



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

COMUNIDADES MACROBENTÔNICAS SÉSSEIS EM AMBIENTES
RECIFAIS TROPICAIS SOB DIFERENTES INTENSIDADES DE PISOTEIO

GLEICE DE SOUZA SANTOS

Recife, 2013

GLEICE DE SOUZA SANTOS

**COMUNIDADES MACROBENTÔNICAS SÉSSEIS EM AMBIENTES
RECIFAIS TROPICAIS SOB DIFERENTES INTENSIDADES DE PISOTEIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, do Departamento de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Oceanografia.

Orientador: Dr. Ralf Schwamborn

Recife, 2013

GLEICE DE SOUZA SANTOS

**COMUNIDADES MACROBENTÔNICAS SÉSSEIS EM AMBIENTES
RECIFAIS TROPICAIS SOB DIFERENTES INTENSIDADES DE PISOTEIO**

Banca examinadora:

Titulares

Dr. Ralf Schwamborn (Presidente da Banca) – UFPE

Dra. Zelinda Margarida de Andrade Nery Leão – UFBA

Dr. Jesser Fidelis de Souza Filho – UFPE

Suplentes

Dr. Thiago Nogueira de Vasconcelos Reis – UFPE

Dra. Deusinete de Oliveira Tenório – UFPE

Catálogo na fonte
Bibliotecário Marcos Aurélio Soares da Silva, CRB-4 / 1175

S237c Santos, Gleice de Souza.
Comunidades macrobentônicas sésseis em ambientes
recifais tropicais sob diferentes intensidades de pisoteio /
Gleice de Souza Santos. - Recife: O Autor, 2013.
54 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientador: Profº Drº. Ralf Schwamborn.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de
Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em
Oceanografia, 2013.
Inclui Referências e Anexos.

1. Oceanografia. 2. Comunidade Macrobentônica Sésil.
3. Ambientes Recifais. 4. Ecossistema Tropical. I.
Schwamborn, Ralf (Orientador). II. Título.

551.46 CDD (22. ed.) UFPE BCTG/2013-135

**“O temor do Senhor é o
princípio de toda sabedoria...” (Sl 111:10)**

**Dedico este trabalho à minha querida
e amada mãe Célia Maria.**

AGRADECIMENTOS

À Deus pela sua soberania e infinita bondade e misericórdia, que me deu o privilégio de estudar uma das mais magníficas obras de sua criação: o ambiente recifal. Agradeço a Ele por me permitir chegar até aqui.

À toda minha família, em especial à minha querida mãe Célia Maria, que me aconselhou e apoiou nessa importante etapa da minha vida, com muita paciência e dedicação. Também agradeço à minha “segunda mãe” tia Miriam, por sempre estar presente com seu carinho e cuidado.

Ao meu querido orientador Prof. Dr. Ralf Schwamborn, por ter aceitado me orientar e por todos os conselhos e contribuições que me deu na realização desse trabalho, por toda sua ajuda, confiança, paciência, apoio e amizade.

À Douglas Burgos, pela amizade, pela ajuda nas coletas e na identificando das macroalgas, e pelas importantes contribuições dadas para a melhoria desse trabalho.

À Secretaria do Meio Ambiente de Porto de Galinhas, especialmente à pessoa do atual secretário, Erivelto Lacerda, por todo apoio logístico dado na realização das coletas e por ter contribuído sempre quando solicitado.

Ao Prof. Dr. Mauro Maida pelas importantes contribuições dadas à realização deste trabalho e pelo apoio logístico dado às coletas em Tamandaré, nas instalações do CEPENE/IBAMA.

À Prof. Dra. Sigrid que é extremamente solícita, um grande ser humano, com um imenso coração e um exemplo de ética e profissionalismo a ser seguido.

À Prof. Dra. Fernanda Amaral por ter inspirado meu interesse pelo estudo dos recifes e por ter iniciado minha vida científica como orientadora e amiga. Serei eternamente grata!

À Dra. Paula Spotorno que sempre estava disponível por email para tirar dúvidas e por ter identificado os moluscos vermetídeos.

À Simone Lira, Renata Pollyana e Simone Jorge pela amizade sincera e pelos conselhos, e à Cynthia e Igor, nossos queridos “mascotes”, por terem me ajudado sempre nas coletas e pela companhia e amizade.

À Profa. Dra. Tâmara Almeida e à Dra. Andréia Pinto que são ótimas colegas de laboratório, como também amigas muito queridas. Aos demais colegas de laboratório: Xiomara, Alejandro, Val, Pedro, Lucas e Érika, com os quais pude compartilhar dias muito agradáveis.

Aos meus amigos e “ajudantes de coleta”: Felipe, Gledson, Amanda, Kyllderes, Jamerson, Sawana e Everton e às minhas mais que queridíssimas amigas: Anne, Simone Jorge, Bárbara e Andrea, que sempre me receberam em suas casas com muito afago, carinho e hospitalidade.

À Patrícia Façanha, por quem tenho imensurável carinho e admiração, por ter me ajudado não só nas coletas, mas também em alguns momentos difíceis da minha caminhada. Agradeço todos os momentos compartilhados, por toda a atenção dispensada e pela amizade, que certamente durará a nossa vida inteira.

Aos meus amigos Bárbara Ramos, Aislan Galdino, Thiago Reis, Daniele Malmann e Sérgio que sempre estiverem disponíveis para ajudar, tirar dúvidas, compartilhar experiências e até mesmo me distrair nos momentos de preocupação. Os gestos de carinho que recebi em tantas ocasiões foram muito importantes nessa jornada.

Aos meus queridos amigos Rafaela Lopes e Djair Toscano que nunca negavam meus convites para as saídas de campo, por compartilharem momentos de alegria e tristeza e simplesmente por serem pessoas muito especiais.

À nossa querida secretária Myrna por ser atenciosa e solícita, sempre quebrando nossos “galhos” com muita competência.

À todos os professores do PPGO em especial o Prof. Dr. Manuel Flores, Profa. Dra. Eliete, Prof. Dr. Fernando Feitosa, Profa. Dra. Maria Luise e Profa. Dra. Maria da Glória, pessoas que tenho imenso carinho e admiração, pelo profissionalismo e bondade de coração e por sempre ajudarem e apoiarem todos os alunos do Departamento de Oceanografia.

À CAPES pela concessão da bolsa de mestrado durante os dois anos de realização desse trabalho.

E finalmente agradeço a todos aqueles que eu tenha esquecido de citar o nome e que direta e indiretamente me ajudaram e estiveram presentes na minha vida durante esses dois anos de curso.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	1
1 – ESTADO DA ARTE	1
1.1 Os recifes	1
1.2 Recifes brasileiros e ameaças.....	2
1.3 Monitoramento dos recifes costeiros	4
2 – HIPÓTESE.....	7
3 – OBJETIVOS GERAIS.....	7
4 – ÁREAS DE ESTUDO.....	8
4.1 Recifes de Porto de Galinha.....	8
4.2 Recifes de Tamandaré.....	11
5- METODOLOGIA	15
5.1 Trabalho de campo.....	15
5.2 Identificação de espécies e processamento de imagens	16
5.3 Análises dos dados	17
6- RESULTADOS.....	18
7 – DISCUSSÃO	27
8- CONCLUSÕES	35
9 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	36
10- ANEXOS	44

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 - Mapa dos recifes da praia de Porto de Galinhas, Pernambuco, Brasil	10
Figura 02 – Recifes de Porto de Galinhas (PE). A. Atividade de jangadas. B. Pisoteio nos recifes.....	11
Figura 03 – Atividades de controle de turistas nos recifes de Porto de Galinhas (PE). A. Isolamento das áreas de preservação ambiental com cordas e boias. B. Atividades de educação ambiental na cabine da “Blitz Ambiental”	11
Figura 04 – Mapa dos recifes de Tamandaré, Pernambuco, Brasil.....	13
Figura 05 – Área fechada do complexo recifal de Tamandaré (PE). A. “Ilha da Barra”. B. Transporte usado na fiscalização da área fechada.....	14
Figura 06 – Mapa dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. I1, I2: áreas impactadas (Porto de Galinhas); P1, P2, P3, P4: áreas protegidas (Porto de Galinhas); F: área fechada (Tamandaré).....	15
Figura 07 – Cobertura viva dos principais organismos e área de substrato exposto no topo dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. I1, I2: áreas impactadas (Porto de Galinhas); P1, P2, P3, P4: áreas protegidas (Porto de Galinhas); F: área fechada (Tamandaré). <i>P.p.</i> : <i>Palisada perforata</i> ; <i>H. o.</i> : <i>Halimeda opuntia</i> ; <i>Z. s.</i> : <i>Zoanthus sociatus</i> ; <i>P. v.</i> : <i>Petaloconchus varians</i> ; S: substrato exposto.....	19
Figura 08 – Cobertura viva dos principais organismos e área de substrato exposto, por intensidade de pisoteio, encontrados no topo dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. I: impactado (Porto de Galinhas), P: protegido (Porto de Galinhas); F: fechado (Tamandaré). Coletas realizadas em janeiro e de março a agosto de 2012.....	20
Figura 09 – Área de cobertura viva total do topo dos recifes de Porto de Galinhas e	

Tamandaré, Pernambuco, Brasil. A. Cobertura viva por Área. I1, I2: áreas impactadas (Porto de Galinhas); P1, P2, P3, P4: áreas protegidas (Porto de Galinhas); F: área fechada (Tamandaré). B. Cobertura viva por intensidade de pisoteio. I: impactado (Porto de Galinhas), P: protegido (Porto de Galinhas); F: fechado (Tamandaré).....21

Figura 10 – Cobertura dos principais representantes, em relação à intensidade de pisoteio, encontrados no topo dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. I: impactado (Porto de Galinhas), P: protegido (Porto de Galinhas); F: fechado (Tamandaré). A. *P. perforata*; B. *H. opuntia*; C. *Z. sociatus*; D. *P. varians*.....23

Figura 11 – Índices ecológicos dos organismos macrobentônicos sésseis do topo dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. A. Índice de diversidade por área. B. Índice de diversidade por intensidade de pisoteio. C. equitabilidade por área. D. equitabilidade por intensidade de pisoteio. I1, I2: áreas impactadas (Porto de Galinhas); P1, P2, P3, P4: áreas protegidas (Porto de Galinhas); F: área fechada (Tamandaré). I: impactado (Porto de Galinhas), P: protegido (Porto de Galinhas); F: fechado (Tamandaré).....24

Figura 12 – Representação gráfica da matriz de similaridade dos organismos macrobentônicos sésseis, em diferentes meses, do topo dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. I: impactado (Porto de Galinhas), P: protegido (Porto de Galinhas); F: fechado (Tamandaré).....25

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 – Valores médios, mínimos e máximos da área de cobertura viva, diversidade, e equitabilidade de espécies e rugosidade das áreas amostradas no topo dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. I1, I2: áreas impactadas (Porto de Galinhas); P1, P2, P3, P4: áreas protegidas (Porto de Galinhas); F: área fechada (Tamandaré).....20

Tabela 02 – Resultados dos testes de Mann-Whitney da área cobertura viva, diversidade e equitabilidade de espécies e rugosidade, em relação à intensidade de pisoteio, nos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. I: impactado (Porto de Galinhas), P: protegido (Porto de Galinhas); F: fechado (Tamandaré).....21

ANEXOS

Tabela 01 – Organismos macrobentônicos sésseis e tipos de pavimentos encontrados no topo dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré (PE). I: impactado (Porto de Galinhas), P: protegido (Porto de Galinhas); F: fechado (Tamandaré). Coletas realizadas em janeiro e de março a agosto de 2012.....44

Tabela 02 – Cobertura (%) dos organismos macrobentônicos sésseis e tipos de pavimentos encontrados no topo dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré.....46

Tabela 03 – Valores do Teste Mann-Whitney da cobertura viva total, diversidade e equitabilidade de espécies e rugosidade das áreas amostradas no topo dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. I1, I2: áreas impactadas (Porto de Galinhas); P1, P2, P3, P4: áreas protegidas (Porto de Galinhas); F: área fechada (Tamandaré). Coletas realizadas em janeiro e de março a agosto de 2012.....47

Tabela 04 – Valores de R e das probabilidades da ANOSIM das áreas e dos meses amostrados nos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. I1, I2: áreas impactadas (Porto de Galinhas); P1, P2, P3, P4: áreas protegidas (Porto de

Galinhas); F: área fechada (Tamandaré). Jan – Janeiro; Fev – Fevereiro; Mar – Março; Abr – Abril; Mai – Maio; Jun – Junho; Jul – Julho; Ago – Agosto.....48

Tabela 05 – Análise da similaridade nas áreas de estudo nos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. . I1, I2: áreas impactadas (Porto de Galinhas); P1, P2, P3, P4: áreas protegidas (Porto de Galinhas); F: área fechada (Tamandaré). A. M.= abundância média; M. S. = média da similaridade; Sim./dp. = desvio padrão da similaridade; Contrib.% = contribuição da espécie; Contrib.C.% = contribuição cumulativa da espécie.....49

Tabela 06 – Análise da dissimilaridade entre as áreas de estudo nos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. . I1, I2: áreas impactadas (Porto de Galinhas); P1, P2, P3, P4: áreas protegidas (Porto de Galinhas); F: área fechada (Tamandaré). A. M.= abundância média; M. S. = média da similaridade; Sim./dp. = desvio padrão da similaridade; Contrib.% = contribuição da espécie; Contrib.C.% = contribuição cumulativa da espécie.....50

RESUMO

Apesar da importância ecológica dos ambientes recifais de águas rasas do Oceano Atlântico Sul Tropical, esses ecossistemas vêm sendo ameaçados por vários impactos antrópicos, dentre estes o pisoteio por banhistas nos topos recifais. Até o momento, não foi investigado como a prática do pisoteio afeta a comunidade macrobentônica sésil do topo dos recifes brasileiros. O objetivo do presente trabalho foi avaliar o possível efeito do pisoteio na comunidade macrobentônica sésil, visando testar a hipótese de que essa atividade causa sérios danos nessa comunidade. A pesquisa foi desenvolvida no topo dos recifes das praias de Porto de Galinhas e de Tamandaré, Pernambuco, Brasil. Em Porto de Galinhas, seis áreas foram avaliadas: duas áreas impactadas pelo pisoteio intenso e quatro áreas protegidas (áreas de preservação adjacentes às áreas impactadas, sendo raramente pisoteadas por banhistas). Em Tamandaré, a amostragem foi realizada na área fechada à visitação, sem qualquer impacto de pisoteio e pesca. A análise da cobertura da comunidade macrobentônica foi realizada com a metodologia do fototransecto, com a análise de fotos com o auxílio do Software CPCe. A rugosidade do substrato foi mensurada com uma corrente e uma trena. Em Porto de Galinhas, foram encontradas quinze espécies de macroalgas e nove espécies de animais, nas áreas impactadas e protegidas, com a exceção do bivalve *Isognomon bicolor*, que foi encontrado somente nas áreas protegidas e na área fechada. Nesta última, foram registradas onze espécies de macroalgas e nove de animais. Nas áreas impactadas, a área de substrato exposto foi duas vezes maior do que na área protegida (com médias de 51,7% e 25,6%, respectivamente), sendo ainda menor na área fechada (19,4%). Consequentemente, as áreas impactadas apresentaram menores áreas de cobertura macrobentônica viva que as áreas protegidas e fechada. Entretanto, não houve diferenças significativas de área de cobertura viva entre as áreas protegidas e a área fechada. Nas áreas impactadas e protegidas, houve a dominância da macroalga *Palisada perforata*. Todavia, na área fechada houve a dominância do zoantídeo *Zoanthus sociatus*, com um destaque especial para a cobertura do molusco vermetídeo *Petalochonchus varians*, que foi significativamente maior nessa área, em relação às demais. Não houve diferenças de rugosidade entre as áreas avaliadas. O pisoteio apresenta um efeito contundente na área de cobertura de organismos macrobentônicos sésseis. As espécies mais resistentes à prática do pisoteio foram as macroalgas *P. perforata* (apesar de também sofrer redução em sua abundância, foi dominante nas áreas impactadas) e *Halimeda opuntia* (que não mostrou diferenças entre as áreas impactadas e protegidas). As espécies mais frágeis, bioindicadoras de áreas com pouco ou nenhum pisoteio, foram o bivalve *I. bicolor* e o vermetídeo *P. varians*. A criação de áreas de preservação ambiental com planos de manejo sustentável é eficiente na manutenção e conservação da biodiversidade macrobentônica desses importantes ambientes recifais do nordeste brasileiro.

Palavras chave: pisoteio, cobertura macrobentônica, ambientes recifais, Atlântico Tropical.

ABSTRACT

Despite the ecological importance of shallow water reef environments of the Tropical South Atlantic, these ecosystems are threatened by various human impacts, such as trampling by tourists on reef tops. So far, there are no studies on how this practice affects the sessile macrobenthic community on Brazilian reef tops. The aim of this study was to evaluate the possible effect of trampling on the sessile macrobenthic community in order to test the hypothesis that this activity causes serious damage on that community. The research was developed on reef tops off the beaches of Porto de Galinhas and Tamandaré, Pernambuco State, Brazil. In Porto de Galinhas, six areas were evaluated: two Impacted Areas by intensive and regular trampling and four Protected Areas (conservation areas adjacent to Impacted Areas, rarely being trampled by tourists). In Tamandaré, sampling was performed in the Closed Area, with zero trampling impact. The surface cover analysis of the macrobenthic community was performed with the photo-transect method, with the analysis of pictures with the help of the CPCe Software. The roughness of the substrate was measured with a chain and a measuring tape. In Porto de Galinhas, we found 15 species of macroalgae and 9 species of animals, in the Protected and Impacted Areas, with the exception of the bivalve *Isognomon bicolor*, which was found only in Protected Areas and in the Closed Area. In the latter, there were 11 species of macroalgae and 9 of animals. In the Impacted Areas, the area of exposed substrate was twice as high as in the Protected Areas (surface cover areas averaged 51.7% and 25.6%, respectively), being even smaller in the Closed Area (19.4%). Consequently, Impacted Areas had a lower live macrobenthic cover area than Protected and Closed Areas. However, there were no significant differences in live macrobenthic cover between the Protected Areas and the Closed Area. In Protected and Impacted Areas, there was a dominance of the macroalga *Palisada perforata*. Conversely, in the Closed Area, there was the dominance of zoanthid *Zoanthus sociatus*, with a special emphasis on the coverage of the vermetid mollusc *Petalconchus varians*, which was significantly higher in this area. Trampling exerts a severe effect on macrobenthic sessile communities. The species that was most resistant to trampling was the alga *P. perforata*, despite also suffering considerable reductions in its abundance, and *Halimeda opuntia* (that didn't show any differences between the impacted and protected areas). The most fragile species, that are possible bioindicators of areas with little or no trampling, were the bivalve *I. bicolor* and the vermetid *P. varians*. The creation of conservation areas with sustainable management plans is efficient in maintaining and conservation of the biodiversity macrobenthic from these important reef environments in northeastern Brazil.

Key words: trampling, macrobenthic cover, reef environments, Tropical Atlantic

1. INTRODUÇÃO GERAL

1 – ESTADO DA ARTE

1.1 Os recifes

Os recifes são estruturas rochosas de ambientes marinhos que se caracterizam por fornecer abrigo, suporte e substrato para o crescimento e desenvolvimento de inúmeras formas de vida, sustentando teias alimentares complexas (KAPLAN, 1982; LEVINTON, 1995; PEREIRA & SOARES-GOMES, 2009; SHEPPARD, et al., 2009). Nos recifes pode ser encontrada uma grande biodiversidade, que, além da importância ecológica, representa um banco genético de vital relevância para usos atuais e futuros (KAPLAN, 1982; LEVINTON, 1995; AMARAL et al., 2006; PEREIRA & SOARES-GOMES, 2009; SHEPPARD, et al., 2009).

Os ambientes recifais apresentam inúmeras importâncias ecológicas, econômicas, culturais e sociais. Devido à rica biodiversidade presente nesses ecossistemas, alguns pesquisadores chegam a compará-los com florestas tropicais (KAPLAN, 1982; HETZEL & CASTRO, 1994; PEREIRA & SOARES-GOMES, 2009). Apresentam significativa produção primária, que dá o alicerce ao desenvolvimento da grande diversidade e complexidade faunística encontrada nesses ambientes, a proteção da costa contra a erosão, amortecendo o impacto das ondas, e representam fonte de sustento de comunidades humanas adjacentes que dependem desse ecossistema para subsistência, com atividades como a pesca e o turismo (WESTMACOTT et al., 2000; FERREIRA et al., 2001).

De acordo com sua origem, as formações recifais podem ser classificadas em: recifes algálicos, cuja principal constituição se dá por algas calcárias; recifes de coral, originados, em maior parte, por esqueletos de corais escleractínios; (KAPLAN, 1982; GUILCHER, 1988; PEREIRA & SOARES-GOMES, 2009).

Há o registro dos bancos de arenito, cuja formação se dá pela deposição de sedimento, cimentado por carbonato de cálcio. Essas estruturas são antigas linhas de praia, formando, muitas vezes, cordões paralelos à costa, representando um registro histórico das mudanças do nível do mar (GUILCHER, 1988; PEREIRA & SOARES-GOMES, 2009)

Há ainda estruturas carbonáticas conhecidas como formações de vermetos, originadas por moluscos vermetídeos, que tem aspecto de “terraços”. Os principais

representantes são os do gênero *Petaloconchus* e *Dentropoma*. Os fósseis desses organismos registram as oscilações no nível do mar ao longo dos períodos geológicos (LABOREL & KEMPF, 1967).

Do ponto de vista geomorfológico e de acordo com sua proximidade com a costa, os recifes possuem três classificações principais: recifes em franja, que são formações paralelas e próximas à linha costeira; recifes em barreira, que se encontram distantes da costa, com uma zonation característica e o atol, que é uma formação originada pela deposição calcária de invertebrados no topo de vulcões extintos. Há ainda os “patch reefs”, que são recifes em mancha, adjacentes, muitas vezes, aos recifes em barreira (KAPLAN, 1982; GUILCHER, 1988; ROGERS et al., 1994; PEREIRA & SOARES-GOMES, 2009; SHEPPARD, et al., 2009).

No Brasil, podem ser encontrados recifes em franja e um único atol, o Atol das Rocas, além de ser registrada ainda uma formação recifal antiga e endêmica dos Abrolhos, na Bahia, conhecida como “chapeirão”, que é uma estrutura formada por arcabouços calcários construídos, principalmente, pelo coral escleractíneo, endêmico do Brasil, *Mussismilia braziliensis* (Verrill, 1868) (HETZEL & CASTRO, 1994; MAIDA & FERREIRA, 1997; LEÃO & DOMINGUEZ, 2000; LEÃO et al., 2003; MAIDA & FERREIRA, 2004).

Os recifes são divididos basicamente em três zonas: a zona posterior do recife, voltada para a região costeira (“back reef”), que corresponde à região submersa e separada da linha de costa por uma laguna rasa e caracterizada pela presença de organismos que estão bem adaptados às condições de baixo hidrodinamismo; o topo recifal (“reef flat”), que é caracterizado pela total ou parcial exposição ao ar durante as marés baixas de sizígia. Além disso, amortece o impacto das ondas, em sua região terminal (“breaker zone”); por último, a frente recifal (“fore reef”), que é caracterizada por uma proeminente progressão do formato íngreme do arcabouço do recife. Nesta área pode ser observada, inicialmente, a presença de corais ramificados apresentando alta complexidade estrutural (“upper fore reef”) seguida de outra região, mais profunda (“low fore reef”), onde há a abundância de corais maciços e outros organismos (KAPLAN, 1982; ROGERS et al., 1994; SHEPPARD, et al., 2009).

1.2 Recifes brasileiros e ameaças

Os ambientes recifais de águas rasas estão distribuídos em toda a zona tropical do globo (LEVINTON, 1995; SPALDING et al., 2001; PEREIRA & SOARES-

GOMES, 2009). No Brasil, podem ser observados desde o Parque Estadual Marinho do Parcel do Manuel Luiz, no Maranhão, até o Sul da Bahia, com o Banco dos Abrolhos. Os recifes presentes nessa região são de franja, onde há o registro de bancos de arenito e recifes de corais, e um único atol, o Atol das Rocas, formado principalmente por algas calcárias incrustantes (MAIDA E FERREIRA, 1997; LEÃO & DOMINGUEZ, 2000; LEÃO et al., 2003; MAIDA & FERREIRA, 2004; PEREIRA & SOARES-GOMES, 2009).

No Arquipélago de Fernando de Noronha também pode ser observada a presença de estruturas originadas por moluscos vermetídeos, que constroem formações de vermetos com seus tubos, que são cimentados pelas algas calcárias (LABOREL & KEMPF, 1967; MAIDA & FERREIRA, 1997; MAIDA & FERREIRA, 2004).

No Brasil, os recifes apresentam ainda algumas características peculiares, como a presença de uma baixa diversidade de fauna coralínea, embora, em contrapartida, possuam um alto endemismo (MAIDA & FERREIRA, 1997; LEÃO & DOMINGUEZ, 2000; LEÃO et al., 2003; MAIDA & FERREIRA, 2004).

Apesar da imensurável importância, os recifes têm sido alvo de inúmeros impactos antrópicos, que representam a maior ameaça aos ecossistemas recifais brasileiros. Entre esses se encontram a pesca predatória, a poluição orgânica, o turismo descontrolado, dentre outros (MAIDA & FERRERIA, 1997; FERREIRA et al., 2001; LEÃO & DOMINGUEZ, 2000; LEÃO et al., 2003; MAIDA & FERREIRA, 2004). Tais impactos têm como consequência danos, muitas vezes irreversíveis, ao ecossistema recifal (WESTMACOTT et al., 2000).

Uma das práticas turísticas bastante comuns nos recifes costeiros de águas rasas é a visitação aos topos recifais, que muitas vezes, ficam completamente emersos durante as marés baixas de sizígia, formando verdadeiras piscinas naturais. Como consequência, os organismos bentônicos, presentes nessas áreas, são pisoteados (WOODLAND & HOOPER, 1977; SARMENTO & SANTOS, 2011; SARMENTO et al., 2011). A prática do pisoteio também pode ser observada em costões rochosos próximos à costa (BROSNAN & CRUMRINE, 1994).

O pisoteio em recifes de corais ocorre em vários locais do mundo. Os danos causados por essa prática, em corais escleractínios, foram documentados por Woodland & Hooper (1977), na Ilha Heron, na Grande Barreira de Recifes de Corais da Austrália. Os autores concluíram que a prática muda completamente a estrutura da comunidade coralínea, e que os corais são completamente sensíveis a esse impacto mecânico,

chegando, muitas vezes, a óbito. No Havaí, experimentos foram realizados, em campo, com quatro espécies de corais, para verificar a fragmentação e mortalidade de colônias expostas ao pisoteio, por um período de nove dias. Os resultados da pesquisa mostraram que em um espaço curto de tempo a comunidade coralínea pode sofrer grandes danos, como a quebra de corais ramificados e a mortalidade (RODGERS et al., 2003).

No Brasil, os efeitos do pisoteio foram avaliados, pela primeira vez, na meiofauna associada às macroalgas, nos recifes de Porto de Galinhas (PE). Foi verificado, que em ambientes intensamente pisoteados, ocorreram as densidades populacionais mais baixas, e um menor número de espécies da meiofauna (SARMENTO & SANTOS, 2011; SARMENTO et al., 2011). Entretanto, ainda não foi desenvolvido nenhum trabalho que avaliasse o possível efeito dessa prática na comunidade macrobentônica sésil no topo desses recifes.

1.3 Monitoramento dos recifes costeiros

Pesquisadores do mundo inteiro têm se dedicado à elaboração de programas de monitoramento que têm como objetivo principal investigar, em escala regional, temporal e global, o “status” de conservação dos recifes de águas rasas. Os métodos utilizados nesses monitoramentos consistem na realização de levantamentos e avaliações das comunidades bentônicas e nectônicas, em termos de abundância e presença de espécies indicadoras de qualidade ambiental, assim como a identificação de espécies chave (RODGERS et al., 1994; HILL & WILKINSON, 2004; AMARAL et al., 2006).

Estudos de monitoramento de recifes, em pequena escala, vêm sendo realizados com placas de assentamento (“Coral recruitment tiles”). Essa metodologia tem sido utilizada com o objetivo de caracterizar o ambiente e descrever os padrões de recrutamento de organismos bentônicos marinhos (MAIDA & FERREIRA, 1995; HILL & WILKINSON, 2004; PINHEIRO, 2006).

O uso de transectos em linha (“Line intercept transect”), onde é registrado o tipo de substrato e o organismo que ocorre em determinados intervalos de uma fita métrica (trena), é utilizado em grandes programas de monitoramento de recifes como o “Reef Check” e GCRMN (Global Coral Reef Monitoring Network), bem como o uso de vídeos transectos (“Video transect”) e softwares específicos para estimar a presença e abundância de organismos. Essas técnicas têm sido ferramentas bastante eficazes no uso

de avaliação de recifes (ROGERS et al., 1994; KILPP, 1999; HILL & WILKINSON, 2004; FERREIRA & MAIDA, 2006; RAMOS et al., 2010; BARRADAS et al., 2010).

Outro método apropriado para amostrar áreas recifais se dá com o uso de quadrados (“quadrats”), que apresenta várias vantagens como alta precisão na análise das comunidades marinhas além da montagem fácil e o custo baixo. Cada quadrado usado para amostrar a comunidade bentônica pode possuir diferentes tamanhos, que variam de acordo com o objetivo de cada pesquisa e com o tipo de distribuição espacial dos organismos (aleatória, agrupada ou uniforme) (ROGERS et al., 1994; HILL & WILKINSON, 2004).

A amostragem com o uso de quadrados pode ser realizada em pontos fixos, com a repetição em diferentes meses, ou de forma aleatória na área de estudo, e consiste na contagem de indivíduos presentes no interior de cada quadrado, onde é possível estimar a cobertura viva e o registro de espécies raras e frequentes, assim como a abundância das mesmas. Essa metodologia geralmente é empregada com o auxílio de uma trena, com a amostragem dos quadrados feita em transectos, o “fototransecto”, onde as espécies podem ser mensuradas através da contagem, em campo, na intercepção de quadrados presente em uma grade (“grid”) que é adicionada ao interior de cada amostrador, ou na análise de fotos dos quadrados, com softwares especializados (HUGHES, 1989; ROGERS et al., 1994; HILL & WILKINSON, 2004; PRESKITT et al., 2004; KOHLER & GILL, 2006; DUMAS et al., 2009).

Atualmente, vários métodos para a avaliação da área de cobertura viva bentônica têm sido desenvolvidos, visando otimizar a análise das informações obtidas em um menor tempo de campo, porém com maior precisão no levantamento de dados. Em suma, a maior parte dessas análises é feita em laboratório, o que é bastante vantajoso, tendo em vista as boas condições climáticas que o trabalho de campo exige, além do custo necessário, e muitas vezes dispendioso, para a realização das coletas (KOHLER & GILL, 2006; PRESKITT et al., 2004; DUMAS et al., 2009).

Pesquisadores têm sugerido a realização de levantamentos de informações a respeito da saúde dos recifes através de monitoramentos que servirão de base de dados para o conhecimento das estruturas de comunidades marinhas. Essa avaliação tem um papel imprescindível na elaboração de planos de manejo sustentável, que têm por objetivo principal a conservação e a preservação desses ambientes (ROGERS et al., 1994; WESTMACOTT et al., 2000; HILL & WILKINSON, 2004; AMARAL et al., 2006).

Nos recifes brasileiros têm sido realizados trabalhos utilizando o método do vídeo transecto para a avaliação e diagnóstico dos ambientes recifais, como registrado por Leão et al. (2008), na avaliação do branqueamento de corais nos recifes da Bahia, utilizando o protocolo AGRAA e o vídeo transecto. Este método também tem sido utilizado na caracterização da comunidade bentônica dos recifes, conforme registrado nos trabalhos desenvolvidos por Kikuchi et al. (2003), Cruz et al. (2008), Cruz et al. (2009), Ramos et al. (2009) e Kikuchi et al. (2010).

Outros estudos foram realizados com o uso da metodologia de transectos em linha, conforme as recomendações de Segal & Castro (2001), que citam o método como apropriado para o levantamento de dados de área de cobertura de comunidades bentônicas. Essa metodologia também foi utilizada por Barros & Pires (2006) na caracterização de populações do coral *Siderastrea stellata* em alguns ambientes recifais do Brasil. Castro et al. (2012) também utilizaram o mesmo método para a avaliação dos possíveis efeitos da sedimentação nas comunidades bentônicas em recifes brasileiros.

O foto quadrado também tem sido usado no estudo de comunidades bentônicas dos ambientes brasileiros, como registrado nos trabalhos de Feitosa et al. (2012) que avaliaram a cobertura de macroalgas e relações de herbivoria e Francini-Filho et al. (2013) com a realização de monitoramentos no Banco dos Abrolhos.

Alguns estudos têm sido desenvolvidos visando investigar as respostas da fauna e flora bentônica aos impactos antrópicos. Em Búzios (RJ), foi documentado que os passeios de lancha, a presença de lixo e o excesso de matéria orgânica causam consequências negativas na população de corais e macroalgas bentônicas (OIGMAN-PSZCZOL & CREED, 2011). Na Ilha de Anchieta (SP) foram registradas as práticas de alguns mergulhadores que causam danos na população de macroalgas marinhas (PEDRINI et al., 2008). Nos recifes de Porto de Galinhas (PE) foi dada ênfase aos danos causados pelo pisoteio na comunidade da meiofauna associada às macroalgas bentônicas (SARMENTO & SANTOS, 2011; SARMENTO et al. 2011).

Entretanto, até o presente momento, não há nenhuma informação a respeito dos possíveis efeitos do pisoteio em organismos macrobentônicos sésseis de topos recifais brasileiros.

No Brasil, existem poucos trabalhos de avaliação de mudanças no ambiente recifal causadas pelo impacto antrópico, usando a comparação de áreas controle, e não há nenhum registro dos possíveis efeitos do pisoteio em organismos macrobentônicos sésseis de topos recifais.

A Praia de Porto de Galinhas merece destaque, tendo em vista ter sido escolhida uma das mais belas praias do litoral brasileiro, onde o turismo tem se intensificado nos últimos anos (VISITE PORTO DE GALINHAS, 2012). Desde 2009, iniciativas de manejo têm sido implementadas na referida praia, no sentido de controlar a atividade de visitantes com a delimitação de algumas áreas fechadas à visitação, visando a preservação desses ambientes.

Uma das formas de proteger áreas marinhas é a criação de Áreas de Proteção Ambiental (APA). No litoral brasileiro, foi criada a APA Costa dos Corais, localizada nos 130 km de costa entre os municípios de Tamandaré (PE) e Paripueira (AL). Parte desse complexo recifal é completamente fechada ao uso e visitação, e representa o único ambiente recifal totalmente protegido da exploração pesqueira e turística do litoral brasileiro (FERREIRA et al., 2001). Ambientes recifais isolados da exploração humana têm uma grande probabilidade de recuperação (WESTMACOTT et al., 2000) e a avaliação desta se dá através de estudos de monitoramento (ROGERS et al., 1994; HILL & WILKINSON, 2004).

2 – HIPÓTESE

O pisoteio influencia a abundância e a diversidade das comunidades macrobentônicas sésseis do topo recifal dos ambientes tropicais de águas rasas.

3 – OBJETIVOS

- Realizar um levantamento quantitativo e qualitativo dos organismos macrobentônicos sésseis, estimando a abundância, a diversidade e a equitabilidade das espécies, comparando essas variáveis nas diferentes áreas de estudo;
- Avaliar a rugosidade do substrato exposto nos ambientes de estudo;

4 – ÁREAS DE ESTUDO

4.1 Recifes de Porto de Galinha

A Praia de Porto de Galinhas está situada entre as coordenadas: 8° 59' 00" a 8° 33' 33" S e 35° 00' 27" a 34° 59' 00" W, localizada no Litoral Sul do Estado de Pernambuco, há aproximadamente 65 km da cidade do Recife, no município de Ipojuca (Fig. 01) (BARRADAS et al., 2010; SARMENTO & SANTOS, 2011; VISITE PORTO DE GALINHAS, 2012). Esse ambiente é caracterizado pela presença de recifes em franja de águas rasas que possuem piscinas de águas claras, formadas entre corais, impressionando turistas do mundo inteiro pelas suas belezas naturais, sendo um dos destinos mais escolhidos do litoral brasileiro (Fig. 02 A e B) (BARRADAS et al., 2010; VISITE PORTO DE GALINHAS, 2012).

A Praia de Porto de Galinhas recebe cerca de 900 mil turistas por ano. Desses, uma média de 1.800 pessoas visitam os recifes mensalmente na baixa estação (entre os meses de abril a agosto) chegando a 6.200 pessoas, mensalmente, na alta estação (entre os meses de setembro a março) (Comunicação pessoal; SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO MUNICÍPIO DO IPOJUCA). Em um período médio de 45 minutos o topo dos recifes chega a receber 1020 pessoas, durante uma única baixa-mar (SARMENTO & SANTOS, 2011).

Atualmente, a Praia de Porto de Galinhas possui cerca de 90 mil habitantes. A economia local é bastante influenciada pelo turismo, e grande parte da população depende direta e indiretamente da atividade turística. Dentre esses estão aqueles que trabalham na área hoteleira (um total de 70 pousadas, 15 hotéis e três resorts, oferecendo cerca de 12.500 leitos, superando o número de leitos encontrados na cidade do Recife), bugueiros (atualmente 200 cadastrados na prefeitura), taxistas (atualmente 200 cadastrados na prefeitura), estabelecimentos do ramo alimentício na orla da praia (atualmente 40 cadastrados na prefeitura), operadoras de mergulho (atualmente 14 cadastrados na prefeitura), jangadeiros (atualmente 85 cadastradas na prefeitura), além das lojas e restaurantes da cidade (Comunicação pessoal; SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO MUNICÍPIO DE IPOJUCA).

No ano de 2008 a Secretaria do Meio Ambiente do Ipojuca iniciou um estudo nos Ambientes Recifais da Praia de Porto de Galinhas, com o objetivo de elaborar um plano de manejo que promovesse a mitigação dos danos causados pelo pisoteio nos recifes, visando o uso sustentável desses ambientes. Nesse plano também foi previsto um

trabalho de educação ambiental com a população local e os turistas, além da proibição da pesca artesanal.

Após o levantamento das regiões mais frequentadas e mais danificadas pelo pisoteio, nos recifes, foram escolhidas zonas que permaneceram abertas à visitação, as “áreas impactadas pelo pisoteio”, correspondendo a aproximadamente 15% da área total do recife, e as zonas de preservação, as “áreas protegidas”, onde não seria permitido o acesso de turistas (Fig. 01).

Em setembro de 2009, após uma lei municipal, as áreas de preservação foram isoladas com cordas e boias (Fig. 03 A). Antes da visitação aos recifes, os turistas visitam a cabine da “Blitz Ambiental”, presente na linha costeira, onde assistem a um vídeo que trata a respeito da importância dos recifes e recebem orientações sobre o plano de manejo e preservação da área. Após assistir o vídeo, cada turista recebe uma pulseira de identificação que lhe permite ter acesso ao recife, que é controlado por agentes ambientais (Fig. 03 B).

Apesar do trabalho de educação ambiental e da fiscalização dos agentes ambientais, há registros do pisoteio acidental nas áreas protegidas, por turistas que não percebem ou não respeitam as boias de sinalização, principalmente no período de vazante e enchente, momento em que a visualização das cordas e boias é um pouco limitada (observação pessoal).

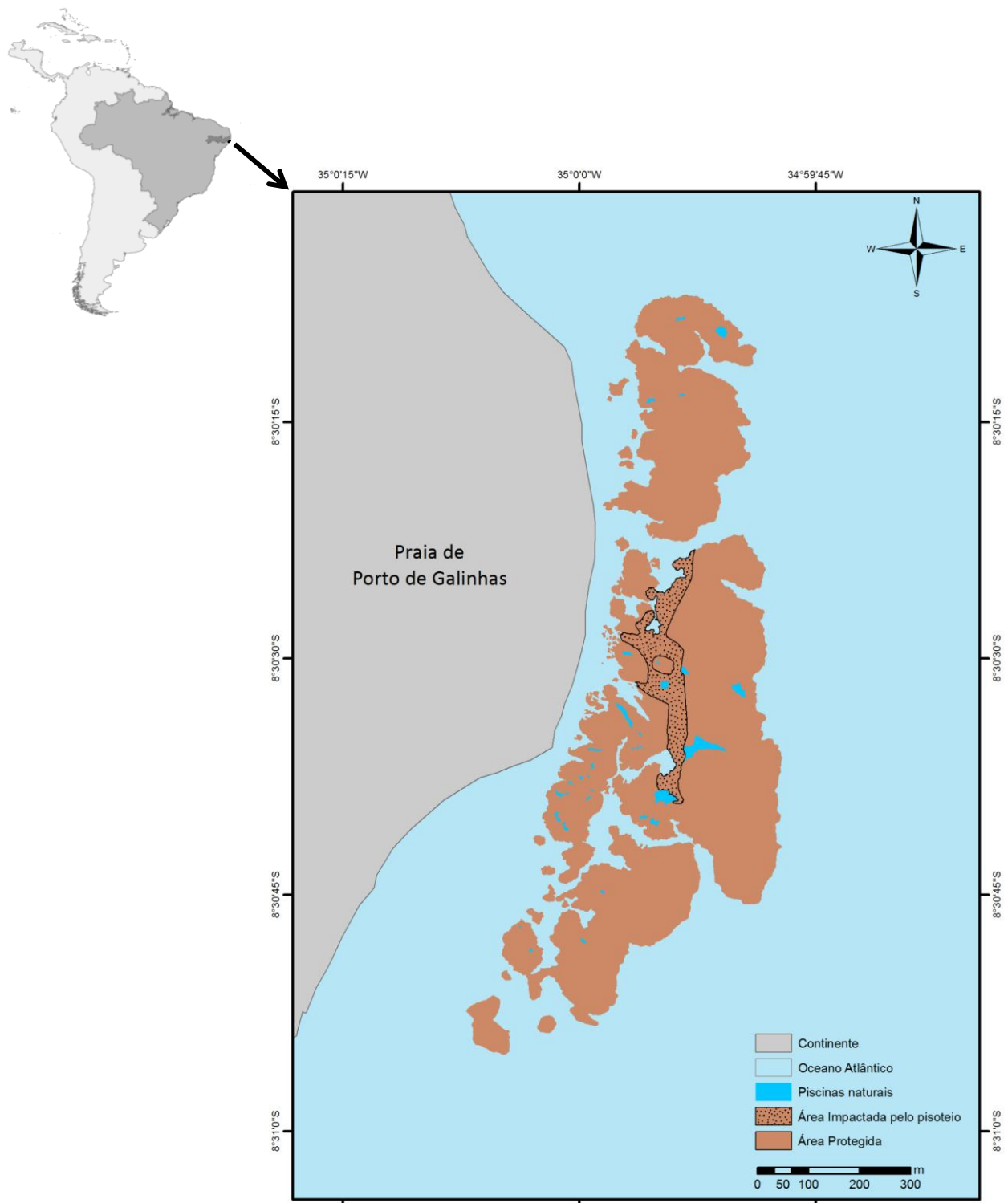


Figura 01 - Mapa da localização dos recifes da praia de Porto de Galinhas, Pernambuco, Brasil.



Figura 02 – Recifes de Porto de Galinhas (PE). A. Atividade de jangadas. B. Pisoteio nos recifes. Fotos: Gleice Santos.



Figura 03 – Atividades de controle de turistas nos recifes de Porto de Galinhas (PE). A. Isolamento das áreas de preservação ambiental com cordas e boias. B. Atividades de educação ambiental na cabine da “Blitz Ambiental”. Fotos: Gleice Santos e Rafaela Lopes.

4.2 Recifes de Tamandaré

O Município de Tamandaré está situado entre as coordenadas $8^{\circ} 45'36''$ e $8^{\circ} 47'20''$ S e $35^{\circ} 03'45''$ e $35^{\circ} 06'45''$ W, também no litoral sul do Estado de Pernambuco, há aproximadamente 110 km da cidade do Recife (FERREIRA et al., 2001). Possui 9 km de faixa litorânea dividida em três baías: Carneiros, Campas e Tamandaré. Apresenta um complexo recifal formado por três linhas paralelas à costa (MAIDA E FERREIRA, 1997) (Fig. 04).

Em 23 de outubro de 1997 foi criada, através de um decreto federal, a Área de Proteção Ambiental (APA) “Costa dos Corais”, a primeira unidade de conservação federal brasileira de recifes costeiros, com o objetivo de garantir a conservação dos recifes coralíneos e de arenito, assim como sua fauna e flora, mantendo a integridade do habitat e a preservação da população do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*), além de proteger os manguezais e ordenar o turismo ecológico, científico e cultural (DECRETO DE 23 DE OUTUBRO DE 1997, 1997).

A APA Costa dos Corais abrange 130 km de extensão da costa, percorrendo dez municípios dos estados de Pernambuco e Alagoas, indo de Tamandaré, no litoral sul de Pernambuco, até Paripueira, no norte de Alagoas (FERREIRA et al., 2001).

Após a publicação do decreto federal acima citado, os gestores da APA realizaram reuniões com a comunidade pesqueira local e estudos de levantamento de dados para a escolha de uma região do Complexo Recifal de Tamandaré que pudesse ter o acesso proibido. Em abril de 1999 a “área fechada” foi devidamente demarcada e isolada, localizando-se na Baía de Tamandaré, em frente às instalações do CEPENE, e é conhecida como “Ilha da Barra”, sendo totalmente fechada à visitação e à pesca, sendo fiscalizada constantemente (Fig. 05 A e B) (FERREIRA et al., 2001).

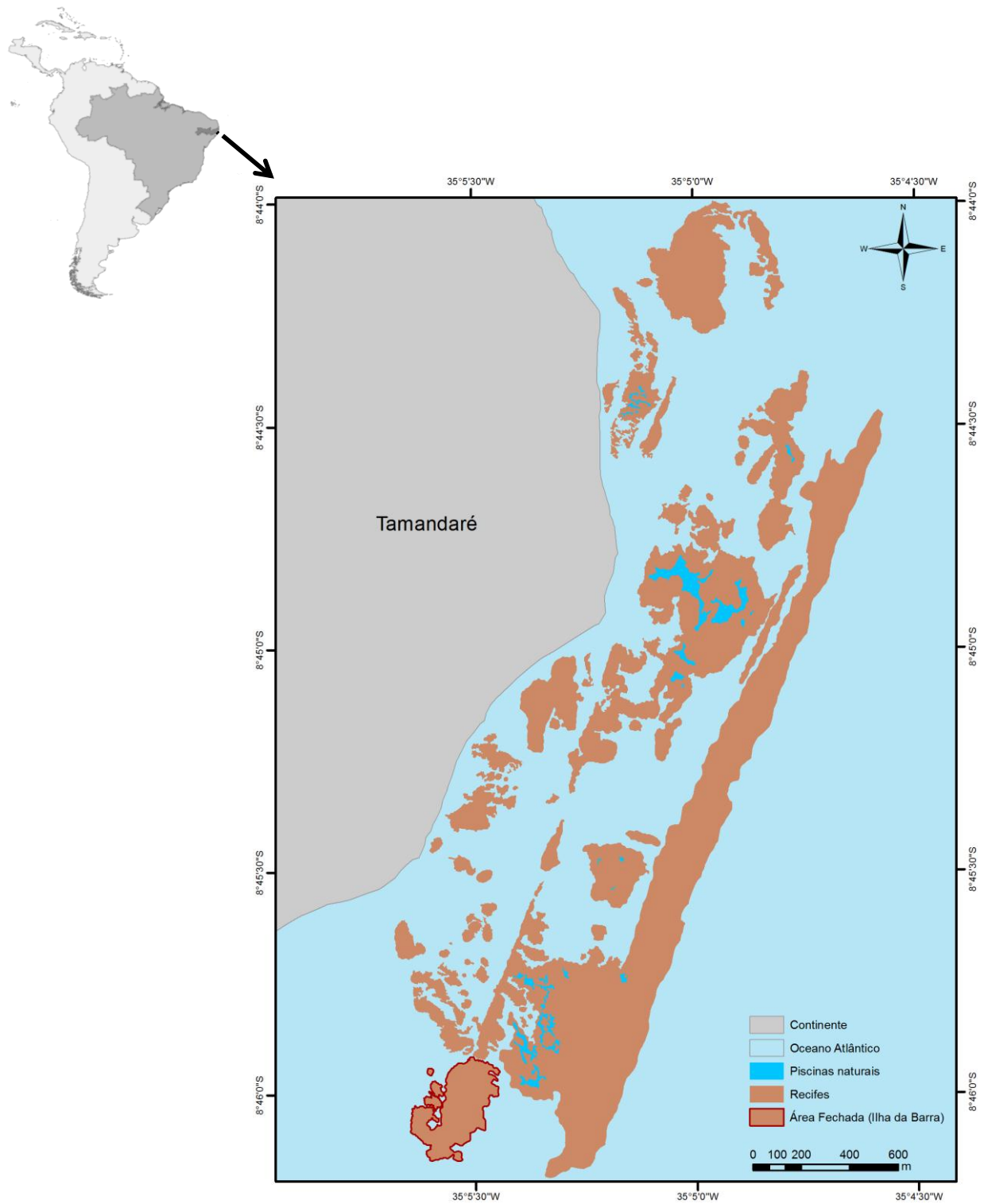


Fig.04 – Mapa da localização geográfica dos recifes de Tamandaré, Pernambuco, Brasil.

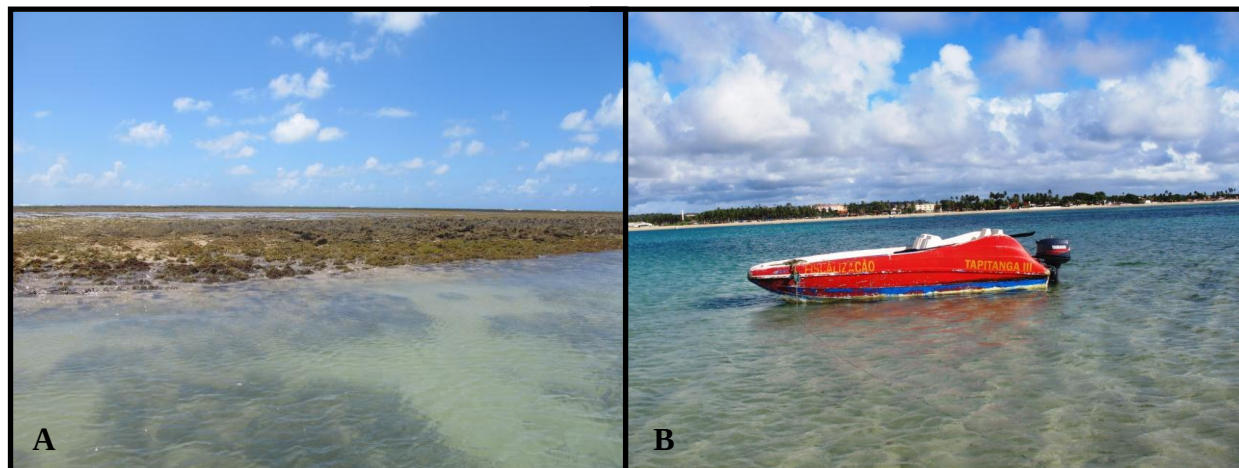


Figura 05 – Área fechada do complexo recifal de Tamandaré (PE). A. “Ilha da Barra”. B. Transporte usado na fiscalização da área fechada. Fotos: Gleice Santos.

5- METODOLOGIA

5.1 Trabalho de campo

No topo dos recifes de Porto de Galinhas, em janeiro e de março a agosto de 2012, seis áreas foram avaliadas: 2 impactadas pelo efeito do pisoteio, denominadas - “I1” e “I2”, onde havia um fluxo contínuo de visitantes, sendo permitida a visitação, e quatro áreas protegidas, denominadas - “P1”, “P2”, “P3” e “P4”, que são áreas de preservação, onde a visitação é proibida (Fig. 06). No topo dos recifes de Tamandaré, a amostragem foi realizada na área fechada à visitação, denominada - “F”, a “Ilha da Barra” (Fig.06). De acordo com essa classificação, foi possível determinar uma intensidade de pisoteio: I – impactado (pisoteio intenso), P – protegido (pisoteio moderado) e F – fechado (ausência de pisoteio).

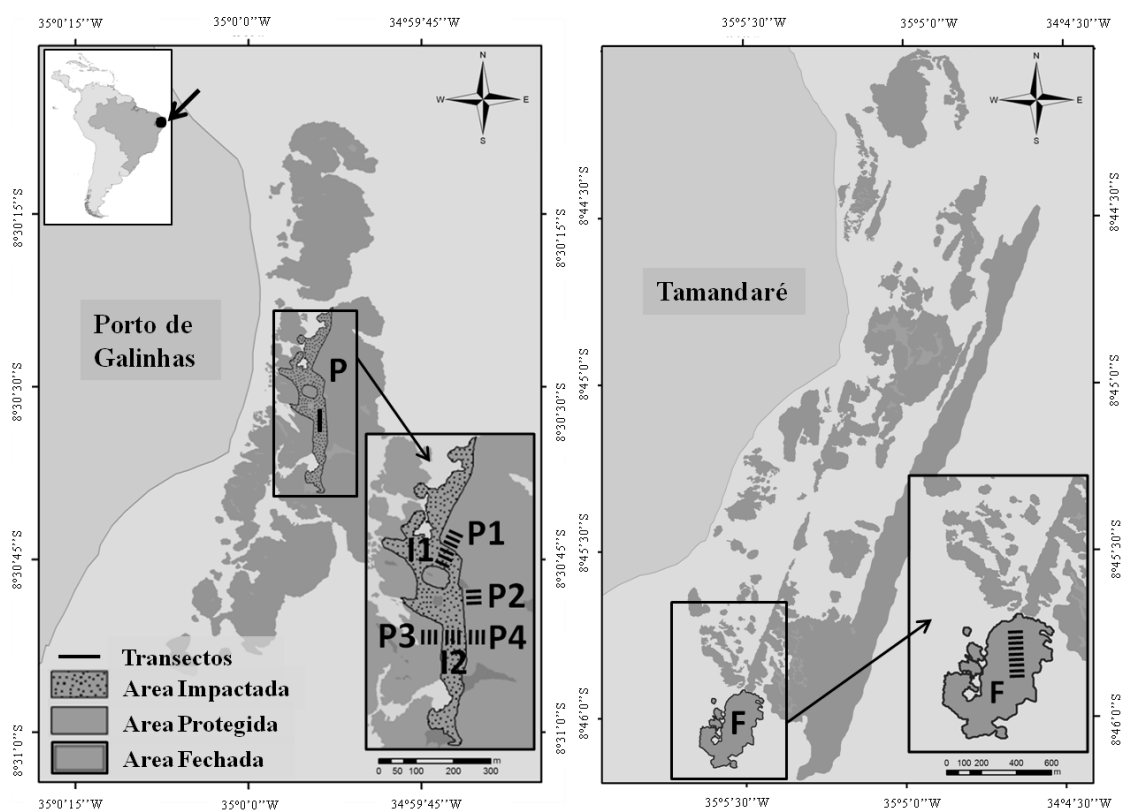


Figura 06 – Mapa da localização geográfica dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. I1, I2: áreas impactadas (Porto de Galinhas); P1, P2, P3, P4: áreas protegidas (Porto de Galinhas); F: área fechada (Tamandaré).

A porcentagem de cobertura viva macrobentônica sésil, nos recifes estudados, foi avaliada através do método, não destrutivo, do fototransecto, com o auxílio de uma fita métrica (trena) e uma câmera fotográfica, modelo Canon G12. Nos recifes de Porto de Galinhas, foram realizados, em cada área (I1, I2, P1, P2, P3 e P4), três transectos fixos, de 10 m de extensão, e em cada um deles foram fotografados dez quadrados de PVC de 50 x 50 cm de acordo com a metodologia adaptada de Rogers et al. (1994) Hill & Wilkinson (2004) e Kohler & Gill (2006). Em Tamandaré, na “Ilha da Barra” (F), foram realizados nove transectos (Fig. 06). Concomitantemente às amostragens de campo, foi realizada a coleta de alguns exemplares de macroalgas, mensalmente, e uma coleta pontual de moluscos vermetídeos nos dois ambientes de estudo. Nos recifes de Tamandaré só foi possível realizar uma única coleta de macroalgas, devido ao fato desses ambientes se tratarem de áreas de proteção ambiental. Durante todo o período de estudo foram realizados 183 transectos, onde foram analisadas um total de 1830 fotografias.

A rugosidade do substrato exposto foi mensurada, em cada transecto, com o auxílio de uma corrente e uma fita métrica (trena), através da razão entre o comprimento da corrente após sua adesão ao substrato, perfazendo toda a irregularidade da superfície amostrada, e o comprimento linear da fita. Para cada transecto (10 m) foram realizadas cinco medições, a cada dois metros, de acordo com a metodologia de Rogers et al. (1983).

5.2 Identificação de espécies e processamento das imagens

As macroalgas coletadas foram mantidas em freezer para posterior identificação em microscópio estereoscópio, pois algumas espécies não apresentam características visíveis a olho nu que permitem a devida identificação, sendo necessária, uma observação mais minuciosa da morfologia externa e interna desses organismos. Os moluscos vermetídeos foram conservados em álcool até a devida identificação, que foi realizada em microscópio estereoscópio, sendo, posteriormente, depositados na coleção de animais marinhos do Museu Oceanográfico “Prof. Eliézer de Carvalho Rios” da Universidade Federal do Rio Grande, FURG.

Após o levantamento qualitativo de todas as espécies e a categorização dos tipos de pavimento presentes nos ambientes citados, foi inserido um banco de dados no Programa “CPCe” (Coral Count Point with Excel Extensions) com todas as categorias

listadas. As macroalgas que não puderam ser identificadas ao nível de espécie ou gênero, na análise das fotos, foram classificadas na categoria “turf”. A leitura de todas as fotografias das áreas de estudo foi realizada através de trinta pontos que foram inseridos em cada imagem, de forma aleatória, e em cada ponto foi realizado o registro de cada categoria presente no banco de dados, segundo a metodologia de Kohler & Gill (2006).

5.3 Análises dos dados

Os dados de área de cobertura viva, após serem transformados pela função arcoseno (transformação angular), a diversidade, equitabilidade e rugosidade foram testados, quanto à normalidade e homocedasticidade, com o teste de Shapiro-Wilk e Bartlett, respectivamente. Como os dados não apresentaram distribuição normal e homogeneidade de variâncias, foram utilizados testes não paramétricos (Mann-Whitney e ANOVA Kruskal-Wallis) segundo as recomendações de Zar (1996).

Para avaliar o possível efeito do pisoteio na cobertura viva da comunidade macrobentônica sésil foi usada a ANOVA Kruskal-Wallis, e a variável foi comparada por área (I1, I2, P1, P2, P3, P4 e F) e por intensidade de pisoteio (Impactado, Protegido e Fechado), em cada mês de estudo. Posteriormente, foi aplicado o teste de Mann-Whitney com a correção de Bonferroni. O método de Monte Carlo, que consiste de uma reamostragem aleatória do banco de dados com posteriores comparações, também foi utilizado onde havia diferenças no número de amostras.

O possível efeito do pisoteio na diversidade dos organismos foi avaliado através dos índices ecológicos de diversidade de Shannon (H') e Equitabilidade (J') (CLARKE & WARWICK, 2001). Os dados foram comparados, entre as áreas de estudo e entre a intensidade de pisoteio com a ANOVA Kruskal-Wallis. Posteriormente, foi aplicado o teste de Mann-Whitney com a correção de Bonferroni. O método de Monte Carlo também foi utilizado onde havia diferenças no número de amostras.

Posteriormente, o banco de dados com a frequência de ocorrência das espécies, nas diferentes áreas e meses de estudo, foi transformado com o log de $x+1$. A escala multidimensional (MDS) foi aplicada para representação gráfica da matriz triangular gerada com a similaridade de Bray-Curtis. A ANOSIM foi usada para avaliar a similaridade entre as áreas e os meses, com 999 permutações (CLARKE & WARWICK, 2001). O SIMPER foi usado para identificar as espécies que mais

contribuíram nas similaridades entre as amostras do conjunto de dados (CLARKE & WARWICK, 2001).

A complexidade estrutural do substrato (rugosidade) também foi avaliada com a ANOVA Kruskal-Wallis. Posteriormente, foi aplicado o teste de Mann-Whitney com a correção de Bonferroni. O método de Monte Carlo também foi utilizado onde havia diferenças no número de amostras.

Todas as análises foram realizadas com um nível de significância de 5%. A ANOVA Kruskal-Wallis e o teste de Mann-Whitney foram realizados no Programa Computacional R e os índices de diversidade de Shannon (H') e Equitabilidade (J'), o MSD, a ANOSIM e o SIMPER foram realizados no software Primer 5.

6- RESULTADOS

O pisoteio exerceu uma influência relevante sobre a área de cobertura viva, na diversidade e equitabilidade dos organismos macrobentônicos sésseis nos recifes estudados.

Nas áreas impactadas, foram encontradas 15 espécies de macroalgas e 9 espécies de animais, além das algas classificadas na categoria “turf” e calcárias não identificadas. Os organismos com maior cobertura nestas áreas foram a rodófito *Palisada perforata* (Bory) K.W. Nam (18%), a alga calcária *Halimeda opuntia* (L.) J. V. Lamour (6,29%) e o zoantídeo *Zoanthus sociatus* (Ellis, 1768) (5,18%). O substrato exposto correspondeu a 51,79% da área amostrada (Tabelas 01 e 02 – ANEXO; Fig. 07 e 08).

Nas áreas protegidas, também foram registradas 15 espécies de macroalgas e 9 espécies de animais, além da presença do bivalve *Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845) (13 indivíduos, 0,1%), que não foi registrado nas áreas impactadas, e as macroalgas classificadas na categoria “turf” e calcárias não identificadas. Os organismos com maior cobertura, nas áreas protegidas, foram os mesmos encontrados nas áreas impactadas, somado à maior cobertura do molusco vermetídeo *Petaloconchus varians* (d'Orbigny, 1839) nas áreas protegidas: *P. perforata* (32%), *Z. sociatus* (19,25%), *H. opuntia* (7,58%) e *Petaloconchus varians* (2%). A área de substrato exposto correspondeu à metade da que foi registrada nas áreas impactadas, representando 25,6% da área amostrada (Tabelas 01 e 02 – ANEXO; Fig. 07 e 08).

Na Área Fechada, em Tamandaré, foram identificadas 11 espécies de macroalgas e 9 espécies de animais, além da presença do bivalve *I. bicolor* (86 indivíduos, 0,4%),

das macroalgas classificadas na categoria “turf” e das algas calcárias não identificadas. Os organismos mais importantes foram: *Z. sociatus* (30,54%), *P. perforata* (16%), *Petaloconchus varians* (13,45%, cobertura, aproximadamente, 7 vezes maior da que foi encontrada nas áreas protegidas), e *H. opuntia* (3,9%). A área de substrato exposto foi menor que nas áreas impactadas e Protegidas e correspondeu somente a 19,4% (Tabelas 01 e 02 – ANEXO; Fig. 07 e 08).

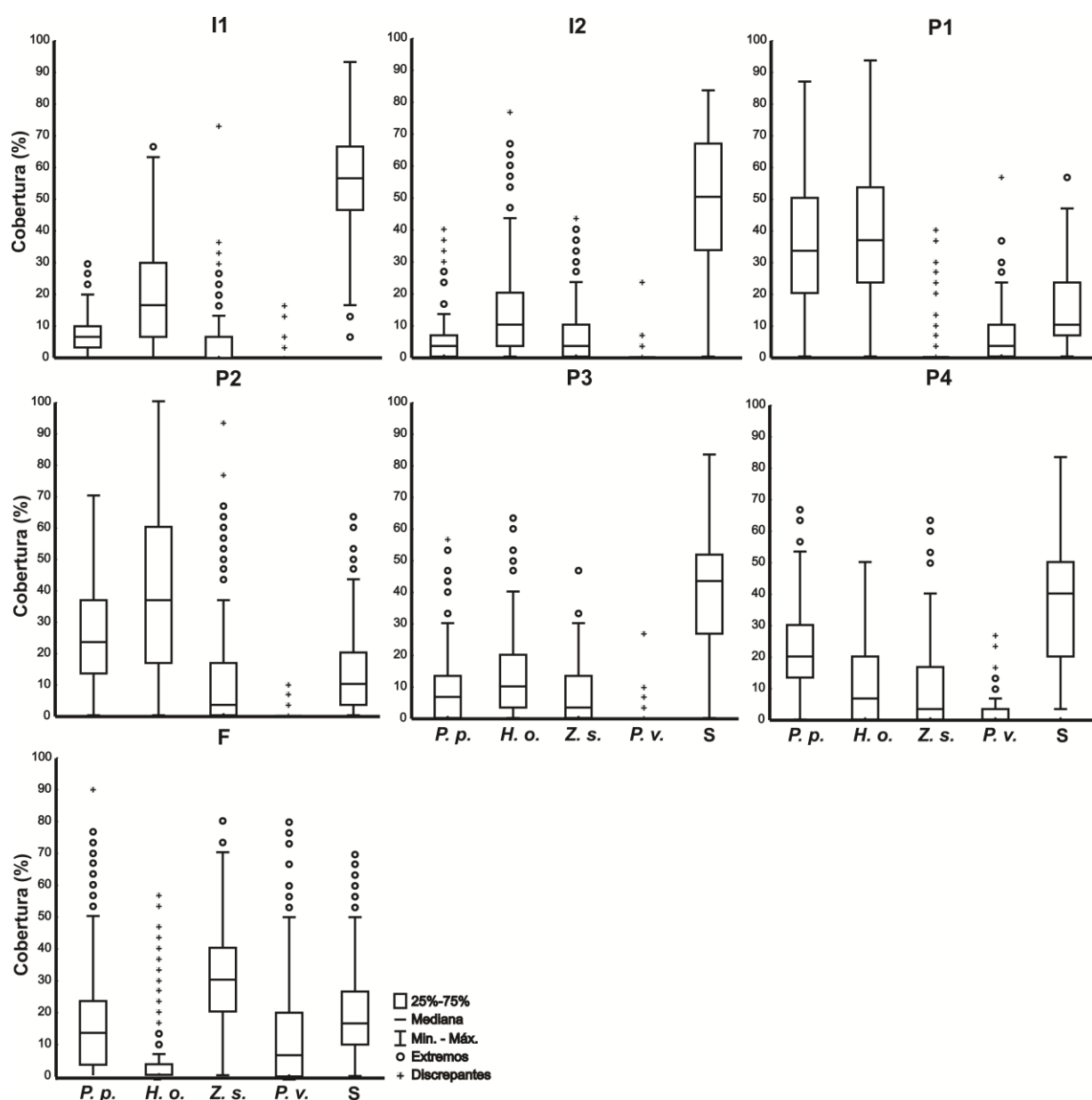


Figura 07 – Cobertura viva dos principais organismos e área de substrato exposto no topo dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. I1, I2: áreas impactadas (Porto de Galinhas); P1, P2, P3, P4: áreas protegidas (Porto de Galinhas); F: área fechada (Tamandaré). P.p.: *Palisada perforata*; H. o.: *Halimeda opuntia*; Z. s.: *Zoanthus sociatus*; P. v.: *Petaloconchus varians*; S: substrato exposto. Coletas realizadas em janeiro e de março a agosto de 2012.

As áreas impactadas (I1 e I2), protegidas (P1, P2, P3 e P4) e fechada (F) apresentaram diferenças em relação à área de cobertura viva (ANOVA Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$). De uma forma geral, as áreas impactadas apresentaram menor cobertura viva que as áreas protegidas (Mann-Whitney, $p < 0,0001$) e a área fechada (Mann-Whitney, $p < 0,0001$). As áreas impactadas I1 e I2 não apresentaram diferenças na cobertura viva em relação às áreas P3 e P4. As áreas P1 e P2 apresentaram maior área de cobertura viva que a área fechada (Mann-Whitney, $p < 0,0001$) e maior cobertura que as áreas P3 e P4 (Mann-Whitney, $p < 0,0001$) (Tabelas 01 e 02; Tabela 03 - ANEXO; Fig. 09 A e B).

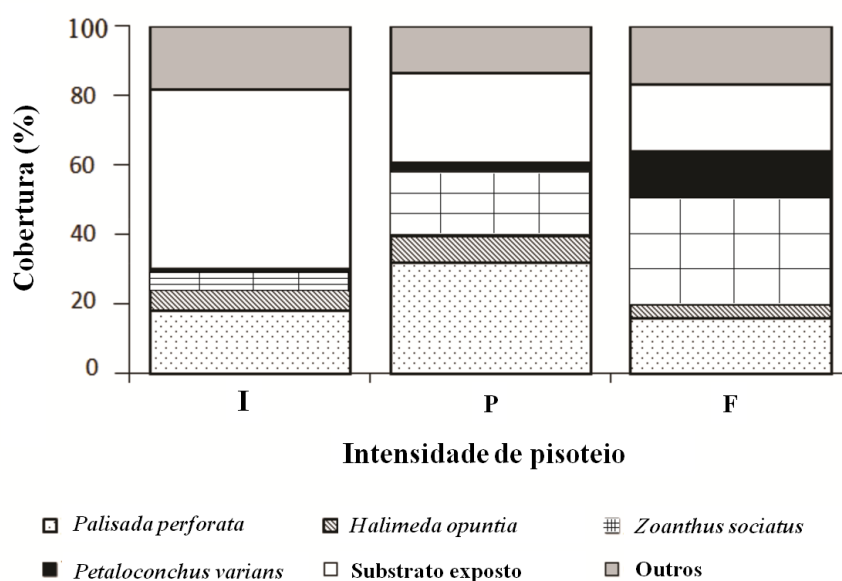


Figura 08 – Cobertura viva dos principais organismos e área de substrato exposto, por intensidade de pisoteio, encontrados no topo dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. I: Impactado (Porto de Galinhas), P: Protegido (Porto de Galinhas); F: Fechado (Tamandaré). Coletas realizadas em janeiro e de março a agosto de 2012.

Tabela 01 – Valores médios, mínimos e máximos da área de cobertura viva, diversidade, e equitabilidade das espécies e rugosidade das áreas amostradas no topo dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. I1, I2: Áreas Impactadas (Porto de Galinhas); P1, P2, P3, P4: Áreas Protegidas (Porto de Galinhas); F: Área Fechada (Tamandaré). Coletas realizadas em janeiro e de março a agosto de 2012.

Áreas	Cobertura viva			Diversidade (H')		Equitabilidade (J')		Rugosidade		
	n	média (%)	min. – máx. (%)	média	min. – máx.	média	min. – máx.	n	média (m)	min. – máx. (m)
I1	210	39,47	6,66 - 83,33	1,36	0,28 - 2,32	0,8	0,28 - 1	15	1,11	1,03 – 1,19
I2	210	39,63	3,33 - 96,66	1,3	0,27 - 2,55	0,79	0,22 - 1	15	1,09	1,03 – 1,15
P1	210	88,69	43,33 - 100	1,24	0,22 - 3,90	0,74	0,21 - 1	15	1,11	1,03 – 1,17
P2	210	86,41	36,66 - 100	1,23	0,21 - 2,38	0,73	0,27 - 1	15	1,15	1,04 – 1,24
P3	180	47,12	3,33 - 86,66	1,51	0,43 - 2,52	0,82	0,38 - 1	15	1,09	1,01 – 1,22
P4	180	61,74	16,66 - 96,66	1,6	0,25 - 2,42	0,81	0,25 - 1	15	1,13	1,04 – 1,18
F	630	82,07	30 - 100	1,63	0,27 - 2,69	0,77	0,27 - 1	45	1,12	1,03 – 1,25

Tabela 02 – Resultados dos testes de Mann-Whitney da área de cobertura viva, diversidade e equitabilidade das espécies e rugosidade, em relação à intensidade de pisoteio, nos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. I: Impactado (Porto de Galinhas), P: Protegido (Porto de Galinhas); F: Fechado (Tamandaré). Coletas realizadas em janeiro e de março a agosto de 2012.

I. P.	Cobertura viva	Diversidade	Equitabilidade	Rugosidade
I, P	< 0,0001	n.s.	0.0011	n.s.
I, F	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	n.s.
P, F	n.s.	< 0,0001	n.s.	n.s.

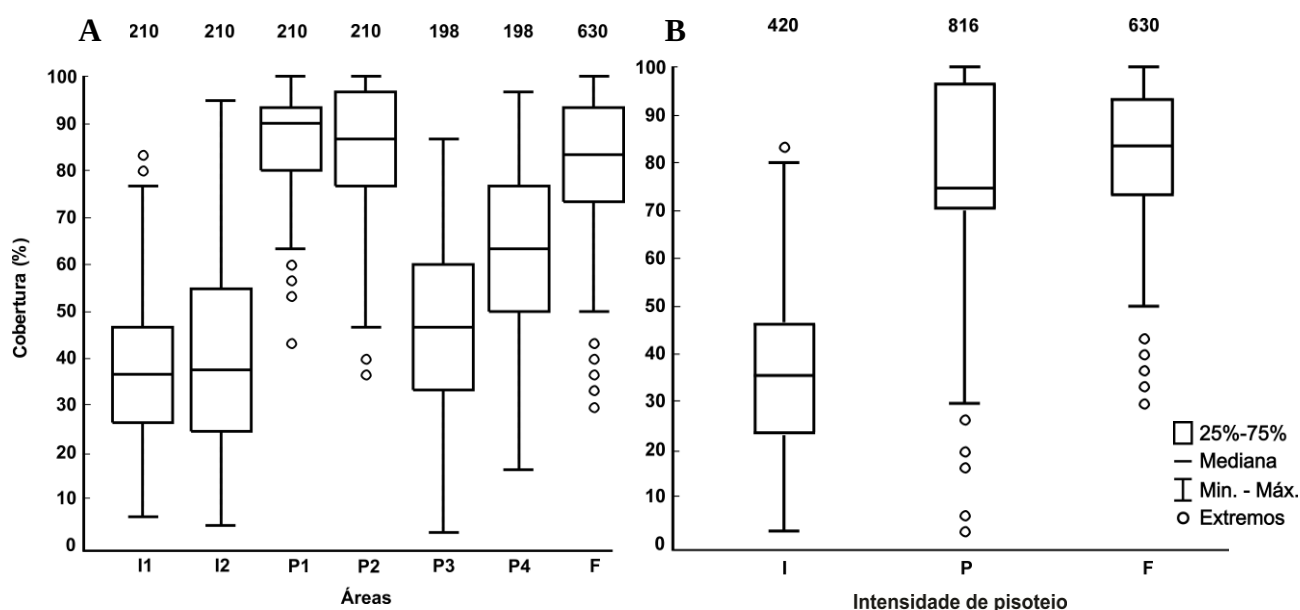


Figura 09 – Área de cobertura viva total no topo dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. A. Cobertura viva por Área. I1, I2: áreas impactadas (Porto de Galinhas); P1, P2, P3, P4: áreas protegidas (Porto de Galinhas); F: área fechada (Tamandaré). B. Cobertura viva por intensidade de pisoteio. I: impactado (Porto de Galinhas), P: protegido (Porto de Galinhas); F: fechado (Tamandaré). Coletas realizadas em janeiro e de março a agosto de 2012.

Palisada perforata apresentou diferenças na cobertura entre as áreas avaliadas (ANOVA Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$), sendo maior nas áreas protegidas do que nas áreas impactadas (Mann-Whitney, $p < 0,0001$) e fechada (Mann-Whitney, $p < 0,0001$). As áreas impactadas e fechada não apresentaram diferenças significativas entre si na cobertura viva desta macroalga (Fig. 10 A). Em relação à alga calcária *H. opuntia*, foi verificado que a espécie apresentou diferenças entre as áreas avaliadas (ANOVA Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$). Não houve diferenças de cobertura entre as áreas impactadas e protegidas (Mann-Whitney, $p < 0,0001$). Entretanto, essas últimas

apresentaram maior cobertura do que na área fechada (Mann-Whitney, $p < 0,0001$; Fig. 10 B).

A cobertura de *Z. sociatus* foi diferente entre as áreas impactadas, protegidas e fechada (ANOVA Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$), sendo maior nas áreas protegidas, em relação às impactadas (Mann-Whitney, $p < 0,0001$). A área fechada apresentou maior cobertura que as áreas impactadas (Mann-Whitney, $p < 0,0001$) e protegidas (Mann-Whitney, $p < 0,0001$; Fig. 10 C). No tocante à cobertura de *P. varians*, houve diferenças entre as intensidades de pisoteio (ANOVA Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$). As áreas impactadas apresentaram menor cobertura que as áreas protegidas (Mann-Whitney, $p < 0,0001$) e fechada (Mann-Whitney, $p < 0,0001$). Esta última apresentou uma cobertura, aproximadamente, 7 vezes maior que as áreas impactadas e protegidas (Mann-Whitney, $p < 0,0001$; Fig. 10 D).

O substrato exposto também apresentou diferenças entre as áreas avaliadas (ANOVA Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$), com maior superfície nas áreas impactadas em relação às protegidas (Mann-Whitney, $p < 0,0001$) e fechada (Mann-Whitney, $p < 0,0001$). Esta última apresentou maiores valores que as áreas protegidas (Mann-Whitney, $p < 0,0001$).

As áreas observadas apresentaram diferentes índices de diversidade (ANOVA Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$) e equitabilidade (ANOVA Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$). No tocante à intensidade de pisoteio, a área fechada apresentou um índice de diversidade maior, tanto em relação às áreas impactadas (Mann-Whitney, $p < 0,0001$), como em relação às áreas protegidas (Mann-Whitney, $p < 0,0001$) (Tabelas 01 e 02; Tabela 03 – ANEXO; Fig. 11 A e B). A equitabilidade foi maior nas áreas impactadas (Mann-Whitney, $p < 0,0001$) quando comparadas com as áreas protegidas e à área fechada (Mann-Whitney, $p < 0,0001$) (Tabelas 01 e 02; Tabela 03 – ANEXO; Fig. 11 C e D).

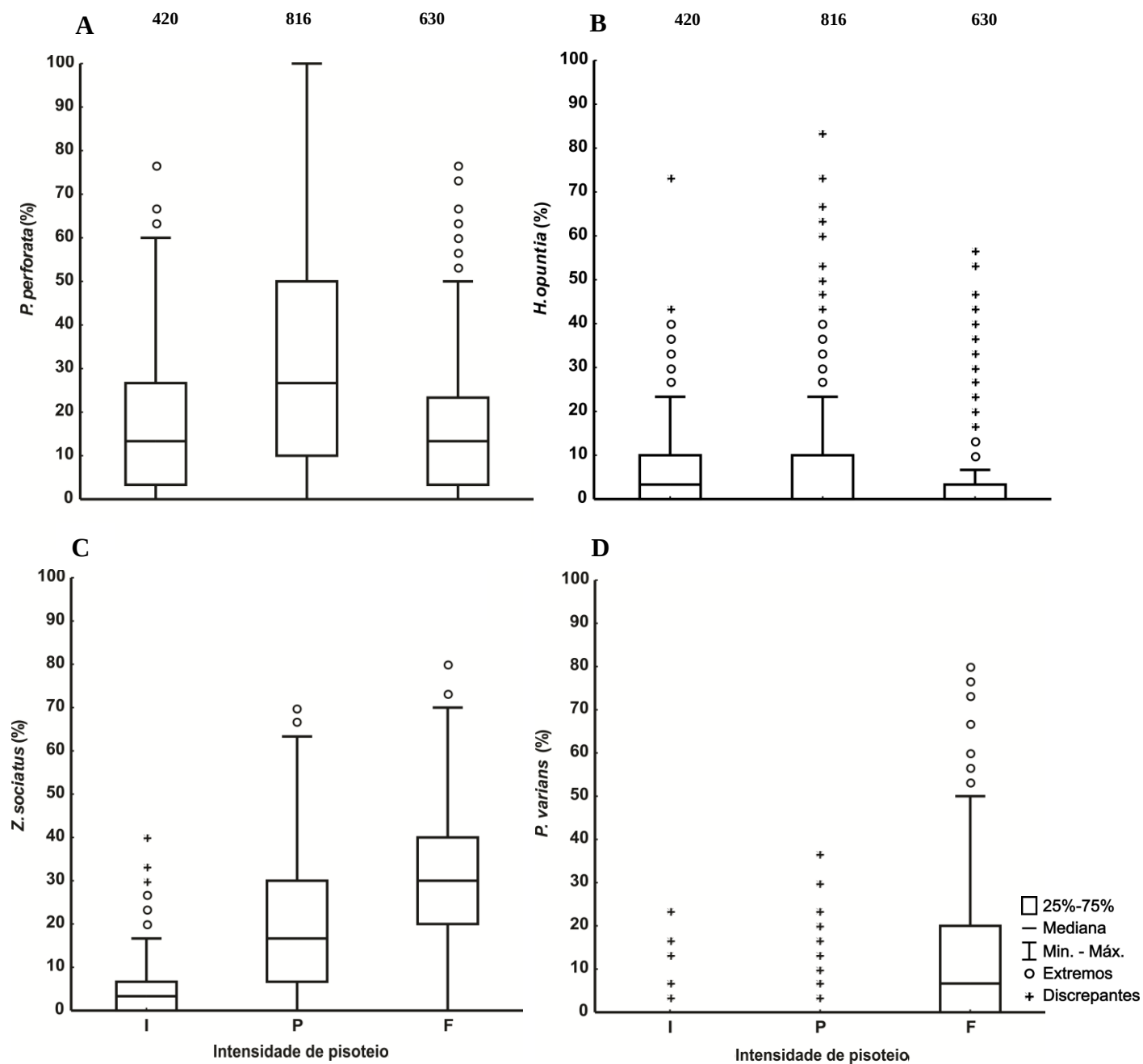


Figura 10 – Cobertura dos principais representantes, em relação à intensidade de pisoteio, encontrados no topo dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. I: impactado (Porto de Galinhas), P: protegido (Porto de Galinhas); F: fechado (Tamandaré). A. *P. perforata*; B. *H. opuntia*; C. *Z. sociatus*; D. *P. varians*. Coletas realizadas em janeiro e de março a agosto de 2012.

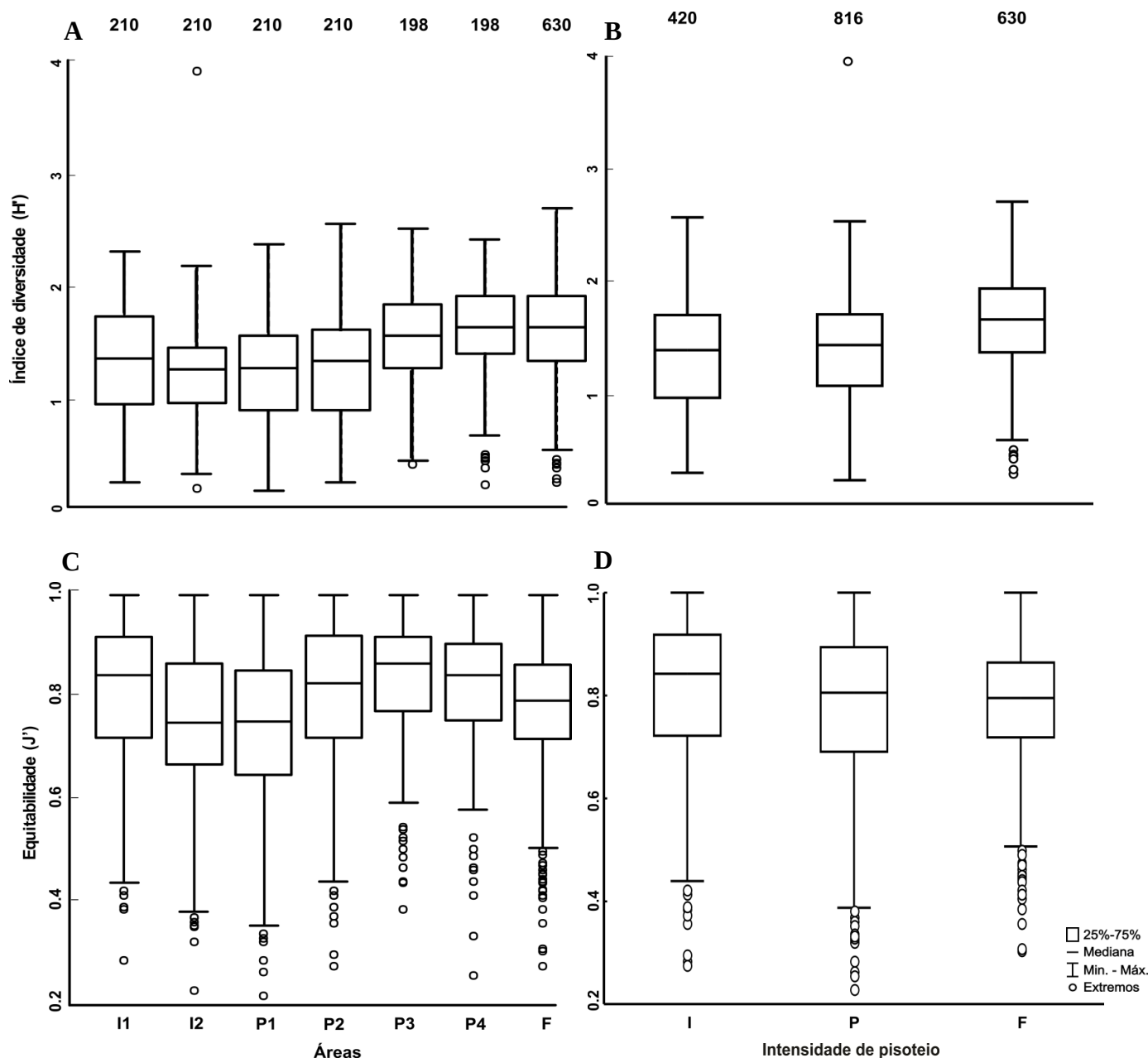


Figura 11 – Índices ecológicos dos organismos macrobentônicos sésseis do topo dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. A. Índice de diversidade por área. B. Índice de diversidade por intensidade de pisoteio. C. Equitabilidade por área. D. Equitabilidade por intensidade de pisoteio. I1, I2: áreas impactadas (Porto de Galinhas); P1, P2, P3, P4: áreas protegidas (Porto de Galinhas); F: área fechada (Tamandaré). I: impactado (Porto de Galinhas), P: protegido (Porto de Galinhas); F: fechado (Tamandaré). Coletas realizadas em janeiro e de março a agosto de 2012.

Em alguns meses, a escala multidimensional (MDS) apresentou uma nítida separação entre as áreas impactadas, protegidas e fechada, indicando a possível existência de três grupos separados entre si, com características próprias. Houve sobreposição, em alguns meses, entre algumas amostras da área fechada e das áreas protegidas (Fig. 12). Entretanto, a ANOSIM confirma diferenças significativas entre todas as áreas e os meses de estudo (Tabela 04 - ANEXO).

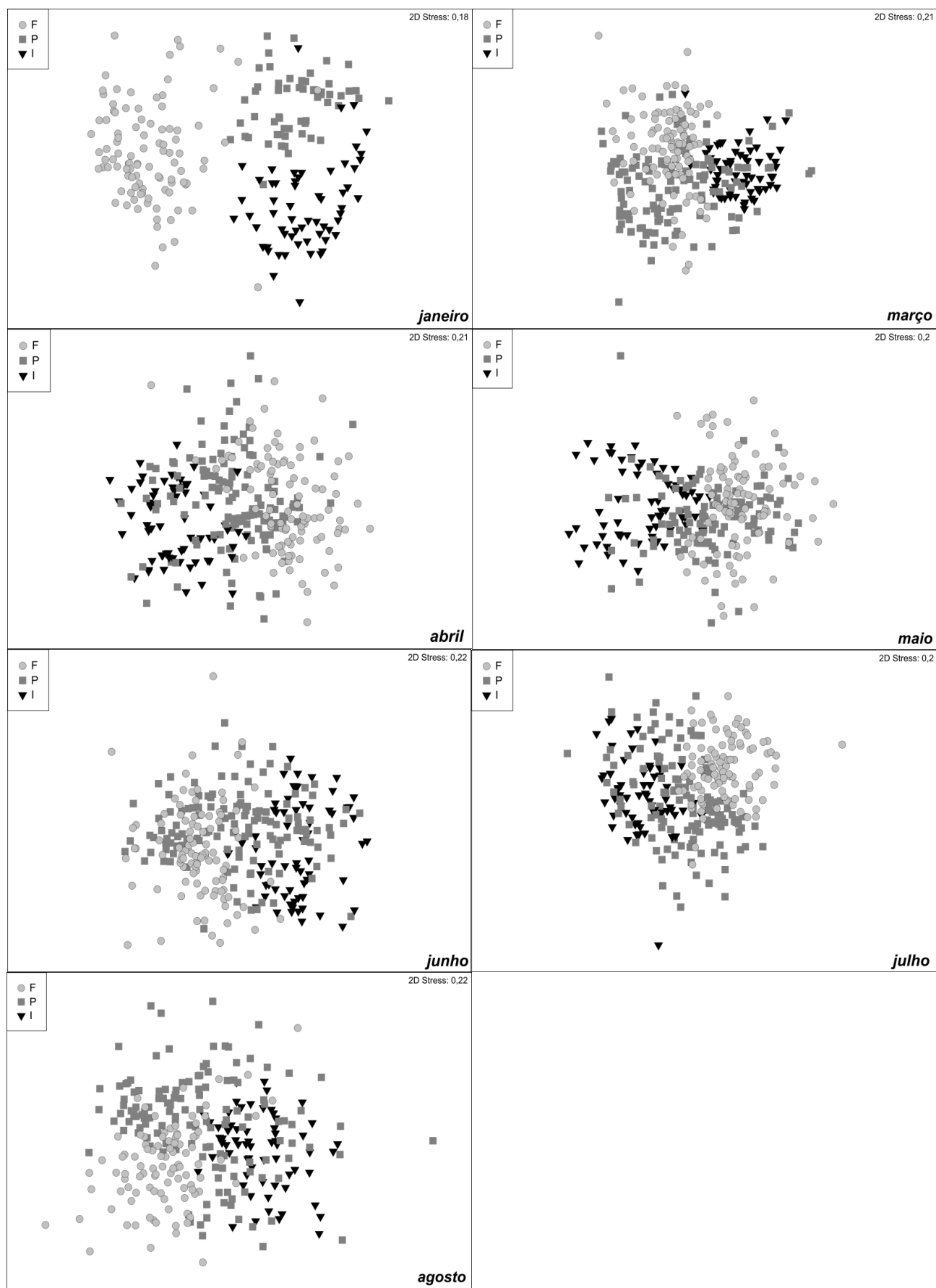


Figura 12 – Representação gráfica da matriz de similaridade dos organismos macrobentônicos sésseis, em diferentes meses, do topo dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. I: impactado (Porto de Galinhas), P: protegido (Porto de Galinhas); F: fechado (Tamandaré). Coletas realizadas em janeiro e de março a agosto de 2012.

A análise de SIMPER mostrou que as espécies que mais contribuíram para a similaridade dentro das áreas avaliadas foram *P. perforata*, *Z. sociatus* e *H. opuntia*. As espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre as áreas foram as acima citadas e *P. varians* (Tabelas 05 e 06 - ANEXO).

A rugosidade do substrato não apresentou diferenças significativas entre as áreas amostradas (Tabelas 01 e 02; Tabela 03 – ANEXO).

7 – DISCUSSÃO

Os dados da presente pesquisa contribuem de forma a elucidar o efeito do pisoteio nas comunidades macrobentônicas sésseis no topo de importantes ambientes recifais do Nordeste do Brasil, assim como identificar as espécies mais resistentes e as vulneráveis ao pisoteio.

O método do fototransecto se mostrou satisfatório para avaliar as consequências causadas pelo impacto antrópico nos recifes brasileiros. Esta metodologia tem sido uma ferramenta adequada para avaliar a cobertura viva e o tipo de substrato dos ambientes recifais, onde é possível descrever, de acordo com essas variáveis, os diferentes biotipos e microhabitats dos recifes de coral (DUMAS et al., 2009; AZEVEDO et al., 2011).

Os resultados do presente trabalho evidenciaram a influência negativa direta do pisoteio na área de cobertura dos organismos macrobentônicos sésseis. Alguns autores afirmaram que os danos causados pela prática, nos recifes do Oceano Pacífico, apresentaram uma forte relação com a intensidade do uso desses ambientes e a estrutura da comunidade recifal (KAY & LIDDLE, 1989), como foi observado na presente pesquisa. O topo dos recifes do Brasil é pobre em cobertura coralínea, havendo o predomínio, nesses habitats, de macroalgas e zoantídeos (VILLAÇA & PITOMBO, 1997; COSTA JR et al., 2001; BARRADAS et al., 2010; AZEVEDO et al., 2011), como verificado na presente pesquisa. Todavia, foi registrado que em topos recifais, onde há a predominância de corais escleractínios, a prática também pode danificar drasticamente esses últimos (KAY & LIDDLE, 1989).

Kay & Liddle (1989) afirmaram, ainda, que esse pisoteio excessivo pode causar a diminuição na cobertura de macroalgas e zoantídeos, como foi observado nos recifes estudados no presente trabalho. Este impacto afeta negativamente o desenvolvimento de uma cobertura saudável de corais escleractínios, como registrado nos recifes do Pacífico, na Ilha Heron, na Grande Barreira de Recifes de Corais da Austrália (WOODLAND & HOOPER, 1977). A prática causa ainda a quebra intensa, principalmente dos ramos dos corais ramificados (KAY & LIDDLE, 1989). Em recifes do Havaí, que sofrem o mesmo impacto antrópico, também foi registrado o efeito similar sobre a população de corais da região (RODGERS et al., 2003).

Em todas as áreas de estudo, os organismos com maior área de cobertura foram *Palisada perforata*, *Halimeda opuntia* e *Zoanthus sociatus*. Todavia, na área impactada (Porto de Galinhas), houve a predominância de área de substrato exposto.

Um padrão semelhante aos nossos resultados pode ser encontrado em alguns recifes do Oceano Pacífico, onde a representatividade do substrato exposto tende a ser alta, havendo, em algumas regiões do topo desses recifes, pouca cobertura viva (DUMAS et al., 2009). Entretanto, foi verificado que o pisoteio pode aumentar, em até 20%, a área de substrato exposto, em recifes de corais (KAY & LIDDLE, 1989).

Os dados do presente trabalho corroboraram com os achados de Kay & Liddle (1989), que também observaram que o pisoteio inibe o crescimento e abundância de macroalgas em topos recifais. O mesmo padrão foi verificado por Silva et al. (2012), que investigaram a população de macroalgas de uma área protegida e outra impactada pelo turismo, com atividades como mergulho e o pisoteio, nos recifes de Maracajaú (RN, Brasil), e observaram que na área impactada a biomassa de macroalgas é menor, em relação à área protegida.

As macroalgas desempenham um importante papel ecológico nesses ambientes, no tocante à produção primária e fornecimento de alimento para os organismos herbívoros (KAPLAN, 1982; LEVINTON, 1995; PEREIRA & SOARES-GOMES, 2009; SHEPPARD et al. 2009). Elas servem de abrigo para o estabelecimento e o desenvolvimento de alguns invertebrados. A diminuição da abundância desses autótrofos causa um efeito direto na abundância e na diversidade das espécies associados a esses indivíduos, tanto representantes da meiofauna como da macrofauna, inclusive nos topos de recifes (BROWN et al., 1999; SARMENTO & SANTOS, 2011; SARMENTO et al., 2011). Portanto, além de afetar a cobertura de macroalgas o pisoteio prejudica os organismos que vivem associados a essas algas, havendo a perda do habitat natural dos invertebrados.

Apesar das áreas P3 e P4 (Porto de Galinhas) serem protegidas, não apresentaram diferenças de área de cobertura viva em relação às áreas impactadas I1 e I2 (Porto de Galinhas). Este resultado pode estar relacionado, possivelmente, pelo fato das áreas P3 e P4 estarem entre um corredor de banhistas, onde é feita uma trilha em direção às piscinas naturais que estão ao sul do topo recifal estudado. Por isso, essas áreas foram mais suscetíveis ao pisoteio accidental, além do fato das cordas de isolamento dessas áreas protegidas terem sido quebradas durante os meses de estudo (sendo posteriormente reparadas), o que pode ter causado um pisoteio intenso durante esse período.

Nas áreas P1 e P2 (Porto de Galinhas) as macroalgas foram os organismos com maior área de cobertura, apresentando dominância de espaço. Por isso, essas áreas

apresentaram maior cobertura, em relação à área fechada (Tamandaré), devido ao fato dessa última não apresentar dominância de macroalgas e sim de zoantídeos, de forma que não supera a cobertura das macroalgas nas áreas protegidas acima citadas. As diferenças observadas na cobertura entre as áreas P1 e P2 em relação à P3 e P4 podem ainda ser explicadas, possivelmente, pelo maior tempo de exposição ao ar e à dessecação dessas últimas, nas marés baixas. As áreas P1 e P2 permanecem mais tempo submersas e apresentam maiores quantidades de poças d'água, o que, provavelmente, pode ter propiciado condições mais satisfatórias ao estabelecimento das macroalgas.

Azevedo et al. (2011) observaram que as algas foram dominantes no topo dos recifes de Pirangi (RN, Brasil) e Barradas et al. (2010) em um trabalho de levantamento de distribuição espacial dos organismos macrobentônicos no topo dos recifes de Porto de Galinhas, registraram que no ano de 2005 (quando ainda não haviam sido criadas as áreas protegidas) as macroalgas dominaram o topo do recife, sendo responsáveis por 53% da cobertura viva. Neste mesmo local havia, aproximadamente, 14% de área de substrato exposto.

Provavelmente, Barradas et al. (2010) realizaram os transectos em regiões próximas à crista recifal, que são caracterizadas pelo menor tempo de exposição durante as marés baixas, quando comparadas aos locais de amostragem nas áreas impactadas da presente pesquisa. Provavelmente, os pesquisadores fizeram o trabalho próximo às áreas protegidas, enfatizadas no presente trabalho, pelo fato dessas últimas terem apresentado uma maior cobertura de macroalgas, superando a área de substrato exposto.

As macroalgas *P. perforata* e *H. opuntia* são espécies que se encontram bem adaptadas a ambientes de elevado estresse ambiental, como registrado por Hay (1981), em recifes do Panamá. No Brasil é observado um padrão semelhante, onde *P. perforata* é caracterizada pela sua adaptação a ambientes expostos à dessecação, sendo bastante frequente em topos de ambientes recifais do litoral de Pernambuco, podendo ser indicadora deste tipo de tensor ambiental. Nesses ambientes, também é encontrada uma alta abundância de *H. opuntia* (REIS, 2012).

A menor cobertura de macroalgas observada na área impactada, na presente pesquisa, em relação à área protegida, pode ser explicada pelo fato de que a perturbação frequente em um ambiente recifal diminui a capacidade de fixação de esporos de macroalgas, o que impede o pleno desenvolvimento desses organismos e muitas vezes favorece a presença constante de macroalgas de ciclos de vida curtos, que podem ser, em alguns casos, espécies oportunistas (SILVA et al., 2012).

Diferente da área protegida, na área fechada (Tamandaré), o organismo com maior área de cobertura foi *Z. sociatus*.

A mudança da estrutura das comunidades recifais, causada pela frequência dos impactos, em relação ao que era observado antes do impacto, tende a ser mais alta que a taxa de recuperação desses ambientes (CONNELL, 1978).

A maior área de cobertura de macroalgas, nas áreas protegidas, em relação à área fechada, pode ser causada pela ausência ou pouca abundância de peixes herbívoros, em Porto de Galinhas, incluindo aqueles que se alimentam das espécies de macroalgas registradas na presente pesquisa, tendo em vista que na área fechada, onde a pesca é proibida, foi registrada a presença de espécies de peixes com hábitos herbívoros, incluindo aqueles que se alimentam de macroalgas do complexo *Laurencia* (FEITOSA et al., 2012). A espécie *P. perforata* está inserida nesse grupo (NAM, 2007), e foi a que apresentou maior cobertura nas áreas impactadas e protegidas.

Esse resultado também pode ser explicado pela possível falta de um competidor que apresente uma adaptação similar e tão eficiente, ao fator exposição, quanto *P. perforata*. Provavelmente, o tempo de fechamento para visitação também tenha influência, tendo em vista que as áreas protegidas estão há menos tempo sem visitação (ou pouco frequente), em relação à área fechada e, possivelmente, *Z. sociatus* apresenta estratégias competitivas que, há longo prazo, sejam responsáveis pela diminuição da área de cobertura daquelas macroalgas, pois algumas espécies de macroalgas e cnidários são competidores entre si, especialmente representantes de zoantídeos (CHADWICK & MARROW, 2011).

As macroalgas compõem o grupo de organismos mais abundantes em recifes de águas rasas do Oceano Atlântico Sul Tropical e esses indivíduos são potencialmente competidores de corais escleractínios (COSTA JR et al., 2001). Todavia, algumas espécies de zoantídeos, como os do gênero *Palythoa* e *Zoanthus*, apresentam mecanismos físicos e químicos de competição, sendo, muitas vezes, mais eficientes que os corais escleractínios nessa interação ecológica, podendo monopolizar extensas áreas recifais. Essas estratégias são influenciadas, principalmente, por fatores como luminosidade, temperatura e quantidade de nutrientes (CHADWICK & MARROW, 2011).

O maior número de espécies de macroalgas encontrado em Porto de Galinhas, em relação à área fechada, pode ser explicado pelo fato de que em Tamandaré só foi realizada uma única coleta pontual, em um único mês, o que talvez não foi suficiente

para caracterizar a comunidade de macroalgas local, tendo em vista que esses organismos tem uma distribuição não só espacial como sazonal (COSTA JR et al., 2001).

Contudo, foi registrado, na presente pesquisa, que a fauna e flora dos ambientes estudados apresentaram não só a diminuição da cobertura viva como o desaparecimento de algumas espécies, nas áreas impactadas pelo pisoteio, quando comparada com as áreas protegidas e fechada. De acordo com as condições naturais de cada recife, algumas espécies são tão vulneráveis à prática do pisoteio que podem chegar a desaparecer do seu habitat natural (KAY & LIDDLE, 1989).

Foi verificado que a espécie do bivalve invasora *Isognomon bicolor*, que é nativa do Caribe (DOMANESCHI & MARTINS, 2002), se demonstrou muito sensível ao pisoteio, tendo em vista que não ocorreu nenhum indivíduo na área impactada, apesar dessa espécie ser uma competidora potencial de espécies nativas nos recifes brasileiros, como o zoantídeo *Palythoa caribaeorum* (MENDONÇA-NETO & GAMA, 2009). Provavelmente, o impacto mecânico do pisoteio prejudica o desenvolvimento das conchas desses moluscos.

Seguidos do bivalve *I. bicolor*, os moluscos vermetídeos foram os organismos macrobentônicos que apresentaram uma menor tolerância à prática do pisoteio, onde foi verificada uma queda bastante representativa na cobertura desses indivíduos nas áreas impactadas e protegidas, nos recifes de Porto de Galinhas, em comparação com a área fechada, em Tamandaré.

Os moluscos da família Vermetidae apresentam um papel ecológico relevante nos ambientes recifais brasileiros. São importantes contribuintes na construção das estruturas recifais (LABOREL & KEMPF, 1967; MAIDA & FERREIRA, 1997), habitando regiões de infralitoral. Os principais representantes, no litoral brasileiro, são os gêneros *Petalconchus* e *Dentropoma* (LABOREL & KEMPF, 1967).

Esses organismos podem apresentar densas agregações de conchas, mantendo seus tubos eretos voltados para superfície (SPOTORNO et al., 2012), o que os mantém bastante expostos e vulneráveis à prática do pisoteio, pela quebra da estrutura das conchas, pelo impacto mecânico causado pela prática.

Laborel & Kempf (1967) e Laborel (1977), em trabalhos de levantamento das espécies de vermetídeos do litoral brasileiro, registraram o possível desaparecimento da espécie *P. varians* dos recifes brasileiros. Todavia, o último autor não atribuiu o fato a

nenhuma prática antrópica, sugerindo que seus resultados poderiam estar relacionados, provavelmente, às mudanças climáticas.

Laborel & Kempf (1967) e Laborel (1977) sugeriram que o possível desaparecimento da espécie *P. varians* também poderia estar atribuída ao aumento da turbidez da água nas regiões costeiras, devido ao desmatamento da mata ciliar, e pelo fato da larva dessas espécies serem sensíveis às altas taxas de turbidez. Provavelmente, segundo os autores, esse fato poderia ter prejudicado o desenvolvimento da espécie, embora Spotorno et al. (2012), em um trabalho recente de revisão dos vermetídeos do Brasil, registraram 16 espécies de vermetídeos para o litoral brasileiro e citou aquela espécie para o litoral de Pernambuco, nos recifes de Serrambi e na Ilha de Itamaracá.

P. varians geralmente é encontrado somente na forma de tubos vazios recobertos por *Dentropoma*, sugerindo que esta última substitui aquela primeira (Laborel and Kempf, 1967). Entretanto, no presente trabalho, só foi encontrada a espécie *P. varians*, nos dois ambientes de estudo, embora Laborel e Kemp (1967) citaram o gênero *Dentropoma* como frequente no litoral pernambucano, onde os vermetos são substituídos por algas calcárias incrustantes, as melobésias, nas cristas dos recifes. Provavelmente, essa última espécie de vermetídeo não foi encontrada devido ao fato do presente trabalho ter se limitado ao topo dos recifes.

De acordo com o trabalho de Pinheiro (2006) em um estudo com placas de recrutamento no recife da Ilha da Barra, em Tamandaré, verificou-se que os moluscos vermetídeos apresentaram uma alta densidade no assentamento das placas, quando comparados com os corais escleractínios e algas calcárias, ao longo de um ano, sugerindo que esses organismos aparentam contribuir ativamente na construção dos recifes de Tamandaré até o presente momento.

Assim como nas florestas tropicais, em recifes de corais, que sofrem distúrbios como furacões e tempestades, há um aumento significativo na diversidade, que diminui, com o passar do tempo, pelo estabelecimento e competição de espécies mais adaptadas e potencialmente competitivas. De acordo com a “teoria dos distúrbios intemediários”, as áreas impactadas apresentariam maior diversidade do que ambientes de estabilidade (CONNELL, 1978).

Entretanto, no presente trabalho, foi verificado que houve uma diversidade maior na área fechada, em Tamandaré, apesar de estar há um pouco mais de doze anos sem visitação, e conseqüentemente, sem a exposição a impactos antrópicos, como o pisoteio, que era uma prática comum naquele ambiente. Os dados sugerem que a diversidade

aumentou devido ao estabelecimento de espécies muito vulneráveis ao pisoteio, que não conseguiam se desenvolver naquela comunidade, devido ao alto grau de sensibilidade à prática.

Nossos dados corroboram com Silva et al. (2012) que registraram que em ambientes protegidos são observados os maiores índices de riqueza e diversidade, além de uma maior biomassa de organismos bentônicos. Azevedo et al. (2011) também registraram que em áreas com turistas, em ambientes recifais, são verificados menores índices de riqueza, em relação às áreas sem a presença de visitantes.

A equitabilidade na área impactada foi maior, em relação às áreas protegidas e fechada, devido a essas últimas apresentarem uma cobertura de mais de 90% de *P. perforata*, quando comparada com toda a área de cobertura viva de todos os organismos da comunidade.

O fato de não terem sido observadas diferenças na rugosidade do substrato, entre as diferentes áreas avaliadas, evidencia que os maiores valores de cobertura macrobentônica observados nas áreas protegidas e na área fechada, em relação às áreas impactadas, não são causa do fator rugosidade e sim consequência da prática do pisoteio.

Os nossos resultados sugerem que a degradação dos ambientes recifais causada pelo pisoteio apresenta um efeito tão devastador na comunidade macrobentônica sésstil de recifes quanto ao que pode ser encontrado em ambientes recifais degradados do mundo, com práticas como o mergulho, tráfego intenso de embarcações próximo às áreas recifais, além dos efeitos do aquecimento global, causando o branqueamento de corais, levando esses indivíduos à morte. Efeito semelhante também está sendo verificado em relação à acidificação dos oceanos, que prejudica a calcificação do exoesqueleto calcário e das conchas dos organismos construtores.

De acordo com o registro na literatura, esses acontecimentos causam a morte de cnidários, como os importantes construtores e frágeis corais escleractínios, e a substituição destes por um aumento significativo na área do substrato exposto e na abundância dominante de macroalgas (efeito também observado em ambientes eutrofizados). O pisoteio contribui para agravar as consequências dos fenômenos acima citados, conforme encontrado na presente pesquisa, onde pode ser observado um aumento significativo na área de substrato exposto, com dominância de macroalgas, e uma redução significativa de zoantídeos e dos moluscos vermetídeos construtores nas áreas impactadas.

A criação de áreas de proteção ambiental com o manejo de atividades turísticas e pesqueiras têm mostrado dados relevantes à respeito da resiliência dos recifes (WESTMACOTT et al., 2000; MAYPA et al., 2012; EDGAR & BARRETT, 2012). Nossos resultados mostram que em apenas três anos da exclusão do pisoteio intenso a comunidade macrobentônica das áreas protegidas de Porto de Galinhas apresentou um aumento significativo na área de cobertura e a presença de organismos não registrados em áreas impactadas adjacentes, como também observado por Sarmiento & Santos (2012).

Portanto, o pisoteio apresenta um efeito drástico na área de cobertura de organismos macrobentônicos sésseis em ambientes recifais de águas rasas do Atlântico Sul Tropical. As espécies que se apresentaram mais resistentes à prática foram as macroalgas *H. opuntia* (que não mostrou diferenças entre as áreas impactadas e Protegidas) e *P. perforata* (apesar de também sofrer redução em sua abundância, foi a dominante nas áreas impactadas). As espécies mais frágeis foram o bivalve *I. bicolor* e o vermetídeo *P. varians*.

Destacamos ainda que as áreas recifais utilizadas para finalidades recreativas merecem atenção especial em planos de gerenciamento costeiros. Vale salientar a importância da manutenção e criação de áreas de preservação ambiental, além da elaboração de planos de manejo que visem regular as atividades turísticas de forma sustentável, visando a manutenção e conservação da biodiversidade macrobentônica desses importantes ambientes recifais do nordeste brasileiro.

8- CONCLUSÕES

- O pisoteio é um impacto antrópico que modifica variáveis ecológicas como a área de cobertura e a diversidade e equitabilidade dos organismos macrobentônicos sésseis em topos recifais do Nordeste do Brasil.
- As espécies que se apresentaram mais resistentes ao pisoteio foram a alga calcária *Halimeda opuntia* (não apresentou redução em sua abundância comparando-se áreas protegidas e impactadas) e a rodófito *Palisada perforata*, (apesar de sofrer redução em sua abundância, foi a espécie dominante nas áreas impactadas).
- Os indivíduos mais vulneráveis ao pisoteio foram o bilvave invasor *Isognomon bicolor* e o vermetídeo *Petalconchus varians*.
- A dominância de zoantídeos, junto com a presença relevante de moluscos frágeis, é um possível indicador da ausência de pisoteio em topos de ambientes recifais do Nordeste do Brasil, podendo estes organismos ser considerados indicadores de áreas com baixo ou nenhum impacto antrópico.
- A predominância de substrato exposto ou com baixa cobertura de macroalgas, e a ausência de moluscos frágeis, pode ser um possível indicador de pisoteio em ambientes de topo recifal.
- Os efeitos do pisoteio nos recifes do Oceano Atlântico Tropical apresentam um padrão semelhante ao que foi registrado em áreas degradadas de outros ambientais recifais do mundo que sofrem com o branqueamento, acidificação dos oceanos, eutrofização e danos físicos causados por práticas turísticas, com um consequente aumento na área de substrato exposto e abundância de macroalgas dominantes, além do desaparecimento de organismos construtores.
- O isolamento e o devido manejo de áreas recifais são eficazes na recuperação da comunidade macrobentônica sésil.

9 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMARAL, F. M. D.; SILVEIRA, S. R. M.; VASCONCELOS, S. L.; RAMOS, C. A. C. Biodiversidade de cnidários bentônicos. In: VASKE JÚNIOR, T.; LESSA, R. P.; NÓBREGA, M. F.; AMARAL, F. M. D.; SILVEIRA, S. R. M. (Org.). *Arquipélago de São Pedro e São Paulo: histórico e recursos naturais*. Olinda: Livro rápido, 2006. p. 42-55.

AZEVEDO, C. A. A.; CARNEIRO, M. A. A.; OLIVEIRA, S. R.; MARINHO-SORIANO, E. Macroalgae as an indicator of the environmental health of the Pirangi reefs, Rio Grande do Norte, Brazil. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, v. 21, p. 323-328, 2011.

BARRADAS, J. I.; AMARAL, F. D.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; MONTES-FLORES, M. J.; STEINEI, A. Q. Spatial distribution of benthic macroorganisms on reef flats at Porto de Galinhas Beach (northeastern Brasil), with special focus on corals and calcified hydroids. *Biotemas*, v. 2, n. 23, p. 61-67, 2010.

BARROS, M. M. L.; PIRES, D. O. Colony size-frequency distributions among different populations of the scleractinian coral *Siderastrea stellata* in Southwestern Atlantic: implications for life history patterns. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 54, p. 213-223, 2006.

BROSNAN, D. M.; CRUMRINE, L. L. Effects of human trampling on marine rocky shore communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 177, p. 79-97, 1994.

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

CASTRO, C. B.; SEGAL, B.; NEGRAO, F.; CALDERON, E. N. Four-year monthly sediment deposition in turbid southwestern Atlantic coral reefs, with a comparison of benthic assemblages. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 60, p. 49-63, 2012.

CHADWICK, N.; MORROW, K. Competition Among Sessile Organisms on Coral Reefs. In: *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*. eds Z. Dubinsky, N. Stambler, p. 347-371, 2011.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2 ed. PRIMER-E, Plymouth. 2001, 176 p.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*, v. 199, p. 1302-1310, 1978.

COSTA JR., O. S.; ATTRILL, M. J.; PEDRINI, A. G.; DE-PAULA, J. C. Benthic macroalgal distribution in coastal and offshore reefs at Porto Seguro Bay, Brazilian Discovery Coast. In: 9th International Coral Reef Symposium. 2001, p. 23-27.

CRUZ, I.; KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N. Use of the video transect method for characterizing the Itacolomis reefs, eastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 56, p. 271-280, 2008.

CRUZ, I.; KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N. Caracterização dos recifes de corais da Unidade de Conservação Baía de Todos os Santos para fins de manejo, Bahia, Brasil. *Gerenciamento Costeiro Integrado*, v. 9, p. 16-36, 2009.

DECRETO DE 23 DE OUTUBRO DE 1997; Brasília, 5 p., 1997.

DOMANESCHI, O.; MARTINS, C. M. *Isognomon bicolor* (C.B. Adams) (Bivalvia, Isognomonidae): primeiro registro para o Brasil, redescrição da espécie e considerações sobre a ocorrência e distribuição de *Isognomon* na costa brasileira. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 19, p. 611 – 627, 2002.

DUMAS, P.; BERTAUD, A.; PEIGNON, C.; LÉOPOLD, M.; PELLETIER, D. A “quick and clean” photographic method for the description of coral reef habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 368, p. 161–168, 2009.

EDGAR, G. J.; BARRETT, N. S. An assessment of population responses of common inshore fishes and invertebrates following declaration of five Australian marine protected areas. *Environmental Conservation*, v. 39, p. 271-281, 2012.

FEITOSA, J. L. L.; CONCENTINO, A. M.; TEIXEIRA, S. F.; FERREIRA, B. P. Food resource use by two territorial damselfish (Pomacentridae: Stegastes) on South-Western Atlantic algal-dominated reefs. *Journal of Sea Research*, v. 70, p. 42–49, 2012.

FERREIRA, B. P.; MAIDA, M.; CAVA, F. II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, 2001. Minas Gerais. Características e perspectivas para o manejo da pesca na APA costa dos corais. *Anais do II Congresso de Unidades de conservação*, 2001, Minas Gerais, 11 p.

FERREIRA, B. P.; MAIDA, M. *Monitoramento dos Recifes de Coral do Brasil: Situação Atual e Perspectivas*. Brasília: MMA, 2006. 120 p.

FRANCINI-FILHO, R. B.; CONI, E.; MEIRELES, P. M.; AMADO-FILHO, G.; THOMPSON, F.; PEREIRA-FILHO, G.; BASTOS, A.; ABRANTES, D.; FERREIRA, C. M.; GIBRAN, F. Z.; GUTH, A.; SUMIDA, P.; OLIVEIRA, N. L.; KAUFMAN, L.; MINTE-VERA, C. V.; MOURA, R. L. Dynamics of Coral Reef Benthic Assemblages of the Abrolhos Bank, Eastern Brazil: Inferences on Natural and Anthropogenic Drivers. *Plos One*, v. 8, p. 1-12, 2013.

GUILCHER, A. *Coral reef geomorphology: Coastal morphology and research*. C. F. Bird., 1988. 228 p.

HETZEL, B. & CASTRO, C. B. *Corais do Sul da Bahia*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1994. 189 p.

HILL, J. & WILKINSON, C. *Methods for ecological monitoring of coral reefs*. Australia: Australian Institute of Marine Science, 2004. 117 p.

HUGHES, T. P. Community structure and diversity of coral reefs: the role of history. *Ecology*. v. 70, n. 1, p. 275-279, 1989.

KAPLAN, E. H. *Ecology of the coral reefs. Field guide to coral reef of the Caribbean and Florida*. Houghton-Mifflin Company, 1982. 289 p.

KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N.; OLIVEIRA, M. D. M. Conservation status and spatial patterns of AGRRA vitality indices in Southwestern Atlantic Reefs. *Revista de Biología Tropical*, v. 58, p. 1-31, 2010.

KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N.; TESTA, V.; DUTRA, L. X. C.; SPANÓ, S. Rapid assessment of the Abrolhos reefs, eastern Brazil (part 1: stony corals and algae). *Atoll Research Bulletin*, v. 496, p. 172-187, 2003.

KILPP, A. M. *Efeitos da população do ouriço Echinometra lucunter sobre a comunidade bentônica em um recife de Tamandaré – PE*. 1999. 97 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia), Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco. 1999.

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

LABOREL, J. L.; KEMPF, M. Formações de vermetos e algas calcárias na costa do Brasil. *Trabalhos Oceanográficos*, v. 7-8, p. 33-47, 1967.

LABOREL, J. L. Are reef-building vermetids disappearing in the South Atlantic? In: 3rd International Coral Reef Symposium. 1997, p. 233-237.

LEÃO, Z. M. A. N. & DOMINGUEZ, J. M. L. Tropical Coast of Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. v. 41, p. 112-122, 2000.

LEÃO, Z. M. A.N.; KIKUCHI, R. K. P.; OLIVEIRA, M. D. M. . Branqueamento de corais nos recifes da Bahia e sua relação com eventos de anomalias térmicas nas águas superficiais do oceano. *Biota Neotropica*, v. 8, p. 69-82, 2008.

LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P.; TESTA, V. Corals and corals reefs of Brasil. In: CORTES, J. (Ed.). *Latin America Coral Reefs*. Elsevier Science, 2003. p. 10-52.

LEVINTON, J. S. *Marine Biology: Function, Biodiversity, Ecology*. Oxford University Press, 1995. 420 p.

MAIDA, M.; FERREIRA, B. P. Preliminary study on the coral settlement in a reef of Tamandaré Bay, PE. *Boletim Técnico Científico do CEPENE*. v. 3, n.1, p. 23-26, 1995.

MAIDA, M.; FERREIRA, B. P. Coral reefs of Brazil: an overview. In: Proceedings of the 8th International Coral Reefs Symposium. 1997, p. 263–274.

MAIDA, M.; FERREIRA, B. P. Os recifes de coral brasileiros. In: ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANN-LEITÃO, S.; COSTA, M. F. (Org.). *Oceanografia: um cenário tropical*. Recife: Bagaço, 2004. p. 617 – 637.

MAYPA, A. P.; WHITE, A. T.; CAÑARES, E.; RAFFY, M.; EISMA-OSORIO, R. L.; ALIÑO, P.; APISTAR, D. Marine Protected Area Management Effectiveness: Progress and Lessons in the Philippines. *Coastal Management*, v. 40, p. 510–524, 2012.

MENDONÇA-NETO, J. P., GAMA, B. A. P. The native *Palythoa caribaeorum* overgrows on invasive species in the intertidal zone. *Coral Reefs*, v. 28, p. 497, 2009.

NAM, K.W., 2007. Validation of generic name *Palisada* (Rhodomelaceae, Rhodophyta). *Algae*, v. 22, 53-55.

OIGMAN-PSZCZOL, S. S.; CREED, J. C. Can patterns in benthic communities be explained by an environmental pressure index? *Marine Pollution Bulletin*, v. 62, p. 2181-2189, 2011.

PEDRINI, A. D. G.; COSTA, C.; SILVA, V. G.; MANESCHY, F. S.; NEWTON, T.; BERCHEZ, F.; GHILARDI, N. P.; SPELTA, L. Gestão de Áreas Protegidas e efeitos da visitação ecoturística pelo mergulho com snorkel: o caso do Parque estadual da Ilha Anchieta (PEIA), estado de São Paulo, Brasil. *Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental*, v. 20, 1-20, 2008.

PEREIRA, R. C. & SOARES-GOMES, A. *Biologia Marinha*. Rio de Janeiro: Interciência, 2009. 631 p.

PINHEIRO, B. R. *Recrutamento de corais no Recife da Ilha da Barra –Tamandaré*. 2006. 82 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia), Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco. 2006.

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

RAMOS, C. A. C.; AMARAL, F. D.; KIKUCHI, R. K. P.; CHAVES, E. M.; MELO, G. R. Quantification of reef benthos communities and variability inherent to the monitoring using video transect method. *Environmental Monitoring and Assessment*. v. 162, p. 95-101, 2010.

RODGERS, K. S.; COX, E. F. The effects of trampling on Hawaiian corals along a gradient of human use. *Biological Conservation*, V. 112, 383 – 389, 2003.

ROGERS, C. S.; GARRISON, G.; GROBER, R.; HILLIS, Z.; FRANKE, M. A.; *Coral reef monitoring manual for the Caribbean and Western Atlantic*. National Park Service, 1994. 144 p.

ROGERS, C. S.; GILNACK, M.; FITZ, H. C. Monitoring of coral reefs with linear transects: A study of storm damage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 66, p. 285-300. 1983.

REIS, T. N. V. Biodiversidade e macroalgas: uma ferramenta indicadora de tensores ambientais na região do Complexo Portuário de Suape, Pernambuco, Brasil. 2012. 122 f. Tese (Doutorado em Oceanografia) – Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2012.

SARMENTO, V. C.; BARRETO, A. F. S.; SANTOS, P. J. P. The response of meiofauna to human trampling on coral reefs. *Scientia Marina*. v. 75, n. 3, p. 559-570, 2011.

SARMENTO, V. C. & SANTOS, P. J. P. Trampling on coral reefs: tourism effects on harpacticoid copepods. *Coral Reefs*. v. 31, p. 135-146, 2012.

SEGAL, B.; CASTRO, C. B. The need for fast, easy, and accurate methods for coral cover assessment: a case study in Abrolhos, Brazil. *Bulletin of Marine Science*, v. 69, p. 487-496, 2001.

SHEPPARD, C. R.; DAVY, S. K.; PILLING, G. M. *The biology of coral reefs*. Oxford, 2009, 339 p.

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

SPOTORNO, P., TÂMEGA, F. T. S., BEMVENUTI, C. E. An overview of the recent vermetids (Gastropoda: Vermetidae) from Brazil. *Strombus*, v. 19, p. 1-8, 2012.

SPALDING, M. D.; RAVILIOUS, C. E.; GREEN, E. P. *World Atlas of Coral Reefs*. Berkeley Press, 2001. 424 p.

VILLAÇA, R.; PITOMBO, F. B. Benthic communities of shallow-water reefs of Abrolhos, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 45, p. 35-43, 1997.

VISITE PORTO DE GALINHAS. Disponível em:
www.visiteportodegalinhas.com/portodegalinhas. Acesso em 30 de janeiro de 2013.

WESTMACOTT, S.; TELEKI, K.; WELLS, S.; WEST, J. *Gestão de recife de coral branqueados ou severamente danificados*. IUCN, 2000. 36 p.

WOODLAND, D. J.; HOOPER, J. N. A. The effect of human trampling on coral reefs. *Biological Conservation*. v. 11, p. 1-4. 1977.

ZAR, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*, 3rd ed. edn. Prentice Hall, Upper Saddle River, N.J.

10- ANEXOS

Tabela 01 – Organismos macrobentônicos sésseis e tipos de pavimentos encontrados no topo dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré (PE). I: Impactado (Porto de Galinhas), P: Protegido (Porto de Galinhas); F: Fechado (Tamandaré). Coletas realizadas em janeiro e de março a agosto de 2012.

	I	P	F
CLOROPHYTA			
<i>Acanthophora spicifera</i> (M.Vahl) Borgesen			X
<i>Acetabularia</i> sp.		X	
<i>Anadyomene stellata</i> (Wulfen) C.Agardh			X
<i>Bryopsis pennata</i> J.V.Lamouroux	X		
<i>Bryopsis plumosa</i> (Huds.) C.Agardh	X	X	
<i>Caulerpa microphysa</i> (Weber Bosse) Feldmann			X
<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskål) J.Agardh	X	X	X
<i>Cladophora vagabunda</i> C. Hoek	X	X	
<i>Dictyosphaeria versluysii</i> Weber Bosse	X	X	X
<i>Dictyosphaeria</i> sp.			X
<i>Halimeda opuntia</i> (L.) J. V. Lamour	X	X	X
RODOPHYTA			
<i>Amphiroa</i> sp.		X	
<i>Antithamnion</i> sp.	X		
<i>Bryothamnion seaforthii</i> (Turner) Kützing		X	
<i>Ceramium</i> sp.	X	X	
<i>Gelidiella acerosa</i> (Forssk.) Feldman & Hamel	X	X	X
<i>Gelidiopsis variabilis</i> (Greville ex J.Agardh) F. Schmitz	X		X
<i>Gelidium pusillum</i> (Stackh.) Le Jol.	X	X	
<i>Glacilaria</i> sp.	X	X	
<i>Hypnea musciformis</i> (Wulfen) J. V. Lamouroux			X
<i>Jania</i> sp.			X
<i>Jania adhaerens</i> J. V. Lamouroux	X	X	
<i>Palisada perforata</i> (Bory) K. W. Nam	X	X	X
<i>Polysiphonia</i> sp.	X		
<i>Tricleocarpa cylindrica</i> (J.Ellis & Solander) Huisman & Borowitzka		X	
Algas calcárias	X	X	X
PHAEOPHYTA			
<i>Dictyota pulchella</i>	X	X	X
"Turf"	X	X	X
PORIFERA			
<i>Cinachirela aloclada</i>	X	X	X
<i>Cliona</i> sp.		X	X
CNIDARIA			
<i>Favia gravida</i> Verrill, 1868	X	X	X

	I	P	F
<i>Zoanthus sociatus</i> (Ellis, 1768)	x	x	x
<i>Palythoa caribaeorum</i> (Duchassaing & Michelotti, 1860)	x	x	x
<i>Protopalythoa variabilis</i> (Duerden, 1898)	x	x	x
MOLUSCA			
<i>Isognomon bicolor</i> (C. B. Adams, 1845)		x	x
<i>Petaloconchus varians</i> (d'Orbigny, 1839)	x	x	x
EQUINODERMATA			
<i>Echinometra lucunter</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x
PAVIMENTO			
Substrato rochoso	x	x	x
Cascalho	x	x	x
Areia	x	x	x

Tabela 02 – Cobertura (%) dos organismos macrobentônicos sésseis e tipos de pavimentos encontrados no topo dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, PE, Brasil. Coletas realizadas em janeiro e de março a agosto de 2012.

	áreas impactadas							áreas protegidas							área fechada						
	Jan	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Jan	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Jan	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago
CLOROPHYTA																					
<i>Caulerpa racemosa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,36	1,96	0,01	0,00	0,02	1,48	0,17	0,00	0,13	0,37	0,40	0,34	0,94
<i>Dictyosphaeria verluysii</i>	1,28	0,90	0,20	0,25	1,11	0,15	0,41	0,50	0,24	1,20	0,10	2,01	0,82	1,90	5,86	4,38	2,26	1,01	2,29	2,42	1,85
<i>Halimeda opuntia</i>	5,50	3,60	6,87	8,13	5,86	6,26	6,21	4,86	7,25	8,88	9,07	7,95	8,65	8,43	3,80	4,28	4,68	4,04	4,21	2,86	3,33
RODOPHYTA																					
Alga calcária	0,11	0,11	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,10	0,10	0,05	0,00	0,03	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gelidiella acerosa</i>	0,06	0,00	0,00	1,11	5,96	0,91	3,13	0,00	0,05	0,00	0,12	7,69	1,04	3,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,81	0,40	1,11
<i>Palisada perforata</i>	36,50	21,16	19,85	10,91	4,85	15,30	10,46	70,32	32,88	24,60	16,00	16,06	27,08	26,75	2,90	20,17	22,63	18,42	24,24	9,49	13,84
PHAEOPHYTA																					
<i>Dictyota pulchella</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,10
"Turf"	0,28	1,16	0,35	4,70	13,23	3,03	11,23	0,00	16,76	0,50	3,53	12,63	5,95	11,86	3,60	6,20	1,41	7,04	9,33	9,46	8,92
PORIFERA																					
<i>Cinachirela aloclada</i>	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,16	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,17	0,07	0,00	0,07	0,00	0,03
<i>Cliona</i> sp.	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,98	1,14	0,54	0,47	0,30	0,91	0,47
CNIDARIA																					
<i>Favia graviora</i>	0,06	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
<i>Siderastrea stellata</i>	0,11	0,05	0,25	0,30	0,05	0,10	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00
<i>Zoanthus sociatus</i>	4,50	5,24	3,89	8,79	6,62	3,84	4,72	13,16	21,53	20,45	32,62	19,70	15,64	15,42	34,38	19,12	25,62	37,04	27,51	37,24	32,93
<i>Palythoa caribaeorum</i>	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,94	0,30	0,10	0,54	0,24	0,44	1,11
<i>Protopalythoa variabilis</i>	1,39	1,16	2,02	2,32	1,82	1,06	2,77	0,10	1,61	1,50	1,78	1,65	1,38	2,55	2,90	3,80	3,00	2,53	3,20	3,23	2,49
MOLUSCA																					
<i>Isognomon bicolor</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,16	0,13	0,17	0,11	0,05	0,03	0,64	0,47	0,30	0,61	0,20	0,37	0,30
<i>Petaloconchus</i>																					
<i>varians</i>	1,44	1,27	0,76	0,20	0,45	0,10	0,00	5,24	3,82	2,03	0,90	2,10	1,26	0,56	30,24	20,00	16,77	9,46	6,46	5,45	5,76
EQUINODERMATA																					
<i>Echinometra lucunter</i>	1,44	1,48	0,61	0,76	0,66	0,61	1,08	0,60	0,32	0,37	0,52	0,48	0,41	0,65	0,94	0,98	0,84	0,88	0,77	1,04	0,91
PAVIMENTO																					
Substrato	32,83	49,26	58,59	55,25	51,46	60,51	56,26	2,40	32,45	49,72	42,75	39,64	46,31	39,10	11,48	17,68	20,47	17,17	18,96	25,25	24,68
Cascalho	13,39	14,55	6,52	7,02	7,53	7,93	3,38	0,43	4,66	3,03	3,37	4,87	6,19	4,08	1,11	1,28	1,04	0,37	0,77	1,01	1,18
Areia	0,78	0,00	0,00	0,05	0,15	0,00	0,15	0,05	0,05	0,07	0,06	0,40	0,41	0,38	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,03	0,00
Desconhecido	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,02	0,02	0,00	0,02	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tabela 03 – Valores do Teste Mann-Whitney da cobertura viva total, diversidade e equitabilidade de espécies e rugosidade das áreas amostradas no topo dos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. I1, I2: áreas impactadas (Porto de Galinhas); P1, P2, P3, P4: áreas protegidas (Porto de Galinhas); F: área fechada (Tamandaré). Coletas realizadas em janeiro e de março a agosto de 2012.

Áreas	Cobertura viva total	Diversidade	Equitabilidade	Rugosidade
I1, I2	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
I1, P1	< 0,0001	0.0022	< 0,0001	n.s.
I1, P2	< 0,0001	0.0061	< 0,0001	n.s.
I1, P3	0,0113	0.0012	n.s.	n.s.
I1, P4	< 0,0001	< 0,0001	n.s.	n.s.
I1, F	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	n.s.
I2, P1	< 0,0001	n.s.	n.s.	n.s.
I2, P2	< 0,0001	n.s.	< 0,0001	n.s.
I2, P3	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	n.s.
I2, P4	< 0,0001	< 0,0001	n.s.	n.s.
I2, F	< 0,0001	< 0,0001	0.0021	n.s.
P1, P2	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
P1, P3	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	n.s.
P1, P4	< 0,0001	n.s.	< 0,0001	n.s.
P1, F	< 0,0001	< 0,0001	0.0087	n.s.
P2, P3	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	n.s.
P2, P4	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	n.s.
P2, F	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	n.s.
P3, P4	0,0028	n.s.	< 0,0001	n.s.
P3, F	< 0,0001	0.0181	< 0,0001	n.s.
P4, F	< 0,0001	n.s.	< 0,0001	n.s.

Tabela 04 – Valores de R e das probabilidades da ANOSIM das áreas e dos meses amostrados nos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. . I1, I2: áreas impactadas (Porto de Galinhas); P1, P2, P3, P4: áreas protegidas (Porto de Galinhas); F: área fechada (Tamandaré). Jan – Janeiro; Fev – Fevereiro; Mar – Março; Abr – Abril; Mai – Maio; Jun – Junho; Jul – Julho; Ago – Agosto. Coletas realizadas em janeiro e de março a agosto de 2012.

Áreas	Valor do R	p	Permutações	Meses	Valor do R	p	Permutações
P2, P1	0,297	0,001	999	Jan, Mar	0,158	0,001	999
P2, I2	0,308	0,001	999	Jan, Abr	0,211	0,001	999
P2, I1	0,22	0,001	999	Jan, Mai	0,302	0,001	999
P2, F	0,365	0,001	999	Jan, Jun	0,296	0,001	999
P2, P3	0,205	0,001	999	Jan, Jul	0,177	0,001	999
P2, P4	0,254	0,001	999	Jan, Ago	0,227	0,001	999
P1, I2	0,509	0,001	999	Mar, Abr	0,023	0,001	999
P1, I1	0,37	0,001	999	Mar, Mai	0,131	0,001	999
P1, F	0,129	0,001	999	Mar, Jun	0,144	0,001	999
P1, P3	0,408	0,001	999	Mar, Jul	0,119	0,001	999
P1, P4	0,425	0,001	999	Mar, Ago	0,124	0,001	999
I2, I1	0,149	0,001	999	Abr, Mai	0,066	0,001	999
I2, F	0,61	0,001	999	Abr, Jun	0,122	0,001	999
I2, P3	0,084	0,001	999	Abr, Jul	0,08	0,001	999
I2, P4	0,18	0,001	999	Abr, Ago	0,089	0,001	999
I1, F	0,51	0,001	999	Mai, Jun	0,083	0,001	999
I1, P3	0,148	0,001	999	Mai, Jul	0,074	0,001	999
I1, P4	0,229	0,001	999	Mai, Ago	0,054	0,001	999
F, P3	0,411	0,001	999	Jun, Jul	0,094	0,001	999
F, P4	0,239	0,001	999	Jun, Ago	0,054	0,001	999
P3, P4	0,081	0,001	999	Jul, Ago	0,017	0,001	999

Tabela 05 – Análise da similaridade nas áreas de estudo nos recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. I1, I2: áreas impactadas (Porto de Galinhas); P1, P2, P3, P4: áreas protegidas (Porto de Galinhas); F: área fechada (Tamandaré). A. M.= abundância média; M. S. = média da similaridade; Sim./dp. = desvio padrão da similaridade; Contrib.% = contribuição da espécie; Contrib.C.% = contribuição cumulativa da espécie. Coletas realizadas em janeiro e de março a agosto de 2012.

	A. M.	M. S.	Sim./dp.	Contrib.%	Contrib.C.%
Área I1					
<i>Palisada perforata</i>	1,56	27,39	1,39	52,53	52,53
<i>Zoanthus sociatus</i>	0,92	14,38	0,99	27,58	80,11
<i>Halimeda opuntia</i>	0,62	4,61	0,46	8,84	88,95
<i>Echinometra lucunter</i>	0,31	2,37	0,4	4,54	93,49
Similaridade média: 52,14					
Área I2					
<i>Palisada perforata</i>	1,34	26,65	1,23	53,63	53,63
<i>Halimeda opuntia</i>	0,83	9,24	0,65	18,6	72,23
<i>Zoanthus sociatus</i>	0,6	6,43	0,6	12,94	85,17
<i>Gelidiella acerosa</i>	0,28	3,43	0,37	6,91	92,08
Similaridade média: 49,68					
Área P1					
<i>Palisada perforata</i>	2,37	34,61	2,67	47,45	47,45
<i>Zoanthus sociatus</i>	2,21	31,1	2,2	42,65	90,1
Similaridade média: 72,93					
Área P2					
<i>Palisada perforata</i>	2,3	33,52	2,05	48,47	48,47
<i>Zoanthus sociatus</i>	1,95	27,65	2,22	39,99	88,46
<i>Halimeda opuntia</i>	0,9	5,33	0,55	7,71	96,16
Similaridade média: 69,16					
Área P3					
<i>Palisada perforata</i>	1,35	19,99	1,26	40,06	40,06
<i>Zoanthus sociatus</i>	1,08	13,73	1,01	27,51	67,57
<i>Halimeda opuntia</i>	0,79	6,94	0,63	13,9	81,47
<i>Dictyosphaeria verluysii</i>	0,53	4,26	0,56	8,54	90,01
Similaridade média: 49,90					
Área P4					
<i>Zoanthus sociatus</i>	1,76	24,01	1,73	42,39	42,39
<i>Palisada perforata</i>	1,13	11,71	0,96	20,68	63,07
<i>Halimeda opuntia</i>	1	8,43	0,77	14,89	77,96
<i>Dictyosphaeria verluysii</i>	0,49	3,58	0,56	6,32	84,28
<i>Gelidiella acerosa</i>	0,39	3,29	0,44	5,81	90,1
Similaridade média: 56,63					
Área F					
<i>Zoanthus sociatus</i>	2,19	29,38	2,77	47,37	47,37
<i>Palisada perforata</i>	1,42	14,58	1,26	23,51	70,88
<i>Petalconchus varians</i>	1,19	11,24	0,93	18,12	89,01
<i>Dictyosphaeria verluysii</i>	0,45	2,52	0,52	4,06	93,07
Similaridade média: 62,02					

Tabela 06 – Análise da dissimilaridade entre as áreas de estudo nos Recifes de Porto de Galinhas e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. . I1, I2: áreas impactadas (Porto de Galinhas); P1, P2, P3, P4: áreas protegidas (Porto de Galinhas); F: área fechada (Tamandaré). A. M.= abundância média; M. S. = média da dissimilaridade; Diss.desv.p. = desvio padrão da similaridade; Contrib.% = contribuição da espécie; Contrib.C.% = contribuição cumulativa da espécie. Coletas realizadas em janeiro e de março a agosto de 2012.

	A. M	A. M.	Méd. Diss.	Diss.desv.p.	Contrib.%	Contrib.C. %
Áreas I1 e I2						
<i>Palisada perforata</i>	1,34	1,56	11,74	1,17	21,76	21,76
<i>Halimeda opuntia</i>	0,83	0,62	11,47	1,11	21,27	43,03
<i>Zoanthus sociatus</i>	0,6	0,92	10,21	1,21	18,94	61,97
<i>Protopalythoa variabilis</i>	0,35	0,27	5,61	0,86	10,4	72,37
<i>Gelidiella acerosa</i>	0,28	0,17	4,99	0,59	9,25	81,62
<i>Echinometra lucunter</i>	0,02	0,31	3,88	0,69	7,2	88,82
<i>Petalonchus varians</i>	0,1	0,12	2,24	0,49	4,16	92,98
Dissimilaridade média = 53,94						
Áreas I1 e P1						
<i>Zoanthus sociatus</i>	2,21	0,92	14,68	1,67	28,42	28,42
<i>Palisada perforata</i>	2,37	1,56	11,41	1,13	22,09	50,51
<i>Petalonchus varians</i>	0,76	0,12	6,9	1,02	13,36	63,87
<i>Halimeda opuntia</i>	0,18	0,62	6,46	0,86	12,52	76,39
<i>Echinometra lucunter</i>	0,15	0,31	3,54	0,8	6,86	83,24
<i>Protopalythoa variabilis</i>	0,02	0,27	2,75	0,61	5,33	88,58
<i>Gelidiella acerosa</i>	0,08	0,17	2,26	0,48	4,38	92,96
Dissimilaridade média = 51,65						
Áreas I1 e P2						
<i>Zoanthus sociatus</i>	1,95	0,92	11,92	1,43	24,87	24,87
<i>Palisada perforata</i>	2,3	1,56	11,36	1,16	23,69	48,56
<i>Halimeda opuntia</i>	0,9	0,62	9,67	1,06	20,17	68,73
<i>Echinometra lucunter</i>	0,13	0,31	3,48	0,81	7,26	76
<i>Protopalythoa variabilis</i>	0,13	0,27	3,24	0,71	6,75	82,75
<i>Gelidiella acerosa</i>	0,22	0,17	3,03	0,56	6,33	89,08
<i>Dictyosphaeria verluysii</i>	0,19	0,07	2,18	0,55	4,54	93,61
Dissimilaridade média = 47,94						
Áreas I1 e P3						
<i>Palisada perforata</i>	1,56	1,35	11,23	1,06	20,91	20,91
<i>Halimeda opuntia</i>	0,62	0,79	10,23	1,08	19,03	39,94
<i>Zoanthus sociatus</i>	0,92	1,08	9,59	1,21	17,86	57,79
<i>Dictyosphaeria verluysii</i>	0,07	0,53	5,99	0,92	11,14	68,94
<i>Protopalythoa variabilis</i>	0,27	0,29	5,04	0,85	9,38	78,32
<i>Gelidiella acerosa</i>	0,17	0,31	4,87	0,64	9,06	87,38
<i>Echinometra lucunter</i>	0,31	0,01	3,35	0,64	6,24	93,62
Dissimilaridade média = 53,73						
Áreas I1 e P4						
<i>Zoanthus sociatus</i>	0,92	1,76	11,8	1,36	21,55	21,55
<i>Halimeda opuntia</i>	0,62	1	10,28	1,15	18,77	40,32
<i>Palisada perforata</i>	1,56	1,13	9,75	1,14	17,8	58,12
<i>Protopalythoa variabilis</i>	0,27	0,47	5,62	0,95	10,26	68,38
<i>Dictyosphaeria verluysii</i>	0,07	0,49	5,09	0,89	9,29	77,67

	M. A.	M. A..	M. D.	Diss.desv.p.	Contrib.%	Contrib.C. %
<i>Gelidiella acerosa</i>	0,17	0,39	4,78	0,65	8,74	86,41
<i>Petalococonchus varians</i>	0,12	0,34	3,46	0,68	6,32	92,73
Dissimilaridade média = 54,75						
Áreas I1 e F						
<i>Zoanthus sociatus</i>	0,92	2,19	13,15	1,51	22,43	22,43
<i>Petalococonchus varians</i>	0,12	1,19	10,56	1,21	18,02	40,45
<i>Palisada perforata</i>	1,56	1,42	10,48	1,24	17,87	58,32
<i>Halimeda opuntia</i>	0,62	0,44	6,85	0,96	11,69	70,01
<i>Protopalythoa variabilis</i>	0,27	0,44	4,67	0,91	7,97	77,97
<i>Dictyosphaeria verluysii</i>	0,07	0,45	4,02	0,85	6,86	84,83
<i>Echinometra lucunter</i>	0,31	0,16	3,42	0,82	5,84	90,67
Dissimilaridade média = 58,61						
Áreas I2 e P1						
<i>Zoanthus sociatus</i>	2,21	0,6	18,71	1,82	31,7	31,7
<i>Palisada perforata</i>	2,37	1,34	12,47	1,39	21,13	52,83
<i>Halimeda opuntia</i>	0,18	0,83	8,51	1,03	14,42	67,25
<i>Petalococonchus varians</i>	0,76	0,1	7,05	1,04	11,94	79,19
<i>Protopalythoa variabilis</i>	0,02	0,35	3,61	0,72	6,11	85,31
<i>Gelidiella acerosa</i>	0,08	0,28	2,74	0,5	4,64	89,95
<i>Dictyosphaeria verluysii</i>	0,12	0,14	2,24	0,54	3,79	93,74
Dissimilaridade média = 59,03						
Áreas I2 e P2						
<i>Zoanthus sociatus</i>	1,95	0,6	15,66	1,58	29,63	29,63
<i>Palisada perforata</i>	2,3	1,34	12,4	1,33	23,46	53,09
<i>Halimeda opuntia</i>	0,9	0,83	10,62	1,16	20,1	73,2
<i>Protopalythoa variabilis</i>	0,13	0,35	3,99	0,8	7,56	80,75
<i>Gelidiella acerosa</i>	0,22	0,28	2,95	0,58	5,59	86,35
<i>Dictyosphaeria verluysii</i>	0,19	0,14	2,69	0,61	5,08	91,43
Dissimilaridade média = 52,84						
Áreas I2 e P3						
<i>Palisada perforata</i>	1,34	1,35	11,47	1,15	21,22	21,22
<i>Zoanthus sociatus</i>	0,6	1,08	11,37	1,21	21,05	42,27
<i>Halimeda opuntia</i>	0,83	0,79	11,36	1,15	21,03	63,3
<i>Dictyosphaeria verluysii</i>	0,14	0,53	6,22	0,94	11,52	74,82
<i>Protopalythoa variabilis</i>	0,35	0,29	5,83	0,85	10,79	85,61
<i>Gelidiella acerosa</i>	0,28	0,31	3,86	0,63	7,15	92,75
Dissimilaridade média = 54,03						
Áreas I2 e P4						
<i>Zoanthus sociatus</i>	0,6	1,76	15,33	1,52	27,53	27,53
<i>Halimeda opuntia</i>	0,83	1	10,77	1,2	19,33	46,86
<i>Palisada perforata</i>	1,34	1,13	9,71	1,2	17,44	64,3
<i>Protopalythoa variabilis</i>	0,35	0,47	5,92	0,98	10,62	74,92
<i>Dictyosphaeria verluysii</i>	0,14	0,49	5,21	0,91	9,36	84,27
<i>Gelidiella acerosa</i>	0,28	0,39	4,02	0,62	7,21	91,48
Dissimilaridade média = 55,70						

	M. A.	M. A..	M. D.	Diss.desv.p.	Contrib.%	Contrib.C. %
Áreas I2 e F						
<i>Zoanthus sociatus</i>	0,6	2,19	16,87	1,75	26,09	26,09
<i>Petalconchus varians</i>	0,1	1,19	11,01	1,21	17,03	43,12
<i>Palisada perforata</i>	1,34	1,42	10,97	1,35	16,97	60,09
<i>Halimeda opuntia</i>	0,83	0,44	8,23	1,1	12,72	72,81
<i>Protopalythoa variabilis</i>	0,35	0,44	5,14	0,98	7,94	80,75
<i>Dictyosphaeria verluysii</i>	0,14	0,45	4,24	0,88	6,56	87,31
<i>Gelidiella acerosa</i>	0,28	0,05	2,75	0,52	4,25	91,57
Dissimilaridade média = 64,66						
Áreas P1 e P2						
<i>Halimeda opuntia</i>	0,9	0,18	7,51	0,92	21,39	21,39
<i>Zoanthus sociatus</i>	1,95	2,21	6,97	0,97	19,84	41,23
<i>Petalconchus varians</i>	0,07	0,76	6,1	1,07	17,37	58,6
<i>Palisada perforata</i>	2,3	2,37	5,66	0,96	16,1	74,7
<i>Dictyosphaeria verluysii</i>	0,19	0,12	2,11	0,59	6,01	80,71
<i>Echinometra lucunter</i>	0,13	0,15	1,92	0,61	5,48	86,19
<i>Gelidiella acerosa</i>	0,22	0,08	1,82	0,48	5,19	91,39
Dissimilaridade média = 35,12						
Áreas P1 e P3						
<i>Zoanthus sociatus</i>	2,21	1,08	14,26	1,52	26,59	26,59
<i>Palisada perforata</i>	2,37	1,35	11,67	1,22	21,75	48,34
<i>Halimeda opuntia</i>	0,18	0,79	7,44	1,02	13,88	62,22
<i>Petalconchus varians</i>	0,76	0,12	6,16	0,98	11,49	73,71
<i>Dictyosphaeria verluysii</i>	0,12	0,53	4,93	0,96	9,19	82,9
<i>Protopalythoa variabilis</i>	0,02	0,29	2,95	0,65	5,5	88,39
<i>Gelidiella acerosa</i>	0,08	0,31	2,92	0,59	5,45	93,84
Dissimilaridade média = 53,63						
Áreas P1 e P4						
<i>Palisada perforata</i>	2,37	1,13	12,31	1,43	25,6	25,6
<i>Halimeda opuntia</i>	0,18	1	8,36	1,13	17,39	42,99
<i>Zoanthus sociatus</i>	2,21	1,76	7,9	1,03	16,43	59,42
<i>Petalconchus varians</i>	0,76	0,34	5,46	1,01	11,35	70,78
<i>Dictyosphaeria verluysii</i>	0,12	0,49	4,16	0,93	8,66	79,44
<i>Protopalythoa variabilis</i>	0,02	0,47	4,11	0,84	8,54	87,98
<i>Gelidiella acerosa</i>	0,08	0,39	3,24	0,61	6,75	94,73
Dissimilaridade média = 48,08						
Áreas P1 e F						
<i>Palisada perforata</i>	2,37	1,42	10,21	1,21	24,88	24,88
<i>Petalconchus varians</i>	0,76	1,19	7,33	1,21	17,87	42,75
<i>Zoanthus sociatus</i>	2,21	2,19	6,11	0,98	14,89	57,64
<i>Halimeda opuntia</i>	0,18	0,44	4,01	0,71	9,77	67,41
<i>Dictyosphaeria verluysii</i>	0,12	0,45	3,53	0,88	8,61	76,02
<i>Protopalythoa variabilis</i>	0,02	0,44	3,37	0,76	8,2	84,22
<i>Echinometra lucunter</i>	0,15	0,16	2,01	0,63	4,89	89,12
<i>Isognomon bicolor</i>	0,08	0,08	1,14	0,49	2,78	91,9

