

**DAVID LUAN ALVES DOS SANTOS**

**REDUNDÂNCIA FUNCIONAL EM RECIFES IMPACTADOS PELO  
TURISMO EM PORTO DE GALINHAS, NORDESTE DO BRASIL**

**RECIFE**

**2017**

**DA DAVID LUAN ALVES DOS SANTOS**

**REDUNDÂNCIA FUNCIONAL EM RECIFES IMPACTADOS PELO  
TURISMO EM PORTO DE GALINHAS, NORDESTE DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal Rural de Pernambuco como parte dos requisitos para obtenção de título de Mestre em Ecologia.

Orientadora:

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Paula Braga Gomes

**RECIFE**

**2017**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE  
Biblioteca Central, Recife-PE, Brasil

S237r Santos, David Luan Alves dos.  
Redundância funcional em recifes impactados pelo turismo em  
Porto de Galinhas, Nordeste do Brasil / David Luan Alves dos  
Santos. – 2017.  
64 f. : il.

Orientadora: Paula Braga Gomes.  
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de  
Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ecologia,  
Recife, BR-PE, 2017.

Inclui anexo(s) e referências.

1. Ambientais recifais 2. Intensidade turística 3. Macrobentos  
4. Grupos funcionais I. Gomes, Paula Braga, orient. II. Título.

CDD 574.5

DAVID LUAN ALVES DOS SANTOS

**REDUNDÂNCIA FUNCIONAL EM RECIFES IMPACTADOS PELO TURISMO  
EM PORTO DE GALINHAS, NORDESTE DO BRASIL**

Dissertação defendida e aprovada dia 22 de fevereiro de 2017, pela banca examinadora:

---

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Paula Braga Gomes (Orientadora/Presidente)

Departamento de Biologia – UFRPE

---

Prof. Dr. Carlos Daniel Perez (Examinador)

Centro Acadêmico de Vitória - CAV - UFRPE

---

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Monica Lúcia Botter Carvalho (Examinador)

Departamento de Biologia - UFRPE

---

Prof. Dr. Mauro de Melo Júnior (Examinador)

Departamento de Biologia - UFRPE

**RECIFE**

**2017**

## **DEDICATÓRIA**

Dedico a Deus, a minha família e a todos  
aqueles que oraram por mim, pois sem  
eles não terei chegado até aqui.

“Porque para Deus nada é impossível”.  
(Bíblia sagrada - Lucas cap. 1 vers. 37)

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus autor e consumidor da minha fé, pois a mão potente de Deus me sustenta em todos os momentos da minha vida, esse sonho só foi realizado pela infinita misericórdia DELE.

A minha mãe a irmã Mineia Alves dos Santos e ao meu pai o irmão José Cicero dos Santos que sempre se sacrificaram para não deixar faltar nada em nossa casa, e sempre presaram pela educação dos seus filhos, pelo imenso amor que sempre me deram e por sempre orarem por mim.

As minhas irmãs Juliana e Janaina quem passaram comigo algumas das aflições desse percurso e que sempre estavam dispostas a me ajudar naquilo que era possível.

A minha orientadora, Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Paula Braga gomes, tenho certeza que sem os seus concelhos e direcionamentos não teria conseguido chegar até aqui, obrigado por todos os puxões de orelha e por estar sempre disponível para me ajudar, sou grato a Deus pela sua vida.

A todos os meus parentes que sempre me incentivavam pelas redes sociais quando viam alguma coisa sobre o mestrado.

A todos os meus amigos que compõem o LECCEM pois sempre estavam dispostos a ajudar e compartilhar conhecimentos, e aos “pinga fogo” que ajudaram muito para conclusão da apresentação dessa dissertação.

A todos os meus companheiros de turma PPGE 2015.1 que sempre com muito amor e alegria estavam disponíveis para ajudar.

Ao meu amigo e irmão Jonathas Lins de Souza que no ano de 2014 me incentivou para que eu fizesse a seleção desse mestrado e me perguntou se o meu sonho tinha ficado para trás, sem esse incentivo não teria conseguido.

A todos meus professores de graduação e especialmente ao Prof. Dr. Múcio Luiz Banja Fernandes que foi a primeira pessoa que viu em mim o potencial para galgar degraus mais altos e foi o orientador da minha graduação, mesmo sem participar do mestrado os ensinamentos passados formaram a minha base no mundo acadêmico.

A todos que ouviram meus pedidos de orações em prol do mestrado, pois tenho certeza eu sem as orações de todos não seria possível concluir essa etapa.

Aos técnicos e demais funcionários da Universidade Federal Rural de Pernambuco que de alguma forma contribuíram para o pleno desenvolvimento deste projeto.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia que proporcionaram minha formação universitária e à CAPES por incentivar o meu desenvolvimento acadêmico e científico através da concessão de bolsa.

A todas as pessoas que de forma direta ou indiretamente contribuíram para que eu chegasse até aqui.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	12
<b>2. HIPÓTESES</b> .....	15
<b>3. OBJETIVOS</b> .....	16
<b>4. REFERÊNCIAS</b> .....	17
<b>5. CAPÍTULO 1: Redundância funcional na comunidade macrobentônica em recifes costeiros impactados pelo turismo no nordeste do Brasil</b> .....	19
<b>6. ANEXOS</b> .....	55

## RESUMO

Os recifes de corais são um dos ecossistemas mais diversos e também mais impactados. A perda de diversidade está relacionada com as alterações na estabilidade do ecossistema e pode afetar os grupos funcionais, influenciando também na resiliência dos recifes. O turismo é uma atividade que reconhecidamente reduz a riqueza de espécies mas ainda não se sabe como isso afeta a funcionalidade do ecossistema. O fato de haver diversas espécies desempenhando a mesma função (redundância funcional) amplia a capacidade de resposta e/ou adaptação da comunidade frente a distúrbios. O presente estudo teve como objetivo avaliar como o turismo afeta a redundância funcional nos recifes de corais. Duas áreas foram selecionadas no recife de Porto de Galinhas, uma área aberta à visitação de turistas e outra área fechada à visitação. Foi realizado um levantamento das espécies macrobentônicas presentes nas áreas e utilizados dados disponíveis na literatura. Foram selecionadas oito funções importantes para a manutenção do funcionamento dos recifes de corais e todas as espécies foram classificadas dentro dos grupos funcionais. A redundância funcional foi quantificada através do tamanho do grupo funcional, assim o grau de redundância variou em função do número de espécies dentro do grupo. Esses dados foram classificados e comparados entre as áreas aberta e fechada ao turismo. Também foi comparada a diversidade funcional (calculada através do Índice de Shannon-Wiener). A comunidade esteve representada pela biota típica de recifes como algas, esponjas, cnidários, anelídeos, moluscos e crustáceos. Foram identificadas 24 espécies na área aberta e 43 espécies na área fechada, com diferença significativa entre as áreas. Apesar de haver redução no tamanho de vários grupos funcionais na área aberta, não foi verificada diferença significativa na diversidade funcional das comunidades, com valores baixos nas duas áreas. Alguns grupos importantes como os Heterotróficos-Onívoros e Pastadores/Raspadores não apresentaram redundância, com apenas uma espécie em cada grupo na área aberta. A análise de correlação dos valores de redundância em cada grupo funcional entre as duas áreas mostrou que a perda das espécies afetou de forma proporcional todos os grupos funcionais. No entanto, alguns grupos ficaram fora do intervalo de confiança (99%) como Suspensívoro/Filtrador, Não bioerosivos, Maciço/Não ramificado, com respostas diferentes à perda de espécies devido ao turismo. Esses resultados mostram que, apesar de ainda não ser visualizada uma redução da redundância funcional na área aberta ao turismo em Porto de Galinhas, a perda de espécies

verificada já afeta alguns grupos funcionais específicos, ressaltando a necessidade de estudos mais abrangentes sobre o tema nos recifes brasileiros.

Palavras-chave: Ambientes Recifais, Intensidade Turística, Macrobentos, Grupos funcionais.

## ABSTRACT

Coral reefs are one of the most diverse and impacted ecosystems. Loss of diversity is related to changes in ecosystem stability and can affect functional groups, also influencing reef resilience. Tourism is an activity that is known to reduce species richness but it is not yet known how this affects ecosystem functionality. The fact that there are several species performing the same function (functional redundancy) increases the community's capacity for response and / or adaptation to disturbances. The present study aimed to evaluate how tourism affects functional redundancy in coral reefs. Two areas were selected on the reef of Porto de Galinhas, an area open to visitors and another area closed to visitation. A survey of the macrobenthic species present in the areas was carried out and data available in the literature were used. Eight important functions were selected to maintain the functioning of coral reefs and all species were classified into functional groups. Functional redundancy was quantified through the size of the functional group, so the degree of redundancy varied as a function of the number of species within the group. These data were classified and compared between the open and closed areas of tourism. Functional diversity (calculated using the Shannon-Wiener Index) was also compared. The community was represented by the typical biota of reefs such as algae, sponges, cnidarians, annelids, mollusks and crustaceans. Twenty - four species were identified in the open area and 43 species in the closed area, with significant differences between the areas. Although there was a reduction in the size of several functional groups in the open area, there was no significant difference in the functional diversity of the communities, with low values in the two areas. Some important groups such as Heterotrophic-Onivorous and Pastadores / Scrapers did not present redundancy, with only one species in each group in the open area. The correlation analysis of the redundancy values in each functional group between the two areas showed that the loss of the species proportionally affected all the functional groups. However, some groups were out of the confidence interval (99%) as Suspensivore / Filtrator, Non-bioerosives, Massif / Non-branched, with different responses to species loss due to tourism. These results show that, although there is still no reduction in functional redundancy in the area open to tourism in Porto de Galinhas, the loss of species already affected affects some specific functional groups, highlighting the need for more comprehensive studies on the subject in the reefs Brazilians.

Key words: Reefs Environments, Tourist Intensity, Macrobenthos, Functional Groups.

## 1.0 INTRODUÇÃO

Alterações na diversidade de alguma forma, afeta a estabilidade dos ecossistemas e este mecanismo pode ocorrer de forma distinta entre os ecossistemas, devido à variabilidade de processos que são importantes em cada um. No entanto, há uma preocupação mais recente em saber como e por que as mudanças na biodiversidade podem alterar o funcionamento dos ecossistemas (Osborn and Polsenberg 1996). Dessa forma a redundância funcional foi introduzida nessa discussão, a fim de compreender o quanto de extinção os ecossistemas podem suportar antes de se tornarem instáveis. Sendo assim, algumas espécies podem desempenhar papéis equivalentes num ecossistema e podem torna-se localmente extintas sem causar perdas substanciais no funcionamento do ecossistema (Walker 1992). Neste contexto, mais importante do que saber que uma espécie faz parte de um ecossistema, é saber qual papel ela exerce no mesmo. Diferenças nas propriedades funcionais de espécies têm sido sugeridas como um determinante importante na forma como a biodiversidade interage com os processos do ecossistema (Holling 1973; Walker 1992; Vitousek and Hooper 1993; Mooney et al 1995; Chapin et al 1997).

Com base nestas propriedades ou atributos, espécies podem ser organizadas em diferentes “grupos funcionais”. Em termos gerais, um grupo funcional é um conjunto de espécies que partilham algumas características comuns, definidas pelo pesquisador (Nyström et al 2008). A abordagem de grupo funcional oferece uma maneira de simplificar e compreender a biodiversidade por mecanismos que ligam a diversidade e a identidade das espécies aos processos do ecossistema (MacArthur 1955; Walker 1992; Walker et al 1999; Walker and Langridge 2002; Hughes et al 2005), permitindo comparações em larga escala (Steneck and Dethier 1994; Bellwood et al 2004; Micheli and Halpern 2005). Os grupos funcionais também facilitam a avaliação dos valores ecológicos da diversidade de espécies, tais como redundância funcional (Walker 1992) e diversidade de resposta (Elmqvist et al 2003; Naeem and Wright 2003).

Mesmo com a existência de impactos tão drásticos que venham a levar algumas espécies à extinção, é possível que a funcionalidade desse ambiente não seja alterada se nesse mesmo ecossistema existirem várias espécies que desempenhem o mesmo papel (redundância funcional). A “priori” a redundância funcional é um mecanismo muito importante para os ecossistemas, fazendo com que esses impactos sejam reduzidos

consideravelmente ou nem sejam notados em relação à funcionalidade do ecossistema (Micheli and Halpern 2005). Da mesma forma, mesmo que algumas espécies sejam redundantes em termos da função que desempenham, elas geralmente têm diferentes condições ambientais favoráveis ao seu crescimento e reprodução, o que é uma proteção contra as mudanças no ecossistema se as condições ambientais se alterarem (Chapin et al. 1995). Em teoria, a presença de múltiplas espécies, dominantes ou subordinadas, dentro de cada grupo funcional, aumenta a redundância funcional e, portanto, a capacidade de responder ou adaptar-se frente às mudanças ambientais (Walker et al. 1999; Hooper et al. 2005). Quanto maior o número de espécies funcionalmente similares (ou seja, maior riqueza específica dentro de um grupo funcional), maior é a probabilidade de que, ao menos uma espécie sobreviva diante de possíveis perturbações, de modo que sempre estará atrelada a resiliência (Walker 1992). Dessa forma, a redundância de espécies dentro dos tipos funcionais assegura a diversidade funcional do ecossistema frente às perturbações e perdas de espécies (Joner 2008).

Os recifes de corais abrigam uma grande diversidade de vida, oferecendo locais de refúgio, desova, criação, alimentação e reprodução para muitas espécies, além de ser uma importante fonte de alimento e de recursos econômicos para a sobrevivência das populações costeiras (Moberg and Folke 1999). São um dos ecossistemas de maior importância biológica por serem os detentores de elevada taxa de diversidade marinha (Leão, 1994). Os ambientes coralíneos são também importantes para o homem em diversos aspectos. Em termos gerais, protegem as regiões costeiras da ação do mar em diversas áreas do litoral brasileiro (Pennings, 1997) e são fontes de inúmeros produtos com potencial biotecnológico (Ferreira e Maida, 2006). Mesmo com toda a importância, os recifes têm sofrido inúmeros impactos. No mundo todo se estima que a principal causa da degradação dos recifes de coral é o desenvolvimento crescente e acelerado das zonas costeiras e o excesso de exploração de seus recursos (Moraes, 1999). No Brasil, os recifes eram conhecidos desde o Parcel de Manuel Luís, Maranhão até os recifes de Viçosa, na área de Abrolhos, Bahia, além de áreas oceânicas como Atol das Rocas e Fernando de Noronha (Ferreira e Maida, 2006), mas recentemente também foram descritos recifes mesofóticos na região amazônica brasileira (Cordeiro et al. 2015).

No país, mais de 18 milhões de pessoas vivem na zona costeira, a qual representa uma das regiões mais densamente povoadas do Brasil, especialmente na região Nordeste (Moraes, 1999). Além dos impactos diretos referentes ao crescimento urbano e

populacional em regiões costeiras, os recifes sofrem outros impactos indiretos. O turismo crescente em áreas costeiras, especialmente, com presença de recifes, apresenta-se tanto como oportunidade socioeconômica quanto como ameaça (Hodgson 1999), provocando danos e quebras aos corais pelo pisoteio e mergulho e também alterando toda a comunidade recifal (Hawkins and Roberts 1992; Plathong et al. 2000). No entanto, até o momento, nos recifes brasileiros apenas os peixes foram estudados quanto aos grupos funcionais e associados a processos ecossistêmicos (Floeter et al. 2004; Halpern and Floeter 2008). A falta de informações sobre a redundância funcional na comunidade bentônica dos recifes impede a melhor compreensão dos processos que mantêm a diversidade e contribuem para a estabilidade e resiliência, dificultando o estabelecimento de estratégias de conservação mais eficientes. Para contribuir para o conhecimento nesta área, esta dissertação avalia e discute o efeito do turismo sobre a redundância funcional da comunidade macrobentônica em recifes de Porto de Galinhas, litoral sul de Pernambuco.

## **2.0 HIPOTEESES**

- 2.1** A riqueza de espécies da comunidade macrobentônica é menor na área do recife com pressão turística direta;
- 2.2** A redundância funcional da comunidade macrobentônica é menor na área do recife com pressão turística direta;
- 2.3** Os distintos grupos funcionais da comunidade macrobentônica recifal respondem de forma diferente às pressões do turismo;

### **3.0 OBJETIVOS**

#### **3.1 Objetivo geral**

Avaliar o impacto do turismo sobre a redundância funcional em recifes no nordeste do Brasil.

#### **4.0 Objetivos específicos**

- ✓ Analisar a riqueza da macrofauna bentônica em recifes com ação de turismo e recifes com exclusão de turismo;
- ✓ Classificar os organismos macrobentônicos de acordo com sua funcionalidade nos recifes;
- ✓ Avaliar a redundância funcional da comunidade macrobentônica em recifes com ação de turismo e recifes com exclusão de turismo;
- ✓ Comparar a riqueza taxonômica e a redundância funcional do macrobentos em recifes com ação de turismo e recifes com exclusão de turismo.

#### 4.0 REFERÊNCIAS

- Bellwood, D. R., Hughes, T. P., Folke, C., Nyström, M. 2004. Confronting the coral reef crisis. **Nature** 429:837-833.
- Chapin, F. S., Lubchenco, J., Reynolds, H. L. 1995. Biodiversity effects on patterns and processes of communities and ecosystems. In Global Biodiversity Assessment, UNEP. Heywood VH (ed). **Cambridge University Press, Cambridge**. Pp. 289-301.
- Chapin, F. S., Walker, B. H., Hobbs, R. J., Hooper, D. U., Lawton, J. H., Sala, O. E., Tilman, D. 1997. biotic control over the functioning of rcosystems. **Science** 277:500-504.
- Cordeiro, R. T., Neves, B. M., Rosa-Filho, J. S., Pérez, C. D. 2015. Mesophotic coral ecosystems occur offshore and north of the Amazon River. **Bulletin of Marine Science**, 91(4), 491-510.
- Elmqvist, T. C., Folke, M., Nystrom, G., Peterson, J., Bengston, B., Walker, J. Norberg. 2003. Response diversity and ecosystem resilience. *Front. Ecol. Environ.* 1: 488-494.
- Ferreira, B. P., Maida, M. 2006. Monitoramento dos Recifes de Coral do Brasil. Situação Atual e Perspectiva. Brasília. **MMA**, v. 1, 120 p.
- Floeter, S. R., Ferreira, C. E. L., Dominici Arosemena, A., Zalmon, I. R. 2004. Latitudinal gradients in Atlantic reef fish communities: trophic structure and spatial use patterns. **Journal of Fish Biology**, 64(6), 1680-1699.
- Halpern, B. S., Floeter, S. R. 2008. Functional diversity responses to changing species richness in reef fish communities. **Marine Ecology Progress Series**, 364, 147-156.
- Hawkins, J., Roberts, C. M. 1992. Effects of recreational scuba diving on fore-reef slope communities of coral reefs. **Biological Conservation**. Great Britain, n. 62, p. 171-8.
- Hodgson, G. 1999. A global assessment of human effects on coral reefs. **Marine Pollution Bulletin** 38(5): 345–355.
- Holling, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. **Ecol Syst** 4:1-23.
- Hooper, D. U., Chapin Iii, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Wardle, D. A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological monographs**, 75 (1), 3-35.
- Hughes, T. P., Bellwood, D. R., Folke, C., Steneck, R. S., Wilson, J. R. 2005. New paradigms for supporting resilience of marine ecosystems. **Trends Ecol Evol** 20:380-386.
- Joner, F. 2008. Redundância funcional em comunidades campestres. 83F. **Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul**.

- Leão, Z. M. A. N. 1994. The coral reefs of Southern Bahia. Pages 151-159 in B. Hetzel and C. B. Castro. **Corals of Southern Bahia. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.**
- MacArthur, R. 1955. Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. **Ecology** 36:533-536.
- Micheli, F., Halpern, B. S. 2005. Low functional redundancy in coastal marine assemblages. **Ecol Lett** 8:391-400.
- Moberg, F., Folke, C. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. **Ecological Economics** 29: 215–233.
- Mooney, H. Á., Lubchenco, J., Dirzo, R., Sala, E. 1995. Biodiversity and ecosystem functioning: Basic principles. In: Heywood VH, Gardner K (Eds) Global biodiversity assessment. Cambridge University press. **Cambridge**, pp 275-325.
- Moraes, A. C. R. 1999. Contribuições para a Gestão da Zona Costeira do Brasil: elementos para uma geografia do litoral brasileiro. **São Paulo: Hucitec, Edusp.** 229 p.
- Naeem, S., Wright, J. P. 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. **Ecol Lett** 6:567-579.
- Nyström, M., Folke, C., Moberg, F. 2008. Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment. **Trends in Ecology & Evolution**, 15, 413–417.
- Osborn, J. G., Polenberg, J. F. 1996. Meeting of the mangrovellers: The interface of biodiversity and ecosystem function. **Trends Ecol Evol.** Sep; 11 (9): 354-6.
- Pennings, S. C. 1997. Indirect interactions on coral reefs. In: Birkeland, C. (Ed.). **Life and death of coral reefs.** New York, Chapman & Hall. Pp. 249-272.
- Plathong, S., Inglis, G. J., Huber, M. E. 2000. Effects of self-guided snorkelling trails on corals in a Tropical Marine Park. **Conservation Biology.** V. 14, n. 6, p. 1821-1830.
- Steneck, R. S., Dethier, M. N. 1994. A functional group approach to the structure of algal – dominated communities. **Oikos** 69:476-498.
- Vitousek, P. M., Hooper, D. U. 1993. Biological diversity and terrestrial ecosystema biogeochemistry In: Schulze E-D, Mooney HÁ (eds) **Biodiversity and ecosystem function.** Springer – Verlag, Berlin, pp 3-12.
- Walker, B., Kinzig, A., Langridge, J. 1999. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: The mature and significance of dominant and minor species. **Ecosystems** 2:95-113.
- Walker, B. H. 1992. Biodiversity and ecological redundancy. **Consev Biol** 6:18-23.

Walker, B. H., Langridge, J. L. 2002. Measuring functional diversity in plant communities with mixed life forms: A problem of hard and soft attributes. **Ecosystems** 5:529-538.

**5. ARTIGO (A SER SUBMETIDO À REVISTA AQUATIC CONSERVATION: MARINE AND FRESHWATER ECOSYSTEMS)**

**Redundância funcional na comunidade macrobentônica em recifes costeiros impactados pelo turismo no nordeste do Brasil**

## RESUMO

1 – A ação do turismo sobre a comunidade macrobentônica em recifes costeiros tem causado um grande impacto na abundância e diversidade dos organismos, reduzindo a capacidade de recuperação desse ambiente.

2 – A perda de espécies pode ocasionar na perda de funções importantes para o ecossistema e a existência de muitas espécies dentro do mesmo grupo funcional (redundância funcional) pode prevenir isso. Dessa forma, a redundância funcional é um componente de grande importância na manutenção da estabilidade e da resiliência.

3 – A diminuição da redundância funcional relaciona-se com a perda de diversidade, no entanto, esta relação não é linear e pode variar entre ecossistemas e locais. Assim, o presente estudo avaliou como o turismo afeta a redundância funcional nos recifes de corais. Foram estudadas as comunidades macrobentônicas em duas áreas do recife de Porto de Galinhas, Nordeste do Brasil, uma área aberta à visitação de turistas e outra área fechada à visitação.

4 – As espécies foram classificadas em oito funções importantes para os recifes de corais e, para cada área foram calculadas e comparadas a Riqueza de espécies, Riqueza funcional (número de grupos funcionais) e redundância funcional (pelo índice de Diversidade de Shannon-Wiener).

5 – O macrobentos apresentou uma biota típica de recifes brasileiros, e, de forma geral, a riqueza de espécies na área aberta foi menor que da área fechada. Os valores de redundância foram baixos para as duas áreas e sem diferença entre elas, nem na riqueza funcional.

6 – O turismo leva a uma perda de espécies que influi de forma proporcional em todos os grupos funcionais. Assim, mesmo não tendo sido verificada ainda uma redução da redundância funcional na área aberta, os dados indicam que alguns grupos funcionais podem estar sendo já afetados e novos estudos, mais abrangentes, são necessários.

**PALAVRAS CHAVE:** bentos, grupos funcionais, recifes de corais, estabilidade, turismo.

## INTRODUÇÃO

Diversidade biológica e estabilidade dos ecossistemas são conceitos amplamente discutidos e estudados na Ecologia e a relação entre eles vem sendo considerada um ponto fundamental na compreensão do funcionamento dos ecossistemas. Muitos estudos foram realizados sobre o tema e, apesar de divergirem quanto ao tipo de relação existente

(positiva, negativa ou não linear, ver Kang *et al.*, 2015 para mais detalhes), todos confirmam que alterações na diversidade afeta, de alguma forma, a estabilidade dos ecossistemas e este mecanismo pode ocorrer de forma distinta entre os ecossistemas, devido à variabilidade de processos que são importantes em cada um.

Existem na literatura várias hipóteses que tentam explicar os mecanismos que mantem a diversidade biológica. Entre elas, a Hipótese da redundância de espécies (Walker, 1992) ganhou destaque ao longo do tempo. Esta hipótese propõe que um grupo funcional que contém muitas espécies, apresenta redundância funcional. Ou seja, algumas espécies apresentam características semelhantes ou idênticas, sendo assim, apresentam respostas assíncronas às mudanças ambientais ou exibem um fenômeno de diferenciação temporal de nicho (Walker, 1992; Elmqvist *et al.*, 2003) que ajuda a manter a estabilidade do sistema durante a perturbação (Naeem, 1998; Gonzalez and Loreau, 2009). Ao longo do tempo, esta hipótese foi testada em vários ecossistemas e a relação entre redundância e diversidade/estabilidade foi abordada. No entanto, segundo Kang *et al.* (2015) ainda há muitos pontos de questionamento sobre a hipótese, devido aos diferentes conceitos de redundância (ver Mori *et al.*, 2013), diferentes métodos de calcular a redundância (p. ex. Petchey *et al.*, 2007; Laliberté and Legendre, 2010), diferentes formas de calcular a estabilidade e, portanto, de estabelecer a relação entre diversidade e estabilidade (Pillar *et al.*, 2013; Tilman *et al.*, 2006) e ainda o problema que as características da estabilidade, bem como sua relação com fatores do meio, podem ser alteradas em diferentes escalas de estudo (Heinselman, 1981; Ochoa-Ochoa *et al.*, 2014).

Pese a dificuldade de determinar uma relação clara entre estabilidade e diversidade, estudos que abordam a redundância de espécies tem demonstrado que a existência de múltiplas espécies compartilhando as mesmas funções pode contribuir no enfrentamento de distúrbios, especialmente àqueles associados à presença do homem (Micheli *et al.*, 2014). Isso se deve ao fato de que se uma espécie for perdida (extinta localmente) as funções exercidas por ela poderiam ser mantidas devido à presença de redundantes funcionais, já que as espécies redundantes podem ter diferentes requerimentos ecológicos e diferentes respostas às mudanças no ambiente (Chapin *et al.*, 1995). Esta perspectiva tem direta relação com a conservação biológica já que contribui para responder a questão de quanta extinção os ecossistemas são capazes de suportar antes de se tornarem instáveis (Walker, 1992; Lawton and Brown, 1994). É importante considerar também que, de acordo com a hipótese, a perda de espécies num mesmo grupo

funcional é mais preocupante que a perda do mesmo número de espécies em diferentes grupos funcionais (Lawton and Brown, 1994; Fonseca and Ganade, 2001). Alguns autores interpretaram equivocadamente a redundância funcional, acreditando que as espécies redundantes seriam superfluas ou dispensáveis por ter outras cumprindo a mesma função (Petchey *et al.*, 2007) o que colocaria em risco a conservação de espécies (McCann, 2000). Na verdade, a redundância funcional não torna espécies dispensáveis, ela poderia funcionar como um seguro, garantindo a manutenção do funcionamento do ecossistema mesmo com a perda de espécies (Walker, 1995; Naeem, 1998; Rosenfeld, 2002). Dentro desta abordagem, a redundância funcional tem sido associada à resiliência dos ecossistemas, uma vez que ela contribui no enfrentamento de distúrbios (Nyström *et al.*, 2008). A resiliência ecológica, ou seja, a capacidade do ecossistema de manter seus processos e funcionamento mesmo frente a distúrbios (Walker *et al.*, 2004) tem direta relação com a diversidade biológica, no entanto, já foi demonstrado que a diversidade de espécies não garante, necessariamente, a resiliência em ambientes recifais (Bellwood *et al.*, 2003), existindo vários mecanismos que juntos constituem os pilares básicos da resiliência em recifes, sendo a redundância funcional um deles (Nyström *et al.*, 2008).

Distúrbios antrópicos tem sido relacionados a perda de diversidade biológica em quase todos os ecossistemas do mundo. Atividades humanas modificam diretamente a estrutura e funcionamento dos ecossistemas e esses efeitos se somam a alterações globais como o aumento de temperatura, por exemplo. Os recifes de corais são um dos ecossistemas mais impactados pelas atividades humanas, oriundas do crescimento urbano desordenado (Ferreira and Maida, 2006). Estima-se uma elevada perda de recifes, e com isso uma enorme perda de diversidade, já que cerca de 25% das espécies marinhas vivem nesses ecossistemas (McCann, 2000). Em uma escala mais local, o turismo tem sido destacado como atividade antrópica capaz de alterar a estrutura de comunidades e a diversidade em recifes (Plathong *et al.*, 2000; Hughes *et al.*, 2003; Roman *et al.*, 2004; Juhasz *et al.*, 2010; Sarmiento *et al.*, 2011; Rogers *et al.*, 2014), o que poderia alterar a resiliência dos mesmos.

Apesar da avaliação dos efeitos negativos do turismo na diversidade biológica dos recifes, ainda não se sabe como estas atividades afetam a redundância funcional nestes ecossistemas. Uma vez que esta informação é importante para discutir a diversidade funcional, a estabilidade, a resiliência e a relação entre estes atributos, o presente estudo avaliou a redundância funcional da comunidade macrobentônica em recifes sob diferentes

níveis de pressão turística. Para tanto, foram usados os ecossistemas recifais de Porto de Galinhas (Nordeste do Brasil) como modelo para responder a duas perguntas: 1) A redundância funcional é alterada pelo turismo? 2) Será que a possível perda de espécies devido às atividades turísticas leva a uma similar perda de redundância?

## MÉTODOS

### Área de estudo

A praia de Porto de Galinhas localiza-se no litoral sul do estado de Pernambuco, a 50 km da cidade do Recife, situada entre as latitudes 8° 33' 00" e 8° 33' 33" S e as longitudes 35° 00' 27" e 34° 59' 00" W. A região tem o clima quente e úmido com chuvas de março a agosto. A precipitação média anual é de 2.483,6 mm e a temperatura média de 24,7° C, com pouca variação ao longo do ano (Medeiros *et al.* 1999). A área possui uma extensa linha de recifes costeiros, com cerca de 1 km de extensão e próximo à praia, o que facilita a visitação de turistas que diariamente caminham sobre os recifes durante a maré baixa, mergulham em seu entorno e passeiam de jangadas nas proximidades. Porto de Galinhas é hoje um dos maiores polos turísticos da costa brasileira, anualmente recebe mais de 65 mil turistas (Sarmiento *et al.*, 2011). O recife está dividido em dois setores por um canal de aproximadamente 8 metros de profundidade. No setor sul (Fig. 1-A) é permitido o trânsito de turistas em lugares específicos do recife (Recife visitado). O setor norte (Fig. 1-B) não recebe turistas, devido principalmente à falta de piscinas naturais e a forte irregularidade do substrato (Recife não visitado). No Setor A tem uma área, delimitada por boias, onde a visitação turística é proibida (Fig. 1-C). A área sem visitação foi fechada em 2004 pela Prefeitura do Ipojuca com objetivo de minimizar os impactos provocados pelas ações antrópicas. Nesta área, de cerca de 1200 m<sup>2</sup>, é proibida a entrada de turistas, pescadores e jangadeiros, com uso exclusivo para pesquisas científicas. As áreas com visitação (A) e sem visitação turística (B e C) estão dentro da mesma formação recifal e, portanto, expostas às mesmas condições abióticas, tendo como única diferença o uso turístico. Assim, estes recifes são ideais para desenvolver estudos que busquem comparar o efeito do turismo, uma vez que os efeitos de outras variáveis são minimizados. Neste estudo, foram avaliadas duas áreas: com pressão turística direta, ou seja, com visitação (A) e sem pressão turística direta, ou seja, que não recebe visitação (B e C).



Figura 1. Imagem de satélite dos recifes de Porto de Galinhas – Ipojuca, PE. Setor A, Aberto a visitação; Setores B e C, áreas sem visitação. O setor C foi fechado em 2004 pela Prefeitura do Ipojuca e é delimitado por boias. Fonte: Google Earth, acesso em dezembro de 2010.

### **Obtenção dos dados da comunidade macrobentônica**

Os dados utilizados nas análises foram obtidos de duas fontes. A primeira consiste num banco de dados oriundo de estudos prévios desenvolvidos na mesma área entre os anos de 2012 e 2014, com outros objetivos. A segunda fonte resultou de dados apresentados em artigos e/ou dissertações desenvolvidos em Porto de Galinhas e que tinham especificação de coleta nas mesmas áreas de nosso estudo. Apesar dos inúmeros estudos realizados em Porto de Galinhas, os únicos que apresentavam dados separados entre as áreas com e sem visitação foram os de Barradas *et al.* (2010) e Santos (2013). Todos os estudos utilizaram metodologias padronizadas e esforços amostrais iguais nas áreas com e sem visitação, no entanto, não apresentavam dados de abundância ou tinham dados que misturavam cobertura e abundância numérica, impedindo usar esse tipo de

informação no presente estudo. Assim, a partir destes estudos, foi construída uma lista de espécies para cada área.

### **Determinação dos grupos funcionais**

Nossa abordagem abrangeu a comunidade macrobentônica incluindo grupos biológicos diversos o que aumenta a dificuldade de definir os grupos funcionais para análise da redundância. Já que o foco foi avaliar se a atividade turística afeta a redundância funcional, optamos por buscar o maior número de critérios funcionais possíveis, contemplando assim, a diversidade de espécies presentes. Nosso objetivo não era focar no efeito do turismo em um processo específico e sim, no conjunto de processos mais importantes para o funcionamento dos recifes. Além disso, optamos por definir os grupos, baseados nas funções e processos relatados na literatura como fundamentais para manutenção da estabilidade e, conseqüentemente, da resiliência dos recifes (Nyström *et al.*, 2008, Mumby *et al.*, 2007, Hughes *et al.*, 2003; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007, Folke *et al.*, 2004).

Foram definidos dois conjuntos de categorias funcionais. O primeiro conjunto foi composto por atributos de efeito, ou seja, aqueles que interferem no uso, captura e disponibilidade de recursos e/ou interferem nas relações tróficas (Chapin *et al.*, 1997). Por exemplo, o crescimento ramificado pode aumentar a disponibilidade de substrato consolidado, interferindo em processos competitivos e na dinâmica da comunidade. Neste conjunto foram listados 6 atributos (Fonte de nutrição; Hábito alimentar; Capacidade erosiva; Morfologia; Capacidade construtora; Uso por herbívoros) e 17 categorias funcionais (Tabela 1). Outro grupo de atributos era de resposta, ou seja, relacionados ao tipo de resposta que a espécie apresenta frente a mudanças no meio (Chapin *et al.*, 1997). Assim, esses atributos reuniram características associadas a respostas a alterações ambientais de origem antrópica, em especial pela ação direta ou indireta do turismo. Por exemplo, a capacidade de resistência ao branqueamento representa à resposta da espécie frente a distúrbios como aumento de sedimentação e da temperatura da água, que poderiam provocar o branqueamento. As diferenças de respostas das espécies às mudanças ambientais podem proporcionar estabilidade ou desencadear mudanças funcionais drásticas, dependendo dos atributos das espécies envolvidas. Foram definidos 4 atributos Resposta (Fonte de Nutrição; Hábito alimentar; Indicadores de nutrientes;

Resistência ao branqueamento), com 13 categorias (Tabela 1). Alguns atributos foram classificados tanto com de Efeito quanto de Resposta e alguns categorias eram aplicáveis apenas para parte dos táxons, devido à variabilidade da comunidade bentônica. Para avaliar melhor o efeito dos grupos arbitrariamente escolhidos, duas abordagens foram utilizadas, seguindo o que foi realizado por Micheli *et al.* (2014).

### ***Abordagem 1***

Cada categoria funcional foi tratada como um Grupo Funcional e analisada separadamente e em alguns casos, foi aplicada apenas para um conjunto de espécies, devido às peculiaridades da comunidade bentônica (com categorias que não correspondem a todas as espécies). Nesta abordagem foram utilizados oito critérios de classificação funcionais resultando em 22 grupos funcionais (Tabela 1) e uma mesma espécie poderia ser inserida em mais de um grupo funcional.

Para cada área (Com e sem visitação) foi calculada a riqueza taxonômica (número de táxons) e a riqueza de grupos funcionais (número de grupos funcionais; Micheli *et al.*, 2014). Para permitir uma comparação dentro de cada grupo funcional entre as comunidades dos locais com e sem visitação, foi utilizada uma classificação dos níveis de redundância funcional. Cada grupo funcional foi classificado em três níveis de redundância (segundo Albuquerque e Oliveira, 2007): “Altamente redundantes” quando o grupo apresentava pelo menos 15% do total de espécies listadas para a área; “Redundantes” quando apresentava entre 5 e 15% das espécies; e “Pouco redundantes” quando apresentava menos de 5% do total das espécies listadas para a área. Esta classificação foi proposta em um estudo etnoecológico para avaliar a redundância utilitária de espécies de plantas medicinais em sistemas médicos tradicionais. Apesar da área distinta, as perguntas do estudo eram de natureza similar às nossas e, portanto, a mesma classificação foi adotada. Apesar da arbitrariedade dos limites classificatórios, ela permite uma análise qualitativa do que acontece com a redundância dentro de cada grupo funcional entre as áreas, complementando os demais dados. Além do mais, nenhum outro sistema classificatório deste tipo, que permite avaliar o que acontece dentro de cada grupo (e não apenas na comunidade como um todo) foi encontrado em estudos sobre redundância em recifes. Esta análise foi feita apenas usando as categorias funcionais separadamente para ser fiel à base teórica da classificação em que uma mesma espécie poderia ser classificada em mais de uma categoria (ver Albuquerque e Oliveira, 2007).

## ***Abordagem 2***

Na segunda abordagem, as categorias foram cruzadas dentro do conjunto Efeito e dentro do conjunto Resposta, separadamente. Assim, foram gerados 17 Grupos Funcionais a partir dos atributos de Efeito e 8 Grupos Funcionais a partir dos atributos de Resposta. Nesta segunda abordagem, cada espécie podia ser classificada em apenas um grupo funcional.

A Riqueza taxonômica e Riqueza funcional (número de grupos funcionais) foram calculadas da mesma forma explicada acima para o conjunto de grupos funcionais originados pelo cruzamento das categorias. Como nesta abordagem, cada espécie era atribuída a um único grupo funcional, foi possível avaliar também a redundância funcional através da diversidade funcional, calculada pelo Índice de Diversidade de Shannon (Pielou, 1975) considerando o número de grupos funcionais e o número de espécies dentro de cada grupo (Micheli *et al.*, 2014). Para o cálculo foi utilizado logaritmo na base 10. Assim, valor alto de Diversidade funcional indica uma distribuição mais equitativa de espécies entre os grupos funcionais no local e, portanto, maior redundância funcional, em média, dentro da comunidade. Por outro lado, valor de Diversidade funcional baixo indica distribuição mais diferenciada entre os grupos funcionais, com poucos grupos funcionais contendo muitas espécies. Assim, poucos grupos seriam considerados altamente redundantes e os demais teriam baixa redundância e poderiam ser perdidos com a perda de espécies. A comunidade, então, teria baixa redundância funcional ao todo (Micheli *et al.*, 2014).

Tabela 1. Classificação funcional e categorias estabelecidas para a comunidade macrobentônica dos recifes de Porto de Galinhas, PE. Foram escolhidas funções associadas a processos fundamentais ao funcionamento dos recifes e/ou que interferem na resposta a distúrbios.

Critérios de classificação funcionais: Atributos e Categorias	Processos ecossistêmicos associados
--	-------------------------------------

<p>Fonte de nutrição: Autotrófico, Heterotrófico - Herbívoro, Heterotrófico- Onívoro, Mixotrofia funcional (fonte autotrófica e heterotrófica simultâneas, ex. corais zooxantelados).</p>	<p>Os produtores garantem a produtividade primária, que está relacionada com diversidade e complexidade do ecossistema, mas a capacidade de ter duas fontes de nutrição (autotrófica e heterotrófica) representa adaptação às mudanças ambientais e aumenta a resiliência dos recifes. A presença de Herbívoros também tem papel positivo devido ao controle das algas. (Hughes <i>et al.</i>, 2003; Palardy <i>et al.</i>, 2008).</p>
<p>Hábito alimentar (classificação apenas para Heterotróficos): Pastador/Raspador, Suspensívoro/Filtrador, Detritívoro, Predador ativo.</p>	<p>Transferência de matéria e energia no mesmo ambiente (bentônico) ou entre ambientes (pélagos-bentos) representa papéis diferentes no funcionamento do ecossistema. Presença de Pastadores e Raspadores ajudam a controlar a população de algas, competidoras diretas dos corais e favorecidas pelas ações humanas. (Hughes <i>et al.</i>, 2003; West and Salm, 2003; McClanahan <i>et al.</i>, 2012).</p>
<p>Capacidade bioerosiva (classificação apenas para Heterotróficos): Bioerosivo, Não bioerosivo.</p>	<p>A dinâmica de formação dos recifes envolve processos de erosão e construção, necessários para manter a heterogeneidade espacial, no entanto, o excesso de agentes bioerosivos fragiliza o recife. (Obura and Grimsdith, 2009).</p>
<p>Morfologia: arborescente/ramificado, Maciço.</p>	<p>Organismos arborescentes fornecem substrato extra nos recifes, ampliando a diversidade local (Efeito sobre a comunidade). Por outro lado, quando se trata de organismos rígidos, a ramificação aumenta as chances de quebra (Resposta a distúrbios). (Obura and Grimsdith, 2009)</p>
<p>Resistência a branqueamento (apenas para corais e zoantídeos): Alta, Média, Baixa</p>	<p>Algumas espécies tem maior resistência ao branqueamento apresentando respostas diferentes ao aumento de temperatura. Isto tem relação com os clados de zooxantelas associados a elas. (McClanahan <i>et al.</i>, 2007; Costa et al., 2008)</p>
<p>Capacidade construtora: Construtor, Não construtor.</p>	<p>A dinâmica de formação dos recifes envolve processos de erosão e construção, necessários para manter a estrutura e complexidade recifal, com efeitos sobre a diversidade. (Obura and Grimsdith, 2009)</p>
<p>Algas Indicadoras de Nutrientes: Indicadora, Não indicadora</p>	<p>Uma das consequências do turismo é o aumento da quantidade de nutrientes no ambiente que é uma das principais causas de aumento de algas e redução da cobertura coralínea. Algas indicadoras de nutrientes são as que apresentam preferência/tolerância por esta situação, indicando diferentes respostas ao distúrbio (Grimsdith and Salm, 2006).</p>

Uso por herbívoros (foram considerados dados na literatura sobre espécies preferidas ou não por herbívoros): Alta, Média, Baixa.	Herbívoros como peixes e outros invertebrados podem reduzir a cobertura de algas que competem com os corais para o espaço e são particularmente importantes pós distúrbio, eles ajudam a garantir que o espaço vazio esteja disponível para recrutas de coral. (Hughes <i>et al.</i> , 2007; Ledlie <i>et al.</i> , 2007).
--	--

### **Avaliação do efeito do turismo sobre a redundância funcional**

Para testar a hipótese que o turismo afeta a redundância funcional, foram comparadas as Riquezas (taxonômica e funcional) entre as áreas através do teste Qui-quadrado e a Diversidade funcional através do teste t de Hutchinson (Zar, 1996). Estes dados permitiram comparar a redundância total das comunidades. Para analisar como a redundância dentro de cada grupo funcional era afetada pelas variações de riqueza, uma análise de correlação foi realizada. Foram utilizados dados de redundância (número de espécies) em cada grupo funcional nas áreas com e sem visitação. Nossa hipótese era que a perda de espécies não resultaria, necessariamente, em similar perda de redundância funcional, uma vez que ações antrópicas, em geral, agem de forma direcionada nas espécies com base em atributos funcionais (por exemplo, corais ramificados são mais sujeitos a quebras, independente a quais espécies pertençam). Assim, mesmo que a redução de espécies seja correlacionada com a redução da redundância, os grupos funcionais podem ser afetados de formas distintas. A presença de correlação entre os valores de redundância nas áreas com e sem visitação significaria que as variações de riqueza afetam de forma similar todos os grupos funcionais. Por outro lado, a inexistência de correlação significativa indicaria que a riqueza afeta de forma diferenciada a redundância funcional dos grupos. Esta análise também permitiu avaliar de forma mais detalhada o que acontecia em cada grupo funcional, dado muito importante neste estudo já que são usados atributos de natureza distintas (de efeito e de resposta) e grupos taxonômicos diversos.

Para todas as análises foram utilizados o nível de significância  $\alpha = 0,05$ , exceto para a correlação em que foi adotado  $\alpha = 0,01$ .

## **RESULTADOS**

## Comunidade macrobentônica

A Tabela 2 apresenta a lista de táxons encontrados em Porto de Galinhas, nas áreas com (24 espécies) e sem visitação (43 espécies) turística. O macrobentos esteve representado pela biota típica de recifes como algas, esponjas, cnidários, anelídeos, moluscos e crustáceos.

Tabela 2. Lista taxonômica do macrobentos registrados nas áreas sem visitação turística e com visitação nos recifes de Porto de Galinhas, Pernambuco, Brasil.

Táxons/�reas	Sem visitação	Com visitação
<b>Filo Chlorophyta</b>		
Ordem Bryopsidales		
<i>Bryopsis pennata</i> J.V.Lamouroux	-	+
<i>Bryopsis plumosa</i> Huds. C. Agardh	+	+
<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskaal J. Agardh, 1873)	+	-
<i>Halimeda opuntia</i> Linneu J.V.Lamouroux, 1816	+	-
Ordem Cladophorales		
<i>Cladophora vagabunda</i> C. Hoek	+	+
<i>Dictyosphaeria versluisii</i> Weber Bosse, 1905	+	-
Ordem Dasycladales		
<i>Acetabularia</i> sp.	+	-
<b>Filo Rhodophyta</b>		
Ordem Ceramiales		
<i>Ceramium</i> sp.	+	+
<i>Palisada perforata</i> Bory K.W.Nam, 2007	+	+
<i>Antithamnion</i> sp.	-	+
<i>Bryothamnion seaforthii</i> Turner K�tzing	+	-
<i>Chondrophycus papillosus</i> C. Agardh Garbany e Haper, 1998	+	+
<i>Polysiphonia</i> sp.	-	+
Ordem Corallinales		
<i>Jania adhaerens</i> (J.V.Lamour. 1816)	+	-
<i>Amphiroa fragilissima</i> L. J.V.Lamour, 1816	+	+
<i>Amphiroa</i> sp.	+	-
Ordem Gelidiales		
<i>Gelidiella acerosa</i> Forssk. Feldmann & Hamel, 1934	+	+
<i>Gelidium pusillum</i> (Stackh. Le Jol.)	+	+
Ordem Gigartinales		
<i>Chondracanthus acicularis</i> Roth Fredericq, 1993	+	-
Ordem Rhodymeniales		
<i>Gelidiopsis variabilis</i> Greville ex J. Agardh F. Schmitz	-	+
Ordem Gracilariales		
<i>Glacilaria</i> sp.	+	+
Ordem Nemaliales		
<i>Tricleocarpa cylindrica</i> J.Ellis & Solander Huisman & Borowitzka	+	-
<b>Filo Phaeophyta</b>		
Ordem Dictyotales		
<i>Dictyota pulchella</i> H�rnig & Schnetter	+	+

<b>Filo Porifera</b>		
Classe Demospongiae		
<i>Cinachyrella alloclada</i> Uliczka, 1929	+	-
<i>Cliona</i> sp.	+	-
<b>Filo Cnidaria</b>		
Classe Anthozoa		
<i>Palythoa caribaeorum</i> Duchassaing e Michelotti, 1860	+	+
<i>Protospalythoa variabilis</i> Duerden, 1898	+	+
<i>Zoanthus sociatus</i> Ellis e Solander, 1786	+	+
<i>Favia gravida</i> Verrill, 1868	+	+
<i>Millepora alcicornis</i> Linnaeus, 1758	+	-
<i>Siderastrea stellata</i> Verrill, 1868	+	+
<i>Mussismilia hispida</i> Verrill, 1902	+	-
<i>Montastraea cavernosa</i> Linnaeus, 1767	+	+
<i>Porites astreoides</i> Lamarck, 1816	+	+
<b>Filo Mollusca</b>		
Classe Bivalvia		
<i>Isognomon alatus</i> Gmelin, 1791	+	-
<i>Isognomon bicolor</i> (C. B. Adams, 1845)	+	-
Classe Gastropoda		
<i>Fissurella clenchi</i> Pérez Farfante, 1943	+	-
<i>Lottia subrogosa</i> (D'Orbigny, 1841)	+	-
<i>Petalochonchus erectus</i> Dall, 1888	+	-
<i>Petalochonchus varians</i> d'Orbigny, 1839	+	+
<i>Cerithium atratum</i> Born, 1778	+	-
<b>Filo Annelida</b>		
Classe Polychaeta		
Família Cirratulidae	+	-
Gênero <i>Eunice</i> Cuvier, 1817	+	-
Família Hesionidae	+	+
<b>Filo Artropoda</b>		
Subfilo Crustacea		
<i>Tetraclita stalactifera</i> Lamarck, 1818	+	-
<i>Eriphia gonagra</i> (Fabricius, 1781)	+	-
<b>Filo Echinodermata</b>		
<i>Echinometra lucunter</i> Linnaeus, 1758	+	+

### ***Abordagem 1: Grupo funcional = Categoria funcional***

A área sem visitação turística apresentou 43 espécies (Riqueza específica) distribuídas em 22 grupos funcionais (Riqueza funcional) enquanto que a área com visitação teve 24 espécies em 20 grupos (Tabelas 2 e 3). A Riqueza de espécies foi maior

na área sem visitação ( $X^2= 5,232$ ; g.l.= 1;  $p= 0,022$ ), no entanto a Riqueza funcional não diferiu de forma significativa entre as áreas ( $p=0,7728$ ).

O número de espécies dentro de cada grupo funcional variou de 1 (sem redundância) a 30 (altamente redundante). Dos 22 grupos funcionais, sete apresentaram redução em seu nível de redundância (Tabela 4). Duas categorias foram perdidas (Detritívoro e Predador ativo) e duas não apresentaram redundância (Heterotrófico-Herbívoro e Pastador/Raspador).

Houve correlação positiva entre o número de espécies nos grupos funcionais (redundância) nas áreas com e sem visitação turística ( $r = 0,9133$ ;  $p<0,001$ ). Assim, a perda de espécies afetou os grupos de forma proporcional (Figura 2).

Apesar dos grupos funcionais responderem, no geral, ao modelo, alguns grupos se afastaram do modelo, ficando fora do intervalo de confiança de 99%. Os grupos 3, 10 e 12 (Onívoro; Não Bioerosivo; Crescimento maciço) ficaram com valores mais baixos na área com visitação do que o esperado pelo modelo, enquanto que os grupos 1, 11, 19 e 22 (Autotrófico; Ramificado/arborescente; Algas não Indicadoras de nutrientes; Baixo uso por herbívoros) ficaram com valores na área com visitação acima do intervalo de confiança do modelo.

Tabela 3. Lista taxonômica e classificação funcional do macrobentos nas áreas com e sem visitação turística nos recifes de Porto de Galinhas, Pernambuco, Brasil. A, Autotrófica; H, Heterotrófico- Herbívoro; O, Heterotrófico- Onívoro; M, Mixotrofia funcional (fontes Autotróficas e Heterotróficas); P, Pastador/Raspador; S, Suspensívoro/Filtrador; D, Detritívoro; A, Predador Ativo; B, Bioerosivo; NB, não bioerosivo; Ar, Arborescente/ramificado; Ma, Maciço/não ramificado; AR, Resistência alta a branqueamento; MR, Resistência média a branqueamento; BR, Resistência baixa a branqueamento; Co, Construtor/estrutura carbonática; NCo, Não construtor; I, Indicadora de nutrientes; NI, Não indicadora; AU, Alto uso por herbívoros; MU, Uso médio por herbívoros; BU, Baixo uso por herbívoros; -, Não aplicável.

Espécie	Fonte de nutri�o	Hábito alimentar	Capacidade erosiva	Morfologia	Resistência a branqueamento	Capacidade construtora	Indicadores de nutrientes	Uso por herbívoros
<i>Caulerpa racemosa</i>	A	-	-	Ar	-	NCo	NI	AU
<i>Halimeda opuntia</i>	A	-	-	Ar	-	Co	I	BU
<i>Dictyosphaeria versluisii</i>	A	-	-	Ar	-	NCo	NI	UM
<i>Palisada perforata</i>	A	-	-	Ar	-	NCo	NI	BU
<i>Jania adhaerens</i>	A	-	-	Ar	-	Co	I	BU
<i>Amphiroa fragilissima</i>	A	-	-	Ar	-	Co	NI	BU
<i>Gelidiella acerosa</i>	A	-	-	Ar	-	Co	NI	MU
<i>Chondracanthus acicularis</i>	A	-	-	Ar	-	NCo	NI	MU
<i>Acetabularia sp.</i>	A	-	-	Ma	-	NCo	NI	MU
<i>Bryopsis pennata</i>	A	-	-	Ar	-	NCo	NI	MU
<i>Bryopsis plumosa</i>	A	-	-	Ar	-	NCo	NI	MU
<i>Cladophora vagabunda</i>	A	-	-	Ar	-	NCo	I	MU

<i>Amphiroa sp.</i>	A	-	-	Ar	-	Co	NI	BU
<i>Antithamnion sp.</i>	A	-	-	Ar	-	NCo	NI	BU
<i>Bryothamnion seaforthii</i>	A	-	-	Ar	-	NCo	NI	BU
<i>Ceramium sp.</i>	A	-	-	Ar	-	NCo	I	BU
<i>Gelidiopsis variabilis</i>	A	-	-	Ar	-	NCo	NI	BU
<i>Gelidium pusillum</i>	A	-	-	Ma	-	NCo	I	MU
<i>Glacilaria sp.</i>	A	-	-	Ar	-	NCo	NI	AU
<i>Polysiphonia sp.</i>	A	-	-	Ar	-	NCo	NI	BU
<i>Tricleocarpa cylindrica</i>	A	-	-	Ar	-	Co	I	BU
<i>Dictyota pulchella</i>	A	-	-	Ar	-	Co	I	AU
<i>Chondrophycus papillosus</i>	A	-	-	Ar	-	NCo	NI	BU
<i>Cinachyrella alloclada</i>	O	S	NB	Ma	-	NCo	-	-
<i>Palythoa caribaeorum</i>	M	S	NB	Ma	BR	NCo	-	-
<i>Protopalythoa variabilis</i>	M	S	NB	Ma	MR	NCo	-	-
<i>Zoanthus sociatus</i>	M	S	NB	Ma	MR	NCo	-	-
<i>Isognomon alatus</i>	O	S	NB	Ma	-	NCo	-	-
<i>Fissurella clenchi</i>	H	P	NB	Ma	-	NCo	-	-
<i>Lottia subrogosa</i>	H	P	NB	Ma	-	NCo	-	-

<i>Petalococonchus erectus</i>	O	S	NB	Ma	-	NCo	-	-
<i>Cerithium atratum</i>	H	D	NB	Ma	-	NCo	-	-
<i>Família Cirratulidae</i>	-	Hábitos variados na família	B	-	-	NCo	-	-
<i>Gênero Eunice</i>	-	Hábitos variados no gênero	B	-	-	NCo	-	-
<i>Família Hesionidae</i>	-	Hábitos variados na família	B	-	-	NCo	-	-
<i>Tetraclita stalactifera</i>	-	S	NB	Ma	-	NCo	-	-
<i>Eriphia gonagra</i>	O	A	NB	Ma	-	NCo	-	-
<i>Favia gravida</i>	O	S	NB	Ma	MR	Co	-	-
<i>Millepora alcicornis</i>	M	S	NB	Ar	BR	Co	-	-
<i>Siderastrea stellata</i>	M	S	NB	Ma	AR	Co	-	-
<i>Mussismilia hispida</i>	M	S	NB	Ma	BR	Co	-	-
<i>Montastraea cavernosa</i>	M	S	NB	Ma	BR	Co	-	-
<i>Porites astreoides</i>	M	S	NB	Ma	BR	Co	-	-
<i>Cliona sp.</i>	M	S	B	Ma	-	NCo	-	-
<i>Isognomon bicolor</i>	O	S	NB	Ma	-	NCo	-	-

---

<i>Petaloconchus varians</i>	O	S	NB	Ma	-	NCo	-	-
<i>Echinometra lucunter</i>	O	P	B	Ma	-	NCo	-	-

---

Tabela 4. Redundância funcional (número de espécies em cada grupo funcional, considerando as categorias funcionais separadamente) do macrobentos nas áreas com e sem visitação turística nos recifes de Porto de Galinhas, Pernambuco, Brasil. AR, Altamente redundante (contém mais de 15% das espécies encontradas); R, Redundante (contém entre 5% e 15% das espécies); PR, Pouco redundante (contém menos de 5% das espécies encontradas); SR, Sem redundância (apenas 1 espécie). PERDA, foram os grupos que não puderam ser classificados devido à ausência de espécies. Em negrito estão destacados os grupos funcionais que tiveram mudança de classificação do nível de redundância entre as áreas.

Função	Grupo funcional	Área sem visitação		Área com visitação	
		Número de espécie	Nível de redundância	Número de espécie	Nível de redundância
Fonte de Nutrição	Autotrófica (A)	19	AR	18	AR
	Heterotrófica-Herbívoro (H)	4	R	1	<b>SR</b>
	Heterotrófica-Onívoro (O)	8	AR	2	<b>PR</b>
	Mixotrofia funcional (M)	9	AR	7	<b>R</b>
Hábito alimentar (para Heterotróficos)	Pastador/Raspador (P)	4	R	1	<b>SR</b>
	Suspensívoro/Filtrador (S)	16	AR	9	AR
	Detritívoro (D)	1	SR	0	<b>PERDA</b>
	Predador ativo (A)	1	SR	0	<b>PERDA</b>
Capacidade bioerosiva	Bioerosivo (B)	5	R	4	R
	Não bioerosivo (NB)	19	AR	9	AR
Morfologia	Arborescente/ramificado (Ar)	18	AR	17	AR
	Maciço/não ramificado (Ma)	22	AR	11	AR
Resistência a branqueamento (para corais e zoantídeos)	Alta (AR)	1	SR	1	SR
	Média (MR)	3	R	3	R
	Baixa (BR)	5	R	3	R
Capacidade construtora	Construtor/carbonático (Co)	13	AR	9	AR
	Não construtor (NCo)	30	AR	22	AR
Algas indicadores de nutrientes	Indicadores (I)	7	R	6	R
	Não indicadores (NI)	12	AR	12	AR
	Alta (muita utilizada) (AA)	2	PR	2	PR

Uso por herbívoros (para Autotróficos)	Média (pouco utilizada) (MA)	8	AR	7	<b>R</b>
	Baixa (quase não utilizada)(BA)	9	AR	9	AR

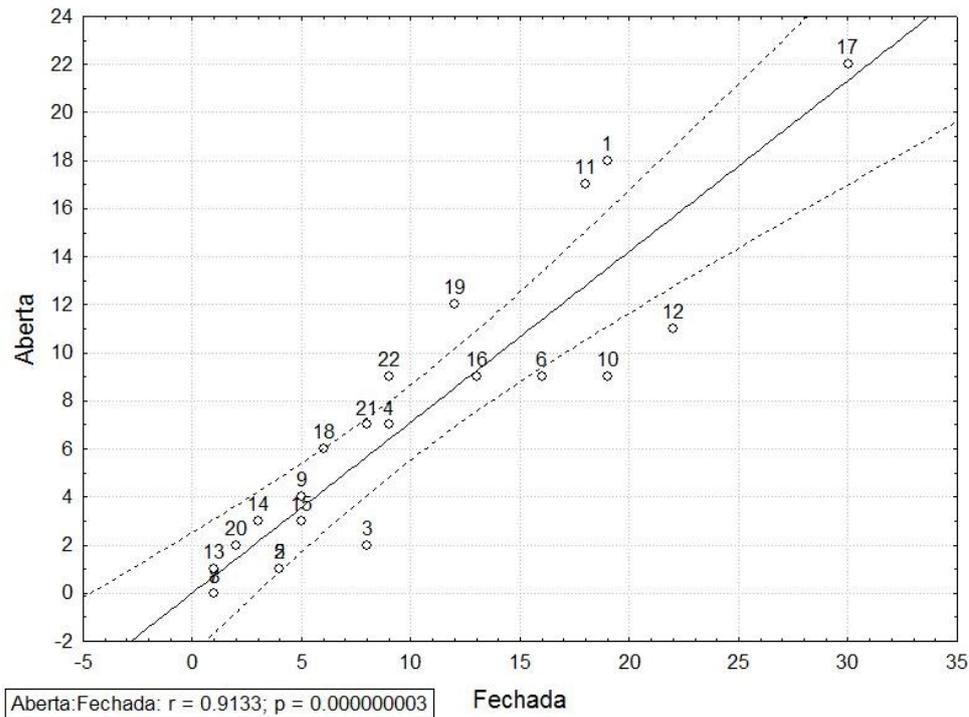


Figura 2. Correlação entre a redundância funcional (número de espécies em cada grupo funcional, entre áreas com visitação turística- aberta e sem visitação- fechada), criados diretamente pelas categorias estabelecidas. A curva pontilhada representa o intervalo de confiança de 99%.

### ***Abordagem 2: Grupo funcional = Cruzamento das categorias funcionais***

Considerando os grupos funcionais criados a partir do cruzamento das categorias, as espécies na área sem visitação se distribuíram em 17 grupos com atributos de “efeito” e 8 grupos com atributos “resposta”, enquanto que na área com visitação foram encontrados 13 e 6, respectivamente (Tabela 5).

Em 14 dos 25 Grupos Funcionais houve redução no número de espécies na área com visitação em relação a sem (Tabela 5; Figura 3), no entanto, a riqueza funcional total não diferiu significativamente entre as áreas ( $p=0,2888$ ) e nem quando foi considerado os tipos de atributos separadamente (Efeito:  $p=0,3457$ ; Resposta:  $p=0,5929$ ). A diversidade na área sem visitação ( $H'=1,27$ ) e na com visitação ( $H'=1,15$ ) não apresentaram diferença significativa ( $t=2,22$ ;  $p>0,05$ ).

Da mesma forma que na Abordagem 1, houve correlação positiva entre o número de espécies nos grupos funcionais (redundância) nas áreas ( $r=0,9039$ ;  $p=0,0000$ ; Figura 4), no entanto, os grupos 9 (Onívoros/Suspensívoros/Não bioerosivo/Maciço/Não

construtor) e 11 (Herbívoro/Pastador/Não Bioerosivo/Maciço/Não construtor) ficaram abaixo do intervalo de confiança (valores na área com visitação bem abaixo do esperado pelo modelo) e o grupo 4 (Autotrófico/Arborescente/Não construtor/Baixo uso) ficou acima do intervalo de confiança.

Tabela 5. Redundância funcional (número de espécies em cada grupo funcional) do macrobentos nas áreas com e sem visitação turística nos recifes de Porto de Galinhas, Pernambuco, Brasil. Grupos funcionais formados a partir do cruzamento das categorias funcionais dos tipos Efeito e Resposta (ver metodologia).

Tipo	Grupo funcional	Número de espécies	
		Sem visitação	Com visitação
Efeito	Autotrófico/Arborescente/Construtor/Baixo Uso	5	4
	Autotrófico/Arborescente/Construtor/Médio Uso	1	1
	Autotrófico/Arborescente/Construtor/Alto Uso	1	1
	Autotrófico/Arborescente/Não Construtor/Baixo Uso	4	6
	Autotrófico/Arborescente/Não Construtor/Médio Uso	5	5
	Autotrófico/Arborescente/Não Construtor/Alto Uso	1	1
	Autotrófico/Maciço/Não Construtor/Médio Uso	2	1
	Autotrófico/Arborescente/Construtor	7	5
	Onívoro/Suspensívoro/Não Bioerosivo/Maciço/Não Construtor	6	2
	Mixotrófico/Suspensívoro/Não Bioerosivo/Maciço/Construtor	5	4
	Herbívoro/Pastador/Não Bioerosivo/Maciço/Não Construtor	3	0
	Mixotrófico/Suspensívoro/Não Bioerosivo/Maciço/Não Construtor	3	3
	Autotrófico/Maciço/Não construtor	2	1
	Herbívoro/Pastador/Bioerosivo/Maciço/Não Construtor	1	1
	Mixotrófico/Suspensívoro/Não Bioerosivo/Arborescente/Construtor	1	0
	Onívoro/Suspensívoro/Bioerosivo/Maciço/Não Construtor	1	0
	Predador ativo/Não Bioerosivo/Maciço/Não Construtor	1	0
Resposta	Autotrófico/Arborescente/Não Indicadora	11	12
	Autotrófico/Arborescente/Indicadora	6	5
	Heterotrófico/Maciço/Resistência Baixa	4	3
	Heterotrófico/Maciço/Resistência Média	3	3
	Autotrófico/Maciço/Indicadora	1	1
	Autotrófico/Maciço/Não Indicadora	1	0
	Heterotrófico/Maciço/Resistência Alta	1	1
	Heterotrófico/Arborescente/Resistência Baixa	1	0

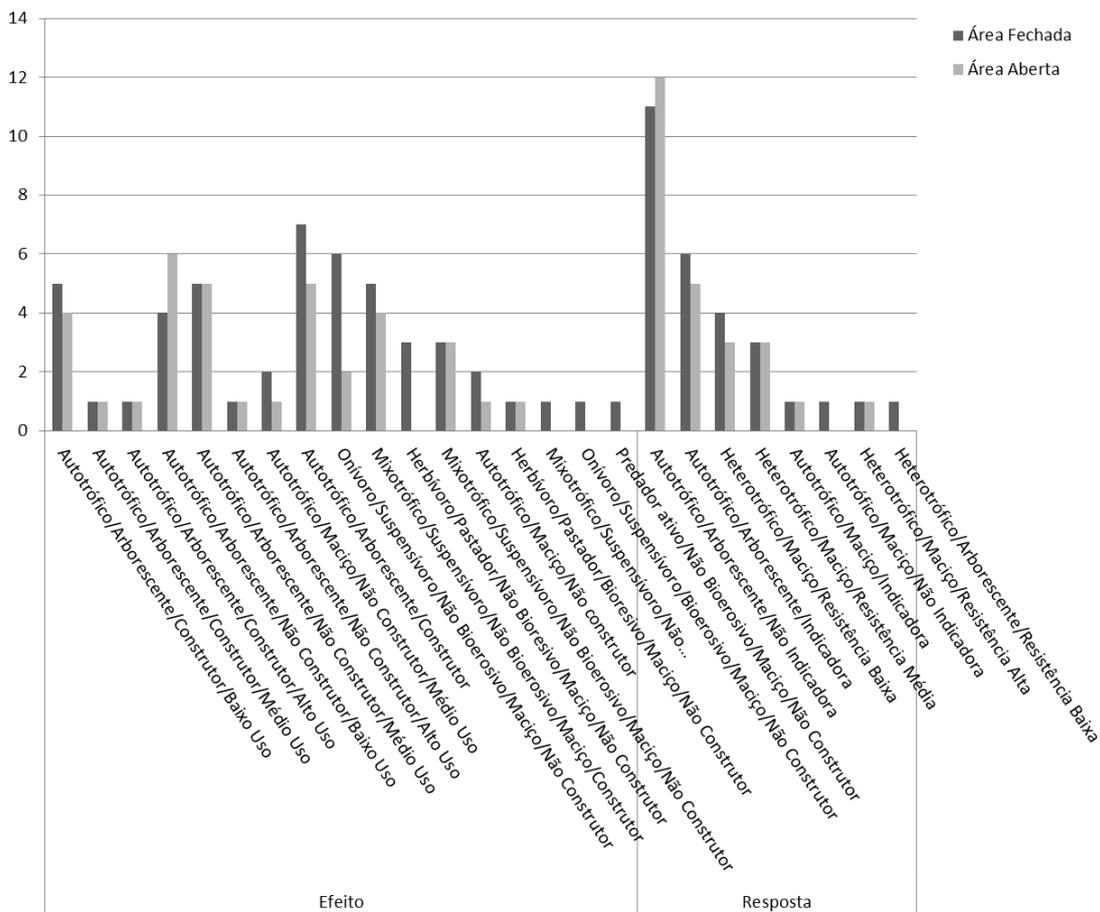


Figura 3. Riqueza funcional (número de espécies) na comunidade macrobentônica em áreas com e sem visitação turística em Porto de Galinhas, PE. Os grupos funcionais foram criados a partir do cruzamento das categorias funcionais (com atributos de Efeito e atributos Resposta).

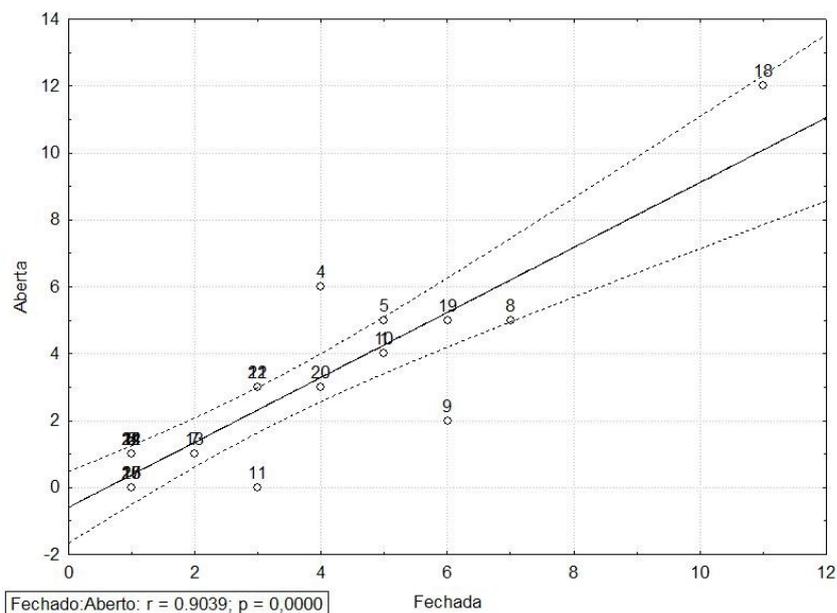


Figura 4. Correlação entre a redundância funcional (número de espécies em cada grupo funcional, entre áreas com visitação turística- aberta e sem visitação- fechada), criados pelo cruzamento das categorias estabelecidas. A curva pontilhada representa o intervalo de confiança de 99%.

## DISCUSSÃO

Os resultados obtidos no presente estudo mostraram que o turismo afetou a Riqueza de espécies na comunidade recifal de Porto de Galinhas, mas não foi verificada diferença na riqueza e redundância funcional em nível de comunidade. A perda das espécies na área com turismo afetou os grupos funcionais de uma forma proporcional e o fato da maior parte dos Grupos funcionais terem apresentado redução no número de espécies pode significar que o efeito do turismo foi distribuído em todos os grupos, não ocasionando a perda completa de muitos grupos funcionais. Isso justificaria a ausência de diferença na riqueza e redundância funcional entre as áreas. Por outro lado, alguns grupos funcionais tiveram comportamentos que diferiram do modelo esperado e que merecem uma discussão mais detalhada.

Os recifes são ecossistemas facilmente perturbados e transformados pela ação antrópica e a sua recuperação acontece de forma lenta (Ferreira and Maida, 2007; Barradas *et al.*, 2010; Adessi, 1994). Alguns estudos foram realizados na mesma área aberta do recife com a meiofauna e identificaram uma redução significativa da abundância e diversidade em comparação com a área fechada (Sarmiento *et al.*, 2011, 2012). Além da mortalidade do bentos, a ação do turismo no recife também acarreta a quebra de corais e de algumas algas calcárias reduzindo a complexidade estrutural (pela redução da rugosidade), o que afeta diretamente a diversidade e o número de indivíduos, alterando assim a dinâmica local do recife (Kay and Liddle, 1989; Adessi, 1994; Rodgers and Cox, 2003). Ferreira and Rosso (2009) observaram que algumas espécies são muito vulneráveis ao pisoteio, pois são facilmente esmagadas. Araujo *et al.* (2009) constatou que o pisoteio afeta diretamente a assembleia de macroalga bem como a evolução temporal das mesmas. Esse efeito negativo também pode ser observado ao redor do mundo, como no estudo de Brown and Taylor (1999) com algas da região nordeste da

Nova Zelândia, onde a ação do pisoteio levou a comunidade a reduzir cerca de 50% da altura do relvado.

Apesar das limitações de nosso estudo quanto aos dados (um único local; sem dados quantitativos), ele traz uma visão diferenciada analisando a redundância associada a impactos humanos. Estudos com redundância e diversidade funcional nos recifes brasileiros estavam restritos à comunidade de peixes (Floeter *et al.*, 2004; Halpern and Floeter 2008) e pouco tem sido feito no mundo discutindo o que ocorre com a redundância diante de impactos (ver p. ex. Micheli *et al.*, 2014). Além disso, estudos funcionais têm focado em um único grupo taxonômico. No presente estudo, de forma pioneira, foi utilizada a comunidade bentônica, mas, devido à variabilidade taxonômica e morfológica das espécies bentônicas e a ausência de informação sobre a história natural e ecologia de diversas espécies, o uso de atributos contínuos morfo-anatômicos não era possível. Foi necessário abrir mão de alguns métodos de análise para trabalhar com a comunidade bentônica, tendo limitações como pequena capacidade de discriminar diferenças sutis nos papéis funcionais das espécies e não considerar mudanças funcionais relacionadas com a ontogenia (Micheli *et al.*, 2014). No entanto, esta abordagem permitiu uma visão melhor do funcionamento do ecossistema recifal, uma vez que determinados processos que garantem a estabilidade do mesmo envolve táxons distintos.

O turismo provoca perda de espécies que tende a levar a perda de redundância (Gil *et al.*, 2015). No entanto, pode ocorrer de forma proporcional ou pode ser que mesmo perdendo poucas espécies a redundância seja alterada drasticamente dentro da comunidade (se perder todas as espécies dentro do mesmo grupo funcional ou se perder algumas espécies de grupos pouco redundantes) ou a perda de espécies pode afetar pouco a redundância (se as espécies perdidas forem de grupos mais redundantes ou se a perda for distribuída dentro de todos os grupos de forma proporcional). Este último caso parece ter ocorrido nos recifes em estudo.

A abordagem utilizando grupos funcionais tem sido usada para descrever componentes da diversidade ecológica que normalmente fica negligenciado ou escondido em estudos mais tradicionais (Kang *et al.*, 2015). Segundo Walker *et al.* (1999), a estabilidade do ecossistema e a biodiversidade estão correlacionadas de maneira positiva. No entanto, a quantidade de espécies extintas que os ecossistemas podem suportar, antes de se tornarem instáveis, depende, sobretudo, da redundância funcional (Walker, 1992). Não há dúvidas, a priori, com base num arcabouço teórico geral, que redundância elevada

fornece garantia, seguro extra ao ecossistema frente a distúrbios. A chance de ter várias espécies desenvolvendo as mesmas funções, mas com respostas diferentes ao impacto, tende a ser maior quanto mais espécies houver dentro do grupo funcional (Chapin *et al.*, 1997). Este seguro é extremamente importante num ecossistema degradado com os recifes. No entanto, essa garantia depende de vários fatores como, por exemplo, ter espécies com respostas diferentes ao distúrbio, que tem diferentes mecanismos na realização da função ou especificidades nos seus atributos (Chapin and Shaver, 1985; Walker, 1992). Depende ainda da sua efetividade, abundância e também das relações interespecíficas (Lawton and Brown, 1993). É um grande desafio para a ciência entender toda esta diversidade embutida dentro de conceitos conhecidos como diversidade específica, riqueza de espécies ou ainda diversidade funcional, de forma geral. O uso de múltiplas abordagens pode ajudar. Neste estudo tentamos, por primeira vez, juntar grupos funcionais a partir de táxons distintos para analisar se o turismo e a perda de espécies poderiam ter ações diferentes em cada um deles. Na área aberta ao turismo a perda de espécies foi maior ou menor que o modelo (só foram dada atenção aos grupos fora do intervalo de confiança) para alguns grupos funcionais que merecem uma análise mais aprofundada.

Entre as categorias funcionais usadas nas análises, duas (Herbívoro e Pastador) perderam a resiliência, permanecendo com apenas uma espécie na área aberta. Apesar disso, estas categorias seguiram o modelo de correlação da diversidade funcional (número de espécies no grupo) entre as áreas aberta e fechada. Isso ocorreu porque mesmo na área fechada estas categorias estavam em baixa quantidade de espécies. Estas categorias podem estar relacionadas uma vez que Pastador é uma das classificações dos Herbívoros. Entre os herbívoros, apenas os pastadores exercem papel sobre a remoção de algas nos recifes. Organismos suspensívoros, por exemplo, mesmo que herbívoros, obtêm sua energia através do plâncton, não interferindo na comunidade bentônica via alimentação. Um dos fatores estruturadores da comunidade recifal mais importante é a competição por espaço. Assim, corais competem com algas, zoantídeos e outros animais pelo assentamento e permanência nos recifes. Nesta dinâmica, os herbívoros que predam sobre as algas (pastadores) são fundamentais para manter a coexistência. Inúmeros estudos com peixes herbívoros comprovam este papel (Bellwood *et al.*, 2003; Halpern and Floeter 2008) e avaliam a diversidade de fatores envolvidos. Por outro lado, o papel de pastadores bentônicos no processo não tem sido igualmente avaliado. Diante da redução de

herbívoros no meio, a comunidade recifal pode passar por um processo de mudança de dominância, no qual corais são substituídos por organismos não construtores como algas ou zoantídeos (Done, 1992; Stone *et al.*, 1999; Hoeghe-Guldeberg and Hoeghe-Guldeberg, 2004). Este processo de mudança de fase tem sido relatado em diversas partes do mundo e no Brasil a substituição de corais por uma única espécie de zoantídeo foi registrada na Bahia recentemente (Cruz *et al.*, 2015).

Na área aberta, duas categorias foram perdidas, Detritívoros e Predadores ativos. Isto não causa preocupação porque, com certeza, representa uma limitação metodológica. Sendo assim, é preciso que estudos futuros usem metodologias de coleta distintas para abranger uma maior quantidade de espécies. Entre as categorias que mostraram um comportamento mais diferenciado na curva de correlação, espécies onívoras, sem capacidade erosiva e de crescimento maciço estavam com valores na área aberta mais baixos que o esperado pelo modelo. O grupo cujos representantes respondem, na maioria, a estas características é Mollusca. De fato, poucas espécies de moluscos foram encontradas na área aberta ao turismo. O pisoteio direto de turistas sobre os recifes pode provocar a morte e migração de indivíduos para outros setores, além disso, o pisoteio provoca a quebra da estrutura recifal, reduzindo a complexidade e afetando a diversidade (Hawkins and Roberts, 1992; Plathong *et al.*, 2000). Em Porto de Galinhas, vários estudos demonstraram o efeito do turismo sobre comunidades bentônicas recifais (Sarmiento *et al.*, 2011, 2012; Barradas *et al.*, 2012). Por outro lado, as categorias: Autotrófico, Ramificado, Não indicadora e Baixo uso por herbívoros apresentaram valores na área aberta acima do modelo. Entre as espécies ramificadas encontradas em Porto de Galinhas estão inúmeras algas frondosas e calcárias e apenas um coral, o hidrocoral *Millepora alcicornis*, que foi registrado exclusivamente na área fechada. Assim, esses valores mais altos que o esperado pelo modelo na área aberta de organismos ramificados é devido à presença de inúmeras algas no local. Estas algas justamente se caracterizam por serem Autotróficas e a maioria não é indicadora de nutrientes nem muito usada por herbívoros. A abundância de algas é uma característica dos recifes brasileiros. Este grupo domina em cobertura seguido dos zoantídeos (Barradas *et al.*, 2010; Santana *et al.*, 2015). Esta situação tem se agravado nos últimos anos tanto pelo crescente aporte de nutrientes devido a atividades humanas quanto pela redução de herbívoros, especialmente peixes (Mumby *et al.*, 2007). Isto pode se agravar ainda mais se houver uma dominância de espécies que são pouco usadas por herbívoros.

O cruzamento das categorias funcionais para originar grupos em que as espécies possam ser atribuídas a apenas um deles, apresentou resultados coerentes com a outra análise, no entanto, devido ao elevado número de grupos gerados a riqueza dentro de cada grupo foi pequena e o significado dos grupos funcionais perdidos pode não ter tanta relevância. No entanto, a possibilidade de calcular a diversidade permitiu confirmar que apesar do turismo provocar a perda de espécies, ela não representou (ainda) uma perda de redundância em nível de comunidade bentônica como um todo. Isso não significa que alguns grupos taxonômicos e/ou alguns grupos funcionais já não estejam prejudicados. De fato, o turismo é uma atividade humana que provoca distúrbios que afetam todo o ecossistema (ex. aumento de sedimentação) e outros que afetam diferencialmente as espécies (ex. pisoteio provoca mais quebras em espécies ramificadas). Os efeitos do turismo podem ser bem variáveis. De forma geral, um distúrbio tem efeitos maiores sobre o ecossistema quando há uma ou poucas espécies compõe um grupo funcional; há interações espécies-específicas que controlam a dinâmica do ecossistema; e espécies que são fortes reguladoras (p. ex. chave) são sensíveis ao distúrbio (Hooper *et al.*, 2005 *apud* Chapin *et al.*, 1997). Dessa forma, a rede de efeitos gerada pelo turismo precisa ser avaliada em distintas escalas. Nosso estudo confirma isso uma vez que apesar dos dados mostrarem que o turismo afeta a comunidade na área aberta de forma proporcional nos grupos funcionais, alguns grupos tiveram tendências diferenciadas. Um estudo com maior quantidade de dados e com análises quantitativas poderá avaliar melhor isto. De todo jeito, a redução da riqueza de espécies gera uma preocupação já que vários estudos investigaram os efeitos da perda de biodiversidade dentro dos grupos funcionais (ex.: Jonsson and Malmqvist, 2000; Jonsson *et al.* 2001; Cardinale *et al.* 2002; Dangles *et al.* 2002; Hury *et al.* 2002; Jonsson *et al.* 2002; Jonsson and Malmqvist, 2003a; 2003b) e constataram fortes efeitos de mudanças na biodiversidade embora as espécies utilizadas desempenhassem funções idênticas.

Quase sempre são usados atributos associados ao efeito das espécies sobre os processos do ecossistema, mesmo quando o objetivo é avaliar o impacto de atividades antrópicas como a pesca. Logicamente, reconhecer o número de espécies agindo sobre funções importantes (ou com atributos para isso) é fundamental para saber que aquelas funções serão mantidas mesmo que o distúrbio cause a perda de várias espécies (Bellwood *et al.*, 2004). No entanto, também é importante avaliar os atributos associados às respostas destas espécies frente ao distúrbio. Assim, será possível abranger a capacidade de

resistência e de recuperação da comunidade, componentes fundamentais para a estabilidade e resiliência (Nyström *et al.*, 2008). No caso dos recifes de corais ainda há muita informação indisponível sobre os processos, funcionamento e como os filtros ambientais e bióticos interferem na estruturação e funcionamento da comunidade, especialmente, do bentos, limitando um pouco abordagens mais complexas do ponto de vista da diversidade funcional. Por outro lado, inúmeros autores já demonstraram que a redundância é um dos pilares básicos para manutenção da resiliência dos recifes (Mumby *et al.*, 2007; Nyström *et al.*, 2008) e os ecossistemas recifais estão entre os menos resilientes do planeta devido às condições ambientais relativamente constantes e os ciclos sazonais favoráveis enfrentados pelas espécies ao longo do tempo (McClanahan *et al.* 2002).

Mudanças na composição e diversidade de espécies afetarão mais fortemente o funcionamento dos ecossistemas quando as espécies diferirem em seus efeitos sobre os processos ecossistêmicos ou na sua resposta às mudanças ambientais. No primeiro caso, por definição, uma alteração na composição ou abundância de espécies deve afetar o funcionamento do ecossistema. No segundo caso, a sensibilidade ambiental diferenciada entre espécies funcionalmente semelhantes dá estabilidade (resistência e resiliência) aos processos ecossistêmicos (Chapin *et al.*, 1997). A comunidade bentônica nos recifes forma uma unidade funcional, no entanto, apresenta enorme variedade taxonômica e morfológica. É preciso estabelecer mais categorias funcionais nas análises para abarcar mais funções e processos além dos comumente utilizados. Um exemplo disso é a abordagem trófica. Corais podem ser classificados como Heterótrofos (Onívoros de forma geral), mas aquelas espécies que apresentam associação com algas zooxantelas podem atuar funcionalmente como autotrófico e heterotrófico de forma simultânea (Anthony and Fabricius, 2000). Em uma abordagem de grupos tróficos isso, provavelmente, não seria levado em conta, mas do ponto de vista de estabilidade do ecossistema, esta flexibilidade trófica pode permitir que esta espécie se mantenha no ecossistema mesmo em época de escassez ou perda de uma das fontes alimentares e significa peculiaridades no fluxo de energia e matéria (Anthony and Fabricius, 2000). Por outro lado, corais com zooxantelas podem morrer em resposta a parâmetros do meio que levem à expulsão das zooxantelas como aumento da temperatura, interferindo na resposta do coral ao distúrbio (Wooldridge, 2014). Como pode ser visto, existem inúmeras sutilezas que devem ser consideradas nos estudos funcionais e o próprio significado de

um atributo pode ser múltiplo, abrangendo diferentes papéis. A nossa escolha de trabalhar com um maior número de grupos funcionais foi para avaliar estas diferenças, ao menos de uma forma ainda preliminar. Baseado nos resultados (comportamento diferenciado dos grupos funcionais) sugerimos que novos estudos sejam feitos incluindo múltiplos atributos, mais localidades e dados quantitativos.

Outro fator ainda negligenciado em diversos estudos funcionais em recifes é a importância relativa de cada função e, por conseguinte, dos atributos necessários para desempenhá-la. É lógico que toda espécie tem particularidades que fazem dela única, mesmo que compartilhe com outras o mesmo grupo funcional e, portanto, todas são importantes para o ecossistema (Chapin *et al.*, 1995). Existem funções chave no ecossistema e pode haver espécies chave dentro de um grupo funcional (Chapin *et al.*, 1997). A metodologia utilizada no presente estudo permitiu registrar espécies que participavam em mais de uma categoria funcional entre as destacadas como importantes para manter a estabilidade e funcionamento. Assim, além da redundância dentro de grupos funcionais, podemos discutir a multiplicidade de funções de uma mesma espécie no ecossistema (Riqueza de funções de uma espécie). Esta informação é também de grande valia para a conservação.

Nossos resultados mostraram uma melhor resolução nas análises na qual cada categoria foi usada como um grupo funcional. Apesar deste método não permitir o cálculo da redundância através de um índice de diversidade (já que uma mesma espécie pode estar em mais de um grupo funcional), ela permite discriminar e discutir melhor as espécies dentro dos grupos, os mecanismos e o comportamento de cada grupo frente ao distúrbio, vendo os processos que mais são afetados. A abordagem cruzando os grupos funcionais não foi muito proveitosa em nosso estudo, já que não reduziu o número de grupos (como ocorreria se usássemos atributos e métodos quantitativos para determinar os grupos funcionais e reduzir seu número) e nem permitiu análises mais complexas (por exemplo, índices de diversidade funcional mais independentes da riqueza de espécies), uma vez que nossos dados não tinham abundância. É importante seguir avançado quanto aos métodos de estudo nesta área, buscando usar dados quantitativos e também métodos de análises que possam juntar grupos taxonômicos distintos. Sugerimos um estudo avaliando a diversidade funcional (não apenas a redundância) dos recifes brasileiros, focado na comunidade bentônica, para fornecer informações fundamentais à conservação desses ecossistemas.

## AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), que concedeu bolsa de mestrado ao pós-graduando para execução do trabalho.

## REFERÊNCIAS

- Adessi, L. 1994. Human disturbance and long-term changes on a rocky intertidal community. *Ecology Application* 4 (4), 786-797.
- Albuquerque, U. P and Oliveira, R. F. 2007. Is the use-impact on native caatinga species in Brazil reduced by the high species richness of medicinal plants. *Journal of ethnopharmacology* 113: 156-170.
- Anthony, K. R. and Fabricius, K. E. 2000. Shifting roles of heterotrophy and autotrophy in coral energetics under varying turbidity. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 252(2), 221-253.
- Araújo, R. S. Vaselli, M. Almeida, E. Serrão and I. Sousa-Pinto. 2009. Effects of disturbance on marginal populations: human trampling on *Ascophyllum nodosum* assemblages at its southern distribution limit. *Marine Ecology Progress Series*, 378: 81-92.
- Barradas, J. I., Amaral, F. D., Hernández, M. I. M., Flores-Montes, M. J., Steiners, Q. A. 2010. Spatial distribution of benthic macroorganisms on reef flats at Porto de Galinhas beach (northeastern of Brazil), with special focus on coral and calcified hydroids. *Biotemas*, 23 (2): 61-67.
- Barradas, J. I., Amaral, F. D., Hernández, M. I., Flores-Montes, M. J., & Steiner, A. Q. 2012. Tourism impact on reef flats in Porto de Galinhas beach, Pernambuco, Brazil. *Arquivos de Ciências do Mar*, 45(2).
- Bellwood, D. R., Hoey, A. S., Choat, J. H. 2003. Limited functional redundancy in high diversity systems: resilience and ecosystem function on coral reefs. *Ecology letters*, 6(4), 281-285.
- Bellwood, D. R.; Hughes, T. P.; Folke. C.; Nyström, M. 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429:837-833.
- Brown, P. J. and R. B. Taylor. 1999. Effects of trampling by humans on animals inhabiting coralline algal turf in the rocky intertidal. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 235: 45-53.
- Cardinale B. J., Palmer M. A., Collins L. 2002. Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation. *Nature* 415: 426-429.
- Chapin III, F. S. and Shaver, G. R. 1985. *Ecology* 66, 564.
- Chapin III, F. S., Lubchenco, J., Reynolds, H. L. 1995. Biodiversity effects on patterns and processes of communities and ecosystems. In Global Biodiversity Assessment, UNEP. Heywood VH (ed.). *Cambridge University Press, Cambridge*. Pp. 289-301.

- Chapin F. S., Walker BH, Hobbs R. J., Hooper D. U., Lawton J. H., Sala O. E., Tilman D. 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science* 277:500-504.
- Costa, C. F., Sassi, R., Gorch-Lira, K. 2008. Zooxanthellae genotypes in the coral *Siderastrea stellata* from coastal reefs in northeastern Brazil. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 367(2), 149-152.
- Cruz, I., Kikuchi, R. K., Longo, L. L., Creed, J. C. 2015. Evidence of a phase shift to *Epizoanthus gabrieli* Carlgren, 1951 (Order Zoanthidea) and loss of coral cover on reefs in the Southwest Atlantic. *Marine Ecology*, 36(3), 318-325.
- Dangles, O., Jonsson, M., Malmqvist, B. 2002. The importance of detritivore species diversity for maintaining stream ecosystem functioning following the invasion of a riparian plant. *Biological Invasions* 4: 441-446.
- Done, T. J. 1992. Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. *Hydrobiologia* 247 (1-3): 121-132.
- Duffy, J. E., Macdonald, K. S., Rhode, J. M., Parker, J. D. 2001. Grazer diversity, functional redundancy, and productivity in seagrass beds: an experimental test. *Ecology*, 82, 2417-2434.
- Elmqvist, T., C. Folke, M. Nystrom, G. Peterson, J. Bengtson, B. Walker and J. Norberg. 2003. Response diversity and ecosystem resilience. *Front. Ecology. Environ.* 1: 488-494.
- Ferreira, B. P. and Maida, M. 2006. Monitoramento dos Recifes de Coral do Brasil. Situação Atual e Perspectiva. *Brasília. MMA*, v. 1, 120 p.
- Ferreira, B. P. and Maida, M. 2007. Áreas Aquáticas Protegidas como instrumento de Gestão Pesqueira. *Ministério do Meio Ambiente, MMA*, p. 29-45.
- Ferreira, M.N. and Rosso, S. 2009. Effects of human trampling on rocky shore fauna on the São Paulo coast, southeastern Brazil. *Brazilian Journal Biology*, p 993-999.
- Fonseca, C. R. and Ganade, G. 2001. Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology*. 89(1):118-25.
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L., Holling, C. S. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annu. Rev. Ecology. Evol. Syst.*, 35, 557-581.
- Floeter, S. R., Ferreira, C. E. L., Dominici - Arosemena, A., Zalmon, I. R. 2004. Latitudinal gradients in Atlantic reef fish communities: trophic structure and spatial use patterns. *Journal of Fish Biology*, 64(6), 1680-1699.
- Gil, M. A., Renfro, B., Figueroa-Zavala, B., Penié, I., Dunton, K. H. 2015. Rapid tourism growth and declining coral reefs in Akumal, Mexico. *Mar Biol* 162: 2225-2233.
- Grimsditch, G. D. and Salm, R. V. 2006. Coral Reef Resilience and Resistance to Bleaching. *IUCN, Gland, Switzerland*. 52pp.
- Gonzalez, A. and Loreau, M. 2009. The causes and consequences of compensatory dynamics in ecological communities. *Annu Rev Ecol Evol Syst.* 40: 393 - 414.
- Halpern, B. S. and Floeter, S. R. 2008. Functional diversity responses to changing species richness in reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series*, 364, 147-156.

- Hawkins, J. and Roberts, C. M. 1992. Effects of recreational scuba diving on fore-reef slope communities of coral reefs. *Biological Conservation*. Great Britain, n. 62, p. 171-8.
- Heinselman, M. L. 1981. Fire and succession in the conifer forests of northern North America. *Forest succession: Springer*. p. 374–405.
- Hoegh-Guldberg and Hoegh-Guldberg. 2004. The implications of Climate Change for Australia's Great Barrier Reef: People and Industries at Risk. WWF Australia, *Queensland Tourism Industry Council*, Sydney.
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gomez, E., Knowlton, N. 2007. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science*, 318 (5857), 1737-1742.
- Hooper, D. U., Chapin Iii, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Wardle, D. A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs*, 75 (1), 3-35.
- Hughes, T. P., Baird, A. H., Bellwood, D. R., Card, M., Connolly, S. R., Folke, C. 2003. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science*, 301(5635), 929-933.
- Hughes T. P., Bellwood, D. R., Folke, C, Steneck, R. S., Wilson, J. R. 2007. New paradigms for supporting resilience of marine ecosystems. *Trends Ecol Evol* 20:380-386.
- Hury, A. D., Hury, V. M., Arbuckle, C. J. T., Somides, L. 2002. Catchment land-use, macroinvertebrates and detritus processing in headwater streams: taxonomic richness versus function. *Freshwater Biology* 47: 401-415.
- Jonsson, M. and Malmqvist, B. 2000. Ecosystem process rate increases with animal species richness: evidence from leaf-eating, aquatic insects. *Oikos* 89: 519-523.
- Jonsson, M., Malmqvist, B., Hoffsten, P. O. 2001. Leaf litter breakdown in boreal streams: does shredder species richness matter? *Freshwater Biology* 46: 161-171.
- Jonsson, M., Dangles, O., Malmqvist, B., Guérol, F. 2002. Simulating species loss following perturbation: assessing the effects on process rates. *Proceedings of the Royal Society London B* 269: 1047-1052.
- Jonsson, M. and Malmqvist, B. 2003a. Mechanisms behind positive diversity effects on ecosystem functioning: testing the facilitation and interference hypotheses. *Oecologia* 134: 554-559.
- Jonsson, M. and Malmqvist, B. 2003b. Importance of species identity and number for process rates within stream invertebrate functional feeding groups. *Journal of Animal Ecology* 72: 453-459.
- Juhasz, A. et al. 2010. Does use of tropical beaches by tourists and island residents result in damage to fringing coral reefs? A case study in Moorea French Polynesia. *Marine Pollution Bulletin*. v. 60, p. 2251-2256.
- Kang, C. H., Lee, S. Y., Park, J. H., Lee, Y., Jung, H. S., Chi, Y. H., Jung, Y. J., Chae, H. B., Shin, M. R., Kim, W. Y., Yun, D. J., Lee, S. Y., Show, F. 2015. Stress-driven structural and functional switching of Ypt1p from a GTPase to a molecular chaperone mediates thermo tolerance in *Saccharomyces cerevisiae*. *FASEB J* 29 (11): 4424 – 34.

- Kay, A. M. and Liddle, M. J. 1989. Impact of human trampling in different zones of a coral reef flat. *Environ Manage* 13 (4), 509-520.
- Laliberté, E. and Legendre, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*. 91(1):299–305. PMID:20380219.
- Lawton, J. H. and Brown, V. K. 1993. Biodiversity and Ecosystem Function, E.-D. Schulze and H. A. Mooney, Eds. (Springer-Verlag, Berlin, 1993), pp. 255–270.
- Lawton, J. H. and Brown, V. K. 1994. Redundancy in ecosystems: Ecological studies: analysis and synthesis (USA).
- Ledlie, M. H., Graham, N. A. J., Blythell, J.C., Wilson, S.K., Jennings, S., Polunin, N.V.C., Hardcastle, J. 2007. Phase shifts and the role of herbivory in resilience of coral reefs. *Coral Reefs* 26: 641-653.
- Medeiros, C., Macedo, S. J., Koenig, M. L. 1999. Hydrography and phytoplankton biomass and abundance of North-East Brazilian waters. *Arch Fish Mar Res* 47: 133-151.
- Micheli, F. Halpern, B. S. 2005. Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecol Lett* 8:391-400.
- Micheli, F., Mumby, P. J., Brumbaugh, D. R., Broad, K., Dahlgren, C. P., Harborne, A. R., Holmes, K. E., Kappel, C. V., Litvin, S. Y., Sanchirico, J. N. 2014. High vulnerability of ecosystem function and services to diversity loss in Caribbean coral reefs. *Biological Conservation*. 171: 186 – 194.
- McClanahan, T. R., Polunin, N., Done, T. 2002. Ecological states and the resilience of coral reefs. *Conservation Ecology* 6(2): 18.
- McClanahan, T. R., Ateweberhan, M., Graham, N. A. J., Wilson, S. K., Sebastian, C. R., Guillaume, M. M., Bruggemann, J. H. 2007. Western Indian Ocean coral communities: bleaching responses and susceptibility to extinction. *Marine Ecology Progress Series*, 337, 1-13.
- McClanahan, T. R., Donner, S. D., Maynard, J. A., MacNeil, M. A., Graham, N. A. J. 2012. Prioritizing Key Resilience Indicators to Support Coral Reef Management in a Changing Climate. *PLoS ONE* 7(8): e42884. doi: 10.1371 / journal. pone. 004 2884.
- McCann, K. S. 2000. The diversity–stability debate. *Nature*. 405 (6783) : 228–33. PMID: 10821283
- Mumby, P. J., Hastings, A., Edwards, H. J. 2007. Thresholds and the resilience of Caribbean coral reefs. *Nature*, 450, 98–101.
- Mori, A. S., Furukawa, T., Sasaki, T. 2013. Response diversity determines the resilience of ecosystems to environmental change. *Biological Reviews*. 88 (2):349–64. doi: 10. 1111/brv. 12004 PMID:23217173
- Naeem, S. 1998. Species redundancy and ecosystem reliability. *Conservation Biology*, 12, 39– 45.
- Nyström, M., Folke, C., Moberg, F. 2008. Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment. *Trends in Ecology & Evolution*, 15, 413–417.
- Obura, D. O. and Grimsdith, G. 2009. Resilience Assessment of coral reefs– Assessment protocol for coral reefs, focusing on coral bleaching and thermal stress. *IUCN*

*working group on Climate Change and Coral Reefs*. IUCN, Gland, Switzerland. 70 pages.

- Ochoa-Ochoa, L. M., Campbell, J. A., Flores-Villela, O. A. 2014. Patterns of richness and endemism of the Mexican herpetofauna, a matter of spatial scale? *Biological Journal of the Linnean Society*. 111(2):305–16.
- Palardy, J. E., Rodrigues, L. J., Grottoli, A. G. 2008. The importance of zooplankton to the daily metabolic carbon requirements of healthy and bleached corals at two depths. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 367(2), 180-188.
- Plathong, S., Inglis, G. J., Huber, M. E. 2000. Effects of self-guided snorkelling trails on corals in a Tropical Marine Park. *Conservation Biology*. v. 14, n. 6, p. 1821-1830.
- Pielou, E. C. 1975. Ecology diversity. *J. Wiley and Sons, New York*.
- Petchey, O. L., Evans, K. L., Fishburn, I. S., Gaston, K. J. 2007. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology*. 76(5):977–85. PMID:17714276.
- Pillar, V. D., Blanco, C. C., Müller, S. C., Sosinski, E. E., Joner, F., Duarte, L. D. 2013. Functional redundancy and stability inplant communities. *Journal of Vegetation Science*. 24(5):963–74.
- Rodgers, K. S. and Cox, E. F. 2003. The effect of trampling on Hawaiian corals along a gradient of human use. *Biological Conservation* 112, 383-389.
- Rogers, R. et al. 2014. Coral health rapid assessment in marginal reef sites. *Marine Biology Research*. v.10, n. 6, p612–624.
- Roman, G., Dearden, P., Rollins, R. 2004. Zoning to manage recreation at coral reefs: a case study of Koh Chang National Marine Park, Thailand. *Marine Protected Area Research Group*.
- Santana, E. F. C., Alves, A. L., Santos, A. D. M., Maria Da Gloria, G. S., Perez, C. D., Gomes, P. B. 2015. Trophic ecology of the zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Anthozoa) on tropical reefs. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 95(02), 301-309.
- Santos, G. S. 2013. Comunidades macrobentônicas sésseis em ambientes recifais tropicais sob diferentes intensidades de pisoteio. 54F. *Dissertação (Mestrado em oceanografia) – Departamento de oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco*.
- Sarmento, C. V., Barreto, A. F. S., Santos, P. S. P. 2011. The response of meiofauna to human trampling on coral reefs. *Scientia Marina*. p. 559-570.
- Sarmento, V. C., Santos, P. J. P., 2012. Trampling on coral reefs: tourism effects on harpacticoid copepods, *Coral Reefs*, 135–146.
- Stone, L., Huppert, A., Rajagopalan, B., Bhasin, H., Loya, Y. 1999. Mass coral reef bleaching: a recent outcome of increased El Niño activity? *Ecol Lett* 2:325-330.
- Tilman, D., Reich, P. B., Knops, J. M. 2006. Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature*. 441 (7093):629–32. PMID:16738658.
- Walker, B. H. 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Consev Biol* 6:18-23.

- Walker, B., Kinzig, A., Langridge, J. 1999. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: The mature and significance of dominant and minor species. *Ecosystem* 2:95-113.
- Walker, B., Holling, C. S., Carpenter, S. R., Kinzig, A. 2004. Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. *Ecology and Society* 9(2): 5.
- West, J. M. and Salm, R. V. 2003. Resistance and Resilience to Coral Bleaching Implications for Coral Reef Conservation and Management, *Conservation Biology* 17(4): 956–967.
- Wooldridge, S. A. 2014. Differential thermal bleaching susceptibilities amongst coral taxa: re-posing the role of the host. *Coral reefs*, 33(1), 15-27.
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. 3 ed. New Jersey, Prentice-Hall.

## 6.0 ANEXOS

### ANEXO I. Regras de submissão para a revista *Aquatic Conservation*

#### **Relevance**

You should consult the Journal's '**Aims and Scope**' to ensure that your paper falls within one or more of the areas published by *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. **Whatever the topic, it is important that your paper explains the relevance and application of your work to the conservation and management of aquatic habitats and species.**

#### **Manuscript Submission**

*Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* operates an online submission and peer review system that allows authors to submit articles online and track their progress via a web interface. Please read the remainder of these instructions to authors and then click Scholar One to navigate to the *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* online submission site. **IMPORTANT:** Please check whether you already have an account in the system before trying to create a new one. If you have reviewed or authored for the journal in the last year it is likely that you will have had an account created.

#### **All papers must be submitted via the online system**

**File Types.** Preferred formats for the text and tables of your manuscript are .doc, .docx, .rtf, .ppt, .xls. **LaTeX** files may be submitted provided that an .eps or .pdf file is provided **in addition** to the source files. Figures may be provided in .tiff or .eps format.

#### **Initial Submission**

NON-LATEX USERS: Upload your manuscript files. At this stage, further source files do not need to be uploaded.

LATEX USERS: For reviewing purposes you should upload a single .pdf that you have

generated from your source files. You must use the File Designation "Main Document" from the dropdown box.

### **Submission of a Revised Manuscript**

NON-LATEX USERS: Editable source files must be uploaded at this stage. Tables must be on separate pages after the reference list, and not be incorporated into the main text. Figures should be uploaded as separate figure files.

LATEX USERS: When submitting your revision you must still upload a single .pdf that you have generated from your now revised source files. You must use the File Designation "Main Document" from the dropdown box. In addition you must upload your TeX source files. For all your source files you must use the File Designation "Supplemental Material not for review". Previous versions of uploaded manuscripts must be deleted. If your manuscript is accepted for publication we will use the files you upload to typeset your article within a totally digital workflow.

### **OnlineOpen**

OnlineOpen is available to authors of articles who wish to make their article open access. With OnlineOpen the author, their funding agency, or institution pays a fee to ensure that the article is made available to non-subscribers upon publication via Wiley Online Library, as well as deposited in PubMed Central and PMC mirror sites. In addition to publication online via Wiley Online Library, authors of OnlineOpen articles are permitted to post the final, published PDF of their article on a website, institutional repository, or other free public server, immediately on publication.

Prior to acceptance there is no requirement to inform an Editorial Office that you intend to publish your paper OnlineOpen if you do not wish to. All OnlineOpen articles are treated in the same way as any other article. They go through the journal's standard peer-review process and will be accepted or rejected based on their own merit.

### **Copyright and Permissions**

If your paper is accepted, the author identified as the formal corresponding author for the paper will receive an email prompting them to login into Author Services; where via the

Wiley Author Licensing Service (WALS) they will be able to complete the license agreement on behalf of all authors on the paper.

### **For authors signing the copyright transfer agreement**

If the OnlineOpen option is not selected the corresponding author will be presented with the copyright transfer agreement (CTA) to sign. The terms and conditions of the CTA can be previewed in the samples associated with the Copyright FAQs below:

CTA Terms and Conditions [http://authorservices.wiley.com/bauthor/faqs\\_copyright.asp](http://authorservices.wiley.com/bauthor/faqs_copyright.asp).

### **For authors choosing OnlineOpen**

If the OnlineOpen option is selected the corresponding author will have a choice of the following Creative Commons License Open Access Agreements (OAA):

- Creative Commons Attribution License OAA
- Creative Commons Attribution Non-Commercial License OAA
- Creative Commons Attribution Non-Commercial -NoDerivs OAA

To preview the terms and conditions of these open access agreements please visit the Copyright FAQs hosted on Wiley Author Services and visit <http://www.wileyopenaccess.com/details/content/12f25db4c87/Copyright--License.html>.

If you select the OnlineOpen option and your research is funded by The Wellcome Trust and members of the Research Councils UK (RCUK) you will be given the opportunity to publish your article under a CC-BY license supporting you in complying with Wellcome Trust and Research Councils UK requirements. For more information on this policy and the Journal's compliant self-archiving policy please visit: <http://www.wiley.com/go/funderstatement>.

Submission of a manuscript will be held to imply that it contains original unpublished work and is not being submitted for publication elsewhere at the same time. Submitted material will not be returned to the author, unless specifically requested.

## **Manuscript Style**

The language of the journal is English (spelling -- Oxford English Dictionary). All submissions must have a title and have a margin of 3 cm all round. Illustrations and tables must be on separate sheets, and not be incorporated into the text.

Manuscripts should not be written in the first person (i.e. sentences involving words such as ‘we’, ‘us’, ‘our’) as our journal uses third-person sentence construction: ‘Samples were taken at 15 sites...’ rather than ‘We took samples from 15 sites...’. In *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* we reserve the use of first-person sentence construction for places where authors are voicing their opinion: e.g. ‘We consider that further research is required in this area’.

The **title page** must list the full names and affiliations of all authors. The postal and email addresses, as well as the telephone and fax numbers, should only be given for the author who will check the proofs and answer any correspondence.

- The name(s) of any sponsor(s) of the research contained in the paper, along with the grant number(s) should be included in the Acknowledgements.
- Supply an **abstract** of up to 300 words for all articles. An abstract is a concise summary of the whole paper, not just the conclusions, and is understandable without reference to the rest of the paper. It should contain no citation to other published work and consist of a series of short, numbered statements.
- Include 6-10 keywords underneath the Abstract, using the standard keyword list and the protocol for keyword selection given in ScholarOne.
- Divide your article into sections entitled Introduction, Methods, Results and Discussion and Acknowledgements unless the nature of the paper justifies an alternative format.
- 

As well as full length papers, the journal also publishes short communications and brief contributions.

## **Short Communications**

Papers in this section provide authors with an opportunity to publish preliminary results of new research, or more descriptive studies where detailed data are expected later.

Articles will normally cover no more than six printed pages, including an Abstract, all tables, figures, and references.

### **Commentary and Correspondence**

Papers in this section will include brief contributions on topical issues, comments on papers published in *Aquatic Conservation*, and outline descriptions of new research projects. All articles must be no longer than 1000 words, contain no abstract, figures, tables, and sub-headings, and a maximum of four references. Articles will be published at the discretion of the Chief Editors who may request revision before acceptance, but will not be subject to peer review.

### **Publication of biodiversity data**

Authors are encouraged to place all species distribution records in a publicly accessible database such as the national Global Biodiversity Information Facility (GBIF) nodes ([www.gbif.org](http://www.gbif.org)) or data centres endorsed by GBIF, including BioFresh ([www.freshwaterbiodiversity.eu](http://www.freshwaterbiodiversity.eu)).

### **Pre-Submission English Language Editing**

Authors for whom English is a second language may choose to have their manuscript professionally edited before submission to improve the English. A list of independent suppliers of editing services can be found at [http://www.blackwellpublishing.com/bauthor/english\\_language.asp](http://www.blackwellpublishing.com/bauthor/english_language.asp). Japanese authors can also find a list of local English improvement services at <http://www.wiley.co.jp/journals.editcontribute.html>. All services are paid for and arranged by the author, and use of one of these services does not guarantee acceptance or preference for publication.

### **Reference Style**

References should be quoted in the text as name and year within brackets and listed at the end of the paper alphabetically. Where reference is made to more than one work by the

same author published in the same year, identify each citation in the text as follows: (Collins, 1998a, b). Where three or more authors are listed in the reference list, please cite in the text as (Collins *et al.*, 1998). Where references are cited in the texts in groups, they should be listed in date order and not alphabetically (e.g. Harris, 1997; Thomas, 2004; Bennett, 2008).

For references published online but not yet in print give the DOI where possible.

In the reference list, papers with more than 10 authors should only have the first 10 named followed by '*et al.*', unless there are 11 authors when all should be named.

### **When accepted for publication:**

Smith J. In press. Title of paper. *Name of Journal*.

### **For Journal articles:**

Rivadeneira MM, Santoro CM, Marquet PA. 2010. Reconstructing the history of human impacts on coastal biodiversity in Chile: constraints and opportunities. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems* **20**: 74-82. Journal Titles should be full.

### **For books:**

Naiman RJ. 1994. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates: Sunderland, MA.

### **For articles in edited volumes (e.g. books, special issues, conference proceedings):**

Meyer JL, Wallace JB, 2001. Lost linkages and lotic ecology: rediscovering small streams. In *Ecology: Achievement and Challenge*, Press MC, Huntly NJ, Levin S (eds). Blackwell Scientific: Oxford; 295-317.

### **For reports:**

Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish. US Environmental Protection Agency Office of Water, Washington, DC.

### **For theses**

Jerling HL. 1994. Feeding ecology of mesozooplankton in the Sundays River Estuary. PhD thesis, University of Port Elizabeth, South Africa.

### **For European directives:**

Council of the European Communities, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23rd October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L327: 1-72.

### **For software packages:**

SAS. 2002. JMP version 5 statistics and graphics guide. SAS, Cary, NC.+

### **For references from the World Wide Web**

Scottish Natural Heritage. 2000. <http://www.snh.org.uk/> [14 June 2000]

### **Illustrations**

Upload each figure as a separate file in either .tiff or .eps format, the figure number and the top of the figure indicated. Compound figures e.g. 1a, b, c should be uploaded as one figure. Tints are not acceptable. Lettering must be of a reasonable size that would still be clearly legible upon reduction, and consistent within each figure and set of figures. Where a key to symbols is required, please include this in the artwork itself, not in the figure legend. All illustrations must be supplied at the correct resolution:

- Black and white and colour photos - 300 dpi
- Graphs, drawings, etc - 800 dpi preferred; 600 dpi minimum
- Combinations of photos and drawings (black and white and colour) - 500 dpi

Tables should be part of the main document and should be placed after the references. If the table is created in excel the file should be uploaded separately.

### **Colour Illustrations**

All figures in colour are published free of charge.

### **Supporting Information**

Supporting Information can be a useful way for an author to include important but ancillary information with the online version of an article. Examples of Supporting Information include additional: tables, data sets, figures, movie files, audio clips, 3D structures, and other related nonessential multimedia files. Supporting Information should be cited within the article text, and a descriptive legend should be included. It is published as supplied by the author, and a proof is not made available prior to publication; for these reasons, authors should provide any Supporting Information in the desired final format. For further information on recommended file types and requirements for submission please visit: <http://authorservices.wiley.com/bauthor/suppinfo.asp>

The availability of Supporting Information should be indicated in the main manuscript by a paragraph, to appear after the Acknowledgements, headed 'Supporting Information'. Short legends should be included here, listing the titles of all supporting figures, tables, data etc. Full (more detailed) legends for Supporting Information must also be uploaded as a separate Word document. This version will be used online, alongside where the Supporting Information is hosted, but not in the manuscript text, which instead uses the short versions of the legends. For image files (i.e. TIFF, JPEG etc.), legends should not be embedded. Instead, when uploading the image file to ScholarOne, please use the space provided to paste in the legend so that it appears underneath the figure in the PDF that is sent to the reviewers. In order to protect reviewer anonymity, material posted on authors' websites cannot be reviewed.

Supporting Information items should be referred to in the text as follows:

Supporting figures: Figure S1, Figure S2 etc.

Supporting tables: Table S1, Table S2 etc.

Supporting data: Data S1, Data S2 etc.

Supporting experimental procedures: Methods S1, Methods S2 etc.

Supporting animations: Movie S1, Movie S2 etc.

Any other text-based Supporting Information: Appendix S1, Appendix S2 etc.

The above order should be used when listing the Supporting Information legends, both in the short versions in the main manuscript text file, as well as in the separate full legends file.

### **Post Acceptance**

**Further Information.** For accepted manuscripts the publisher will supply proofs to the submitting author prior to publication. This stage is to be used only to correct errors that may have been introduced during the production process. Prompt return of the corrected proofs, preferably within two days of receipt, will minimise the risk of the paper being held over to a later issue. Free access to the final PDF offprint of your article will be available via Author Services only (unless otherwise stated). Please therefore sign up for Author Services if you would like to access your article PDF offprint and enjoy the many other benefits the service offers. Reprints of your article and copies of the journal may be ordered. There is no page charge to authors.

**Authors Resources:** Manuscript now accepted for publication?

If so, check out our suite of tools and services for [authors](#) and sign up for:

- Article Tracking
- E-mail Publication Alerts
- Personalization Tools

### **Cite EarlyView Articles**

To link to an article from the author's homepage, take the DOI (digital object identifier) and append it to "http://dx.doi.org/" as per following example: DOI 10.1002/hep.20941, becomes http://dx.doi.org/10.1002/hep.20941.