froese & Pauly (2010).

Tabela 1. Número de censos amostrados no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha, indicando as estações e pontos de amostragem ao longo de 2009 a 2011.

Estação/ponto	2009	2010	2011	Nº total de censos
SV R1	03	06		09
SV R2		07		07
SV R3		09		09
SV M1	02	05		07
SV M2		08		08
SV M3		10		10
AV R1		08		08
AV R2	02	08		10
AV R3		07		07
AV M1		10		10
AV M2		07		07
AV M3		08		08
AD R1		07	02	09
AD R2		09		09
AD R3		07		07
AD M1		06	01	07
AD M2		09		09
AD M3		09		09
Total	07	140	03	150

dados disponíveis sobre a maturidade foram comparadas com a informação de espécies congêneres.

Para caracterizar a estrutura trófica foram utilizadas informações sobre os hábitos alimentares (Randall, 1967; Sale, 2006). A classificação das categorias tróficas foi dividida em oito grupos alimentares, baseados em Ferreira *et al.* (2004), Floeter *et al.* (2007) e Honório *et al.* (2010).

Tais categorias foram distribuídas da seguinte forma e estão dispostas na tabela 2: Carnívoras Generalistas (CGE), espécies que se alimentam de peixes e invertebrados diversos; Predadores de Invertebrados Móveis (PIM), peixes de grande mobilidade, que consomem principalmente invertebrados bentônicos móveis associados ao fital e substratos de interface rocha/areia; Predadores de Invertebrados Sésseis (PIS), espécies de mobilidade moderada, que se alimentam predominantemente de invertebrados bentônicos sésseis e atuam no balanço entre macrofitobentos e macrozoobentos nas comunidades bentônicas; Piscívoros (PSC), composto por espécies que se alimentam de peixes; Herbívoros Territorialistas (HET), peixes de baixa mobilidade devido ao seu comportamento e que se alimentam de algas ao redor de um território específico que eles protegem; Herbívoros Não Territorialistas (HNT), espécies que se alimentam de algas, porém não delimitam um território específico a defender; Onívoros (ONI), definidos como espécies de mobilidade moderada que possuem grande plasticidade funcional, consumindo vários organismos de origem animal ou vegetal; e Zooplactívoros (ZPL), peixes que consomem macro e microzooplâncton.

O uso e ocupação do habitat pelas comunidades de peixes nas estações de coleta foram caracterizados a partir de descritores ambientais utilizados para cada ponto de amostragem (Bozec *et al.*, 2005), que foram: a temperatura (°C – termômetro de mercúrio), salinidade (refratômetro), visibilidade (cm – disco de Secchi), profundidade (cm – medida com uma trena), complexidade topográfica (também denominada rugosidade; cm – medida com uma trena) e cobertura do substrato (cobertura bêntica por fotoquadrados). As medições foram realizadas após a contagem e identificação das espécies de peixes.

Tabela 2. Categorias tróficas e grupos alimentares, segundo modificação de Honório *et al.* (2010).

Categoria trófica	Sigla	Grupo alimentar
CARNÍVOROS		
i. Carnívoros generalistas	CGE	Peixes e invertebrados
ii. Predadores de invertebrados móveis	PIM	Invertebrados bentônicos móveis
iii. Predadores de invertebrados sésseis	PIS	Invertebrados bentônicos sésseis
iv. Piscívoros	PSC	Peixes
HERBÍVOROS		
v. Herbívoros territorialistas	HET	Macroalgas e detritos
vi. Herbívoros não territorialistas	HNT	Macroalgas e detritos
OUTROS		
vii. Onívoros	ONI	Diversos tipos de organismos
viii. Zooplactívoros	ZPL	Macro e microzooplâncton

A análise da complexidade topográfica (rugosidade) foi estimada a partir do método de transecto de corrente (Luckhurst & Luckhurst, 1978; Hill & Wilkinson, 2004), no qual são percorridas com uma corrente metálica de 5 m de comprimento as reentrâncias e saliências do substrato para obter o índice de rugosidade. Este índice foi determinado entre a distância contornada por metro de trena e pelo comprimento total da corrente de modo estendida. Quanto mais estruturado é o substrato, menor é a distância percorrida pela corrente.

A estimativa da cobertura bêntica de cada ponto amostral foi determinada através da metodologia de fotoquadrados. Segundo Preskitt *et al.* (2004), tal método permite a aquisição de dados mais eficazes em um curto espaço de tempo e evita danos ao ambiente, pois não exige a retirada de material biológico.

O método consiste na captura de imagens ao posicionar o quadrado feito de canos de PVC, com subdivisões em 15 retângulos (22x15 cm), no substrato e fotografar a área delimitada (Figura 8). Foram realizadas 10 réplicas em cada estação de coleta seguindo a premissa de distância mínima (estipulada em intervalos de 5 m) que dos censos, a fim de evitar a sobreposição dos dados. Para cada retângulo fotografado as imagens geradas foram transferidas ao programa Coral Point Count with Excel extensions (CPCe) (Kohler & Gill, 2006), o qual distribui 30 pontos aleatórios. O CPCe calcula a porcentagem de cada componente do substrato gerando planilhas em formato Microsoft Excel com dados para cada categoria. A identificação do tipo de cobertura foi

gerada até o menor grupo taxonômico possível e foram agrupadas em categorias por grupos funcionais em algas (coralináceas, ramificadas, coriáceas, foliáceas, filamentosas), corais, invertebrados, areia e cascalho (adaptado de Ferreira & Gonçalves, 2006).



Figura 8. Exemplo de uma unidade do fotoquadrado para caracterizar a cobertura bêntica.

Análise dos dados

A composição da cobertura bêntica de cada estação amostrada foi calculada através da proporção relativa, obtida pelo percentual individual do táxon em relação aos itens que totalizaram a cobertura do substrato em cada réplica.

Para os dados bióticos, a diversidade de cada estação foi estimada a partir de três índices ecológicos seguindo Krebs (1972) e (Ludwig & Reynolds, 1988): a Riqueza específica de Margalef (S); o Complemento da diversidade de Simpson (D') e a Equitabilidade de Pielou (J').

Em cada ponto amostrado foram obtidos dados de abundância relativa e frequência de ocorrência das espécies de peixes. A abundância foi calculada pela participação em porcentagem do número de indivíduos de cada espécie em relação ao número total de indivíduos de todas as espécies; e a frequência de ocorrência foi calculada pelo percentual de censos em que uma determinada espécie foi observada em relação ao número total de censos realizados. As famílias e espécies foram classificadas quanto a abundância relativa (AR) em: muito abundantes (>10%), abundantes (2 – 10%), pouco abundantes (<2%) (Feitoza, 2001); e pela frequência de ocorrência (FO) em muito comuns (>80%), comuns (51 – 80%), ocasionais (21 – 50%),

incomuns (5 – 20%) e raras (<5%) (modificado de García-Charton & Pérez-Ruzafa, 1998).

As contagens de abundância dos peixes e dos itens de cobertura bêntica foram convertidos em $\log^{(x+1)}$ para atingir a normalidade das distribuições, visando diminuir os ruídos provocados pela presença de itens e espécies abundantes.

Os dados gerados após a conversão foram utilizados para a criação de matrizes pelo índice de similaridade de Bray-Curtis. Esta análise fornece um valor para interpretação das similaridades entre os grupos, de maneira que: $R > 0,75$ sugere claras distinções entre os grupos; $R > 0,5$ sugere diferenças significativas, mas com sobreposição entre os grupos e; $R < 0,25$ indica que não há diferenças significativas observada entre os grupos. A similaridade entre as estações foi testada através da Análise de Similaridade (ANOSIM), a fim de averiguar se a similaridade dos dados dentro de cada estação foi maior que entre as estações (ver Clarke & Warwick, 1994). A similaridade dos dados de fotoquadrados e das espécies de peixes foram ilustradas graficamente através do Escalonamento Multi-Dimensional não-paramétrico (MDS) para descrever a ordenação das três áreas amostradas, porém as espécies de peixes crípticas e consideradas raras foram excluídas das análises. Para a realização do MDS e ANOSIM foi gerado um padrão de 25 repetições e 999 permutações, respectivamente. O SIMPER foi utilizado para avaliar e descrever percentuais de semelhanças e dissimilaridades entre as estações. As matrizes utilizadas no teste de ANOSIM também foram empregadas na análise SIMPER. A realização dos cálculos multivariados e análises foram realizadas a partir do software PRIMER v.6 (Clarke & Warwick, 2001).

A ictiofauna e os descritores ambientais foram analisados através da permutação de Monte Carlo com 1000 repetições, visando testar a significância dos eixos. Para esta técnica foi aplicada a Análise de Correspondência Canônica (ACC). Os dados de abundância das espécies e de porcentagem de cobertura do substrato passaram por transformação logarítmica e os ruídos foram diminuídos com a retirada de espécies com menos de 10 indivíduos e frequência de ocorrência inferior a 5%, totalizando 27 espécies. A ACC foi realizada a partir do software CANOCO versão 4.5 (ter Braak & Smilauer, 2002).

A eficiência do esforço amostral foi verificada a partir da curva acumulada de espécies. Esta curva analisa a riqueza de espécies observadas, comparando ao número de censos realizados, utilizando estimadores que se aproximam do número real das espécies presentes no ambiente (Bohnsack & Bannerot, 1986; Minte-Vera *et al.*, 2008). A partir da curva gerada, é possível inferir o número de espécies que não foram observadas nos censos realizados. Foram utilizados dois estimadores de riqueza, o Chao1 (Chao, 1984, 1987) que gera estimativas de riqueza de espécies, incluindo espécies raras, e o Bootstrap, que calcula a estimativa da riqueza total, sem restrição às espécies raras (Heltsher & Forrester, 1983). Foi utilizado para a geração desta curva o software PRIMER v.6 (Clarke & Warwick, 2001). A comparação da composição da ictiofauna entre as diferentes estações foi realizada através de técnica de reamostragem, gerando uma curva de rarefação. Esta análise gráfica foi executada a partir do software Biodiversity Pro (McAleece *et al.*, 1997).

RESULTADOS

Composição e cobertura do substrato

A porcentagem da cobertura do substrato foi estimada a partir da tomada de imagens de 300 fotoquadrados (100 réplicas por estação), totalizando 192 cm² de área amostrada. As proporções relativas de cobertura e composição do substrato estão discriminadas na tabela 3. Dentre os tipos de cobertura analisados nas três estações houve dominância dos invertebrados sésseis em Areia Dourada, com a maior contribuição individual pertencente à espécie *Siderastrea stellata*. Ocorreu dominância de macroalgas nas estações Areia Vermelha e Sem Visita, sendo a maior contribuição pertencente aos gêneros *Gellidium* sp. e *Dictyopteris* sp., respectivamente.

Tabela 3. Categorias e composição da cobertura de substrato observada nas estações amostradas no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha. Setores M e R correspondem aos ambientes de macroalgas e recifes, respectivamente. (AD – Areia Dourada; SV – Sem Visita e AV – Areia Vermelha).

		Contribuição (%)					
Categoria	Composição	Setores		Estação		Espécie	
		M	R	AD	SV		AV
Macroalga	<i>Amphiroa</i> sp.	17.23	0.01	1.53	6.87	8.84	17.24
	<i>Acanthophora</i> cf. <i>spicifera</i>		12.72	1.99	10.43	0.3	12.72
	<i>Botryocladia occidentalis</i>		0.26	0.26			0.26
	<i>Bryopsis pennata</i>	0.07	0.02	0.06	0.03		0.09
	<i>Caulerpa cupressoides</i>	41.59		19.05	13.61	8.93	41.59
	<i>Caulerpa mexicana</i>	19.5		6.69	12.81		19.5
	<i>Caulerpa prolifera</i>	38.54	0.06	14.88	12.15	11.57	38.6
	<i>Caulerpa racemosa</i>	1.9	12.81	0.07	2.02	12.62	14.71
	<i>Caulerpa sertularioides</i>	17.61		11.22	6.39		17.61
	<i>Caulerpa</i> cf. <i>verticillata</i>	0.19	9.77	0.05	0.2	9.71	9.96
	<i>Cryptonemia crenulata</i>	1.1		0.9	0.2		1.1
	<i>Dictyopteris</i> sp.	28.95	27.39	12.38	19.95	24.01	56.34
	<i>Dyctiota</i> sp.	25.09	25.89	16.78	16.54	17.66	50.98
	<i>Gelidiella acerosa</i>		0.46	0.44		0.02	0.46
	<i>Gellidium</i> sp.	20.55	32.23	7.13	18.07	27.58	52.78
	<i>Gracilaria caudata</i>	3.81	5.75	3.92	2.24	3.4	9.56
	<i>Gracilaria cervicornis</i>	1.29	8.23	1.51	5.2	2.81	9.52
	<i>Gracilaria domingensis</i>	1.21	5.35	1.44	2.36	2.76	6.56
	<i>Gracilaria</i> sp.		1.3	0.72	0.21	0.37	1.3
	<i>Halimeda opuntia</i>	12.24	7.18	0.19	0.16	19.07	19.42
	<i>Halimeda</i> sp.	13.89	4.31	3.66	0.57	13.97	18.2
	<i>Hypnea musciformis</i>	9.83	12.3	1.17	6.54	14.42	22.13
	<i>Laurencia</i> sp.		0.12	0.07	0.05		0.12
	<i>Lobophora variegata</i>	2.92		2.88	0.04		2.92
	<i>Padina gymnospora</i>	2.1		0.76	1.32	0.02	2.1
	<i>Penicillus capitatus</i>	13.66		2.61	10.98	0.07	13.66
	<i>Sargassum</i> sp.	19.94	5.88	1.03	14.49	10.3	25.82
	<i>Tricleocarpa</i> sp.		3.64	0.46	3.13	0.05	3.64
	<i>Ulva lactuca</i>	3.9	0.09	2.93	0.91		3.99
	Invertebrado sésil	<i>Agaricia agaricites</i>		4.71	1.06	3.65	
<i>Agaricia fragilis</i>		0.3	4.26	1.12	3.13	0.31	4.56
<i>Ascidia nigra</i>			0.07		0.05	0.02	0.07
<i>Bunodosoma</i> sp.		0.01			0.01		0.01
<i>Cinachyrella alloclada</i>		0.47		0.41	0.01	0.05	0.47
<i>Favia gravida</i>			1.13	0.92	0.15	0.06	1.13
<i>Montastrea cavernosa</i>			2.83	2.29	0.39	0.15	2.83
<i>Mussismilia hartii</i>			0.77	0.6	0.16	0.01	0.77
<i>Mussismilia hispida</i>			0.36	0.32		0.04	0.36
<i>Palythoa caribaeorum</i>			13.14	6.42	6.54	0.18	13.14
<i>Porites astreoides</i>			0.78	0.51	0.25	0.02	0.78
<i>Protopalythoa variabilis</i>			8.14	0.71	7.3	0.13	8.14
<i>Siderastrea stellata</i>			53.86	52.8	0.9	0.16	53.86
<i>Zoanthus sociatus</i>			22.43	13.53	8.75	0.15	22.43
Invertebrado móvel	<i>Echinometra lucunter</i>		1.63	1.63			1.63
	<i>Turbinella laevigata</i>	0.01			0.01		0.01
Areia		1.34	1.41	0.64	0.86	1.25	2.75
Cascalho		0.53	5.84	0.22	0.27	5.88	6.37

A figura 9 demonstra a proporção relativa das categorias de cobertura do substrato segundo cada estação amostrada. Houve predominância de grupos diferenciados, explicitando uma dominância algal em Areia Vermelha, principalmente pelas algas ramificadas e coriáceas; e na estação Sem Visita, com dominância das algas ramificadas. Em Areia Dourada foi verificada uma inversão de dominância na cobertura do substrato, com baixa proporção de algas ao se comparar com demais estações, principalmente as algas coriáceas, além do expressivo volume de invertebrados sésseis.

A análise de MDS para a cobertura bêntica evidenciou um padrão claro de ordenação dos censos realizados, formando uma segregação das amostras em dois grupos distintos: ambientes de macroalga e ambientes recifais. Na diferenciação das amostras, existe uma maior segregação entre as estações de macroalga e uma notória formação de três grupos recifais de acordo com cada estação (Figura 10). No teste ANOSIM é demonstrado o grau de associação das amostras segundo cada estação (Tabela 4), que confirma as informações da análise do diagrama de ordenação. A análise indicou que os grupos de setores estão estatisticamente relacionados, com um R global de 0,88 em um valor de $p=0,01\%$ (Figura 11).

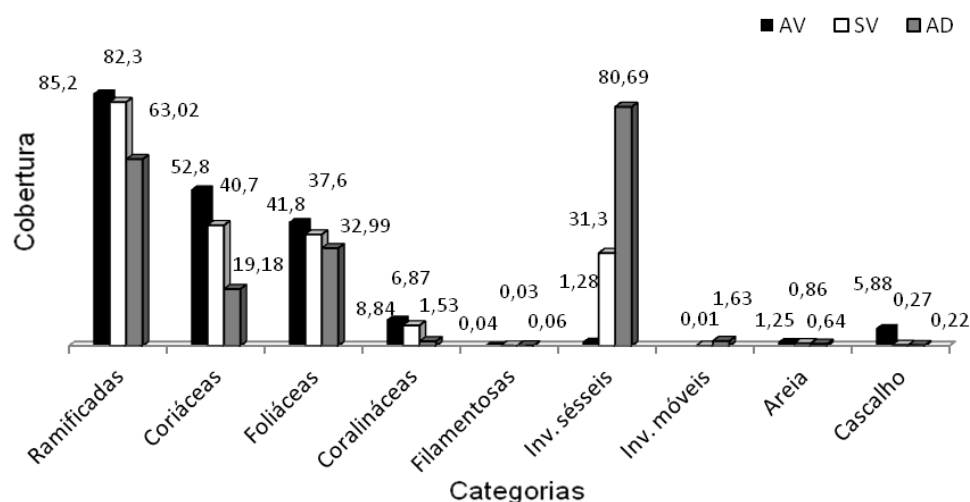


Figura 9. Proporção relativa da cobertura do substrato por categorias funcionais para cada estação amostrada no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.

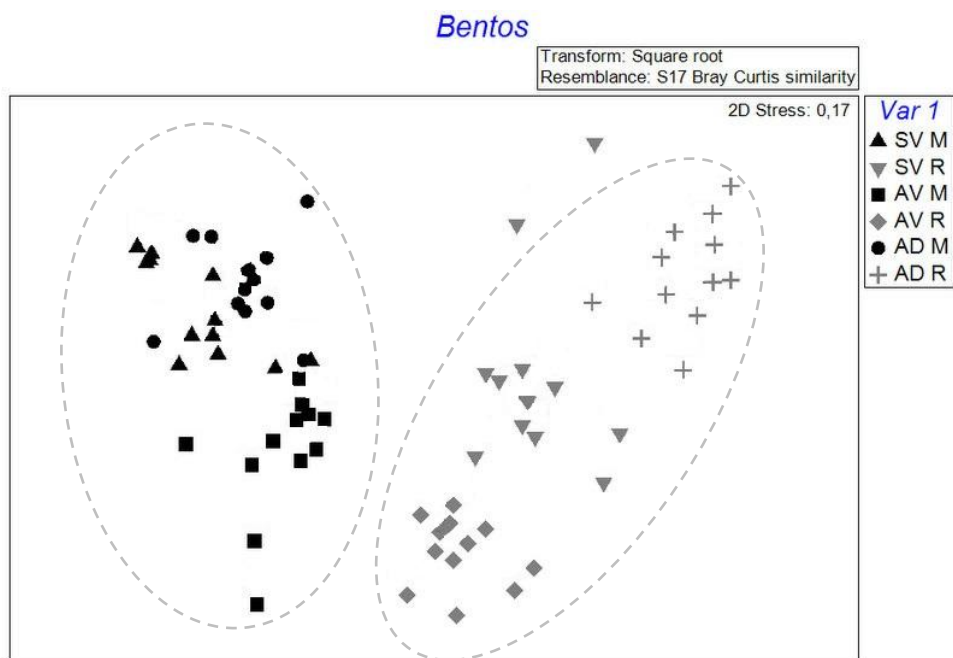


Figura 10. Escalonamento Multi-Dimensional não-paramétrico (nMDS) dos dados da cobertura do substrato nas estações. Os símbolos representam os censos realizados nos seis pontos de amostragem (SV M: Sem Visita Macroalga; SV R: Sem Visita Recifal; AV M: Areia Vermelha Macroalga; AV R: Areia Vermelha Recifal; AD M: Areia Dourada Macroalga e AD R: Areia Dourada Recifal).

Tabela 4. Resultado da análise de similaridade (ANOSIM) das amostras de cobertura do substrato segundo seus pontos de amostragem. Em negrito os grupos que apresentaram claras distinções.

Pontos de amostragem	R	p
SV M, SV R	0,968	<0,01
SV M, AV M	0,765	<0,01
SV M, AV R	0,979	<0,01
SV M, AD M	0,504	<0,01
SV M, AD R	1	<0,01
SV R, AV M	0,857	<0,01
SV R, AV R	0,717	<0,01
SV R, AD M	0,962	<0,01
SV R, AD R	0,87	<0,01
AV M, AV R	0,841	<0,01
AV M, AD M	0,772	<0,01
AV M, AD R	0,998	<0,01
AV R, AD M	0,981	<0,01
AV R, AD R	0,998	<0,01
AD M, AD R	1	<0,01

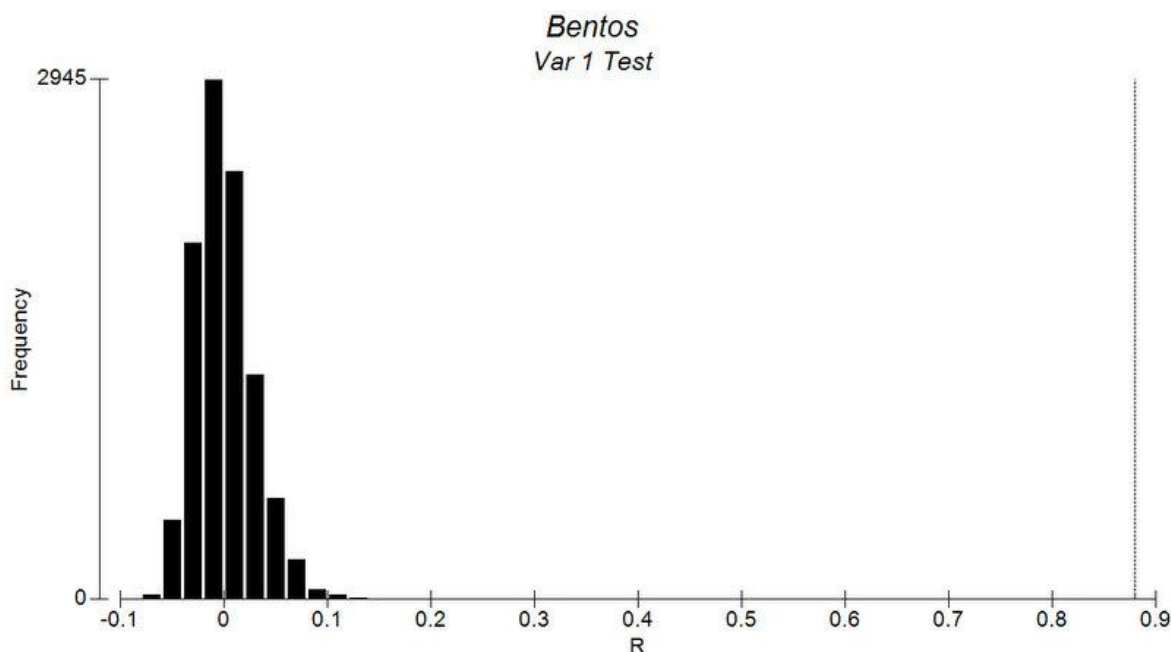


Figura 11. Distribuição acumulada do teste estatístico r , considerando a hipótese nula de não diferenças entre os grupos de setores, com valor global de $R = 0,88$.

Descritores ambientais

As variáveis ambientais analisadas são apresentadas na tabela 5. Os valores de mediana e desvios padrões indicam pouca variação entre as estações de coleta. A visibilidade e rugosidade apresentaram uma variação maior entre os pontos de amostragem, sendo detectadas diferenças significativas através do teste Student-Newman-Keuls para estas duas variáveis: visibilidade ($H = 27.5757$, $p\text{-valor} = 0.0162$) e rugosidade ($H = 34.8876$, $p\text{-valor} = 0.0015$). As demais variáveis foram analisadas a partir do teste Kruskal-Wallis que demonstrou não serem significativas. Os descritores analisados e dispostos na tabela estão representados conjuntamente para as variáveis salinidade, temperatura e visibilidade, de acordo com o mês de coleta (Figura 12) e por estação para as variáveis profundidade e rugosidade (Figura 13). Nos meses de dezembro/2009, fevereiro e março/2010 foram encontrados os maiores números de salinidade, a temperatura aumentou gradativamente entre dezembro/2009 até a maior média, alcançada em abril/2010, e a visibilidade obteve seus valores médios relativamente constantes, com um aumento pouco distinto no mês de dezembro/2010.

Tabela 5. Mediana ($\pm$ desvio padrão) das variáveis ambientais amostradas nas estações de coleta e os valores distribuídos através do teste Kruskal-Wallis. Destaque em negrito para variáveis com significância pelo teste Student-Newman-Keuls.

Variáveis Ambientais	SV	AV	AD	H	(p)
Temperatura	30 $\pm$ 0,8	30 $\pm$ 1,0	30 $\pm$ 1,3	20.0768	0.1277
Visibilidade	4,4 $\pm$ 0,2	3,1 $\pm$ 0,5	4,3 $\pm$ 0,7	27.5757	0.0162
Salinidade	39 $\pm$ 1,2	39 $\pm$ 1,0	37 $\pm$ 1,5	10.7057	0.709
Profundidade	1,8 $\pm$ 0,2	2,25 $\pm$ 0,5	2,25 $\pm$ 0,3	12.5754	0.5602
Rugosidade	3 $\pm$ 0,9	1,15 $\pm$ 0,7	1,1 $\pm$ 0,7	34.8876	0.0015

Composição da Ictiofauna

Do total de 150 censos realizados no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha, foi registrado um total de 6.141 espécimes, representados por 55 espécies e distribuídos em 27 famílias (Tabela 6). Das espécies observadas, sete foram registradas nos censos qualitativos e o restante nos censos quantitativos, que foram consideradas para as análises estatísticas. Destas 48 espécies recenseadas, 15 (31,2% do total de espécies) foram compartilhadas entre as três estações, duas foram amostradas somente na estação SV e sete encontradas somente nos censos realizados em AD.

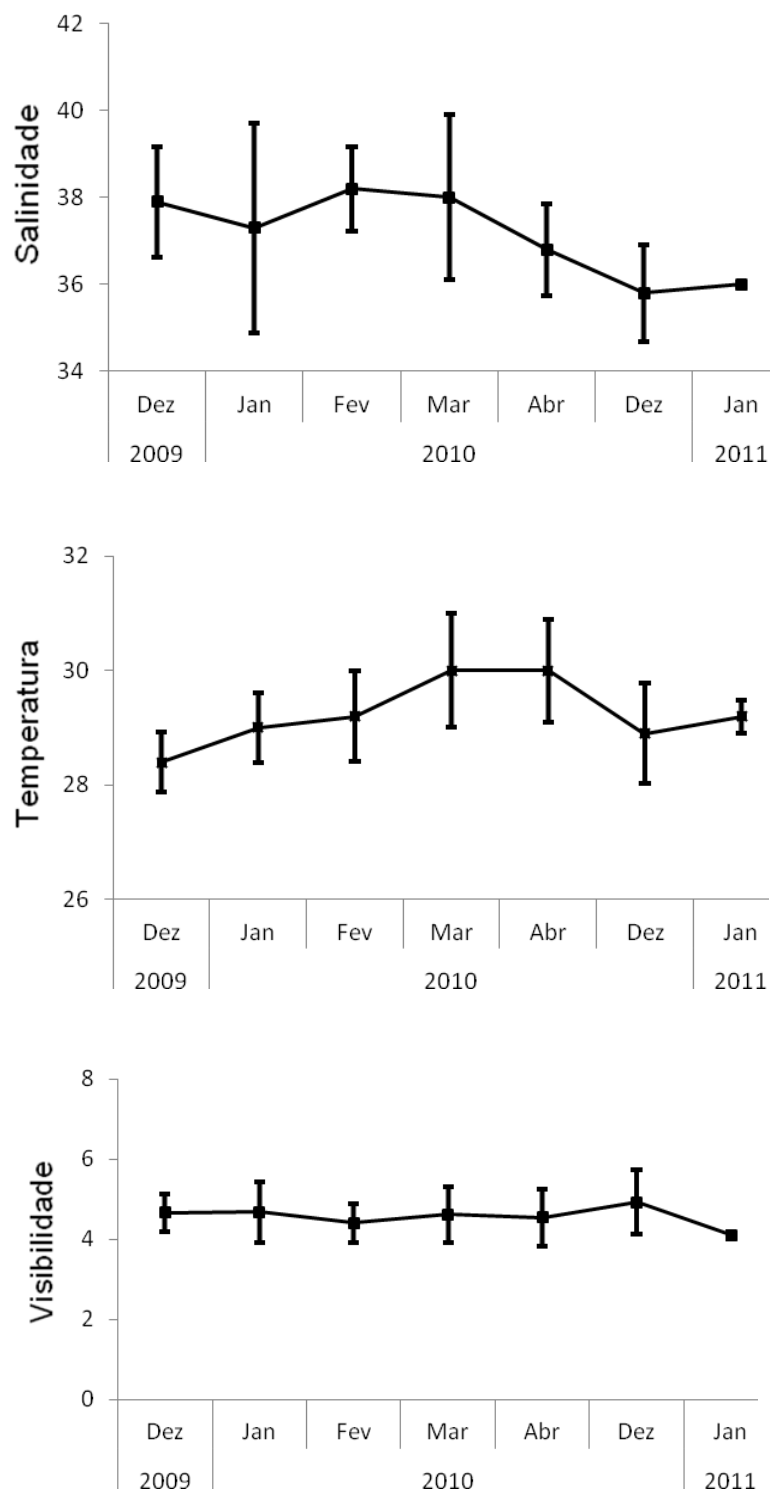


Figura 12. Valores médios ($\pm$ DP) mensais da salinidade, temperatura ($^{\circ}$ C) e visibilidade (m) amostrados em dezembro de 2009, janeiro a abril de 2010 e janeiro de 2011 para o Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.

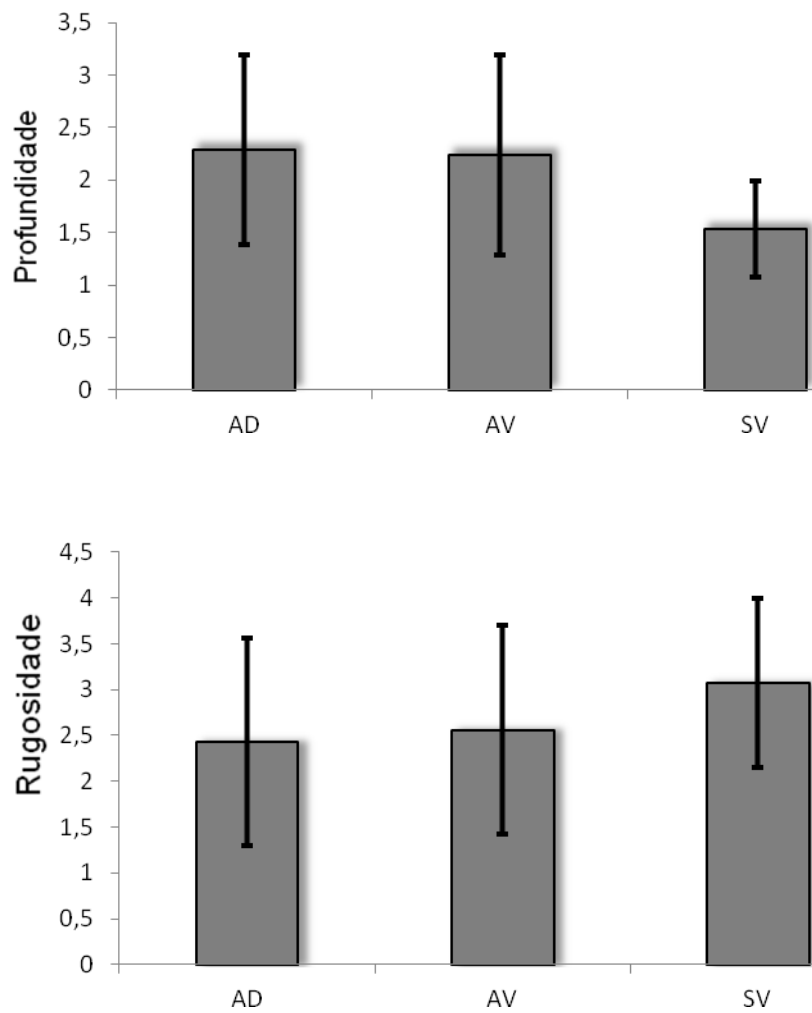


Figura 13. Valores médios ($\pm$ DP) mensais da profundidade e rugosidade (m) amostrados em dezembro de 2009, janeiro a abril de 2010 e janeiro de 2011 para o Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.

Tabela 6. Espécies de peixes recifais observados no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha, com o código correspondente para as espécies avistadas nos censos quantitativos, local de registro (1, 2, 3 correspondem a SV, AV e AD, respectivamente) e nome popular. A ordem sistemática das famílias segue Nelson (2006).

Família	Espécie	Código	Área	Nome popular
Muraenidae	<i>Gymnothorax vicinus</i> (Castelnau, 1855)	-	1	Moreia marrom
Ophichthidae	<i>Myrichthys ocellatus</i> (Kaup, 1856)	MYROCE	1*,2*,3	Mututuca
Ariidae	<i>Bagre</i> sp.	-	2*	Bagre
Mugilidae	<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	MUGCUR	1	Tainha
Holocentridae	<i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	HOLADS	1,3	Mariquita
Scorpaenidae	<i>Scorpaena plumieri</i> Bloch, 1789	-	1*,3*	Niquim, beatriz
Serranidae	<i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	EPIADS	1,2,3	Garoupa-gato
Malacanthidae	<i>Malacanthus plumieri</i> (Bloch, 1786)	MALPLU	1	Pirá
Carangidae	<i>Carangoides bartholomaei</i> (Cuvier, 1833)	CARBAR	1,2,3	Xaréu
	<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	CARLAT	1,2	Xaréu, xarelete
	<i>Seriola dumerilli</i> (Risso, 1810)	SERDUM	3	Urubaiana
Lutjanidae	<i>Lutjanus alexandrei</i> Moura & Lindeman, 2007	LUTALE	2,3	Vermelho
	<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)	LUTANA	1,3	Cioba
	<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	LUTJOC	2,3	Dentão
Gerreidae	<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	EUCGUL	1,2	Carapicu
	<i>Eucinostomus lefroyi</i> (Goode, 1874)	EUCLEF	3	Carapicu
	<i>Eucinostomus</i> sp.	EUCSP.	3	-
Haemulidae	<i>Anisotremus moricandi</i> (Ranzani, 1842)	ANIMOR	1,2,3	Fumeiro
	<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	ANIVIR	1,2,3	Salema, mercador
	<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier, 1830	HAEAUR	2,3	Cocoroca
	<i>Haemulon parra</i> (Desmarest, 1823)	HAEPAR	1,2,3	Cambuba
	<i>Haemulon plumieri</i> (Lacépède, 1801)	HAEPLU	1,2*,3	Biquara
	<i>Haemulon squamipinna</i> Rocha & Rosa, 1999	HAESQU	1,3	Xira amarela
	<i>Haemulon</i> sp.	HAESP.	1,3	-
Sciaenidae	<i>Equetus lanceolatus</i> (Linnaeus, 1758)	EQULAN	3	Maria-nagô
	<i>Pareques acuminatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	PARACU	1,3	Anteninha, equetus
Pempheridae	<i>Pempheris schomburgkii</i> Müller & Troschel, 1848	PEMSCH	3	Piaba-do-mar

Tabela 6. Continuação.

Família	Espécie	Código	Área	Nome popular
Mullidae	<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch, 1793)	PSEMAC	1,2	Saramonete
Chaetodontidae	<i>Chaetodon striatus</i> Linnaeus, 1758	CHASTR	1,3	Peixe-borboleta
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	ABUSAX	1,2,3	Sargentinho
	<i>Stegastes fuscus</i> (Cuvier, 1830)	STEFUS	1,2,3	Donzelinha
	<i>Stegastes variabilis</i> (Castelnau, 1855)	STEVAR	1,2,3	Donzela amarela
Labridae	<i>Halichoeres brasiliensis</i> (Bloch, 1791)	HALBRA	1,2,3	Sabonete brasileiro
	<i>Halichoeres bivittatus</i> (Bloch, 1791)	HALBIV	2,3	Sabonete listrado
	<i>Halichoeres penrosei</i> Starks, 1913	HALPEN	3	Sabonete ocelado
	<i>Halichoeres poeyi</i> (Steindachner, 1867)	HALPOE	1,2,3	Sabonete verde
Scaridae	<i>Scarus zelindae</i> Moura, Figueiredo & Sazima, 2001	SCAZEL	1,2,3	Peixe-papagaio
	<i>Scarus trispinosus</i> Valenciennes, 1840	SCATRI	2,3	Budião azul
	<i>Sparisoma axillare</i> Steindachner, 1878	SPAAXI	1,2,3	Budião batata
	<i>Sparisoma radians</i> (Valenciennes, 1840)	SPARAD	1,3	Budião batata
Labrisomidae	<i>Labrisoums kalisherae</i> (Jordan, 1904)	LABKAL	3	Garrião
	<i>Labrisomus nuchipinnis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	LABNUC	1,3	Maria-da-toca
	<i>Malacoctenus delalandii</i> (Valenciennes, 1836)	MALDEL	1,2,3	Blênio
	<i>Malacoctenus triangulatus</i> Springer, 1959	MALTRI	3	Blênio
	<i>Malacoctenus</i> sp.	-	2*	-
Blenniidae	<i>Ophioblennius trinitatis</i> (Miranda-Ribeiro, 1919)	OPHTRI	1,3	Blênio
Gobiidae	<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)	BATSOP	2*,3	Amorê
	<i>Coryphopterus glaucofraenum</i> Gill, 1863	CORGLA	1,3	Gobi-de-areia
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	-	1*,3*	Enxada
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i> Castelnau, 1855	ACABAH	1,2,3	Cirurgião
	<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787)	ACACHI	1,2,3	Barbeiro
	<i>Acanthurus coeruleus</i> Bloch & Schneider, 1801	ACACOE	1,2,3	Cirurgião azul
Bothidae	<i>Bothus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	-	1*	Linguado, tapa
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides greeleyi</i> Gilbert, 1900	-	3*	Baiacu verde
Diodontidae	<i>Diodon holocanthus</i> Linnaeus, 1758	DIOHOL	1,2*,3*	Baiacu-espinho

* espécies avistadas somente nos censos qualitativos

A tabela 7 apresenta as espécies observadas ao longo do estudo nas estações que compõem a área de estudo, organizadas em número total de indivíduos, frequência de ocorrência e abundância relativa por setor e estação, seguido do status de modo geral quanto à frequência de ocorrência e abundância relativa. A subfamília Scarinae, representada em número principalmente pelas espécies do gênero *Sparisoma* foi a mais abundante com 1.519 indivíduos, totalizando 24,7% dos peixes amostrados. A abundância dos indivíduos por setor e estação foi bastante variável, apesar dos ambientes de macroalgas revelarem um número de espécies semelhante aos recifes, os ambientes recifais foram superiores em termos de abundância. Muitas espécies consideradas ocasionais (16) e raras (16) estiveram presentes, mas foram pouco abundantes nos censos.

As espécies que perfizeram o maior número de indivíduos nos ambientes de macroalga foram *Sparisoma axillare*, *Abudefduf saxatilis*, *Acanthurus chirurgus*, *Haemulon parra* e *Halichoeres brasiliensis*, enquanto nos recifes foram *Sparisoma axillare*, *Abudefduf saxatilis*, *Acanthurus chirurgus*, *Scarus zelindae* e *Halichoeres brasiliensis*. Espécies observadas apenas uma vez dentre todos os censos foram *Diodon holocanthus*, *Halichoeres penrosei* e *Seriola dumerili*.

A figura 14 demonstra as famílias que obtiveram o maior número de indivíduos. Dentre as 21 registradas, quatro foram consideradas como muito abundantes e são: Scaridae, Pomacentridae, Acanthuridae e Haemulidae. Em relação às famílias com maior número de espécies, Haemulidae foi observada com sete espécies, seguido de Labridae, Labrisomidae* e Scaridae com quatro espécies cada.

Somente as espécies *Abudefduf saxatilis* e *Sparisoma axillare* foram registradas como muito frequente e muito abundante nos censos realizados (Tabela 7, Figura 15). As espécies *Stegastes fuscus* e *Haemulon parra* também estiveram frequentes em mais de 50% dos censos. De modo geral, o Parque foi composto predominantemente por espécies ocasionais ou raras. Em relação às famílias, Pomacentridae, Haemulidae, Acanthuridae e Scaridae tiveram frequência superior a 70% em conjunto às três áreas (Figura 16).

*Considerando também os censos qualitativos, a família Labrisomidae foi composta por cinco espécies.

Tabela 7. Peixes recifais observados no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha, por setor e estação, segundo o número total de indivíduos (Ni), valores de frequência de ocorrência (FO) e abundância relativa (AR). O status refere-se à frequência de ocorrência e abundância relativa de modo geral. (AD: Areia Dourada; SV: Sem visita; AV: Areia Vermelha; MF: muito frequente; F: frequente; C: comum; O: ocasional; R: rara; MA: muito abundante; A: Abundante e PA: pouco abundante).

Espécie (código)	Setores						Estação									Status
	Macroalga			Recife			AD			SV			AV			
	Ni	FO	AR	Ni	FO	AR	Ni	FO	AR	Ni	FO	AR	Ni	FO	AR	
ABUSAX	358	52	14.5	618	94.7	16.9	462	74	14.6	91	54	7.59	423	94	23.8	MF, MA
ACABAH	61	20.0	2.46	247	53.3	6.74	142	32	4.48	141	52	11.7	25	28	1.41	F, A
ACACHI	346	50.7	14.0	124	45.3	3.38	167	60	5.27	86	26	19.1	226	56	12.7	F, A
ACACOE	28	32.0	1.13	333	74.7	9.09	190	34	6.00	37	48	3.09	125	42	7.04	F, A
ANIMOR	21	14.7	0.85	62	25.3	1.69	42	30	1.33	01	2	0.08	40	28	2.25	C, PA
ANIVIR	19	9.33	0.77	72	52.0	1.96	22	16	0.69	28	38	2.34	41	42	2.31	C, PA
BATSOP	10	5.33	0.40	03	29.3	0.08	13	14	0.41							O, PA
CARBAR	54	24.0	2.18	08	5.33	0.22	36	8	1.14	12	20	1.00	14	14	0.79	O, PA
CARLAT				11	10.7	0.30				06	8	0.50	5	8	0.28	O, PA
CHASTR	13	8.00	0.53				07	4	0.22	06	8	0.50				R, PA
CORGLA	27	17.3	1.09				19	18	0.60	08	8	0.67				O, PA
DIOHOL	01	1.33	0.04							01	2	0.08				R, PA
EPIADS	18	13.3	0.73	27	16	0.74	32	24	1.01	10	18	0.83	3	6	0.17	C, PA
EQULAN				01	1.33	0.03	01	2	0.03							R, PA
EUCGUL	16	8.00	0.65	48	10.7	1.31				16	12	1.33	48	16	2.70	O, PA
EUCLEF	02	2.67	0.08				02	4	0.06							R, PA
EUCSP.	21	1.33	0.85				21	2	0.66							R, PA
HAEAUR	05	2.67	0.20	122		3.33	76	14	2.40				51	46	2.87	C, A
HAEPAR	344	82.7	13.9	58	26.7	1.58	233	68	7.36	95	48	7.92	74	52	4.17	F, A
HAEPLU	85	26.7	3.43	08	2.67	0.22	56	26	1.77	37	20	3.09				O, PA
HAESQU	01	1.33	0.04	17	8.00	0.46	17	12	0.54	01	2	0.08				O, PA
HAESP.	16	9.33	0.65				13	10	0.41	03	6	0.25				O, PA
HALBIV	14	9.3	0.57	03	5.33	0.08	13	14	0.41				04	8	0.23	O, PA
HALBRA	156	30.7	6.30	272	61.3	7.42	281	52	8.87	40	40	3.34	107	46	6.03	F, A
HALPEN				01	1.33	0.03	01	2	0.03							R, PA
HALPOE	22	17.3	0.89	47	29.3	1.28	38	28	1.20	03	4	0.25	28	38	1.58	C, PA
HOLADS	01	2.67	0.04	16	9.33	0.44	09	6	0.28	08	12	0.67				O, PA
HALBIV	14	9.3	0.57	03	5.33	0.08	13	14	0.41				04	8	0.23	O, PA
LABKAL	18	12.0	0.73	06	4.00	0.16	24	24	0.76							O, PA
LABNUC	03	2.67	0.12	14	1.33	0.38	06	4	0.19	11	16	0.92				O, PA

Tabela 7. Continuação.

Espécie (código)	Setores									Área						Status
	Macroalga			Recife			AD			SV			AV			
	Ni	FO	AR	Ni	FO	AR	Ni	FO	AR	Ni	FO	AR	Ni	FO	AR	
LUTALE	07	8.00	0.28	65	20.0	1.77	51	14	1.61				21	28	1.18	O, PA
LUTANA	04	4.00	0.16				01	2	0.03	03	4	0.25				R, PA
LUTJOC	08	8.00	0.32	132		3.60	76	28	2.40				64	48	3.61	C, A
MALDEL	16	14.7	0.65	16	10.7	0.44	07	6	0.22	05	10	0.42	20	22	1.13	O, PA
MALPLU				08	6.67	0.22				08	10	0.67				R, PA
MALTRI	03	2.67	0.12				03	4	0.09							R, PA
MUGCUR				07	8.00	0.19				07	12	0.58				R, PA
MYROCE	03	2.67	0.12				03	4	0.09							R, PA
OPHTRI				20	18.7	0.55	11	12	0.35	09	16	0.75				O, PA
PARACU	01	1.33	0.04	09	4.00	0.25	09	6	0.28	01	2	0.08				R, PA
PEMSCH				40	1.33	1.09	40	2	1.26							R, PA
PSEMAC	03	4.00	0.12							2	4	0.17	01	2	0.06	R, PA
SCAZEL	48	17.3	1.94	318	49.3	8.68	112	26	3.54	229	52	7.2	25	22	1.41	C, A
SCATRI				21	9.33	0.57	15	6	0.47				06	8	0.34	O, PA
SERDUM	01	1.33	0.04				01	2	0.03							R, PA
SPAAXI	473	70.7	19.1	647	81.3	17.7	614	76	19.4	194	70	16.2	312	70	17.6	MF, MA
SPARAD				12	6.67	0.33	04	4	0.13	8	6	0.67				R, PA
STEFUS	135	53.3	5.45	200	58.7	5.46	175	72	5.53	65	50	5.42	95	58	5.35	F, A
STEVAR	114	42.7	4.60	52	20.0	1.42	122	58	3.85	27	26	2.25	17	10	0.96	C, A
TOTAL	2476			3665			3167			1199			1775			

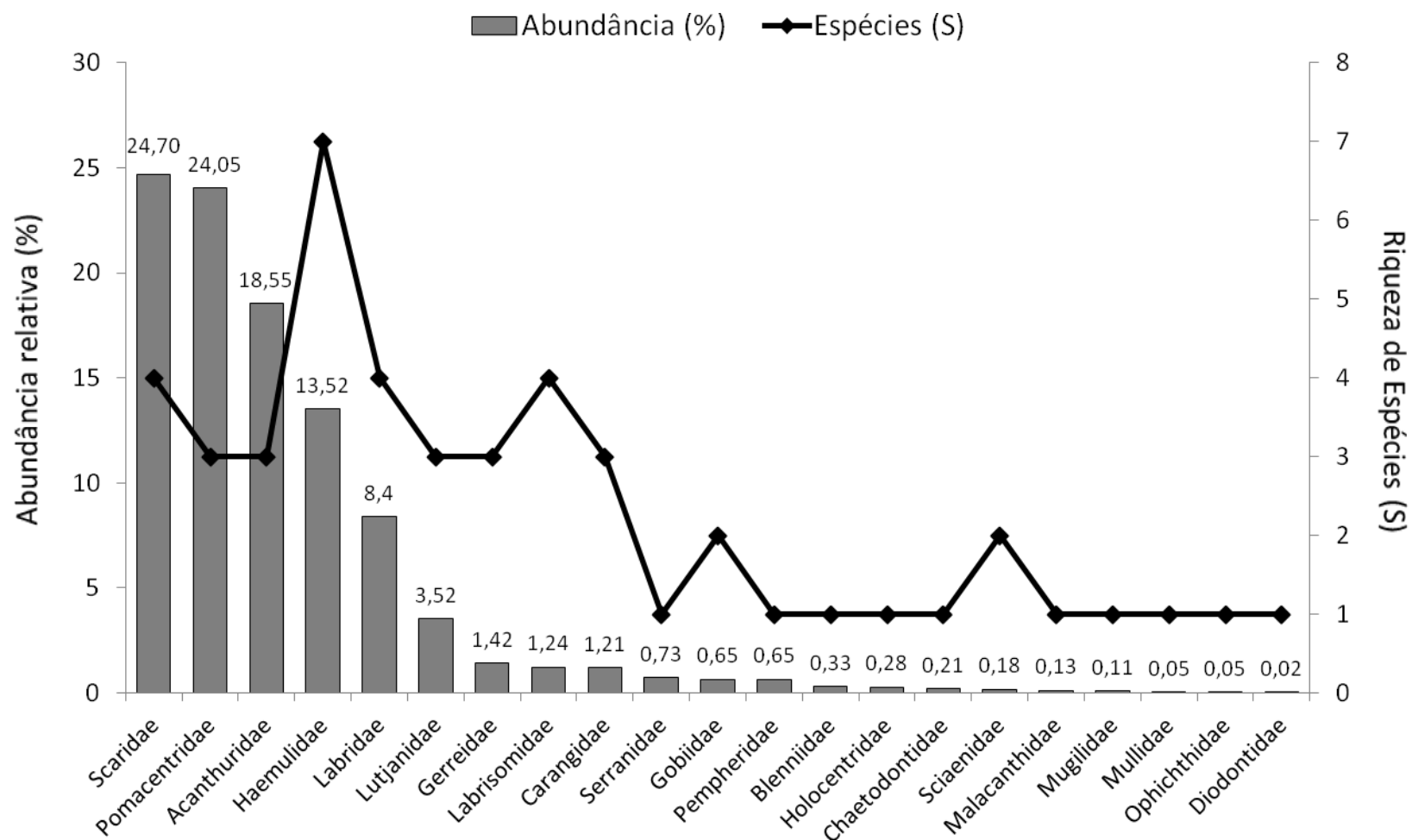


Figura 14. Riqueza de espécies de peixes e abundância relativa das famílias amostradas no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.

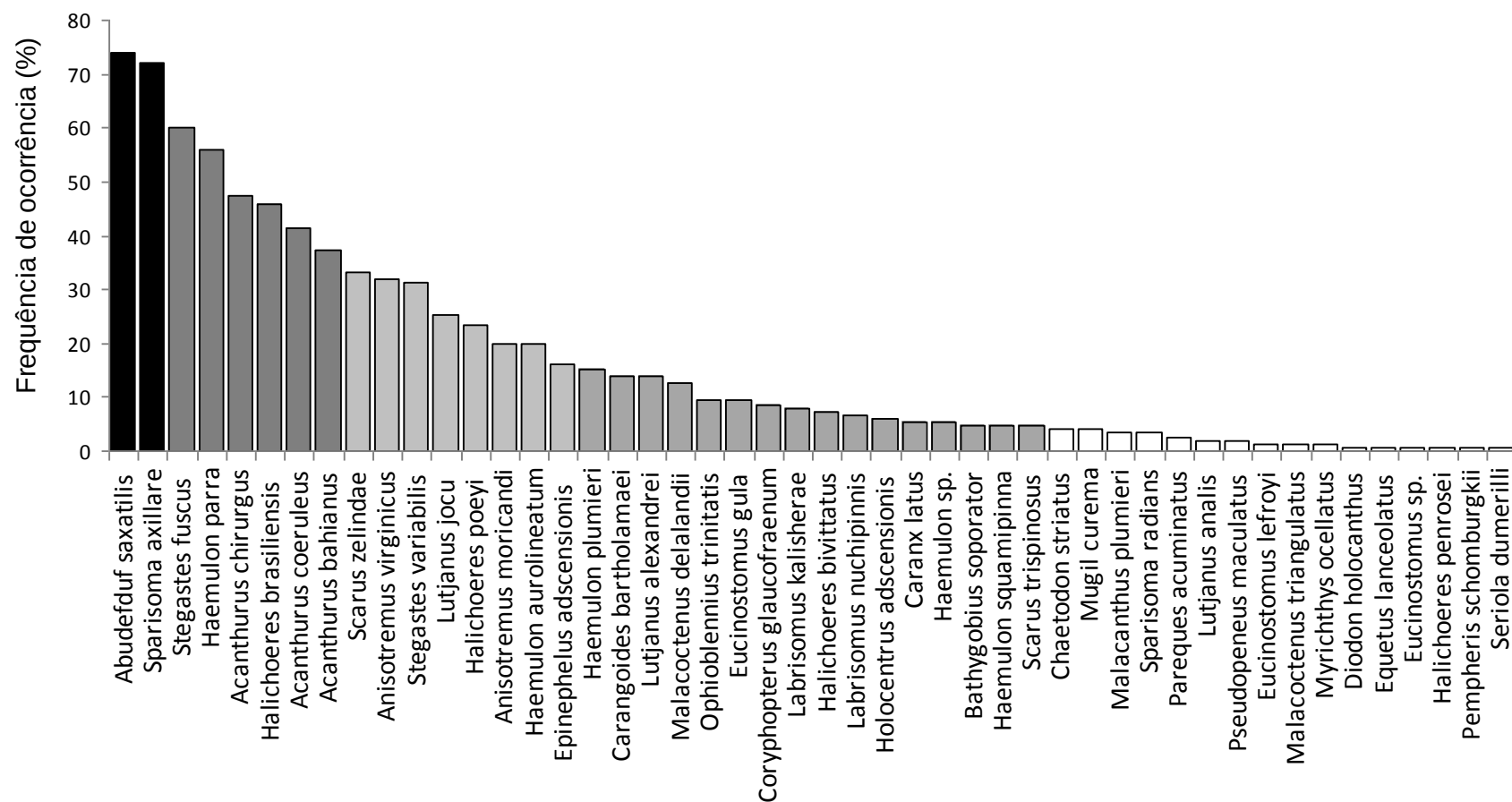


Figura 15. Frequência relativa de ocorrência das espécies da ictiofauna recifal no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha. A coloração das barras em diferentes tons representa a classificação em muito frequente, frequente, comum, ocasional e rara, respectivamente.

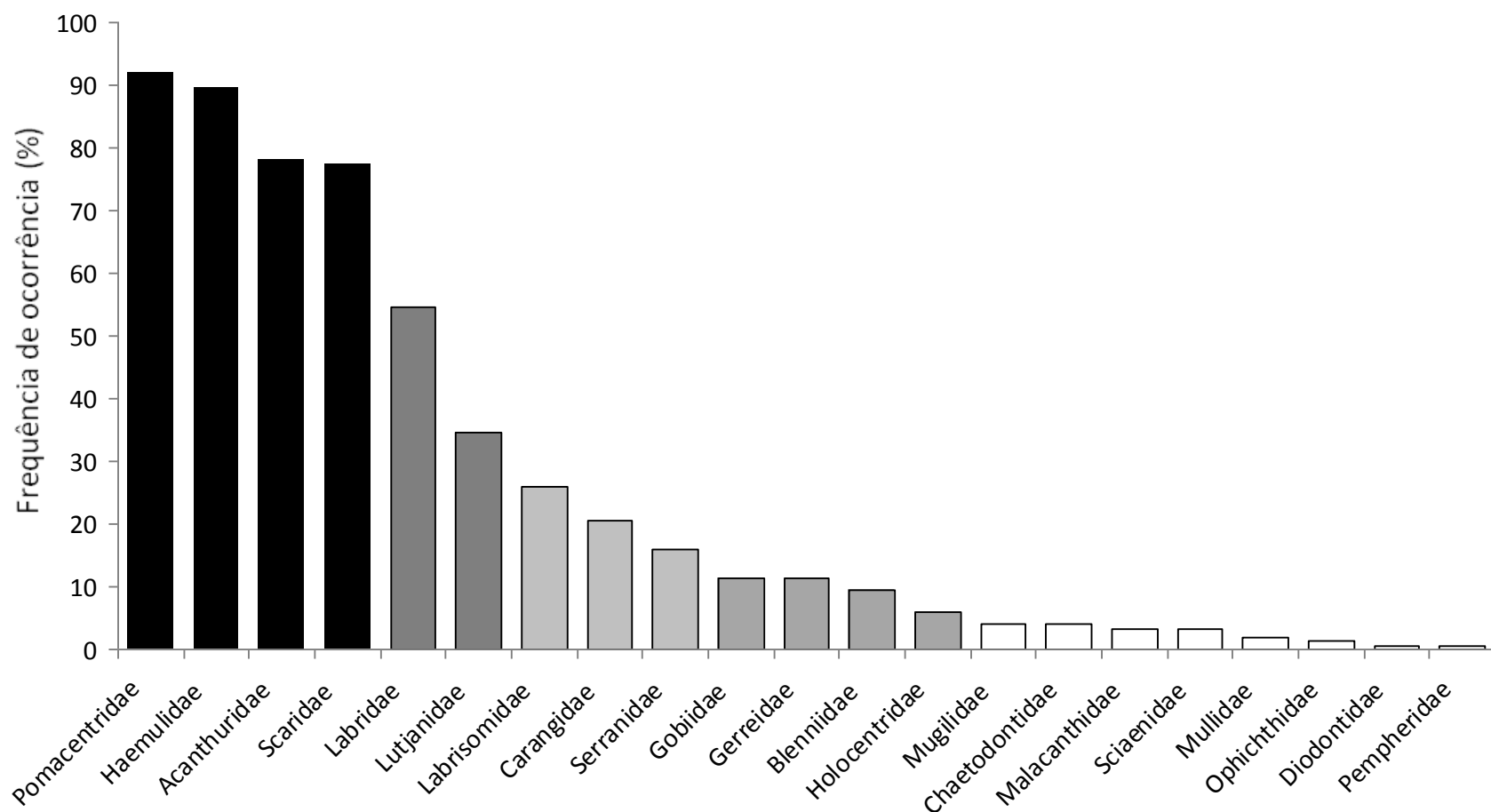


Figura 16. Frequência relativa de ocorrência das famílias da ictiofauna recifal no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha. A coloração das barras em diferentes tons representa a classificação em muito frequente, frequente, comum, ocasional e rara, respectivamente.

O número de indivíduos, riqueza de espécies, e os índices de diversidade e equitabilidade da ictiofauna para cada estação amostrada estão apresentados na tabela 8. A equitabilidade foi semelhante entre as três estações, ao passo que os valores de abundância, riqueza de espécies e diversidade registrados em Areia Dourada foram superiores ao das estações Sem Visita e Areia Vermelha. A estação AV obteve a menor riqueza de espécies e diversidade em relação às demais estações. Enquanto que SV apresentou a menor equitabilidade dentre os locais amostrados. O teste de Kruskal-Wallis indicou que a abundância das espécies, por censo foi significativamente diferente: na estação SV foi de $Z=2,09$; $p<0.001$, em AV correspondeu a $Z= 3,14$; $p<0.001$ e em AD, $Z= 6,14$; $p<0.001$. O teste de Kruskal-Wallis indicou que a riqueza de espécies por censo para Areia Dourada apresenta diferenças significativas em relação à riqueza obtida na estação AV ($Z = 2,85$; $p<0,05$) e em SV ($Z = 4,83$; $p<0,05$).

Tabela 8. Número total de indivíduos e índices de Riqueza (S), diversidade de Simpson (D') e Equitabilidade de Pielou (J') calculados para cada estação.

Estação	Ni	Riqueza (S)	Índice de Simpson (D')	Equitabilidade (J')
Sem Visita	1207	33	4,51	0,76
Areia Vermelha	1767	24	3,07	0,77
Areia Dourada	3167	42	5,08	0,79
Total	6141	48	5,38	0,75

A curva de acumulação das espécies na figura 17 demonstra ao longo das amostragens um aumento gradativo no número de espécies registradas até o 20º censo aproximadamente. Depois esse aumento tornou-se mais discreto, com os estimadores Chao1 e Bootstrap apresentando uma tendência de estabilização da curva de modo semelhante após o 130º censo aproximadamente, com o número de espécies permanecendo similar até a última amostragem. Baseado nas premissas dos estimadores utilizados é indicada a existência de pelo menos 50 espécies nos ambientes amostrados. Além disso, foi possível observar que 130 (86,6%) dos 150 censos visuais foram necessários para amostrar a riqueza observada no estudo.

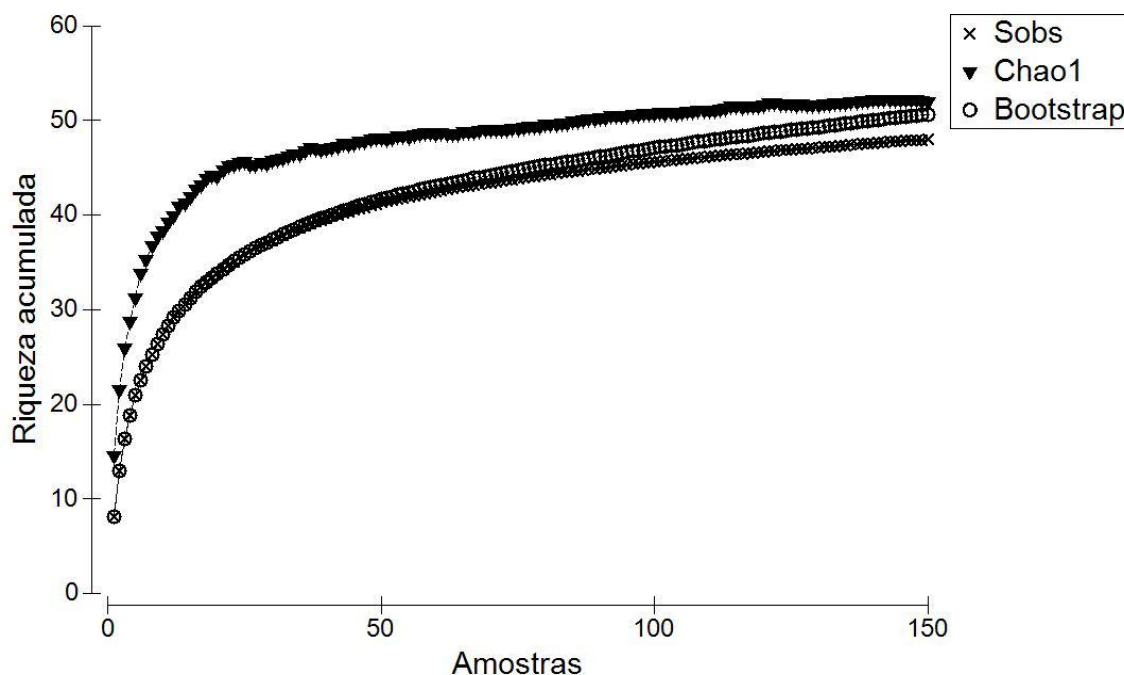


Figura 17. Curva de acumulação das espécies de peixes recifais, em função do número total de censos realizados na área de estudo.

Ichthyofauna de acordo com o tamanho e categorias tróficas

De acordo com as espécies, 3,9% dos indivíduos pertencem exclusivamente ao estágio juvenil, menos de 1% corresponde a peixes exclusivamente adultos e a maioria foi composta por indivíduos encontrados tanto no estágio juvenil como adulto (96%), sendo representadas principalmente pelas categorias 2–10, com 3.076 indivíduos e 10–20 com 2.196 (tabela 9, figura 18). De acordo com a figura 19, poucos indivíduos de comprimento <2 cm foram registrados nas três estações enquanto que os de grande porte somente foram observados em AD. A estação SV obteve os menores valores dentre as categorias analisadas, seguido de AV, que obteve um número semelhante de indivíduos apenas na categoria 2–10 cm. Destaca-se que a maior abundância foi registrada em AD em todas as classes de tamanho categorizadas, sendo bastante considerável a diferença no número de indivíduos dentre as estações no que se refere às categorias 2–10 cm e 10–20 cm.

Tabela 9. Categorias tróficas, local de ocorrência, número de indivíduos, variação do comprimento nos censos, estágio e comprimento máximo baseado na literatura. Estações 1, 2 e 3 correspondem a SV, AV e AD, respectivamente.

Espécie	CT	Local	N	Comprimento total (cm)		
				Variação	Estágio	Comp. máx.
<i>Abudefduf saxatilis</i>	ONI	1, 2, 3	976	<2 – 30	Juv, Ad	22,9
<i>Acanthurus bahianus</i>	HNT	1, 2, 3	308	2 – 20	Juv, Ad	38,1
<i>Acanthurus chirurgus</i>	HNT	1, 2, 3	479	2 – >40	Juv, Ad	39
<i>Acanthurus coeruleus</i>	HNT	1, 2, 3	352	2 – >40	Juv, Ad	39
<i>Anisotremus moricandi</i>	PIM	1, 2, 3	83	2 – 20	Juv, Ad	15,1
<i>Anisotremus virginicus</i>	PIM	1, 2, 3	91	2 – 20	Juv, Ad	40,6
<i>Bathygobius soporator</i>	CGE	3	13	2 –10	Juv	15
<i>Carangoides bartholomaei</i>	PSC	1, 2, 3	62	2 –30	Juv	100
<i>Caranx latus</i>	PSC	1, 2	11	2 –30	Juv	101
<i>Chaetodon striatus</i>	PIS	1, 3	13	2 – 20	Juv, Ad	16
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	ONI	1, 3	27	2 –10	Juv, Ad	8
<i>Diodon holocanthus</i>	PIM	1	01	30 – 40	Ad	50
<i>Epinephelus adscensionis</i>	CGE	1, 2, 3	45	2 – 20	Juv	61
<i>Equetus lanceolatus</i>	CGE	3	01	2 –10	Juv	25,0
<i>Eucinostomus gula</i>	PIM	1, 2	64	2 – 20	Juv, Ad	23
<i>Eucinostomus lefroyi</i>	PIM	3	02	2 –10	Juv *	30
<i>Eucinostomus sp.</i>	PIM	3	21	2 –10	Juv *	-
<i>Haemulon aurolineatum</i>	ONI	2, 3	127	2 – 30	Juv, Ad	25
<i>Haemulon parra</i>	PIM	1, 2, 3	402	2 – 30	Juv, Ad*	41,2
<i>Haemulon plumieri</i>	CGE	1, 3	93	2 – 20	Juv, Ad	53
<i>Haemulon squamipinna</i>	PIM	1, 3	18	2 – 20	Juv, Ad	20,3
<i>Haemulon sp.</i>	PIM	1, 3	16	<2	Juv	-
<i>Halichoeres bivittatus</i>	PIM	2, 3	17	10 – 30	Juv	35,0
<i>Halichoeres brasiliensis</i>	PIM	1, 2, 3	428	2 – 30	Juv, Ad	38,1
<i>Halichoeres penrosei</i>	PIM	3	01	2 –10	Juv	30
<i>Halichoeres poeyi</i>	PIM	1, 2, 3	69	2 – 30	Juv, Ad	20
<i>Holocentrus adscensionis</i>	PIM	1, 3	17	2 – 20	Juv, Ad	61
<i>Labrisomus kalisherae</i>	PIM	3	24	2 –10	Juv, Ad	7,5
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	PIM	1, 3	17	2 – 20	Juv, Ad	23
<i>Lutjanus alexandrei</i>	CGE	2, 3	72	2 – 40	Juv, Ad	45,7
<i>Lutjanus analis</i>	CGE	1, 3	04	10 – 30	Juv	94,0
<i>Lutjanus jocu</i>	CGE	2, 3	140	2 - >40	Juv, Ad	128
<i>Malacanthus plumieri</i>	PIM	1	08	10 – 30	-	70,0
<i>Malacoctenus delalandii</i>	CGE	1, 2, 3	32	<2 – 10	Juv, Ad	8,2
<i>Malacoctenus triangulatus</i>	CGE	3	03	2 –10	Juv, Ad	7,5

Tabela 9. Continuação.

Espécie	CT	Local	n	Comprimento total (cm)		
				Variação	Estágio	Comp. Máx.
<i>Mugil curema</i>	ZPL	1	07	20 – 30	Ad	90,0
<i>Myrichthys ocellatus</i>	CGE	3	03	>40	-	110
<i>Ophioblennius trinitatis</i>	HET	1, 3	20	2 – 20	Juv, Ad	15
<i>Pareques acuminatus</i>	CGE	1, 3	10	2 – 10	-	23
<i>Pempheris schomburgkii</i>	ZPL	3	40	2 – 10	Juv	15
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	PIM	1, 2	03	2 – 10	Juv	30
<i>Scarus trispinosus</i>	HNT	2, 3	21	10 – 40	Juv, Ad*	35,5
<i>Scarus zelindae</i>	HNT	1, 2, 3	366	10 – 40	Juv, Ad*	33,2
<i>Seriola dumerilii</i>	CGE	3	01	2 – 10	Juv	190
<i>Sparisoma axillare</i>	HNT	1, 2, 3	1120	2 – 40	Juv, Ad	37
<i>Sparisoma radians</i>	HNT	1, 3	12	2 – 0,20	Juv, Ad	20
<i>Stegastes fuscus</i>	HET	1, 2, 3	335	<2 – 20	Juv, Ad	12,6
<i>Stegastes variabilis</i>	HET	1, 2, 3	166	<2 – 20	Juv, Ad	12,5

Categorias tróficas (CT): CGE – Carnívoros Generalistas; PIM – Predadores Invertebrados móveis; PIS – Predadores Invertebrados sésseis; HNT – Herbívoros não territorialistas; HET – Herbívoros territorialistas; ONI – Onívoros; PSC – Piscívoros e ZPL – Zooplactívoros. Estágios Juvenil (Juv) e Adulto (Ad). *Comprimento de maturação para espécies congêneres consultadas: *Eucinostomus gula*; *Haemulon plumierii*, *Haemulon aurolineatum* e *Scarus coeruleus*.

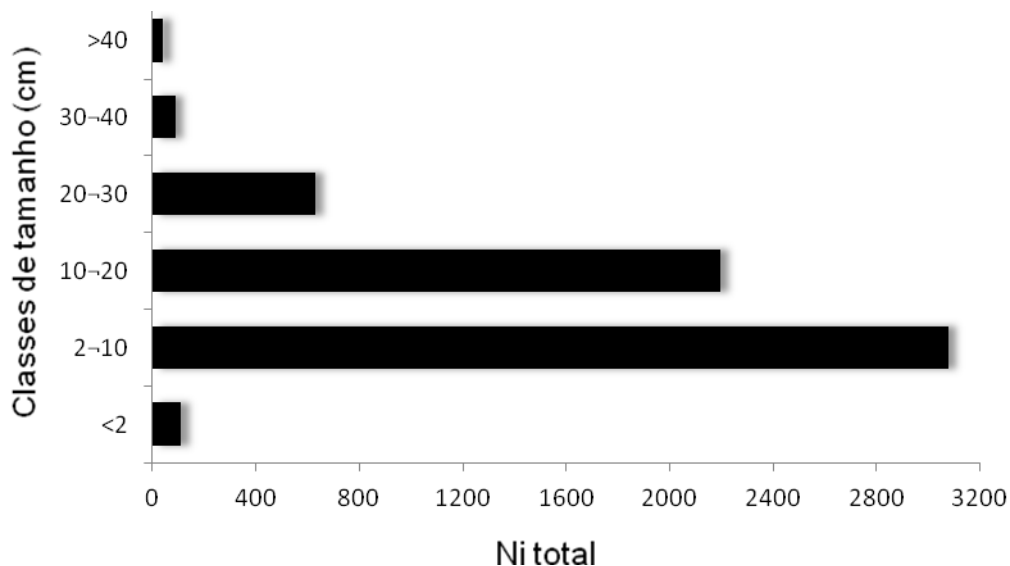


Figura 18. Categorias representadas pelas classes de tamanho das espécies amostradas no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.

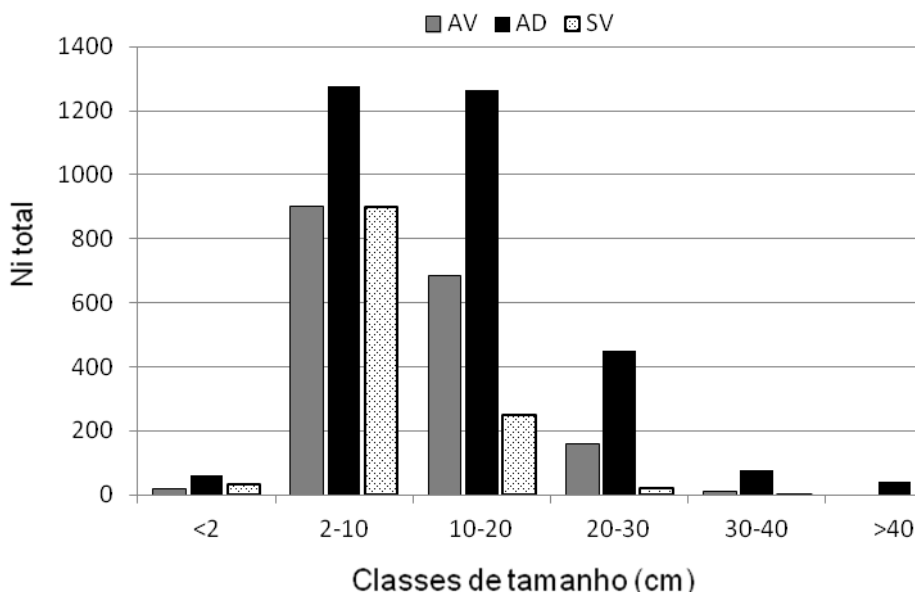


Figura 19. Classes de tamanho analisadas de acordo com as estações de coleta amostradas para o Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.

As figuras 20 a 22 apresentam os comprimentos estimados dos indivíduos mais frequentes e abundantes recenseados na área de estudo. As amostras consistiram predominantemente de jovens das espécies *Anisotremus virginicus*, *Epinephelus adscensionis* e *Scarus zelindae*. Entre os adultos, as espécies predominantes foram *Acanthurus bahianus*, *A. chirurgus*, *A. coeruleus*, *Stegastes fuscus* e *S. variabilis*. Na estação SV, contribuíram principalmente jovens e adultos da espécie *Acanthurus bahianus* e jovens da espécie *Scarus zelindae* (categoria 2–10 cm). Em Areia Vermelha a maior predominância de jovens foi das espécies *Abudefduf saxatilis* e *Lutjanus jocu*, além de indivíduos adultos de *Acanthurus chirurgus* e *Anisotremus virginicus*. A estação AD obteve a maior quantidade de espécies com predomínio de adultos, sendo elas: *Abudefduf saxatilis*, *Acanthurus bahianus*, *A. coeruleus*, *Lutjanus jocu*, *Haemulon parra*, *Halichoeres brasiliensis*, *Sparisoma axillare*, *Stegastes fuscus* e *S. variabilis*; e jovens das espécies *Acanthurus chirurgus*, *Epinephelus adscensionis*, *Haemulon aurolineatum*, *H. parra* e *Scarus zelindae* (categoria 10–20 cm).

Observou-se a segregação por tamanho dentre as estações amostradas. Com relação às espécies *Acanthurus coeruleus* e *Sparisoma axillare*, os indivíduos jovens foram registrados similarmente nas três estações, porém

populações de adultos foram avistadas principalmente em Areia Dourada e, aqueles categorizados em >40 cm, presentes apenas nesta estação. Apesar da predominância de jovens da espécie *Scarus zelindae* nas amostras, observou-se uma distinta separação entre jovens de acordo com as categorias, onde indivíduos entre 2 e 10 cm foram encontrados em grande número na estação Sem visita e exemplares de 10–20 cm foram mais abundantes em Areia Dourada. Com relação às espécies *Stegastes fuscus* e *S. variabilis*, em Areia Dourada foi observado que exemplares de *Stegastes fuscus* com menor porte foram poucos e de *S. variabilis* muitos. Em Areia Vermelha, indivíduos de *Stegastes fuscus* de 10 a 20 cm foram predominantes e de *S. variabilis* foram ausentes.

Embora sem o registro na literatura acerca da maturidade sexual para algumas espécies, como *Anisotremus moricandi* e *Halichoeres poeyi*, indivíduos de pequeno a grande porte foram observados similarmente em Areia Vermelha e Areia Dourada, semelhante às demais espécies, os maiores indivíduos foram avistados em Areia Dourada.

As dez espécies mais abundantes foram analisadas entre as estações amostrais. Seis espécies demonstraram diferenças significativas pelo teste ANOVA (Tabela 10). As espécies *Sparisoma axillare*, *Abudefduf saxatilis*, *Halichoeres brasiliensis* e *Acanthurus coeruleus* possuíram tamanhos médios superiores em Areia Dourada, comparadas à Areia Vermelha. *Scarus zelindae* e *Acanthurus bahianus* apresentaram tamanhos médios também superiores entre Areia Dourada e a estação Sem Visita, indicando uma possível separação espacial entre jovens e adultos nestas estações. A maioria das espécies apresentou tamanho médio diferente entre os locais amostrados, o que pode sugerir uma ocupação diferencial relacionada aos habitats e provável preferência por determinado local.

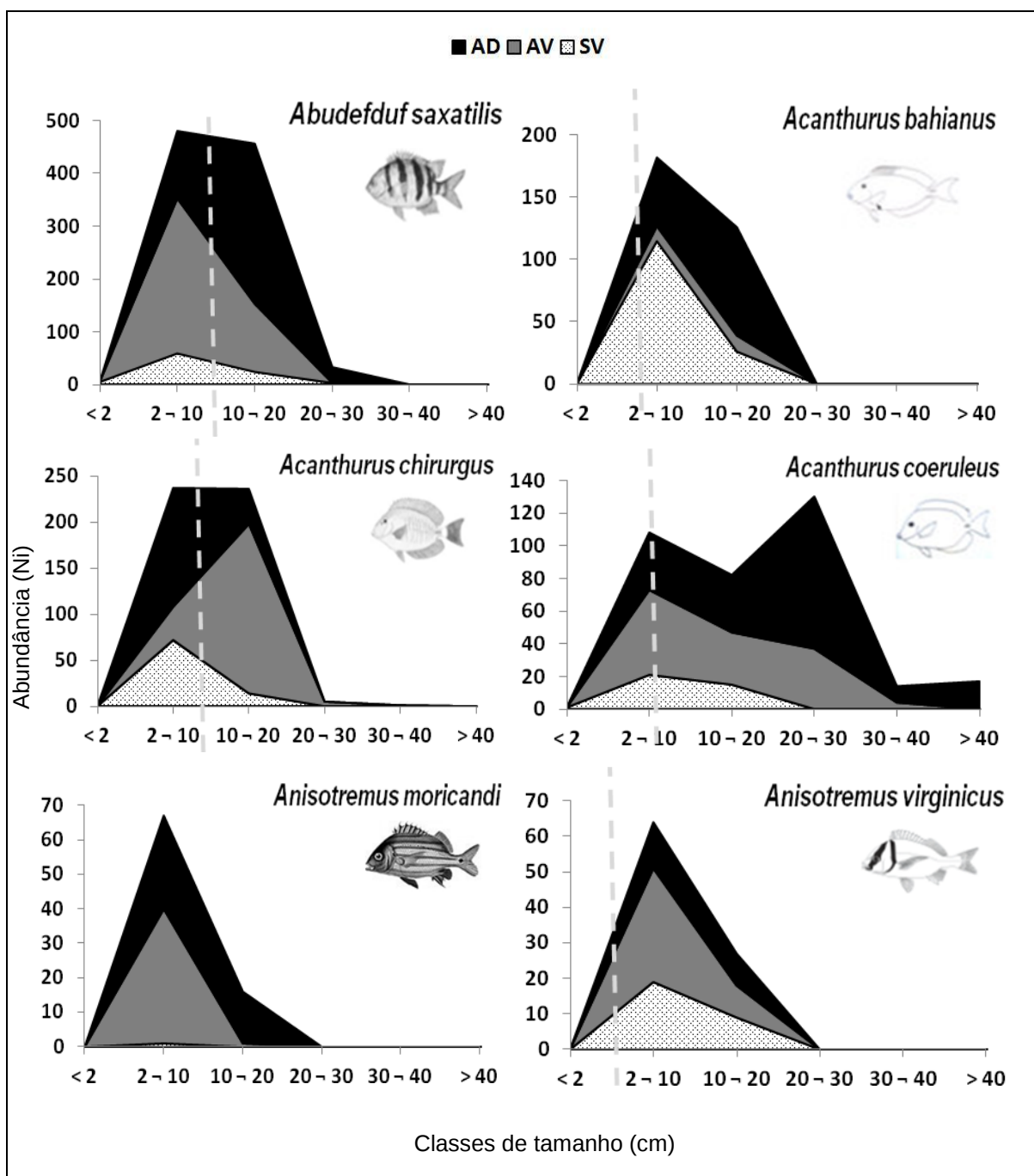


Figura 20. Distribuição por classes de tamanho (cm) das espécies mais abundantes e frequentes no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha. AD = Areia Dourada; AV = Areia Vermelha; SV = Sem Visita. Ilustração das espécies de peixes alteradas a partir de Human & Deloach (2002) e da espécie *Anisotremus virginicus* obtida em [Menezes, N.A./Figueiredo, J.L.](#) via [FishBase](#). Barras pontilhadas indicam separação entre estágios de maturidade sexual, indicando a proporção de jovens e adultos.

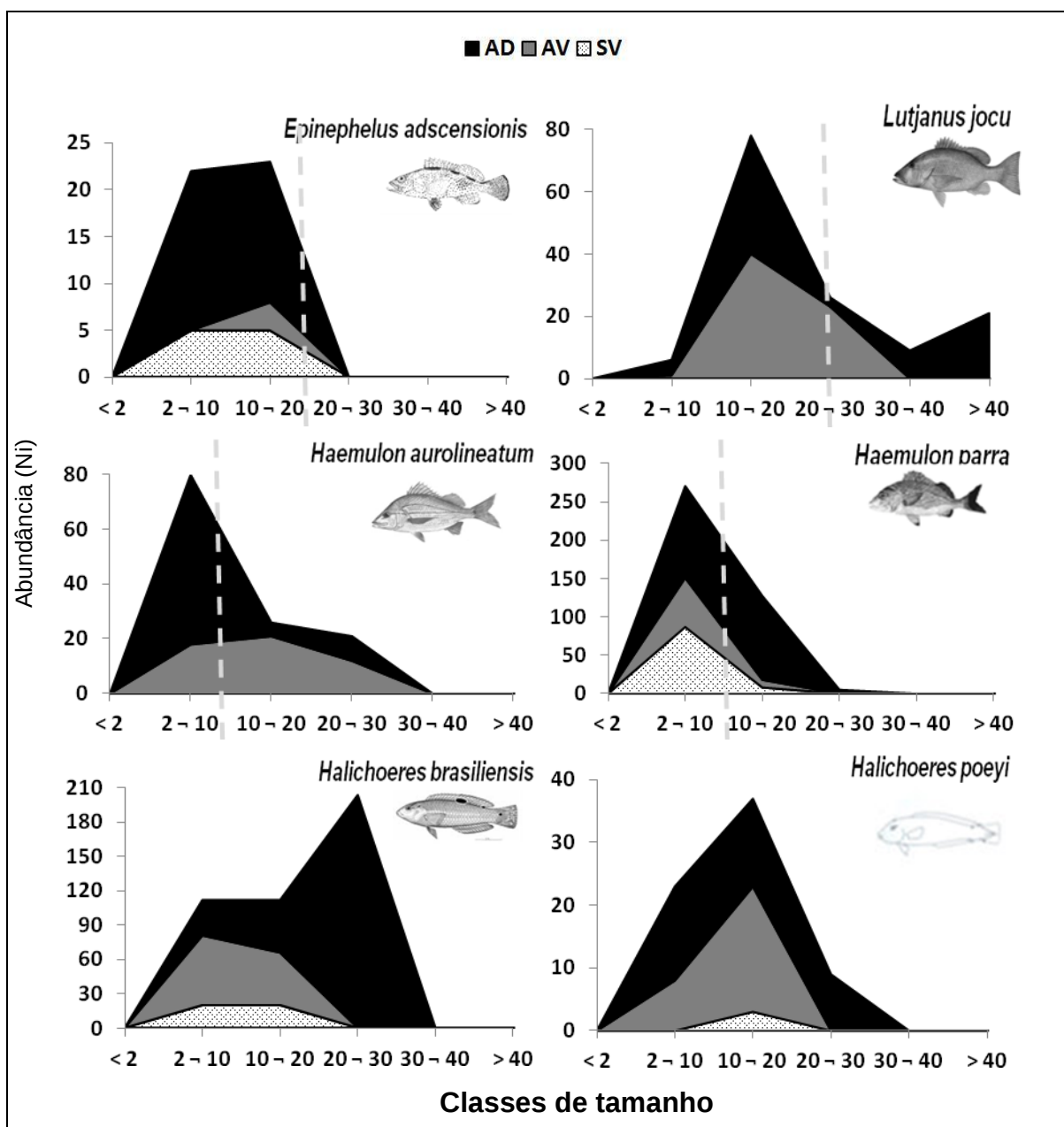


Figura 21. Distribuição por classes de tamanho (cm) das espécies mais abundantes e frequentes no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha. AD = Areia Dourada; AV = Areia Vermelha; SV = Sem Visita. Ilustração das espécies de peixes alteradas a partir de Human & Deloach (2002) e da espécie *Epinephelus adscensionis* obtida em [Menezes, N.A./Figueiredo, J.L.](#) via [FishBase](#). Barras pontilhadas indicam separação entre estágios de maturidade sexual, indicando a proporção de jovens e adultos.

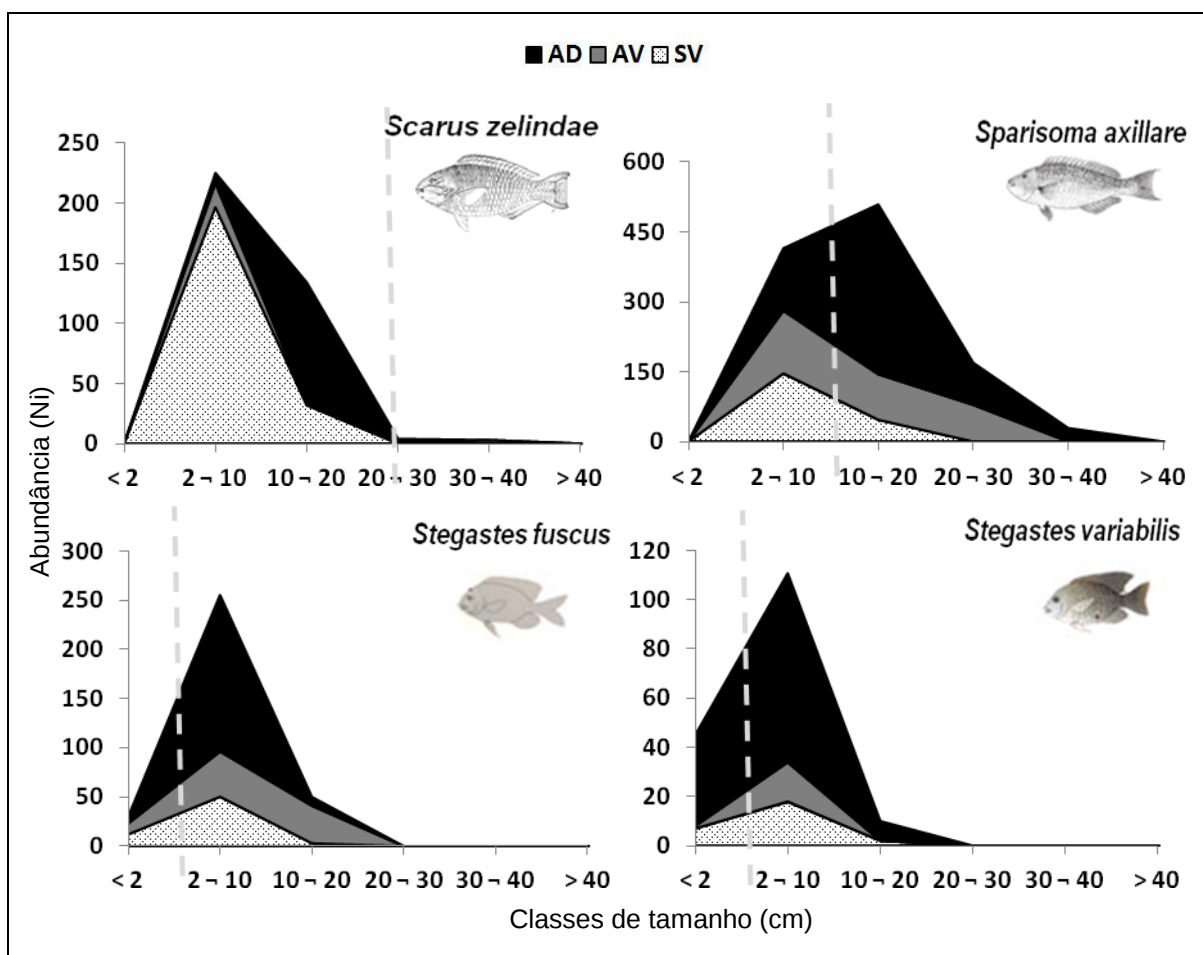


Figura 22. Distribuição por classe de tamanho (cm) das espécies mais abundantes e frequentes no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha. AD = Areia Dourada; AV = Areia Vermelha; SV = Sem Visita. Ilustração das espécies de peixes alteradas a partir de Human & Deloach (2002). Barras pontilhadas indicam separação entre estágios de maturidade sexual, indicando a proporção de jovens e adultos.

Tabela 10. Tamanho médio das espécies mais abundantes observadas nos censos realizados na área de estudo. Números em destaque representam diferença significativa ($p > 0,05$).

Espécie	Variação			Valor de F
	SV	AV	AD	
<i>Sparisoma axillare</i>	12.9 ± 4.1	8.1 ± 6.5	12.2 ± 3.4	8,53; $p < 0,05$
<i>Abudefduf saxatilis</i>	5.9 ± 3.3	5.2 ± 3.0	8.4 ± 4.5	3,79; $p < 0,05$
<i>Acanthurus chirurgus</i>	8.4 ± 3.9	8.7 ± 4.0	8.9 ± 5.1	0,98; ns
<i>Haemulon parra</i>	8.2 ± 4.0	8.6 ± 4.5	8.8 ± 4.6	0,19; ns
<i>Scarus zelindae</i>	4.4 ± 3.8	11.1 ± 3.7	13.4 ± 3.9	7,82; $p < 0,05$
<i>Stegastes fuscus</i>	8.1 ± 2.2	6.9 ± 1.8	8.5 ± 2.4	1,21; ns
<i>Halichoeres brasiliensis</i>	9.4 ± 2.6	10.2 ± 1.0	19.2 ± 5.1	10,2; $p < 0,05$
<i>Acanthurus coeruleus</i>	7.3 ± 2.8	8.3 ± 3.9	19.3 ± 7.8	9,56; $p < 0,05$
<i>Acanthurus bahianus</i>	4.1 ± 2.9	8.6 ± 3.8	9.6 ± 3.6	3,7; $p < 0,05$
<i>Stegastes variabilis</i>	3.3 ± 1.9	3.4 ± 2.1	3.8 ± 2.5	0,28; ns

Em relação às categorias tróficas e abundância das espécies na área de estudo (ver tabela 9), observa-se na figura 23 que a maioria das espécies foi categorizada como Herbívoros não territorialistas (n=7), representada principalmente por espécies dos gêneros *Acanthurus* sp. e *Sparisoma* sp.; seguidos de Predadores de invertebrados móveis (n=18), composto pelas espécies dos gêneros *Haemulon* sp. e *Halichoeres* sp., e em terceira colocação representada pela categoria Onívoros (n=3) (principalmente pela espécie *Abudefduf saxatilis*). As categorias Zooplantívoros e Predadores de invertebrados sésseis obtiveram os menores números de abundância, sendo representadas pelas espécies *Pempheris schomburgkii*, *Mugil curema* (ZPL) e *Chaetodon striatus* (PIS). Comparando-se as estações amostradas, a representatividade dos grupos tróficos variou bastante. A figura 24 evidencia que a abundância relativa dos peixes segundo as categorias foi maior em Areia Dourada, com elevada representatividade em todas as categorias analisadas. Na estação Sem Visita houve uma maior representatividade dos Predadores de invertebrados sésseis. Em Areia Vermelha os indivíduos mais abundantes corresponderam aos Onívoros e espécies representantes das categorias Zooplantívoros e Predadores de invertebrados sésseis não foram encontradas nesta estação.

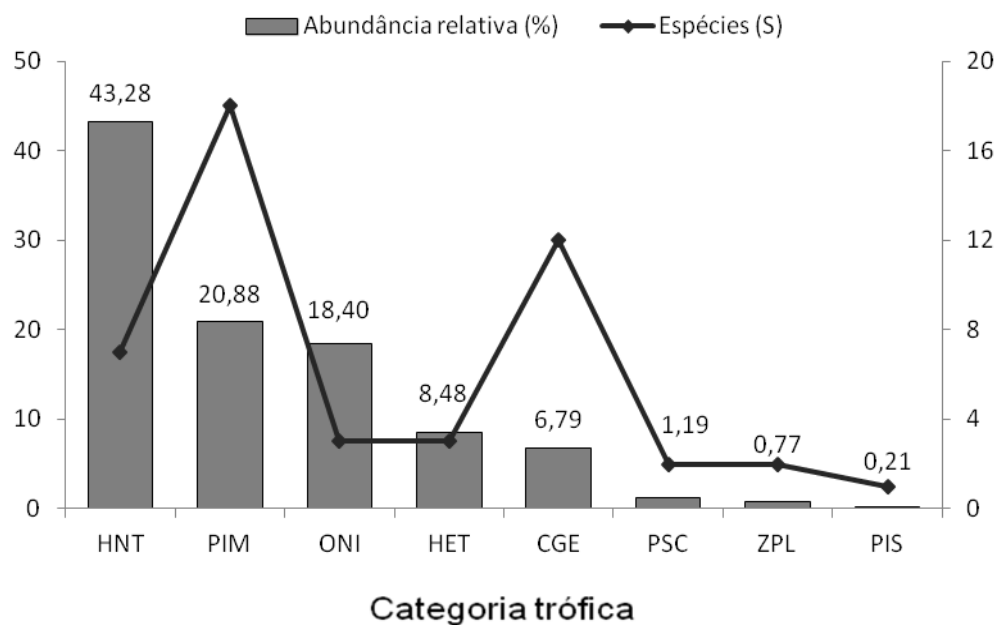


Figura 23. Abundância relativa e número de espécies segundo as categorias tróficas da ictiofauna no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha. HNT: Herbívoros não territorialistas; PIM: Predadores de invertebrados móveis; ONI: Onívoros; HET: Herbívoros territorialistas; CGE: Carnívoros generalistas; PSC: Piscívoros; ZPL: Zooplantívoros e PIS: Predadores de invertebrados sésseis.

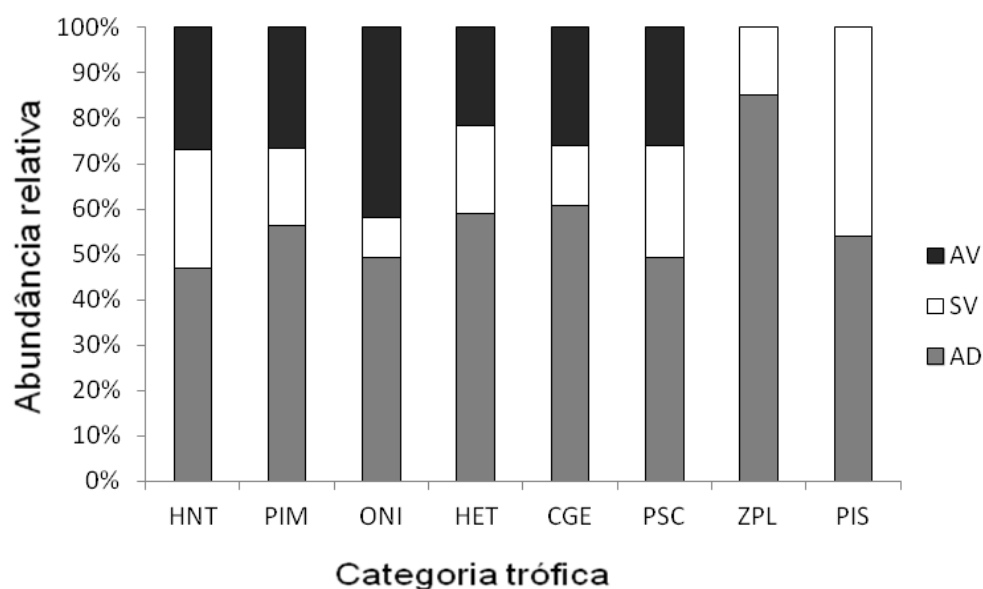


Figura 24. Abundância relativa dos peixes recifais segundo a categoria trófica e estação amostrada. HNT: Herbívoros não territorialistas; PIM: Predadores de invertebrados móveis; ONI: Onívoros; HET: Herbívoros territorialistas; CGE: Carnívoros generalistas; PSC: Piscívoros; ZPL: Zooplantívoros e PIS: Predadores de invertebrados sésseis.

Associação entre ictiofauna e habitat

Os padrões de similaridade para a composição da ictiofauna entre as estações demonstraram a partir da formação do diagrama de MDS um padrão pouco ordenado entre as amostras (Figura 25). Porém, apesar deste padrão não ser claro, a matriz de similaridade de Bray-Curtis gerada pelo teste de ANOSIM revela diferenças significativas dentre todas as áreas (Tabela 11), exceto ao se comparar os ambientes de macroalga com os recifais, o que indica uma possível homogeneidade na distribuição das espécies de peixes recifais ao longo dos ambientes amostrados. A análise também indicou que os grupos de setores estão estatisticamente relacionados, com um R global de 0,483 em um valor de $p=0,01\%$ (Figura 26).

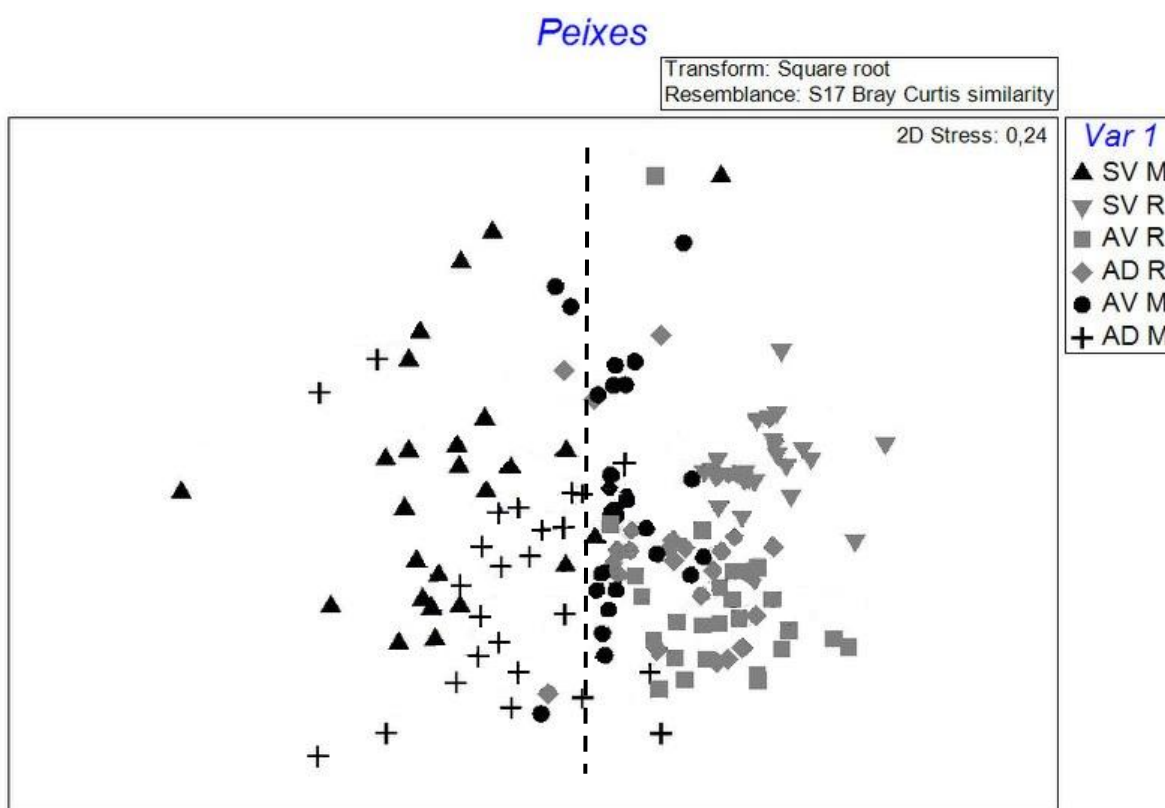


Figura 25. Diagrama de ordenação por escalonamento multidimensional (MDS) das amostras da ictiofauna segundo as estações e ambientes no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha. (SV – Sem Visita, AV – Areia Vermelha, AD – Areia Dourada; M – ambientes de macroalgas, R – ambientes recifais). Barra pontilhada indica separação entre os ambientes macroalgas/recifais.

Tabela 11. Teste da análise de similaridade (ANOSIM) da ictiofauna amostrada segundo as estações e ambientes do Parque Estadual Marinho Areia Vermelha. (SV – Sem Visita, AV – Areia Vermelha, AD – Areia Dourada; M – ambientes de macroalgas, R – ambientes recifais).

Grupos	R	p
AD M, AD R	0,346	<0,01
AD M, AV M	0,301	<0,01
AD M, AV R	0,51	<0,01
AD M, SV M	0,217	<0,01
AD M, SV R	0,721	<0,01
AD R, AV M	0,334	<0,01
AD R, AV R	0,288	<0,01
AD R, SV M	0,62	<0,01
AD R, SV R	0,627	<0,01
AV M, AV R	0,435	<0,01
AV M, SV M	0,421	<0,01
AV M, SV R	0,633	<0,01
AV R, SV M	0,639	<0,01
AV R, SV R	0,712	<0,01
SV M, SV R	0,703	<0,01

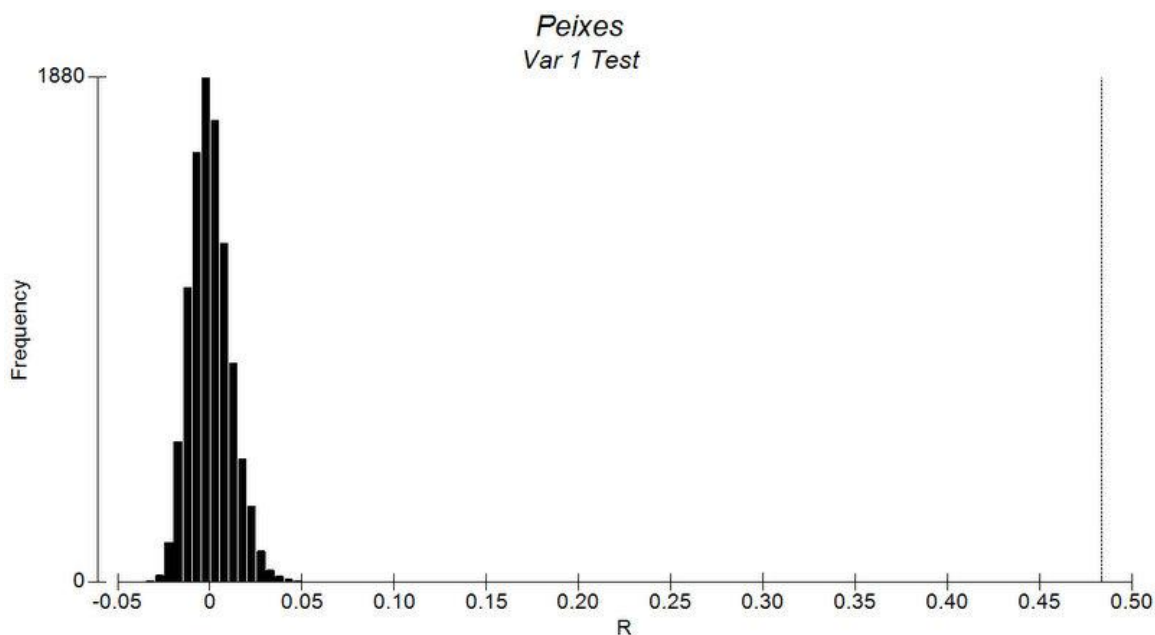


Figura 26. Distribuição acumulada do teste estatístico r, considerando a hipótese nula de não diferenças entre os grupos de setores, com valor global de R= 0,483.

A análise de correspondência canônica demonstrada na figura 27 relaciona a associação das variáveis bióticas (ictiofauna) com as abióticas e as categorias de cobertura do substrato. Apesar de a análise ter demonstrado significância com um p de valor <0.001 , para quatro (profundidade, salinidade, visibilidade e rugosidade) das oito variáveis, o quadro gerado não revelou um nítido padrão de associação.

Os valores apresentados na tabela 12 para a similaridade média intragrupo a partir da análise SIMPER dos ambientes de macroalgas foram de 34,69%, 46,89% e 36,02% para as estações SV M, AV M e AD M, respectivamente. Na tabela observa-se a composição das espécies *Haemulon parra*, *Sparisoma axillare* e *Acanthurus chirurgus* contribuindo com mais de 50% da similaridade relativa na estação SV M. Na composição das espécies de AV M, os peixes que contribuíram com mais de 50% as espécies da similaridade relativa intragrupo foram *Abudefduf saxatilis* e *H. parra*. Na estação AD M, pode-se observar que as espécies que compõem a similaridade com 51,1% foram *S. axillare*, *Stegastes variabilis* e *H. parra*. Embora ocorram outras espécies cuja contribuição relativa seja menor, estas também são determinantes na diferenciação dos grupos e na caracterização de associações entre as espécies amostradas nas estações.

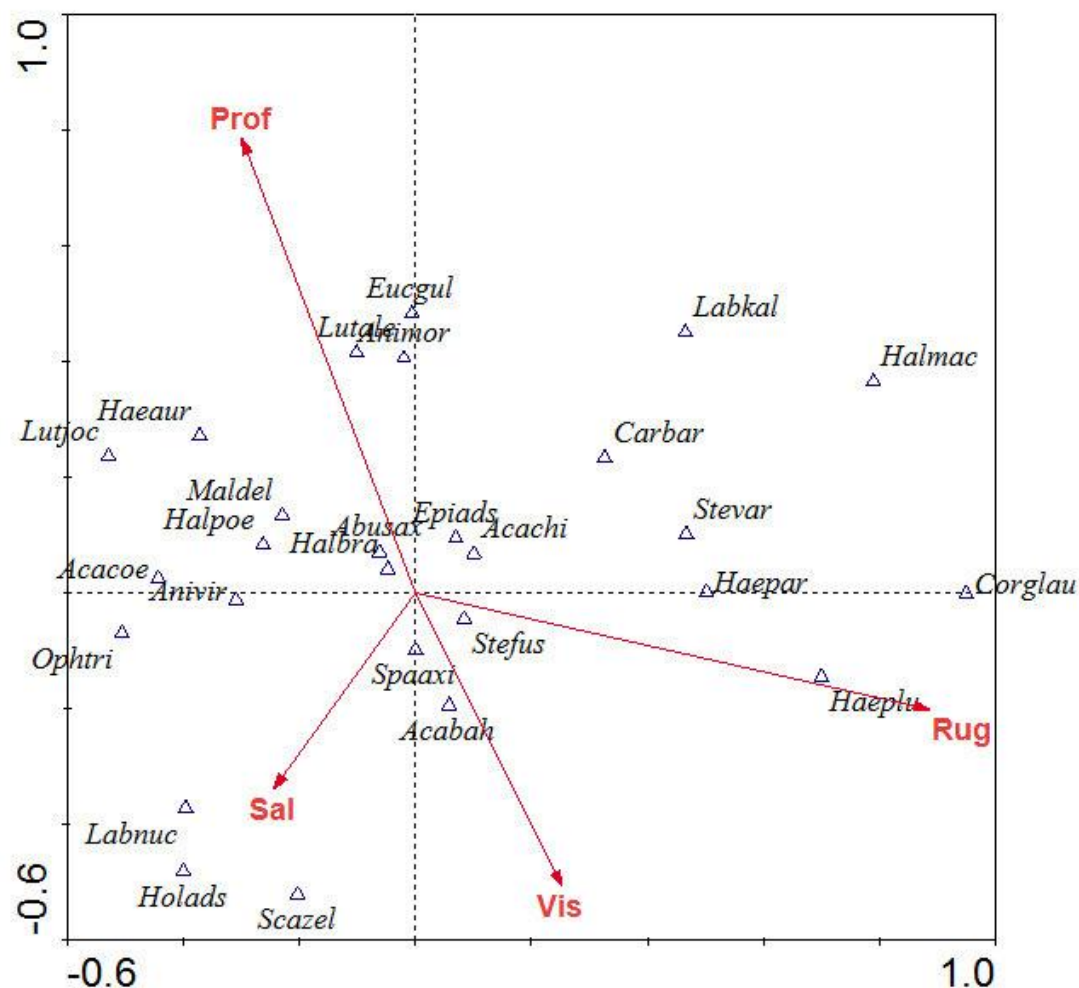


Figura 27. Análise de correspondência canônica das variáveis ambientais e categorias de substrato para o Parque Estadual Marinho Areia Vermelha. Abreviações: Prof.=profundidade; Sal: salinidade; Vis.: visibilidade e Rug.: rugosidade. Ictiofauna amostrada: Abusax= *Abudefduf saxatilis*; Acabah= *Acanthurus bahianus*; Acachi= *Acanthurus chirurgus*; Acacoe= *Acanthurus coeruleus*; Animor= *Anisotremus moricandi*; Anivir= *Anisotremus virginicus*; Carbar= *Carangoides bartholomaei*; Corgla= *Coryphopterus glaucofrenum*; Epiads= *Epinephelus adscensionis*; Eucgul= *Eucinostomus gula*; Haeaur= *Haemulon aurolineatum*; Haepar= *Haemulon parra*; Haeplu= *Haemulon plumieri*; Halbra= *Halichoeres brasiliensis*; Halmac= *Halichoeres maculipinna*; Halpoe= *Halichoeres poeyi*; Holads= *Holocentrus adscensionis*; Labkal= *Labrisomus kalisherae*; Labnuc= *Labrisomus nuchipinnis*; Lutale= *Lutjanus alexandrei*; Lutjoc= *Lutjanus jocu*; Maldel= *Malacoctenus delalandii*; Ophtri= *Ophioblennius trinitatis*; Scazel= *Scarus zelindae*; Spaaxi= *Sparisoma axillare*; Stefus= *Stegastes fuscus*; Stevar= *Stegastes variabilis*.

Tabela 12. Avaliação da contribuição relativa por espécie (SIMPER) na similaridade dos ambientes de macroalgas amostrados segundo a composição da ictiofauna no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha. Foram expostas as espécies com contribuição relativa superior a 1%. (SV – Sem Visita, AV – Areia Vermelha, AD – Areia Dourada; M – ambientes de macroalgas).

Espécies	Abundância média	Similaridade média	Contribuição relativa (%)
SV M			
<i>Haemulon parra</i>	1.77	2.34	39.03
<i>Sparisoma axillare</i>	1.27	0.70	17.41
<i>Acanthurus chirurgus</i>	1.17	0.54	10.46
<i>Stegastes variabilis</i>	0.71	0.57	8.39
<i>Haemulon plumieri</i>	0.75	0.41	6.13
<i>Carangoides bartholomaei</i>	0.43	0.41	4.01
<i>Acanthurus bahianus</i>	0.56	0.22	3.22
<i>Scarus zelindae</i>	0.57	0.22	2.58
AV M			
<i>Abudefduf saxatilis</i>	2.72	1.93	36.38
<i>Haemulon parra</i>	1.29	1.14	16.84
<i>Sparisoma axillare</i>	1.87	0.77	14.87
<i>Stegastes fuscus</i>	1.15	1.21	12.78
<i>Halichoeres brasiliensis</i>	0.91	0.44	4.80
<i>Acanthurus chirurgus</i>	1.39	0.40	4.76
AD M			
<i>Sparisoma axillare</i>	2.43	0.77	20.82
<i>Stegastes variabilis</i>	1.53	1.09	16.60
<i>Haemulon parra</i>	1.91	0.88	13.68
<i>Abudefduf saxatilis</i>	1.60	0.58	10.96
<i>Acanthurus chirurgus</i>	1.48	0.61	10.93
<i>Stegastes fuscus</i>	1.07	0.70	8.61
<i>Haemulon plumieri</i>	0.84	0.45	4.92
<i>Halichoeres brasiliensis</i>	1.06	0.31	3.71

Os valores de similaridade média pela análise SIMPER para os ambientes caracterizados pelos recifes foram de 60,26%, 49,89% e 50,72% para as áreas SV R, AV R e AD R, respectivamente. Na tabela 13 encontram-se os dados de composição das espécies. A similaridade relativa intragrupo da estação SV R foi composta em mais de 50% pelas espécies *Scarus zelindae*, *Sparisoma axillare* e *Abudefduf saxatilis*. Em AV R, pode-se observar a contribuição de 53,87% das espécies *A. saxatilis*, *Acanthurus coeruleus* e *S. axillare* na similaridade relativa intragrupo. Nos dados de composição da estação AD R, a contribuição intragrupo correspondeu às espécies *A. saxatilis*, *S. axillare* e *Halichoeres brasiliensis*, com 55,12% da similaridade média. Semelhante às amostras analisadas dos ambientes de macroalgas, demais espécies registradas nos ambientes recifais

cuja contribuição relativa foi menor, também são essenciais para a diferenciação dos grupos e caracterização de associações entre as espécies em cada estação.

Tabela 13. Avaliação da contribuição relativa por espécie (SIMPER) na similaridade dos ambientes de recifes amostrados segundo a composição da ictiofauna no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha. Foram expostas as espécies com contribuição relativa superior a 1%. (SV – Sem Visita, AV – Areia Vermelha, AD – Areia Dourada; R – ambientes recifais).

Espécies	Abundância média	Similaridade média	Contribuição relativa (%)
SV R			
<i>Scarus zelindae</i>	2.46	1.24	21.45
<i>Sparisoma axillare</i>	1.96	1.21	16.35
<i>Abudefduf saxatilis</i>	1.70	2.28	16.22
<i>Acanthurus bahianus</i>	1.71	1.07	11.86
<i>Stegastes fuscus</i>	1.16	0.93	8.55
<i>Acanthurus coeruleus</i>	0.99	1.25	8.31
<i>Anisotremus virginicus</i>	0.88	0.97	6.93
<i>Halichoeres brasiliensis</i>	0.91	0.78	6.90
AV R			
<i>Abudefduf saxatilis</i>	2.61	2.89	23.29
<i>Acanthurus coeruleus</i>	2.03	1.39	15.70
<i>Sparisoma axillare</i>	2.10	1.04	14.88
<i>Haemulon aurolineatum</i>	1.22	1.38	9.54
<i>Lutjanus jocu</i>	1.17	0.94	7.66
<i>Acanthurus chirurgus</i>	1.16	0.82	6.59
<i>Anisotremus virginicus</i>	0.89	0.80	5.66
<i>Halichoeres brasiliensis</i>	0.98	0.48	4.19
<i>Stegastes fuscus</i>	0.60	0.33	2.17
<i>Halichoeres poeyi</i>	0.50	0.41	1.90
AD R			
<i>Abudefduf saxatilis</i>	3.52	2.77	24.20
<i>Sparisoma axillare</i>	3.49	1.72	19.99
<i>Halichoeres brasiliensis</i>	2.25	0.98	10.93
<i>Stegastes fuscus</i>	1.81	1.29	8.71
<i>Acanthurus coeruleus</i>	1.95	0.71	7.27
<i>Lutjanus jocu</i>	1.28	0.69	4.48
<i>Acanthurus chirurgus</i>	1.17	0.85	4.31
<i>Haemulon parra</i>	0.95	0.78	3.99
<i>Acanthurus bahianus</i>	1.48	0.51	3.93
<i>Scarus zelindae</i>	1.41	0.53	3.93

Os valores de contribuição das espécies com base na diferenciação da abundância e dissimilaridade média estão descritos nas tabelas 14 e 15. A dissimilaridade calculada entre as estações que compõem os ambientes de macroalgas na tabela 14 demonstra pouca similaridade na composição da ictiofauna. Em relação às estações compostas por ambientes recifais, ocorreu um padrão similar entre as espécies registradas em Areia Vermelha e Areia Dourada.

Tabela 14. Avaliação da contribuição relativa por espécie (SIMPER) para a diferenciação das estações de coleta amostradas em ambientes de macroalgas. (SV – Sem Visita, AV – Areia Vermelha, AD – Areia Dourada; M – ambientes de macroalgas).

Espécies	Abundância média			Dissimilaridade média (%)		
	SV M	AV M	AD M	AV M x	AD M x	AD M x
				SV M	SV M	AV M
				73.22	71.31	68.49
<i>Sparisoma axillare</i>	1.27	1.87	2.43	7.30	7.97	7.53
<i>Abudefduf saxatilis</i>	0.00	2.72	1.60	11.96	5.92	6.87
<i>Acanthurus chirurgus</i>	1.17	1.39	1.48	7.46	6.02	6.47
<i>Stegastes variabilis</i>	0.71	0.00	1.53	3.29	4.75	5.56
<i>Haemulon parra</i>	1.77	1.29	1.91	4.05	5.98	5.42
<i>Halichoeres brasiliensis</i>	0.00	0.91	1.06	4.22	4.06	4.87
<i>Stegastes fuscus</i>	0.00	1.15	1.07	4.75	3.99	3.72
<i>Haemulon plumieri</i>	0.75	0.00	0.84	3.26	4.07	3.15
<i>Carangoides bartholomaei</i>	0.43	0.00	0.00	2.21	2.93	2.12
<i>Acanthurus bahianus</i>	0.56	0.00	0.00	3.55	2.93	1.91
<i>Scarus zelindae</i>	0.57	0.00	0.00	3.48	2.11	1.25

Tabela 15. Avaliação da contribuição relativa por espécie (SIMPER) para a diferenciação das estações de coleta amostradas em ambientes de macroalgas. (SV – Sem Visita, AV – Areia Vermelha, AD – Areia Dourada; R – ambientes recifais).

Espécies	Abundância média			Dissimilaridade média (%)		
	SV R	AV R	AD R	AV R x	AD R x	AD R x
				SV R	SV R	AV R
				64.37	61.54	56.95
<i>Sparisoma axillare</i>	1.96	2.10	3.49	4.60	5.13	4.65
<i>Halichoeres brasiliensis</i>	0.91	0.98	2.25	3.61	4.70	4.32
<i>Acanthurus coeruleus</i>	0.99	2.03	1.95	4.49	4.43	3.89
<i>Stegastes fuscus</i>	1.16	0.60	1.81	3.38	3.12	3.55
<i>Acanthurus bahianus</i>	1.71	0.00	1.48	4.91	4.29	3.38
<i>Scarus zelindae</i>	2.46	0.00	1.41	7.60	4.83	3.24
<i>Abudefduf saxatilis</i>	1.70	2.61	3.52	3.88	5.06	3.22
<i>Haemulon aurolineatum</i>	0.00	1.22	0.00	3.94	1.59	3.19
<i>Lutjanus jocu</i>	0.00	1.17	1.28	3.78	3.20	2.76
<i>Acanthurus chirurgus</i>	0.00	1.16	1.17	3.70	2.84	2.58
<i>Haemulon parra</i>	0.00	0.00	0.95	1.33	2.46	2.27
<i>Anisotremus virginicus</i>	0.88	0.89	0.00	2.37	2.15	2.01
<i>Halichoeres poeyi</i>	0.00	0.50	0.00	1.60	1.63	1.75

A figura 28 mostra a curva de rarefação que compara a composição da ictiofauna dentre as três estações, evidenciando o conjunto de espécies similares entre as comunidades de peixes. Foram observadas diferenças na composição das espécies encontradas em Areia Dourada e Areia Vermelha. E mais proximidade na composição de espécies entre a estação Sem Visita e Areia Dourada.

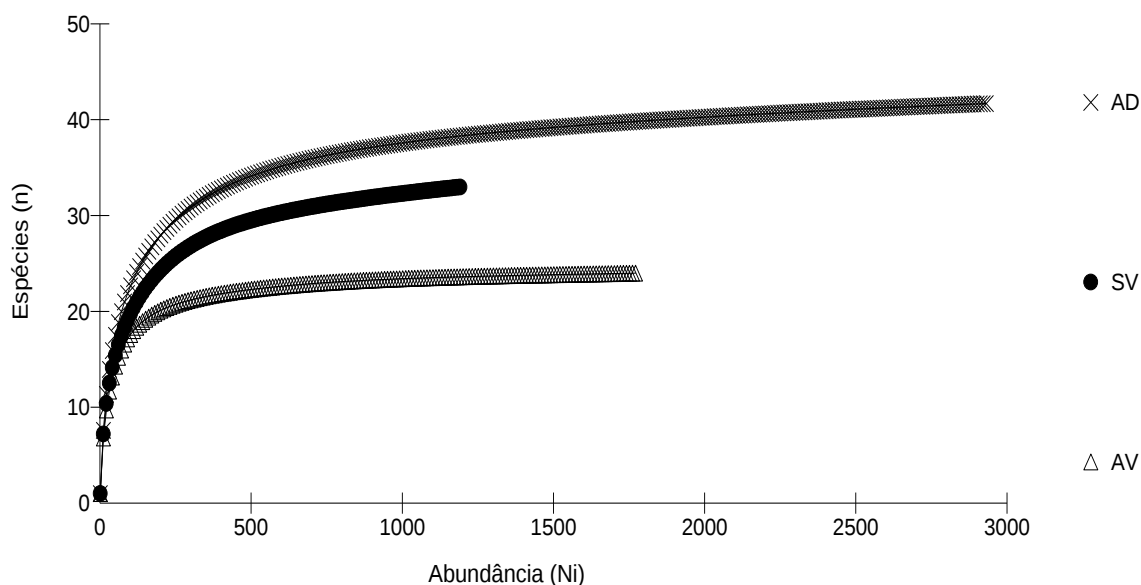


Figura 28. Curva de rarefação das espécies de peixes segundo as estações amostradas no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha. AD – Areia Dourada; SV – Sem Visita; AV – Areia Vermelha.

DISCUSSÃO

Composição do substrato e da ictiofauna, tamanho e grupos tróficos dos peixes

No presente estudo, os ambientes apresentaram uma maior proporção dos componentes de habitat, como macroalgas e invertebrados sésseis. Os resultados das proporções relativas de cobertura e composição do substrato revelaram dominância dos invertebrados sésseis em Areia Dourada e de macroalgas nas estações Areia Vermelha e Sem Visita. As análises revelaram grupos distintos

entre ambientes de macroalga e ambientes recifais. Diversos autores apontaram que a metodologia de censo visual utilizada para estudar peixes recifais subestima a abundância e densidade das espécies crípticas e menos conspícuas (Ackerman & Belwood, 2000; Willis, 2001; Depczynski & Bellwood, 2005). Porém, o censo estacionário tem a vantagem de amostrar microhabitats e pequenos locais, como as áreas recifais pontualmente impactadas, bem como espécies sedentárias quando se emprega uma pequena área de amostragem (Bohnsack & Bannerot, 1986; Bortone *et al.*, 1989). Apesar das dificuldades na utilização desta técnica, a maioria das pesquisas e levantamento de dados sobre a ecologia de peixes em ambientes recifais é derivada de amostragens realizadas a partir de censos visuais (Samoilys & Carlos, 2000).

Sobre a composição da ictiofauna, as espécies registradas no presente trabalho são comuns a pesquisas desenvolvidas em ambientes recifais da costa da Paraíba (Rosa, 1980; Rosa *et al.*, 1997; Rocha *et al.*, 1998; Vuelta, 2000; Medeiros *et al.*, 2007; Souza *et al.*, 2007; Ilarri *et al.*, 2008; Cordeiro, 2009; Honório *et al.*, 2010; Medeiros *et al.*, 2010) e vem a complementar estudos sobre este tema. A maioria das espécies estiveram presentes em outros estudos realizados na estação Areia Vermelha, porém com técnicas de captura diversas.

As famílias de maior representatividade de espécies no estudo foram Haemulidae e Labrisomidae. Sobre a família Haemulidae, vários estudos verificaram de modo semelhante esta alta diversidade de espécies e ampla distribuição em recifes do Brasil (Vuelta, 2000; Ferreira *et al.*, 2004; Engmann, 2006; Sampaio, 2006; Souza *et al.*, 2007; Cordeiro, 2009). Além do grande número de espécies, esta família apresenta menor associação com o substrato (Friedlander & Parrish, 1998; Floeter *et al.*, 2005) possui relevância do ponto de vista econômico, sendo visada como recurso pesqueiro que abrange espécies comercialmente importantes, além de ameaçadas de extinção (Letourneur *et al.*, 1998).

A utilização da metodologia adotada no presente trabalho amostrou uma pequena proporção de representantes da família Labrisomidae, apesar do número representativo de espécies. Embora pouco significante, é relevante a ocorrência

desta família em estudos sobre ecologia de peixes recifais, pois a história destes é caracterizada por distinta participação no fluxo de energia da comunidade recifal (Ackerman *et al.*, 2004), altas taxas de mortalidades, crescimento rápido e taxas reprodutivas elevadas (Depczynski & Bellwood, 2006). Os ambientes de macroalgas registraram um número de espécies semelhante aos recifes, porém os ambientes recifais foram superiores em termos de abundância.

No que concerne à abundância das famílias na área de estudo, Scaridae e Pomacentridae foram as mais representativas. As espécies de maior número de indivíduos destas famílias foram *Sparisoma axillare* e *Abudefduf saxatilis*, respectivamente. A família Pomacentridae é conhecida por exibir várias formas de adaptação e resposta a distúrbios ambientais no habitat (Wilson *et al.*, 2003). As espécies são em sua maioria herbívoras, territorialistas e mantêm uma grande biomassa habitando as algas (Ferreira *et al.*, 1998; Osório *et al.*, 2006), fato relacionado às taxas de abundância e diversidade dos corais (Ceccarelli *et al.*, 2001).

No presente trabalho, muitas das famílias de peixes encontradas foram comuns a outros estudos realizados em ambientes semelhantes na costa da Paraíba (e.g. Acanthuridae, Carangidae, Lutjanidae e Serranidae) (Ferreira *et al.*, 1995; Rocha *et al.*, 1998; Vuelta 2000; Ferreira & Cava, 2001; Rocha & Rosa, 2001; Feitoza, 2001; Engmann, 2006; Medeiros *et al.*, 2007; Souza *et al.* 2007a; Ilarri *et al.*, 2008; Cordeiro, 2009; Pinheiro, 2005).

Quanto à distribuição de jovens e adultos nas estações, houve predominância de espécies na fase juvenil, tal fato tem sido registrado vastamente para peixes tropicais (Bay *et al.*, 2001; Lecchini & Galzin, 2003), o que denota a importância da proteção de ambientes costeiros como o do estudo, pois a ocorrência de juvenis no local é indicativa do papel de berçário destes ambientes para os peixes (Nagelkerken *et al.*, 2000).

Diferenças significativas entre as classes de tamanho foram obtidas somente para as espécies mais abundantes, uma vez que se torna difícil analisar e discutir relações de tamanho em espécies pouco representativas nas amostras.

Observou-se uma segregação por tamanho dentre as estações amostradas para as espécies mais abundantes. *Sparisoma axillare*, *Abudefduf saxatilis*, *Halichoeres brasiliensis* e *Acanthurus coeruleus* demonstraram variações de classe de tamanho comparando-se Areia Dourada com Areia Vermelha. Indivíduos jovens de *Acanthurus coeruleus* e *Sparisoma axillare* foram registrados similarmente nas três estações, porém populações de adultos foram avistadas principalmente em Areia Dourada e, aqueles categorizados em >40 cm, presentes apenas nesta estação. Estas diferenças podem ser fruto da disponibilidade de alimentos mais variado em Areia Dourada e dos poucos distúrbios provocados por ação antrópica no local.

Indivíduos jovens de *Scarus zelindae* e *Acanthurus bahianus* predominaram em ambientes de macroalgas na estação Sem Visita, porém a maior abundância destas espécies também foi registrada para Areia Dourada. Apesar da predominância de jovens de *Scarus zelindae* nas amostras, observou-se uma distinta separação entre jovens de acordo com as categorias, onde indivíduos entre 2 e 10 cm foram encontrados em grande número na estação Sem visita e exemplares de 10–20 cm foram mais abundantes em Areia Dourada. Tal ocorrência pode indicar a segregação espacial dentre as estações.

Com relação às espécies *Stegastes fuscus* e *S. variabilis* foi observada uma inversão de ocorrência entre os locais, em Areia Dourada, houve ocorrência de exemplares de *S. fuscus* com menor porte de modo reduzido e de *S. variabilis* em grande abundância; em Areia Vermelha, indivíduos de *S. fuscus* de 10 a 20 cm foram predominantes e de *S. variabilis* foram ausentes.

Destaca-se ainda que a maior abundância entre todas as classes de tamanho e no maior número de espécies com indivíduos adultos foi registrada em Areia Dourada, local com menos visitação turística dentre as estações analisadas.

A dieta e disponibilidade de alimento podem regular e influenciar a distribuição dos indivíduos num determinado habitat. O grupo trófico predominante no presente estudo foi das espécies herbívoras, fato que corrobora outros trabalhos realizados no Nordeste do Brasil (e.g., Rosa & Moura, 1997; Ferreira *et al.*, 1995; Feitoza, 2001; Rocha & Rosa, 2001; Ferreira *et al.*, 2004; Engmann,

2006; Sampaio, 2006; Engmann, 2006; Cordeiro, 2009); tal resultado remete a associação com locais rasos e de elevada biomassa de algas, no qual os peixes são mais abundantes e tem suas dietas baseadas principalmente em macroalgas (35-90%) e em detritos (35-65%) (Ferreira & Gonçalves, 2006). Além dessa associação, um possível indicativo desta condição de herbivoria elevada é a diminuição de espécies da categoria piscívora. A presença deste grupo geralmente conduz a um efeito de regulação das comunidades (Beukers-Stewart & Jones, 2004).

Segundo Floeter *et al.* (2005), a pressão de captura sobre as espécies herbívoras tem aumentado devido à mudança nas espécies alvo causada pela sobrepesca de espécies carnívoras. Vuelta (2000), em censos realizados nos recifes de Picãozinho e Cordeiro (2009), nos recifes do litoral sul, também registraram esta categoria como dominante para todas as áreas de estudo.

As maiores abundâncias de herbívoros correspondeu à categoria Herbívoros não-territorialistas, representada principalmente por espécies dos gêneros *Acanthurus* e *Sparisoma*. Estes registros podem ser considerados esperados, pois são táxons frequentes e abundantes nos recifes tropicais, que atuam como um componente ecológico de grande importância para as comunidades, disponibilizando energia através da regeneração e ciclagem de matéria nos recifes, do recrutamento e crescimento de corais (Dias *et al.*, 2001; Ferreira *et al.*, 2004).

Segundo Arosemena (2006), representantes da família Scaridae são mais abundantes em ambientes menos degradados, como o registrado em Areia Dourada. Em recifes brasileiros, não há muitos estudos realizados visando à quantificação da importância dos herbívoros nestes habitats, dificultando análises sobre a presença elevada de herbívoros e a relação com a complexidade do substrato. Estudos sobre atividades de pesca deste grupo em suas várias modalidades e o impacto nas populações também são escassos (Francini-Filho *et al.*, 2008).

Uma mudança no domínio de corais em um recife para predominância de algas é um dos temas mais relevantes e relacionados sobre a avaliação do estado

de saúde dos recifes de corais (Bryant *et al.*, 1998; Wilkinson, 1998). Distúrbios ambientais provocados pelo aumento na sedimentação, eventos de branqueamento de corais ou ações negativas causadas pela pesca excessiva envolvem geralmente um aumento considerável no domínio de algas bentônicas (McClanahan *et al.*, 2008; Diaz-Pulido *et al.*, 2009). Possíveis causas para esse aumento envolvem características intrínsecas às algas; no geral, elas tendem a ser mais resilientes a impactos do que os corais (McManus *et al.*, 2000). Além disso, as algas colonizam substratos compostos por corais mortos (McManus *et al.*, 2000; Birrell *et al.*, 2005). A colonização de algas em recifes depois de um distúrbio pode inibir o estabelecimento de novas colônias de corais, atrasando a recuperação e reduzindo, em longo prazo, a resiliência dos recifes (Birrell *et al.*, 2005).

Associação entre a ictiofauna e habitat

A distribuição de peixes recifais pode ser relacionada a diversos fatores. A complexidade do substrato (rugosidade) e cobertura bêntica tem sido apontada por trabalhos de diversos autores como diretamente proporcionais aos aspectos que exercem influência na estrutura da comunidade. A abundância pode ser relacionada com a altura do recife (Mckenna Jr., 1997), pelo tamanho e número de tocas e pela complexidade do substrato (rugosidade) (Mckenna Jr., 1997; Friedlander *et al.*, 2003; Gratwicke & Speight 2005a).

A riqueza de espécies parece ser influenciada pela profundidade (Roberts & Ormond 1987), rugosidade (Luckhurst & Luckhurst 1978; Chabanet *et al.*, 1997; Friedlander & Parrish 1998; Friedlander *et al.*, 2003; Gratwicke & Speight 2005b; Wilson *et al.*, 2007) e pela composição bêntica (Bell & Galzin, 1984; Almany, 2004; Gratwicke & Speight, 2005a).

Apesar de vários estudos relacionarem dados de abundância e ocorrência de espécies com fatores como a rugosidade ou cobertura bêntica, este padrão de associação nem sempre é evidenciado. No presente trabalho, das variáveis analisadas, somente a profundidade, salinidade, visibilidade e rugosidade foram

positivamente correlacionadas com as espécies de peixes amostradas. A fraca associação na análise de correspondência canônica entre as variáveis ambientais, sobretudo a complexidade do substrato e a riqueza encontrada no presente estudo também foi relatada por Garcia-Charton & Perez-Ruzafa (1998). Uma possibilidade para esse tipo de resposta é que medidas de complexidade do substrato em pequena escala às vezes são inconclusivas e não respondem a grandes variações de habitat (Friedlander & Parrish, 1998; Grober-Dunsmore *et al.*, 2007).

Sobre os habitats, tanto os ambientes de macroalgas como os propriamente recifais foram numericamente dominados por espécies das famílias Scaridae, Haemulidae, Pomacentridae e Acanthuridae. A grande abundância de espécies correspondentes a estas famílias reflete também a abundância de macroalgas e invertebrados amostrados nas três estações de coleta. Este resultado coincide com demais pesquisas realizadas no Nordeste brasileiro (Rocha *et al.*, 1998; Vuelta 2000; Rocha & Rosa, 2001; Feitoza, 2001; Souza *et al.* 2007; Cordeiro, 2009).

Estudos sobre a diversidade são úteis na compreensão de mudanças na estrutura da comunidade, pois ações impactantes estão relacionadas com a redução da riqueza e/ou abundância de certos grupos (Clarke & Warwick, 2001). Através das análises observou-se uma diferença dentre as estações de coleta amostradas, a estação Sem Visita apresentou o menor índice de diversidade, quando comparados com Areia Vermelha e Areia Dourada, que teve o maior índice dentre as estações.

A maior riqueza de espécies registrada em Areia Dourada e espécies que não foram compartilhadas com os demais locais podem estar associadas à maior diversidade de cobertura do substrato observada nesta estação do que propriamente a rugosidade, que foi semelhante na estação Sem Visita. Apesar da fraca associação canônica relacionada para a cobertura do substrato, esta associação corrobora estudos que indicam a existência de relação positiva entre a cobertura do substrato e o número de espécies (García-Charton & Pérez-Ruzafa, 1998; Gratwicke & Speight, 2005a; Dominici-Arosemena & Wolff, 2006). Areia

Vermelha provavelmente teve seu índice de diversidade e cobertura de substrato inferior a Areia Dourada devido à degradação dos habitats provocado pelas atividades humanas realizadas em anos ou décadas anteriores.

Aspectos da conservação

As espécies de peixes são influenciadas por processos ecológicos e possuem necessidades de acordo com o habitat, portanto a única maneira de se manter a biodiversidade de um local é protegendo a saúde de todos os tipos de habitats adjacentes que o compõem (Dalhgren & Eggleston, 2000; Gratwicke *et al.*, 2006).

Os ambientes analisados mostraram-se importantes também para espécies de peixes de importância econômica, pesqueira e conservacionista, principalmente porque a maioria dos indivíduos observados enquadra-se na categoria juvenis.

Entre os peixes registrados, *Chaetodon striatus* possui uma estreita relação com a ocorrência de invertebrados sésseis, é considerada indicadora da saúde dos recifes (Crosby & Reese, 2005) e consta como “pouco preocupante” na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN por ser ocasionalmente comercializada no aquarismo (IUCN, 2010).

Sobre a família Lutjanidae, o gênero *Lutjanus* responde por um elevado percentual das atividades pesqueiras do Brasil e de outras regiões do mundo (Feitoza, 1999; Rezende *et al.*, 2003; Francini-Filho & Moura, 2008; Freitas, 2009), além de ser capturado com fins de aquarismo (Sampaio, 2003). Esta espécie possui hábito de formar agregações reprodutivas e alimentares (Hobson, 1991; Moura & Lindeman, 2007), porém no presente estudo os registros foram individuais e poucas foram as observações. Segundo critérios da IUCN (2010), *Lutjanus analis* é categorizada como Vulnerável devido à redução dos estoques pesqueiros.

Scarus trispinosus e *Anisotremus moricandi* são espécies que também constam na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN, ambas categorizadas como Ameaçada (IUCN, 2010). *S. trispinosus* é assim registrada

por apresentar grandes declínios populacionais devido à pesca artesanal e *A. moricandi* devido principalmente à degradação de áreas recifais costeiras e área restrita de ocorrência. No presente estudo *S. trispinosus* e *A. moricandi* tiveram uma participação significativa dentre as estações de coleta amostradas.

Os danos causados por atividades antrópicas estão tornando um impacto significativo nos recifes, porém difíceis de ser quantificados ou detectados, uma vez que o poder de auto-recuperação dos ecossistemas e das espécies ainda é pouco conhecido e não existe conhecimento de quais espécies desempenham um papel fundamental para a sobrevivência destes ecossistemas ou para o funcionamento deles (van der Duim & Caalders, 2002).

O turismo e a sobrepesca podem, de forma direta ou indireta, afetar a composição da estrutura de ambientes recifais através da extinção de grandes predadores e alterações nas cadeias tróficas, bem como através da diminuição e/ou esgotamento de determinados recursos, e benefício de outras (Rapport *et al.*, 1985). Tais fatores podem de alguma forma, ter interferido na estrutura da comunidade de peixes do Parque Estadual Marinho Areia Vermelha. Em áreas onde a prática do mergulho é constante ocorre a maior perda de tecidos de corais, crescimento excessivo de algas e quebras ou rupturas de corais em relação aos locais com pouca visitação (Riegl & Velimirov, 1991). Segundo Ilarri *et al.* (2008) o turismo pode se tornar um fator beneficiador para determinadas espécies as quais foram registradas no presente estudo (e.g. *Abudefduf saxatilis*), principalmente em Areia Vermelha, área de intensa atividade antrópica.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar de o Parque Estadual Marinho Areia Vermelha apresentar pequenas dimensões, o estudo realizado no local remete a uma necessidade de monitoramento por períodos maiores, além de estudos sobre conectividade que possam abranger a extensão recifal (ambientes de macroalgas e recifais) presente além dos limites do Parque.

Análises detalhadas sobre a composição do substrato, cobertura de algas e fatores ambientais devem ser analisados por períodos mais extensos a fim de ajudar no diagnóstico com mais precisão dos fatores que agem na estrutura da comunidade dos peixes presentes no Parque.

A partir dos dados obtidos no presente trabalho foi observada a importância do local como berçário para jovens, sobretudo aquelas espécies com ameaça de extinção e que foram presentes no Parque, mesmo que em baixo número.

De acordo com os resultados neste trabalho, é demonstrada a diferença entre a composição e estrutura da comunidade de peixes recifais nas estações amostradas apesar da sua proximidade. Destaca-se a diferença de composição dos peixes e heterogeneidade do substrato de acordo com o tipo de ambiente, talvez as diferenças entre a estrutura da comunidade dos peixes, complexidade do substrato e cobertura bêntica esteja relacionado com as características dos ambientes de macroalgas e de recifes e graus de exposição a atividades antrópicas realizadas anteriormente no local.

Medidas urgentes envolvem a proteção efetiva do local a partir de programas de monitoramento e de fiscalização em Areia Dourada, Areia Vermelha e áreas adjacentes, como a estação Sem Visita. Os resultados demonstraram um acréscimo na riqueza de espécies e abundância de peixes ao se afastar de Areia Vermelha e se aproximar de Areia Dourada. Do mesmo modo, ocorreu uma inversão quantitativa e qualitativa de macroalgas e invertebrados entre Areia Vermelha e Areia Dourada. Tais ações devem incluir principalmente mais ordenamento das atividades turísticas realizadas, fiscalização da pesca observada

em áreas nos limítrofes do Parque e ampliação dos limites do mesmo, abrangendo inclusive a estação Sem Visita, que não é componente atual do Parque.

Representantes da família Scaridae são mais abundantes em ambientes menos degradados, o que foi registrado para Areia Dourada com abundância superior a demais estações. Tais números sugerem que este local possa ser o menos antropizado com o decorrer do tempo e mais conservado.

Tendo em vista a inexistência de dados pretéritos, não é possível confirmar tal hipótese, apenas sugerir que os indícios aqui encontrados levam a compreensão de que áreas sem pressão antrópica auxiliam na qualidade dos ambientes.

Por fim, vale ressaltar a estreita ligação que ocorre entre a conservação das espécies de peixes e dos seus habitats. Espera-se que as informações auxiliem e reforcem a importância da tomada de ações futuras de conservação dos diversos tipos de habitats, do uso sustentável e do estabelecimento de normas executáveis para esta área, fortalecendo ainda mais a proteção dos ambientes e peixes.

REFERÊNCIAS

- ABURTO-OROPEZA, O. & BALART, E.F. 2001. Community structure of reef fish in several habitats of rocky reef in Gulf of California. **Marine Ecology**, **22(4)**: 283-305.
- ACKERMAN, J. L.; BELLWOOD, D. R. 2000. Reef fish assemblages: a re-evaluation using enclosed rotenone stations. **Marine Ecology Progress Series** **206**: 227-237.
- ACKERMAN, J. L.; BELLWOOD, D. R.; BROWN J.H. 2004. The contribution of small individuals to density-body size relationships: examination of energetic equivalence in reef fishes. **Oecologia**, **139**: 568-571
- AGARDY, T. 2000. Information needs for marine protected areas: scientific and societal. **Bulletin of Marine Science**, **66**: 875-888.
- ALLISON, W. R. 1996. Snorkeller damage to coral reefs in the Maldivian islands. **Coral Reefs**, **15**: 215-218.
- ALMANY, G. R. 2004. Does increased habitat complexity reduce predation and competition in coral reef fish assemblages? **OIKOS**, **106**: 275-294.
- AMARAL, A.C.Z. & JABLONSKI, S. 2005. Conservation of marine and coastal biodiversity in Brazil. **Conservation Biology**, **19(3)**: 622-631.
- ANDRADE, A. B. 2003. Uso do habitat por *Cephalopholis fulva* e *Epinephelus adscensionis* (Teleostei: Serranidae) em ambientes recifais no nordeste brasileiro. **Dissertação de Mestrado**, Universidade Federal da Paraíba. 76p.
- ASWANI, S. & HAMILTON, R. 2004. The value of many small vs. large marine protected areas in the Western Solomon Islands. **Traditional Marine Resource Management and Knowledge Information Bulletin**, **16**: 3-14.
- BARKER, N.H.I., & ROBERTS, C. M. 2004. Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. **Biological Conservation**, **120**: 481-489.
- BAY, L.; JONES, G.; MCCORMICK, M. 2001. Habitat selection and aggression as determinants of spatial segregation among damselfish on a coral reef. **Coral Reefs** **20**: 289-298.
- BEGER, M., JONES, G.P. & MUNDY, P.L. 2003. The conservation of coral reef biodiversity: a comparison of reserve selection procedures. **Biological Conservation**, **111**: 53-62.
- BELL, J. D. & GALZIN, R. C. 1984. Influence of live coral cover on coral reef fish communities. **Marine Ecology Progress Series**, **15**: 265-274.

BELLWOOD, D. R. & WAINWRIGHT, P. C. 2001. Locomotion in labrid fishes: implications for habitat use and cross-shelf biogeography on the Great Barrier Reef. **Coral Reefs**, **20**: 139-150.

BEUKERS-STEWART, B. D.; JONES, G. P. 2004. The influence of prey abundance on the feeding ecology of two piscivorous species of coral reef fishes. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, **299**: 155-184.

BIRRELL, C. L.; MCCOOK, L. J.; WILLIS, B. L. 2005. Effects of algal turfs and sediment on coral settlement. **Marine Pollution Bulletin**, **51**: 408-414

BOHNSACK, J. A. & BANNEROT, S. P. 1986. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. **NOAA Technical Report NMFS**, **41**: 1-15.

BOUCHON-NAVARO, Y. & LOUIS, M. 1989. Les poissons des formations coralliennes de la Martinique. **Ann. Inst. Oceanogr. (Paris)**, **62(2)**: 251-270.

BORTONE, S. A.; KIMEL, J. J.; BUNDRICK, C.M.A. 1989. A comparison of tree methods for visually assessing reef fish communities: time and area compensated. **Northeast Gulf Science**, **10(2)**: 85-96.

BOZEC, Y. M., KULBICKI, C. M. E. & GASCUEL, D. 2005. Trophic signature of coral reef fish assemblages: Towards a potential indicator of ecosystem disturbance. **Aquatic Living Resource**, **18**: 103-109.

ter BRAAK, C. J. F.; SMILAUER, P. 2002. **CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide**: software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York.

BRANNER, J. C. 1904. The stone reefs of Brazil, their geological and geographical relations, with a chapter on the coral reefs. **Bull Mus Comp Zool**, **54**: 1-285.

BRASIL. 2002. **Biodiversidade brasileira. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 404p.

BROWN, P.J. & TAYLOR, R. B. 1999. Effects of trampling by humans on animals inhabiting coralline algal turf in the rocky intertidal. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, **235**: 45-53.

BRYANT, D.; LAURETTA, B.; MCMANUS, J.; SPAULDING, M. 1998. **Reefs at Risk**: A Map-Based Indicator of Threats to the World's Coral Reefs. WRI/ICLARM/WCMC/UNEP. World Resources Institute, Washington, D.C., 1998 & 56 p.

CARVALHO-FILHO, A. 1999. **Peixes**: Costa Brasileira. 3 ed. São Paulo: Editora Melro, 320p.

CASTRO-FILHO, B. M.; BRANDINI, F.; PIRES-VANIN, A. M. S. 2003. Costa norte e sul concentram potencial pesqueiro. **Scientific American Brasil**, **1(12)**: p.32-41.

CECCARELLI, D. M.; JONES, G. P.; MCCOOK L. J. 2001. Territorial damselfishes as determinants of the structure of benthic communities on coral reefs. **Oceanography and Marine Biology: an Annual Review** **39**: 355-389.

CENDRERO, A. 1989. Land-use problems, planning and management in the coastal zone: an introduction. **Ocean & Shoreline Management**, **12**: 367-381.

CHABANET, P.; RALAMBONDRAIN, H.; AMANIEU, M.; FAURE, G.; GALZIN, R. 1997. Relationships between coral reef substrata and fish. **Coral Reefs**, **16**: 93-102.

CHAO, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in population. **Scandinavian Journal of Statistics**, **11**: 265-270.

CHAO, A. 1987. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. **Biometrics**, **43**: 783-791.

CHOAT, J. H.; BELLWOOD, D. R. 1991. Reef fishes: their history and evolution. In: **The ecology of fishes on coral reefs**. Sale, P. F. (ed), pp. 39-66. Academic Press, San Diego, CA. Ecology, 754 p.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. W. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2ed. UK: **Plymouth Marine Laboratory**. 859p.

CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. 2001. **Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation**. 2nd edn. PRIMER-E Ltd. Plymouth, UK: 203 p.

CORDEIRO, C. A. M. M. 2009. Estrutura da comunidade de peixes recifais do litoral sul da Paraíba. **Dissertação de Mestrado**, Universidade Federal da Paraíba, Brasil. 71f.

COWEN, R. K.; PARIS, C. B.; SRINIVASAN, A. 2006. Scaling of connectivity in marine populations. **Science**, **311(5760)**: 522-527.

CROSBY, M. P.; REESE, E. S. 2005. Relationship of habitat stability and intra-specific population dynamics of an obligate corallivore butterflyfish. **Aquatic Conservation - Marine and Freshwater Ecosystems**, **15**: 13-25.

CUNHA, F. E. A. 2005. Estudo comparativo de metodologias de amostragens não destrutivas em peixes recifais no nordeste brasileiro. **Tese de Doutorado**, Universidade Federal da Paraíba. 95p.

DAHLGREN, C. P.; EGGLESTON, D. B. 2000. Ecological processes underlying ontogenetic habitat shifts in a coral reef fish. **Ecology**, **81**: 2227– 2240.

DEPCZYNSKI, M.; BELLWOOD, D. R. 2005. Wave energy and spatial variability in community structure of small cryptic coral reef fishes. **Marine Ecology Progress Series**, **303**: 283-293.

DIAS, T. L. P. 2000. Dieta e comportamento de três espécies de *Acanthurus* (Teleostei: Acanthuridae) na costa da Paraíba. **Graduação em Ciências Biológicas**, Universidade Federal da Paraíba. 51p.

DIAS, T.; ROSA, I. L.; FEITOZA, B. M. 2001. Food resource and habitat sharing by the three western South Atlantic surgeonfishes (Teleostei: Acanthuridae: *Acanthurus*) off Paraíba Coast, northeastern Brazil. **Aqua Journal of Ichthyology and Aquatic Biology**, **5**: 1–10.

DIAZ-PULIDO, G.; MCCOOK, L.J.; DOVE, S.; BERKELMANS, R.; ROFF, J.; KLINE, D.I. et al. 2009. Doom and boom on a resilient reef: climate change, algal overgrowth and coral recovery. **PLoS ONE**, **4**: e5239.

DOMINICI-AROSEMENA, A. 2006. **Community structure and patterns of diversity in reef fish communities in the Tropical Western Atlantic and Tropical Eastern Pacific**. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades. Zentrum für Marine Tropenökologie, Universität Bremen. 163 p.

DOMINICI-AROSEMENA, A.; WOLFF, M. 2006. Reef fish community structure in the tropical eastern Pacific (Panamá): living on a relatively stable rocky reef environment. **Helgol. Mar. Res.** **60**: 287-305.

ENGMANN, A. 2006. Padrões de distribuição da ictiofauna recifal da praia de Porto de Galinhas (PE) e avaliação da influência do turismo e da pesca. **Dissertação de Mestrado**, UFPE, Recife. 73p.

FEITOZA, B. M. 1999. Composição da Ictiofauna Recifal do Talude Continental da Paraíba. **Trabalho de conclusão de curso**. UFPB, João Pessoa, 79f.

FEITOZA, B. M. 2001. Composição e estrutura da comunidade de peixes recifais da Risca do Zumbi, Rio Grande do Norte. **Dissertação de Mestrado**, UFPB, João Pessoa.

FERREIRA, B. P.; CAVA, F. C. 2001. Ictiofauna marinha da APA Costa dos Corais: lista de espécies através de levantamentos de pesca e observações aquáticas. **Boletim técnico científico – CEPENE**, Tamandaré, 9(1): 167–180.

FERREIRA, B. P.; MAIDA, M.; SOUZA, A. E. T. 1995. Levantamento inicial das comunidades de peixes recifais da região de Tamandaré, PE. **Boletim técnico científico – CEPENE**, Tamandaré, 3(1): 213–230.

FERREIRA, C. E. L.; GONÇALVES, J. E. A.; COUTINHO, R.; PERET, A. C. P. 1998. Herbivory by the Dusky Damselfish, *Stegastes fuscus* (Cuvier, 1830) in a tropical rocky shore: effects on the benthic community. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, **229**: 241-264.

FERREIRA, C. E. L.; GONÇALVES, E. A. 2006. Community structure and diet of roving herbivorous reef fishes in the Abrolhos Archipelago, southwestern Atlantic. **Journal of Fish Biology**, **69**: 1533-1551.

FERREIRA, B. P.; MAIDA, M. 2006. Monitoramento dos Recifes de coral do Brasil. Brasília, MMA. **Série Biodiversidade** 18. 120pp.

FERREIRA, C. E. L.; GONÇALVES, J. E. A; COUTINHO, R. 2001. Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. **Environmental Biology of Fishes**, **61**: 353-369.

FERREIRA, C. E. L.; FLOETER, S. R.; GASPARINI, J. L.; FERREIRA, B. P.; JOYEUX, J. C. 2004. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. **Journal of Biogeography**, **31**: 1093-1106.

FLOETER, S. R. & GASPARINI, J. L. 2000. The Southwestern Atlantic reef fish fauna: composition and zoogeographic patterns. **Journal of Fish Biology**, **56**: 1099-1114.

FLOETER, S. R.; BEHRENS, M. D.; FERREIRA, C. E. L.; PADDACK, M. J.; HORN, M. H. 2005. Geographical gradients of marine herbivorous fishes: patterns and processes. **Marine Biology**, **147**: 1435-1447.

FLOETER, S. R.; KROHLING, W.; GASPARINI, J. L.; FERREIRA, C. E. L.; ZALMON, I. R. 2007. Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. **Environmental Biology of Fishes**, **78**: 147-160.

FLUCKIGER, G. 2006. Levantamento fisionômico da comunidade bentônica de um trecho do costão rochoso sul da Praia das Toninhas, Ubatuba-SP (Brasil). **Tese (Bacharelado)**. Universidade de São Paulo. São Paulo. 45p.

FRANCINI-FILHO, R. B.; MOURA, R. L. 2008. Dynamics of fish assemblages on coral reefs subjected to different management regimes in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems** **18**: 1166-1179.

FRANCINI-FILHO, R. B.; MOURA, R. L.; THOMPSON, F. L.; REIS, R. D.; KAUFMAN, L.; KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N. 2008. Diseases leading to accelerated decline of reef corals in the largest South Atlantic reef complex (Abrolhos Bank, eastern Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, **56(5)**: 1008-1014.

FRANKLIN, H., MUHANDO, C. A. & LINDAHL, U. 1998. Coral culturing and temporal recruitment patterns in Zanzibar, Tanzania. **Ambio**, **27(8)**: 651-655.

FREITAS, J. E. P. 2009. Ictiofauna do Parque Estadual Marinho da Pedra da Risca do Meio (Ceará – Brasil): composição, estrutura e contexto biogeográfico. **Dissertação de mestrado**. UFCE. Brasil. 117f.

FRIEDLANDER, A. M.; PARRISH, J. D. 1998. Temporal dynamics of fish communities on an exposed shoreline in Hawaii. **Environmental Biology of Fishes**, **253**: 1-18.

FRIEDLANDER, A; NOWLIS, J. S.; SANCHEZ, J. A.; APPELDOORN, R.; USSEGLIO, P.; MCCORMICK, C.; BEJARANO, S.; MITCHELL-CHUI, A. 2003. Designing effective marine protected areas in Seaflower Biosphere Reserve, Colombia, based on biological and sociological information. **Conservation Biology**, **17(6)**: 1769-1784.

FROESE, R.; D. PAULY. (Ed). 2010. **FishBase**. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, (Acesso 08/2010).

GARCÍA-CHARTON, J. A.; PÉREZ-RUZAFÁ. 1998. Correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblage in the southwest Mediterranean. **Marine Ecology**, **19(2)**: 111–128.

GARCIA, Jr.; MENDES, L. F., SAMPAIO, C. L. S.; OLIVEIRA, J. E. L. 2008. **Biodiversidade Marinha da Bacia Potiguar**. Ictiofauna. Petrobrás. 189p.

GIBSON, R. N.; ANSELL, A. D., ROBB, L. 1993. Seasonal and annual variations in abundance and species composition of fish and macrocrustacean communities on a Scottish sandy beach. **Marine Ecology Progress Series**, **98**: 89-105.

GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA. 2006. **Plano das águas**: o estado d'arte. Secretaria Extraordinário do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e Minerais. 55p.

GRATWICKE, B. & SPEIGHT, M. R. 2005a. Effects of habitat complexity on Caribbean marine fish assemblages. **Marine Ecology Progress Series**, **292**: 301-310.

GRATWICKE, B. & SPEIGHT, M. R. 2005b. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. **Journal of Fish Biology**, **66**: 650-667.

GRATWICKE B.; PETROVIC, C.; SPEIGHT, M. R. 2006. Fish distribution and ontogenetic habitat preferences in non-estuarine lagoons and adjacent reefs. **Environmental Biology of Fishes**, **76**: 191-210.

GROBER-DUNSMORE, R.; FRAZER, T. K.; LINDBERG, W. J.; BEETS, J. 2007. Reef Fish and habitat relationships in a Caribbean seascape: the importance of reef context. **Coral Reefs**, **26**: 201-216.

HALFORD, A.; CHEAL, A. J.; RYAN, D.; WILLIAMS, D. M. 2004. Resilience to large scale disturbance in coral and fish assemblage on the Great Barrier Reef. **Ecology**, **85**: 1892-1905.

HALPERN B. S. 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? **Ecological Applications**, **13**: S117-S137.

HALPERN B. S.; EBERT C. M.; KAPPEL C. V.; MADIN, E. M. P.; MICHELI, F.; PERRY, M.; SELKOE, K. A.; WALBRIDGE S. 2009. Global priority areas for incorporating land–sea connections in marine conservation. **Conservation Letters** **2(4)**: 189-196.

HAWKINS, J. P.; ROBERTS, C. M.; VAN'T HOF, T.; De MEYER, K.; TRATALOS, J.; ALDAM, C. 1999. Effects of recreational SCUBA diving on Caribbean coral and fish communities. **Conservation Biology**, **13(4)**: 888-897.

HELTSHER, J. F. & FORRESTER, N. E. 1983. Estimating diversity using quadrat sampling. **Biometrics**, **39**: 1073-1076.

HILL, J. & WILKINSON, C. 2004. Methods for Ecological Monitoring of Coral Reefs: A resource for Managers. **Australian Institute of Marine Science (AIMS), Australia**. 117p.

HOBSON, E. S. 1991. Trophic relationships of fishes specialized to feed on zooplankters above coral reefs. In: **The ecology of fishes on coral reefs**. Sale, P. F. (ed), pp. 69-95. Academic Press, San Diego, CA. Ecology, 754 p.

HONÓRIO, P. P. F.; RAMOS, R. T. C.; FEITOZA, B. M. 2010. Composition and structure of reef fish communities in Paraíba State, north-eastern Brazil. **Journal of Fish Biology**, **77**: 907-926.

HUMMAN, P.; DELOACH, N. 2002. Reef fish identification – Florida, Caribbean, Bahamas. 3th edition. **New World Publications, Jacksonville**, Florida, 481 p.

ILARRI, M. I.; SOUZA, A. T.; MEDEIROS, P. R.; GREMPEL, R.G.; ROSA, I. M. L. 2008. Effects of tourist visitation and supplementary feeding on fish assemblage composition on a tropical reef in the Southwestern Atlantic. **Neotropical Ichthyology**, **6**: 651–656.

IUCN. 2010. **IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2010.1. <<http://www.iucnredlist.org>>. Downloaded on 09 December 2010.

JACOBY, C.; MANNING, C.; FRITZ, S.; ROSE, L. 1997. Three recent initiatives for monitoring of Australian coasts by community. **Ocean & Coastal Management**, **36(1-3)**: 205-226.

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

KREBS, C. J. 1972. Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance. **New York: Harper & Row, Publishers**. 694p.

LABOREL, J. 1970. Madréporaires et hydrocoralliaires récifaux des cotes brésiliennes. **Rés. Sci. Camp. Calypso**. **9(25)**: 171-229.

La MESA, G.; MICALLIZI, M.; GIACCONE, G.; VACCHI, M. 2004. Cryptobenthic fishes of the “Ciclopi Islands” marine reserve (central Mediterranean Sea): assemblage composition, structure and relations with habitats features. **Marine Biology**, **145**: 233-242.

LECCHINI, D. & GALZIN, R. 2003. Influence of pelagic and benthic, biotic and abiotic, stochastic and deterministic processes on the dynamics of auto-recruitment of coral reef fish. **Cybium**, **27**:167–184.

LETOURNEUR, Y. 1996. Dynamics of fish communities on Reunion fringing reefs, Indian Ocean. 2. Patterns of temporal fluctuations. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, **195(1)**: 31-52.

LETOURNEUR, Y. R.; FRICKE, M.; TAQUEL, M., CHABANET, P.; TESSIER, E.; PARMANTIER, M. 1998. Checklist of the fishes of Réunion Island, south-western Indian Ocean. **Atoll Res. Bull.**

LINDAHL, U. 1998. Low-tech rehabilitation of degraded coral reefs through transplantation of staghorn corals. **Ambio**, **27(8)**: 645-650.

LOWE-McCONNELL, R. H. 1999. **Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais**. Edusp, São Paulo, 536p.

LUCKHURST, B. E.; LUCKHURST, K. 1978. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. **Marine Biology**, **49**: 317–323.

LUDWIG, J. A. & REYNOLDS, J. F. 1988. **Statistical ecology**: a primer on methods and computing. John Wiley & Sons, New York.

MAIDA, M. & FERREIRA, B.P. 1997. Coral reefs of Brazil: an overview. **Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium**, **1**: 263-274.

McALEECE, N.; LAMBSHEAD, P. J. D.; PATERSON, G. L. J. 1997. **BioDiversity Pro** (version 2). The Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science. (software livre - http://gcmd.nasa.gov/records/NHML_Bioprop.html), Londres.

MCCLANAHAN, T. R.; CASTILLA, J. C.; WHITE, A. T.; DEFEO, O. 2008. Healing small-scale fisheries by facilitating complex socio-ecological systems. **Reviews of Fish Biology and Fisheries** **19**: 33-47.

McKENNA Jr. J. E. 1997. Influence of Physical Disturbance on the Structure of Coral Reef Fish Assemblages in the Dry Tortugas. **Caribb J Sci**, **33**: 82-97.

MCMANUS, J. W.; MENEZ, L. A. B.; KESNER-REYES, K. N.; VERGARA, S. G.; ABLAN, M. C. 2000. Coral reef fishing and coral-algal phase shifts: implications for global reef status. **ICES Journal of Marine Science**, **57**: 572-578.

MEDEIROS, P. R.; GREMPEL, R. G.; SOUZA, A. T.; ILARRI, M. I.; SAMPAIO, C. L. S. 2007. Effects of recreational activities on the fish assemblage structure in a northeastern Brazilian reef. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, **2**: 288-300.

MEDEIROS, P. R.; GREMPEL, R. G.; SOUZA, A. T.; ILARRI, M.I.; ROSA, R. S. 2010. Non-random reef use by fishes at two dominant zones in a tropical, algal-dominated coastal reef. **Environmental Biology of Fishes**, **87**: 237-246.

METZGER, J. P. & CASATTI, L. 2006. Do diagnóstico à conservação da biodiversidade: o estado da arte do programa BIOTA/FAPESP. **Biota Neotropica**, **6(2)**: 1-23.

- MIKKELSEN, P. & CRACRAFT, J. 2001. Marine biodiversity and the need for systematic inventory. **Bulletin of Marine Science**, **69**: 525-534.
- MILAZZO, M.; CHEMELLO, R.; BADALAMENTI, F.; CAMARDA, R.; RIGGIO, S. 2002. The impact of human recreational activities in marine protected areas: what lessons should be learnt in the Mediterranean sea? **Marine Ecology**, **23**: 280-290.
- MINTE-VERA, C. V.; MOURA, R. L.; FRANCINI-FILHO, R. B. 2008. Nested sampling: an improved visual-census technique for studying reef fish assemblages. **Marine Ecology Progress Series**, **367**: 283–293.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2008. **Biodiversidade Costeira e Marinha Brasileira**: Ano Internacional dos Recifes de Coral. Brasília.
- MOBERG, F. & FOLKE, C. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. **Ecological Economics**, **29**: 215-233.
- MOURA, R. L. 2003. Riqueza de espécies, diversidade e organização de assembleias de peixes em ambientes recifais: um estudo ao longo de um gradiente latitudinal da costa brasileira. **Tese de doutorado**, IO/USP, São Paulo, 620p.
- MOURA, R. L. & LINDEMAN, K. C. 2007. A new species of snapper (Perciformes: Lutjanidae) from Brazil, with comments on the distribution of *Lutjanus griseus* and *L. apodus*. **Zootaxa**, **1422**: 31-43.
- MOURA, A. K. C.; BONIFÁCIO, K. M.; CRISPIM, M. C. 2007. Diagnóstico Ambiental do Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha, Cabedelo, PB (Fase II): Usos, Conflitos e Implicações Conservacionistas. *In*: X Encontro Nacional de Turismo com Base Local, 2007, João Pessoa - PB. **Identidade Cultural e Desenvolvimento Local**. João Pessoa – PB. v.3. pp. 619-627.
- MUMBY, P. J. 2006. Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: Algorithms for the design of marine reserves at seascape scales. **Biological Conservation**, **128**: 215-222.
- MUNDAY, P. L. 2002. Does variability determine geographical-scale abundances of coraldwelling fishes? **Coral Reefs**, **21**: 105-116.
- NAGELKERKEN, I.; VELDE, G. van der; GORISSENA, M. W.; MEIJERA, G. J.; HOF, T. van't; HARTOG, C. den. 2000. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, **51**: 31-44.
- NEELY, K. L. 2008. Influence of substrate on coral reef fish communities. **Tese de Doutorado**, University Program in Ecology – Duke University. 115f.
- NELSON, J. S. 2006. **Fishes of the World**. 4rd edition. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- OSÓRIO, R. M. 2003. Comportamento territorial de *Stegastes fuscus* (Teleostei: Pomacentridae) e *Abudefduf saxatilis* (Teleostei: Pomacentridae) na costa da

Paraíba, Brasil. **Graduação em Biologia**, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.

OSÓRIO, R.; ROSA, I. L.; CABRAL, H. 2006. Territorial defence by the Brazilian damselfish *Stegastes fuscus* (Teleostei: Pomacentridae). **Journal of Fish Biology**, **69**: 233-242.

PANDOLFI, J. M.; BRADBURY, R. H.; SALA, E.; HUGHES, T. P.; BJORN DAL, K. A.; COOKE, R. G.; MCARDLE, D.; McCLENAHAN, L.; NEWMAN, M. J. H.; PAREDES, G.; WARNER, R. R.; JACKSON, J. B. 2003. Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. **Science**, **301**: 955-958.

PARAÍBA (Estado). 2000. Palácio do Governo do Estado da Paraíba. Decreto do governo estadual n.º 21.263 de 28 de agosto de 2000 cria o Parque Estadual Marinho de "Areia Vermelha" e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado da Paraíba**. João Pessoa, PA, 29 ago. 2000.

PAULY, G. 1997. Diversity and Distribution on Reef Organisms: 289-353 p. In: Charles Birkeland, 1997. **Life and Death of Coral Reef**. Chapman & Hall, International Thompson Pubs. 536 p.

PAULY, D.; CHRISTENSEN, V.; GUENETTE, S.; PITCHER, T. R.; SUMAILA, U. R.; WALTERS, C. J.; WATSON, R.; ZELLER, D. 2002. Towards sustainability in world fisheries. **Nature**, **418**: 689-695.

PINNEGAR, J. K.; POLUNIN, N. V. C.; FRANCOUR, P.; BADALAMENTI, F.; CHEMELLO, R.; HARMELIN-VIVIEN, M. L.; HEREU, B.; MILAZZO, M.; ZABAKLA, M.; D'ANNA, G.; PIPITONE, C. 2000. Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. **Environmental Conservation**, **27**: 179-200.

PINHEIRO, P. C. 2005. Ictiofauna do Arquipélago de Currais (Paraná – Brasil): Complexidade estrutural dos costões rochosos e análise comparativa com um módulo recifal artificial. **Tese de doutorado**. UFSCAR. 105f.

PRATES, A. P. L. 2007. Plano nacional de áreas protegidas. O contexto das áreas costeiras e marinhas. Pp.17–24 In: PRATES, A. P. L.; BLANC, D. (Eds.). **Áreas aquáticas e protegidas como instrumento de gestão pesqueira**. Brasília: MMA/SBF. 272p. (Série Áreas protegidas do Brasil, 4).

PRESKITT, L. B.; PETER, S.; VROOM, C.; SMITH, M. 2004. A rapid ecological assessment (REA) quantitative survey method for benthic algae using photo quadrats with SCUBA. **Pacific Science**, **58**: 201-209.

PRIOR, M.; ORMOND, R.; HITCHEN, R.; WORMALD, C. 1995. The impacts on natural resources of activity tourism: a case study of diving in Egypt. **International Journal of Environmental Studies**, **48**: 201-209.

RANDALL, J. E. 1967. Food habits of reef fishes of the West Indies. **Indies. Studies in Tropical Oceanography, (Miami)**, **5**: 665-847.

- RANDALL, J. E. 1996. Caribbean reef fishes. T.N.F. **Publications, New Jersey, EUA**. 368p.
- RAPPORT, D. J.; REGIER, H. A.; HUTCHINSON, T. C. 1985. Ecosystem behavior under stress. **American Naturalist**, **125**: 617-640.
- REZENDE, S. M.; FERREIRA, B. P.; FREDOU, T. 2003. A pesca de lutjanídeos no nordeste do Brasil: histórico das pescarias, características das espécies e relevância para o manejo. **Boletim técnico científico – CEPENE**, **11 (1)**: 257-270.
- RIEGL, B. & VELIMIROV, B. 1991. How many damaged corals in Red Sea reef systems? **A quantitative survey Hydrobiologia**, **216/217**: 249-256.
- ROBERTS, C. M & ORMOND, R. F. G. 1987. Microhabitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. **Marine Ecology Progress Series**, **41**: 1-8.
- ROBERTS, C. M.; ORMOND, R. F. G.; SHEPERD, A. R. D. 1988. The usefulness of butterflyfishes as environmental indicators on coral reefs. **Proceedings 6 th International Coral Reef Symposium, Australia 2**: 331-336.
- ROBERTS, C. M. 2000. Selecting marine reserve locations: optimality versus opportunism. **Bulletin Marine of Science**, **66**: 581-592.
- ROCHA, L. A. 1999. Composição e estrutura da comunidade de peixes do Parque Estadual Marinho do Parcel de Manuel Luiz, Maranhão, Brasil. **Dissertação de Mestrado**, Zoologia, UFPB, 147p.
- ROCHA, L. A. 2003. Patterns of distribution and processes of speciation in Brazilian reef fishes. **Journal of Biogeography**, **30**: 1161-1171.
- ROCHA, L. A. 2004. Mitochondrial DNA and color pattern variation in three Western Atlantic *Halichoeres* (Labridae), with the revalidation of two species. **Copeia**, **4**: 770-778.
- ROCHA, L. A.; ROSA, I. L.; ROSA, R. S. 1998. Peixes recifais da costa da Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, **15(2)**: 553-566.
- ROCHA, L. A. & ROSA, I. L. 2001. Baseline assessment of reef fish assemblages of Parcel Manuel Luiz Marine State Park, Maranhão, north-east Brazil. **Journal of Fish Biology**, **58**: 985-998.
- ROGERS, C. S. & BEETS, J. 2001. Degradation of marine ecosystems and decline of fishery resources in marine protected areas in the US Virgin Islands. **Environmental Conservation**. **28(4)**: 312-322.
- ROSA, R. S. 1980. Lista Sistemática de peixes marinhos da Paraíba (Brasil). **Revista Nordestina de Biologia**, **3**: 205-226.

ROSA, R. S. & MOURA, R. L. 1997. Visual assessment of reef fish community structure in the Atol das Rocas Biological Reserve, off Northeastern Brazil. **Proceedings 8th International Coral Reef Symposium I. 1:** 983-986.

ROSA, R. S.; ROSA, I. L.; ROCHA, L. A. 1997. Diversidade da ictiofauna de poças de maré da praia do Cabo Branco, João Pessoa, Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia, 14(1):** 201-212.

ROUPHAEL, T. & INGLIS, G. 1995. The effects of qualified recreational scuba divers on coral reefs. **Technical report 4. CRC Reef Research Centre**, Townsville, Australia. 39 pp.

ROUPHAEL, T. & INGLIS, G. 1997. Impacts of recreational SCUBA diving at sites with different reef topographies. **Biological Conservation, 82:** 329-336.

RUSS, G. R. 2003. Grazer biomass correlates more strongly with production than with biomass of algal turf on a coral reef. **Coral reefs, 22:** 63-67.

RUSS, G.R. & ALCALA, A.C. 1998. Natural fishing experiments in marine reserves 1983-1993: Community and trophic responses. **Coral reefs, 17:** 383-398.

SALE, P. F. 2006. **Coral Reef Fish: Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem**. BELLWOOD, D. R.; WAINWRIGHT, P. C. In: The history and Biogeography of Fishes on Coral Reefs. Elsevier, 549 p.

SAMOILYS, M. A.; CARLOS, G. 2000. Determining methods of underwater visual census for estimating the abundance of coral reef fishes. **Environmental Biology of Fishes 57:** 289-304.

SAMPAIO, C. L. S. 2003. Análise do comércio de peixes ornamentais marinhos estado da Bahia, Brasil. **Dissertação de mestrado**, UFPB, João Pessoa, 89 p.

SAMPAIO, C. L. S. 2006. Monitoramento da atividade de coleta de organismos ornamentais marinhos na cidade de Salvador, Bahia, Brasil. **Tese de doutorado**, UFPB, João Pessoa, 274f.

SAMPAIO, C. L. S.; NOTTINGHAM, M. C. 2008. Guia para Identificação de Peixes Ornamentais Brasileiros. **Brasília: Ibama**. 210p.

SOUZA, A. L. T.; ILARRI, M. D. I.; MEDEIROS, P. R.; GREMPEL, R. G.; ROSA, R. S.; SAMPAIO, C. L. S. 2007. Fishes (Elasmobranchii and Actinopterygii) of Picãozinho reef, Northeastern Brazil, with notes on their conservation status. **Zootaxa, 1608:** 11-19.

SPALDING, M. D.; RAVILIOUS, C.; GREEN, E. P. 2001. **World atlas of coral reefs**. Berkeley: University of California Press. USA, 421p.

van der Duim, R., & Caalders, J. 2002. Biodiversity and tourism: Impacts and interventions. **Annals of Tourism Research, 29(3):** 743-761.

VANDERKLIFT, M. A. & JACOBY, C. A. 2003. Patterns in fish assemblage 25 years after major Seagrass loss. **Marine Ecology Progress Series, 247:** 225-235.

- VUELTA, C. B. 2000. Influência do turismo sobre a ictiofauna do recife de Picãozinho, Paraíba, Brasil. **Dissertação de mestrado**, UFPB, João Pessoa, 102f.
- WILKINSON, C. (ed.). 1998. **Status of Coral Reefs of the World: 1998**. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Australia.
- WILLIS, T. J. 2001. Visual census methods underestimate density and diversity of cryptic reef fishes. **Journal of Fish Biology**, **59**: 1408-1411.
- WILSON, S. K.; BELLWOOD, D. R.; CHOAT, J. H.; FURNAS, M. J. 2003. Detritus in the epilithic algal matrix and its use by coral reef fishes. **Oceanography and Marine Biology: an Annual Review** **41**, 279-309.
- WILSON, S. K.; GRAHAM, N. A. J.; POLUNIN, N. V. C. 2007. Appraisal of visual assessments of habitat complexity and benthic composition on coral reefs. **Marine Biology**, **151**: 1069-1076.
- YOSHIYAMA, R. M. 1981. Distribution and abundance patterns of rocky intertidal fishes in central California. **Environmental Biology of Fishes**, **6**: 315-332.