

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

ANA PAULA PEREIRA DE LIMA

COBERTURA E SANIDADE DE CORAIS E ZOANTÍDEOS (CNIDARIA, ANTHOZOA)
EM RECIFES COSTEIROS EXPOSTOS A DIFERENTES INTENSIDADES DE USO
TURÍSTICO

RECIFE
2016

ANA PAULA PEREIRA DE LIMA

COBERTURA E SANIDADE DE CORAIS E ZOANTÍDEOS (CNIDARIA, ANTHOZOA)
EM RECIFES COSTEIROS EXPOSTOS A DIFERENTES INTENSIDADES DE USO
TURÍSTICO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal Rural de Pernambuco como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Mestre em Ecologia

RECIFE
2016

Ficha catalográfica

L732c Lima, Ana Paula Pereira de
Cobertura e sanidade de corais e zoantídeos (Cnidaria,
Anthozoa) em recifes costeiros expostos a diferentes
intensidades de uso turístico / Ana Paula Pereira de Lima. –
Recife, 2016.
54 f. : il.

Orientadora: Paula Braga Gomes.
Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade
Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Biologia,
Recife, 2016.

Inclui referências, anexo(s) e apêndice(s).

1. Cobertura coralínea 2. Ambientes recifais
3. Intensidade turística 4. Manejo de recifes. I. Gomes, Paula
Braga, orientadora. II. Título

CDD 574

ANA PAULA PEREIRA DE LIMA

COBERTURA E SANIDADE DE CORAIS E ZOANTÍDEOS (CNIDARIA, ANTHOZOA)
EM RECIFES COSTEIROS EXPOSTOS A DIFERENTES INTENSIDADES DE USO
TURÍSTICO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal Rural de Pernambuco como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Mestre em Ecologia

Defendida e aprovada em 22 de fevereiro de 2016.

BANCA EXAMINADORA

Prof^a Dr^a. Paula Braga Gomes – UFRPE (Orientadora)

Prof^a Dr^a. Ana Carla Asfora El-Deir - UFRPE

Prof. Dr. José Souto Rosa Filho – UFPE

Prof. Dr. Carlos Daniel Pérez– UFPE/CAV

Prof. Dr. Mauro de Melo Júnior – UFRPE (Suplente)

AGRADECIMENTOS

São José da Coroa Grande: Aos pescadores Nal, Seu Siva e Seu Antoniel, que me ajudaram no retorno das coletas, à Ana e Douglas, da pousada Puiracú, pela atenção e gentileza em me deixar sempre ficar mais tempo além (bem além) do check-out.

Tamandaré/ Carneiros: Às atendentes e à Gerência do Flat dos Golfinhos (Tamandaré) pela gentileza e pelos descontos e aos motoboys das cooperativas, que me transportavam com segurança.

Carneiros: A Kleberson do Stand-Up Paddle, que me levou ao recife quando eu não consegui mais nadar.

Porto de Galinhas: À Secretaria de Meio Ambiente e Controle Urbano, na pessoa de Ana Lúcia Carneiro Leão, pela autorização para a realização das coletas. À Gê e Filiz, que me receberam em sua casa de forma tão prestativa, mesmo em cima da hora. Aos jangadeiros Seu Báu, Braguinha, Edu, Seu Fifio, Sávio, Carlos e Flávio Dive pelo transporte aos recifes.

Logística: Aos amigos mais do que amigos Reane e Filipe, pelo empréstimo do carro (sim, pasmem, eles preferiram emprestar o carro a ir à praia), à Hugo e Neto, que não emprestaram o carro e preferiram ir à praia (esses sabem das coisas!) e a meu sogro Rogério, que tem sido mais do que um sogro, pelas inúmeras vezes em que fomos coletar e lá estava ele na frente do meu prédio às 7 da manhã prontinho para nos levar.

Apoio operacional: À Érika medíocre, digo... Crispim, que me ajudou muito nas coletas de Infra em Enseada dos Corais (que tem corrente de retorno, tubarão e onde quase nos afogamos) e da praia dos Carneiros, onde ela perdeu o lápis para anotações, mas compensou fortemente a perda do lápis com as análises estatísticas. À Roger, que por coincidência, é meu marido e foi crucial a participação dele para que as coisas dessem certo, principalmente nas coletas de infra e em Porto de Galinhas, pois ele conhece bem os recifes de lá.

Apoio emocional: À minha filha Lavínia pela criança maravilhosa (e linda) que é, pois ela é se não o maior, mais um dos mais importantes agentes motivadores para meu crescimento profissional e ao meu amigo, companheiro e marido Roger, que me ajudou MUITO

operacionalmente e me deu aquela força quando eu estava desesperada por achar que não daria para executar o projeto corretamente e/ou em tempo hábil. Obrigada, meu querido, por estar comigo e segurar a barra quando eu queria mais era jogar tudo para cima e sair correndo. Você fez toda a diferença. PS: Você é o único a quem agradeço duas vezes aqui.

Acadêmico: À minha orientadora, Prof.^a Dr.^a. Paula Braga, que queimou o juízo comigo na elaboração do projeto, que não foi o primeiro e nem o segundo. Agradeço demais pela confiança, por me receber de braços abertos, pela oportunidade de crescimento acadêmico e pela autonomia que pude conquistar. Obrigada! Obrigada mesmo!

Gerais: Agradeço a meus pais Silvânia e José, que me educaram e me apoiaram de forma que pude seguir meu caminho sem fraquejar. Nunca poderei agradecer o suficiente. A meus irmãos Jefferson e Anderson, que são uma parte de mim e que o fato deles estarem junto aos meus pais, me dá certa tranquilidade em tocar meus projetos de vida. Aos meus tios Edson, Tânia, Betânia e Cláudia, por ficarem com minha filha nas vezes em que ela não aguentava mais ir à praia. Obrigada a todos, de coração. E por fim, aos amigos que contribuem pelo simples fato de existirem em minha vida: Natália, Rafael, Laíse e Gyl. Vocês não valem nada! I Love you all!

Lima, Ana Paula Pereira de (MSc). Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Fevereiro, 2016. Cobertura e sanidade de corais e zoantídeos (Cnidaria, Anthozoa) em recifes costeiros expostos a diferentes intensidades de uso turístico. Orientadora: Prof^a Dr^a. Paula Braga Gomes (UFRPE)

RESUMO

O contínuo crescimento da atividade turística tem afetado os ecossistemas costeiros, principalmente os ambientes recifais, impactando negativamente sobre os seus organismos. Áreas de elevada intensidade turística tendem a ter uma distribuição menos equitativa das espécies e uma menor diversidade biológica em relação a áreas menos frequentadas. O presente estudo objetivou descrever a relação entre o grau de uso turístico e a sanidade e abundâncias de corais escleractínios e de zoantídeos em recifes costeiros. Para tal, seis praias do litoral pernambucano (nordeste do Brasil) com diferentes intensidades de uso turístico foram selecionadas. O número médio de visitantes por praia foi obtido através de observações em dias com diferentes intensidades de fluxo de pessoas (domingo e segunda) e as praias foram classificadas como baixo uso ou uso intenso. Para mensurar a cobertura de corais e zoantídeos foram estabelecidos nove transectos de 25m, paralelos à costa, sendo seis no mediolitoral e três no infralitoral. Ao longo de cada transecto, três quadrados de 1x1m, com 81 pontos de intersecção foram dispostos. Foi calculada a cobertura de corais, zoantídeos, algas e a cobertura viva total. Todas as colônias que estavam dentro dos 50m² de cada transecto foram contabilizadas, medidas e a presença de mortalidade e branqueamento foram registradas. Foram listadas quatro espécies de zoantídeos e cinco espécies de corais. Os zoantídeos foram mais abundantes nas áreas de uso turístico intenso, em contrapartida os corais foram mais abundantes nas áreas de baixo uso turístico, as quais apresentaram maior diversidade de antozoários. O coral que apresentou o maior número de colônias branqueadas e parcialmente mortas foi *Siderastrea stellata*, além de ter sido o mais abundante em todas as áreas. O fluxo turístico mostrou ter maior relação com a cobertura de corais e zoantídeos do que com os indicadores de sanidade adotados para o presente estudo. No entanto, fatores como acidificação, incremento de nutrientes e oscilações da temperatura parecem agir sinergicamente sobre a sanidade dos antozoários. Modificações na estrutura da comunidade bentônica podem trazer consequências negativas aos ecossistemas recifais, dentre elas a mudança de fase, ocasionando perda de biodiversidade devido ao favorecimento de espécies mais resistentes, como algas e zoantídeos, em detrimento dos corais. Assim, devido aos inúmeros serviços ecossistêmicos, os recifes demonstram mais uma vez, serem áreas prioritárias à conservação.

Palavras-chave: Cobertura coralínea, Ambientes Recifais, Intensidade Turística, Manejo de recifes.

Lima, Ana Paula Pereira de (MSc). Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Fevereiro, 2016. Cobertura e sanidade de corais e zoantídeos (Cnidaria, Anthozoa) em recifes costeiros expostos a diferentes intensidades de uso turístico. Orientadora: Prof^a Dr^a. Paula Braga Gomes (UFRPE)

ABSTRACT

The continued growth of tourism has affected coastal ecosystems, especially the reef environments, negatively impacting on their organisms. high intensity tourist areas tend to have a less equal distribution of species and biological diversity lower compared to less frequented areas. This study aimed to describe the relationship between the degree of tourist use and the sanity and abundance of scleractinians corals and zoanthids in coastal reefs. For that purpose, six beaches of the coast of Pernambuco (northeastern Brazil) with different tourist use intensities were selected. The average number of visitors per beach was obtained through observations on days with different intensities of people flow (Sunday and Monday) and the beaches were classified as low use or heavy use. To measure coral cover and zoanthids were established nine transects 25m, parallel to the coast, six in midlittoral and three in the subtidal. Along each transect, three square 1x1m, with 81 points of intersection were arranged. Coral coverage, zoanthids, algae and total live coverage was calculated. All colonies that were within 50m² each transect were counted, measured and the presence of death and bleaching were recorded. Were listed four species of zoanthids and five species of corals. The zoanthids were more abundant in areas of intense tourist use, in contrast corals were most abundant in the low tourist use, which they had higher diversity of anthozoans. The coral that had the highest number of partially bleached and dead colonies was *Siderastrea stellata*, besides being the most abundant in all areas. The tourist flow showed the highest relationship with the coral cover and zoanthids than with health indicators adopted for this study. However, factors such as acidification, nutrient increase and temperature fluctuations appear to act synergistically on the health of anthozoans. Changes in benthic community structure can have negative consequences for reef ecosystems, among them the phase shift, causing loss of biodiversity due to favoring the most resistant species, as algae and zoanthids at the expense of corals. Thus, due to the numerous ecosystem services, the reefs demonstrate once again being priority areas for conservation.

Key words: Coral coverage, Reef environments, Tourist intensity, Reef management.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Áreas de coleta, no litoral sul de Pernambuco, Brasil.	28
Figura 2.	Uso turístico, dado pela quantidade de visitantes por 100m de praia.	30
Figura 3.	Cobertura viva (A), de algas (B), zoantídeos (C) e corais (D) nos recifes de mediolitoral.	33
Figura 4.	Cobertura viva (A), de algas (B), zoantídeos (C) e corais (D) nos recifes de infralitoral.	34
Figura 5.	Tamanho médio das colônias de corais (A) e Zoantídeos (B) no mediolitoral e corais (C) e zoantídeos (D) no infralitoral.	35
Figura 6.	Importância relativa de algas e zoantídeos no infralitoral (a) e no mediolitoral (b) na cobertura de corais escleractínios nos ambientes recifais estudados.	36

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Parâmetros requeridos para desempenho preditivo favorável da análise de <i>Boosted Regression Tree</i> em modelos de previsão de abundância de corais.	30
Tabela 2.	Média de visitantes e desvio-padrão, obtidos através da média de 26 observações por área.	31
Tabela 3.	Espécies de corais registradas por praia, número de colônias, tamanho médio das colônias e desvio-padrão.	31
Tabela 4.	Espécies de zoantídeos registradas por praia, número de colônias, tamanho médio das colônias e desvio-padrão.	32
Tabela 5.	Percentuais de colônias de corais íntegras, branqueadas e presença de mortalidade.	36
Tabela 6.	Percentuais de colônias de zoantídeos íntegras, branqueadas e presença de mortalidade.	37

SUMÁRIO

RESUMO	vii
ABSTRACT	viii
LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	x
INTRODUÇÃO GERAL	12
REVISÃO DA LITERATURA	15
REFERÊNCIAS	19
CAPÍTULO 1 - Cobertura e sanidade de Corais e Zoantídeos (Cnidaria, Anthozoa) em recifes costeiros expostos a diferentes intensidades de uso turístico	24
APÊNDICES	44
ANEXOS	47

1. INTRODUÇÃO GERAL

O turismo é atualmente, um dos setores mais importantes da economia mundial (DAVENPORT e DAVENPORT, 2006) e tem crescido nas regiões costeiras do Brasil (PALLAZZO Jr., 2007), representando um risco importante para os ecossistemas que ali se encontram, principalmente para os recifes de corais (FERREIRA e MAIDA, 2006).

Diversos estudos têm demonstrado a ação negativa do turismo sobre a cobertura coralínea, afetando principalmente corais ramificados mais susceptíveis à quebra por ancoragem e por mergulhadores (PLATHONG et al., 2000; ROMAN et al., 2004). Em áreas de maior intensidade turística, pode haver um crescimento excessivo de algas, perda de tecidos coralíneos e maior quebra de corais em virtude do maior número de mergulhos realizados (RIEGL e VELIMIROV, 1991). Além disso, as lesões provocadas nos tecidos dos corais deixam uma porta aberta para patógenos, causando doenças e podendo levar à morte do coral (HAWKINS e ROBERTS, 1992).

No Brasil, os recifes de corais estendem-se desde o Maranhão até o Sul da Bahia (LABOREL, 1969; LEÃO, 1986), sendo as formações da Bahia, as maiores e mais ricas do Atlântico Sul Ocidental (LEÃO, 1994). Ao longo da costa brasileira predominam os recifes em franja e os bancos de arenito (LABOREL, 1969), colonizados em sua maior parte por macroalgas (BARRADAS et al., 2010; BRUCE et al., 2012), zoantídeos (FRANCINI-FILHO et al., 2013), que podem cobrir até 50% do recife (ACOSTA e GONZALEZ, 2007) e corais escleractínios. Devido às características peculiares dos recifes brasileiros, como baixa cobertura coralínea, poucas formas ramificadas, mas elevado endemismo (FERREIRA e MAIDA, 2006), os resultados de estudos sobre o impacto do turismo nos recifes do Caribe e Indo-Pacífico, provavelmente não possam ser generalizados para o Brasil.

Estudos realizados na década de 60 (LABOREL, 1969, 1970), revelavam uma cobertura de corais e octocorais superior à observada atualmente e esta redução tem sido atribuída às ações antrópicas, como aumento de poluentes e turismo (FERREIRA e MAIDA, 2006; BARRADAS et al., 2010). No entanto, os resultados de Laborel (1969, 1970) foram qualitativos e não existem dados prévios de natureza quantitativa que permita estabelecer uma linha de base comparativa para verificar ou quantificar o percentual real de perda da cobertura de corais.

Diversos estudos vêm relatando uma redução de corais, em especial nos recifes próximos a áreas urbanas (ROGERS et al., 2014) e associando este fenômeno ao impacto do turismo. Não obstante, nenhum estudo desenvolvido no Brasil quantificou este impacto para

poder estabelecer uma clara relação entre o número de turistas/usuários das praias e a redução coralínea. Este dado é de extrema importância para o estabelecimento de políticas públicas ambientais que visem à proteção do ecossistema recifal. Alguns estudos com esta finalidade já foram realizados em outras partes do mundo, mas, além dos recifes avaliados serem diferentes dos brasileiros quanto à cobertura coralínea, são, na maioria, recifes distantes da costa (*off shore*) e, portanto, sujeitos a outro tipo e outra intensidade de visitação (JUHASZ et al., 2010). No nordeste do Brasil, os recifes são em franja e muito próximos a costa e de fácil acesso ao turista, recebendo um impacto mais forte.

De forma geral, os corais escleractínios e os hidrocorais, devido a sua importância na construção do arcabouço recifal (DIAZ-PULIDO et al., 2012) são comumente avaliados nos estudos sobre impactos do turismo. No entanto, nos recifes brasileiros o grupo de cnidários mais abundantes são os zoantídeos. Estes organismos exercem algumas funções similares aos corais, uma vez que podem apresentar simbiose com zooxantelas, são também suspensívoros e parecem desempenhar papel fundamental na estruturação da comunidade bentônica (SANTANA et al., 2014). Apesar de não participarem na formação dos recifes, os zoantídeos podem ser bons indicadores das condições ambientais, já que podem também sofrer branqueamento, apresentar doenças e alterações morfológicas decorrentes de impactos antrópicos, como a sedimentação (COSTA et al., 2011). É importante, assim, que este grupo seja considerado para avaliar a saúde dos recifes juntamente com corais escleractínios. Além disso, assim como a cobertura de corais pode ser afetada pela intensidade de visitação, a cobertura e morfologia dos zoantídeos também parecem ser influenciadas por fatores oriundos da atividade turística, tais como pisoteio e sedimentação (CASTRO et al., 2012) ou ainda por alterações ambientais decorrentes da atividade humana, como a construção de portos (COSTA et al., 2014).

No nordeste brasileiro tem sido registrada a diminuição da cobertura de corais nos últimos anos, no entanto, a falta de dados prévios impede a quantificação e também não permite saber se está ocorrendo uma substituição dos corais por algas ou zoantídeos. Tal substituição, ou mudança de fase, de um sistema dominado por corais para um sistema dominado por algas, já foi registrada em várias partes do mundo, associada a aumento de poluição e/ou diminuição de herbívoros (BENNET et al., 2015). Da mesma forma, foi verificada recentemente uma mudança de fase de dominância de alga a zoantídeo no litoral da Bahia, ocasionada provavelmente, por modificações na qualidade da água relacionadas à pressões antrópicas (CRUZ et al., 2014).

Desta forma, é fundamental o desenvolvimento de um estudo que avalie de forma quantitativa o turismo e sua relação com a cobertura e sanidade de corais e zoantídeos, para estabelecer de forma clara esta relação, já que há inúmeros impactos sobre os recifes que podem agir sinergicamente.

O presente estudo visou analisar o impacto do turismo sobre a cobertura e a sanidade de corais e zoantídeos, permitindo gerar dados importantes para o manejo dos recifes brasileiros, ampliar as informações sobre impacto do turismo em recifes próximos à costa e incluir os zoantídeos na avaliação da saúde dos ambientes recifais.

2. REVISÃO DA LITERATURA

Recifes de corais de águas rasas ocorrem normalmente próximos à costa e predominantemente em baixas latitudes (VILLAÇA, 2009). São ecossistemas altamente produtivos e de grande biodiversidade (STANLEY Jr., 2003), Wilkinson (2002) estimou que os recifes de corais fossem responsáveis por gerar mais de U\$375 bilhões em bens e serviços os mais diversos, como turismo, pesca e proteção costeira. Spalding et al. (2001), mencionam o Brasil como detentor da 40ª posição no ranking de áreas recifais no mundo, ocupando 1.200 km² da zona costeira, sendo 84% desse total considerados recifes em risco.

O Filo Cnidaria, do qual fazem parte os corais e zoantídeos, comuns em recifes, tem por característica diagnóstica a presença da cnida, um produto celular de alta complexidade que tem diversas finalidades, como paralisar a presa ou fixação a um substrato. Dentro do Filo Cnidaria, está a Classe Anthozoa. Antozoários caracterizam-se por serem indivíduos adultos sésseis, polipoides e formadores ou não de colônias. A Classe Anthozoa possui uma subclasse, a Hexacorallia, e nela estão inseridas as ordens Scleractinia e Zoanthidea (DALY et al., 2007), das quais fazem parte os organismos analisados no presente estudo.

A Ordem Scleractinia é composta por indivíduos que possuem um exoesqueleto calcário, por isso são chamados de corais pétreos. Dentre os antozoários, são os únicos dotados de tal característica (DALY et al., 2007). Das mais de 300 espécies de corais escleractíneos de águas rasas registradas no mundo, apenas 22 ocorrem na costa brasileira, sendo 30% endêmicas (NEVES et al., 2006), o que representa uma taxa endêmica substancial, levando o Brasil a ser o país com a maior taxa de endemismo de corais construtores (MMA, 2011).

Além dos corais, zoantídeos também estão entre os organismos que compõem a fauna recifal. Zoantídeos possuem o corpo macio, carente de exoesqueleto, podem viver como pólipos solitários ou formar colônias extensas (DALY et al., 2007) e ocupar um percentual importante do recife, podendo chegar a 50% da superfície recifal (ACOSTA e GONZALEZ, 2007). No entanto, essa distribuição é bastante relativa e depende de uma série de fatores. Dentro da Ordem Zoantharia ou Zoanthidea, as espécies mais abundantes registradas para a costa nordestina são *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860), *Protopalythoa variabilis* (Duerden, 1898) e *Zoanthus sociatus* (Ellis, 1767). Barradas et al. (2010) observaram que os zoantídeos contribuíam com um maior percentual de cobertura do que corais, algas calcárias e hidrocorais juntos e que o maior percentual de cobertura ficava por conta das macroalgas, similar ao encontrado por Bruce et al. (2012) em Abrolhos, na Bahia.

Santana et al. (2014) sugerem que alguns zoantídeos possam exercer função similar a dos corais escleractínios no que diz respeito a fluxo de energia em recifes tropicais, chamando atenção para o importante papel dos zoantídeos na manutenção do ecossistema recifal. No entanto, o perfil competitivo dos zoantídeos poderia influenciar a distribuição da cnidofauna nos recifes, diminuindo a cobertura de corais escleractínios, já que zoantídeos parecem resistir mais às intempéries como sedimentação (CASTRO et al., 2012).

A intensidade de visitação aos recifes parece ter efeito sobre a estrutura e dinâmica das comunidades bentônicas (SARMENTO e SANTOS, 2012) e por consequência, dos ambientes recifais, como um todo. Por serem organismos sésseis, respondem diretamente às oscilações ambientais e estão mais vulneráveis às ações humanas.

A acessibilidade aos recifes também é um fator de fundamental importância na conservação, já que recifes mais próximos à praia recebem mais visitantes independentes de operadoras de turismo e em períodos de marés baixas, formam piscinas naturais, atraindo visitantes. Como consequência, os organismos bentônicos ali presentes terminam por serem pisoteados (SARMENTO e SANTOS, 2012; SARMENTO et al., 2011), sofrendo quebras ou lesões.

Juhazs et al. (2010), estudando cinco locais com diferentes intensidades de uso turístico encontraram menores percentuais de cobertura coralínea onde havia um maior uso, sendo os corais de morfologia ramificada os mais danificados, sugerindo que em ambientes menos frequentados, a cobertura, a composição da comunidade e a sanidade dos corais é melhor. Resultados similares foram encontrados por Hasler e Ott (2008), ao analisarem os efeitos do turismo de mergulho em oito diferentes locais, também sob diferentes intensidades de uso recreacional. Os impactos do turismo também são visíveis em outras esferas, por exemplo, Silva et al. (2012), estudando a diversidade de algas nos recifes de Maracajaú, RN-Brasil, observaram também uma menor diversidade de algas em áreas com maior atividade turística.

Adicionado ao turismo não planejado, o fato do maior percentual da população mundial estar assentado nas áreas costeiras por si só já traz uma grande pressão sobre os ecossistemas que ali se encontram (MMA, 2010) e teria efeitos sinérgicos sobre os ambientes naturais. Melo et al. (2014) chamam atenção para o uso turístico desordenado estar colocando em risco a boa qualidade ambiental dos recifes, podendo inclusive, inviabilizar o uso destes para o turismo, pesca e recreação. Desta forma, os recursos seriam perdidos pela falta de um planejamento que contemple o equilíbrio entre os atores sociais, econômicos e ambientais.

Além de modificações na distribuição dos corais e zoantídeos oriundas das alterações ambientais provocadas pelo aumento do fluxo turístico, a ocorrência do fenômeno do branqueamento tem sido bastante registrada. O branqueamento consiste na redução gradativa das zooxantelas e/ou pigmentos fotossintéticos presentes nos tecidos dos antozoários, provocando sua descoloração (COSTA et al., 2005). No que se refere aos zoantídeos, os dados sobre a variação de zooxantelas são escassos, mas já foi observado um declínio na densidade de zooxantelas no zoantídeo *Palythoa caribaeorum* após um aumento de temperatura da água do mar, decorrente de um evento climático (KEMP et al., 2006). Todavia, sabe-se que nos corais, a densidade de zooxantelas varia de acordo com as condições do ambiente (COSTA et al., 2004) e a redução excessiva ou ausência desses indivíduos deixa o antozoário mais susceptível à ação de patógenos, influencia negativamente na sua capacidade reprodutiva e em casos extremos, pode levar o coral à morte (MICHALEK-WAGNER e WILLIS, 2001).

Corais zooxantelados são assim denominados por possuírem uma simbiose com zooxantelas, que são dinoflagelados fotossintetizantes do qual os corais aproveitam energia química (STANLEY Jr., 2003). O mesmo processo ocorre em zoantídeos. Diversos fatores podem provocar o branqueamento desses antozoários, como eutrofização, variações de salinidade (POGGIO et al., 2009) e mais referidamente, alterações na temperatura da água, decorrentes de mudanças climáticas (SOARES e RABELO, 2014, WEIL et al., 2006). Outro fator que tem influência sobre as zooxantelas é a luminosidade, e sedimentos em suspensão diminuem a penetrabilidade da luz na coluna d'água, diminuindo a quantidade de pigmentos fotossintéticos, comprometendo a simbiose entre o coral e a zooxantela (COSTA et al., 2004). Assim, áreas com maior sedimentação podem ter zooxantelas com redução de pigmentos fotossintéticos.

Embora os corais sejam bastante sensíveis às oscilações ambientais, alguns autores, como Causey (2008) sugerem que certas espécies de corais tenham desenvolvido uma resistência a efeitos de branqueamento e doenças, devido à sua exposição à impactos, tais como a sedimentação. Estudos desenvolvidos por Oliver e Palumbi (2009, 2011) sugerem que populações locais de corais podem adquirir resistência ao branqueamento provocado por altas temperaturas em ambientes que são originalmente quentes. Além disso, a ocorrência de fotoproteção e fotoaclimatação de zooxantelas, respondendo às oscilações de luminosidade já foram observadas (GORBUNOV et al., 2001; TITLYANOV et al., 2001). No que diz respeito à relação da estrutura anatômica do coral e a ocorrência de branqueamento, espécies

ramificadas seriam mais susceptíveis do que espécies maciças ou incrustantes. Ou seja, os corais diferem nas respostas ao estresse, a curto e a longo prazo (VAN WOESIK et al., 2011).

Além do branqueamento, doenças também têm sido registradas não só em corais, mas também em outros antozoários, como o zoantídeo *Palythoa caribaeorum* (ACOSTA, 2001). Nas últimas três décadas, várias doenças têm sido reportadas em corais e zoantídeos por todo o mundo e são uma das principais causas de degradação desses organismos (KACZMARSKY, 2006), contribuindo fortemente para a redução da cobertura coralínea e perda da biodiversidade (HARVELL, 2002). No Brasil, a presença de doenças em corais foi registrada desde baixos até altos níveis e a ocorrência de enfermidades em algumas espécies, caso as taxas de prevalência e mortalidade não sejam revertidas, pode colocá-las em risco de extinção (FRANCINI-FILHO, 2008).

As atividades humanas têm sido responsáveis por inúmeras perdas ambientais e estão influenciando no aumento da ocorrência de doenças em corais, em decorrência da crescente degradação dos ambientes costeiros (LEÃO E KIKUCHI, 2005). Desta forma, um melhor gerenciamento desses ambientes é premente e para tal, é necessário que haja um conjunto de dados robustos e precisos que evidenciem o mais assertivamente possível a relação entre o uso turístico e demais atividades antrópicas e a boa qualidade dessas áreas, mais especificamente, os ambientes recifais.

3. REFERÊNCIAS

ACOSTA, A. Disease in Zoanthids: dynamics in space and time. **Hydrobiologia**, Dordrecht, Netherlands, 460: 113-130, 2001.

ACOSTA, A.; GONZALEZ, A.M. Fission in the Zoantharia *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing and Michelotti, 1860) populations: A latitudinal comparison. **Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras**, Santa Marta, Colombia, 36, p. 151-165, 2007.

BARRADAS J. I. et al. Spatial distribution of benthic macroorganisms on reef flats at Porto de Galinhas Beach (northeast Brazil), with special focus on corals and calcified hydroids. **Biotemas**, Florianópolis, Santa Catarina, v. 23, n.2 , p. 61-67, 2010.

BENNETT, S., et al. Tropical herbivores provide resilience to a climate-mediated phase shift on temperate reefs. **Ecology letters**, Malden, USA, v.13, 7, p. 714-723, 2015.

BRUCE, T. et al. Abrolhos Bank reef health evaluated by means of water quality, microbial diversity, benthic cover, and fish biomass data. **Plos One**, Cambridge, UK, v. 7, n. 6. e36687, 2012.

CASTRO, C.B. et al. Four-year monthly sediment deposition on turbid southwestern atlantic coral reefs, with a comparison of benthic assemblages. **Brazilian Journal of Oceanography**, São Paulo, SP, Brasil, v. 60, n.1, p. 49-63, 2012.

CAUSEY, B. 2008. The history of massive coral bleaching and other perturbations in the Florida Keys. In Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005 (C. Wilkinson & D. Souter, eds.). **Global Coral Reef Monitoring Network – GCRMN**, Australian Institute of Marine Science, Townsville, p.61-67, 2008.

COSTA, C.F.; SASSI, R.; AMARAL, F.D. Population density and photosynthetic pigment content in symbiotic dinoflagellates in the Brazilian scleractinian coral *Montastrea cavernosa* (Linnaeus, 1767). **Brazilian Journal of Oceanography**, São Paulo, SP, Brasil, 52(2) p. 1-7 2004.

COSTA, C.F.; SASSI, R.; AMARAL, F.D. Annual cycle of symbiotic dinoflagellates from three species of scleractinian corals from coastal reefs of northeastern Brazil. **Coral Reefs**, Dordrecht, Netherlands, 24: 191-193. 2005.

COSTA, D.L.; GOMES, P.B.; SANTOS, A.M.; VALENÇA, N.S.; VIEIRA, N.A., PÉREZ, C.D. Morphological Plasticity in the Reef Zoanthid *Palythoa caribaeorum* as an Adaptive Strategy. **Annales Zoologici Fennici**, Helsinki, Finland, 48: 349–358. 2011.

COSTA, D. L. et al. Biological Impacts of the Port Complex of Suape on Benthic Reef Communities (Pernambuco Brazil). **Journal of Coastal Research**, Lawrence, USA, v. 30, p. 362-370, 2014.

CRUZ, I. C. S. et al. Evidence of a phase shift to *Epizoanthus gabrieli* Carlgreen, 1951 (Order Zoanthidea) and loss of coral cover on reefs in the Southwest Atlantic. **Marine Ecology**, Berlin, Germany, v.36, p. n/a-n/a 2014.

DALY, M. et al. The phylum Cnidaria: A review of phylogenetic patterns and diversity 300 years after Linnaeus. **Zootaxa**, Auckland, Nova Zelândia, v. 1668, p. 127-182, 2007.

DAVENPORT, J.; DAVENPORT, J.L. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: a review. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, London, England, v. 67, p. 280–292, 2006.

DIAZ-PULIDO, G. et al. 2012. Interactions between ocean acidification and warming on the mortality and dissolution of coralline algae. **Journal of Phycology**, Malden, Usa, v. 48, p. 32-39, 2012.

FERREIRA, B.P. ; MAIDA, M. **Monitoramento dos Recifes de Coral do Brasil: Situação Atual e Perspectivas**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, Brasil. (ISBN-8587166867), 2006. 250p.

FRANCINI-FILHO, R.B. et al. Diseases leading to accelerated decline of reef corals in the largest South Atlantic reef complex (Abrolhos Bank, eastern Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, England, 56 p. 1008-1014, 2008.

FRANCINI-FILHO, R.B. et al. Dynamics of Coral Reef Benthic Assemblages of the Abrolhos Bank, Eastern Brazil: Inferences on Natural and Anthropogenic Drivers. **Plos One**, Cambridge, UK, v. 8, n. 1. e 54260, 2013.

GORBUNOV, M. et al. Photosynthesis and photoprotection in symbiotic corals. **Limnology and Oceanography**, Waco, Usa, 46(1) p. 75-85, 2001.

HASLER, H.; OTT, J., Diving down the reefs? Intensive diving tourism threatens the reefs of the northern Red Sea. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, England v. 56 n.10, p. 1788–1794, 2008.

HAWKINS, J.; ROBERTS, C. M. Effects of recreational scuba diving on fore-reef slope communities of coral reefs. **Biological Conservation**, Oxford, England, Great Britain, n. 62, p. 171-8, 1992.

HARVELL, C.D. et al. Climate warming and disease risk for terrestrial and marine biota. **Science**, Washington, Usa, 296, 2158–2162, 2002.

HILL, T.; LEWICKI, P. **Statistics: methods and applications: a comprehensive reference for science, industry, and data mining**. 1 ed. Tulsa: StatSoft, Inc., 2006.

JUHASZ, A. et al. 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**, Oxford, England, v. 60, p. 2251-2256, 2010.

KACZMARSKY, L.T. Coral disease dynamics in the central Philippines. **Diseases of Aquatic Organisms**, Oldendorf Luhe, Germany, 69, p. 9–21, 2006.

KEMP, D. W. et al. A comparison of the thermal bleaching responses of the zoanthids *Palythoa caribaeorum* from three geographically different regions in south Florida. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Amsterdam, Netherlands, 335: 266–276, 2006.

LABOREL, J. L. Les peuplements de Madréporaires des côtes tropicales du Brésil. **Annales de l'Université D'Abidjan**, Mermoz, Abidjan, Costa do Marfim, Série E v. 2, n. 3, p 1-261, 1969.

_____. Madréporaires et hydrocoralliaires récifaux dès côtes brésiliennes. Systematique, ecologie, repartition verticale et geographie. **Annales de l'Institut Oceanografic Paris**, Paris, France v. 47, p. 171- 229, 1970.

LEÃO, Z. M. A. N. **Guia para identificação dos corais do Brasil**. Universidade Federal da Bahia, Salvador, 57 p, 1986.

_____. The Coral Reefs of southern Bahia. In: Hetzel, B., Castro, C. B. eds. **Corals of southern Bahia**. Nova Fronteira, p. 151-159, Rio de Janeiro, 1994.

LEÃO, Z.M.A.N.; KIKUCHI, R.K.P. & TESTA, V. Corals and coral reefs of Brazil. In: CORTÉS, J. ed. **Latin American Coral Reefs**, San Pedro, Costa Rica, p. 9-52. 2003.

LEÃO, Z.M.A.N.; KIKUCHI, R.K.P. A relic coral fauna threatened by global changes and human activities, eastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, England, 51 (5–7), p. 599–611, 2005.

MAIDA, M.; FERREIRA, BP. Recifes de coral brasileiros. In: ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANN, S.L.; COSTA, M.F. (Orgs). **Oceanografia: um cenário tropical**. Recife: Bargaço, 2004. p. 617- 640.

MELO, R.S.; CRISPIM, M.C.; LIMA, E.R.V. O turismo em ambientes recifais: em busca da transição para a sustentabilidade. **Caderno Virtual de Turismo**, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, v.5, n.4. ISSN: 1677-6976, p. 34-42, 2005.

MELO, R.S.; LINS, R. P.M.; ELLOY, C. C. O Impacto do Turismo em Ambientes Recifais: Caso Praia Seixas-Penha, Paraíba, Brasil **REDE - Revista Eletrônica do Prodema**, Fortaleza, Ceará, Brasil, v.8, n.1, p. 67-83, ISSN: 1982-5528, 2014.

MMA. Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros. **Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil**. Brasília: MMA/SBF/GBA, 2010. 148 p.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2011. **Campanha de Conduta Consciente em Ambientes Recifais**. Diretoria de Áreas Protegidas. Disponível em: [www.mma.gov.br/gestao-territorial/gerenciamento-costeiro/projeto-orla/campanha-de-conduta-consciente-em-ambientes-recifais]. Acesso em: 10 fev 2015.

MICHALEK-WAGNER, K. & WILLIS, B. Impacts of bleaching on the soft coral *Lobophyton compactum*, 1. Fecundity, fertilization and offspring viability. **Coral Reefs**, New York , USA, 19(3):231-239, 2001.

NEVES, E. et al. The occurrence of *Scolymia cubensis* in Brazil: revising the problem of the Caribbean solitary mussids. **Zootaxa**, Auckland, New Zealand, 1366 p. 45-54, 2006.

OLIVER, T. A.; PALUMBI, S. R. Distributions of stress-resistant coral symbionts match environmental patterns at local but not regional scales. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf Luhe, Germany, 378, p. 93–103, 2009. doi:10.3354/meps07871.

OLIVER, T. A.; PALUMBI, S. R. Do fluctuating temperature environments elevate coral thermal tolerance? **Coral Reefs**, New York, USA, 30, p. 429–440, 2011. doi:10.1007/s00338-011-0721-y.

PALAZZO Jr., J.T. Conservação Marinha no Brasil: desafios e oportunidades. In: J. B. P. CARBOGIN (Ed.). **Estratégias da Conservação de Biodiversidade no Brasil: Rede Marinho-Costeira e Hídrica do Brasil**, p. 18-23, 2007 Disponível em: <www.remaatlantico.org>.

PLATHONG, S.; INGLIS, G.J.; HUBER, M.E. Effects of self-guided snorkelling trails on corals in a Tropical Marine Park. **Conservation Biology**, Malden, USA, v. 14, n. 6, p. 1821-1830, 2000.

POGGIO, C.; LEÃO, Z.; MAFALDA-JÚNIOR, P. Registro de branqueamento sazonal em *Siderastrea* spp. em poças intermareais do recife de Guarajuba, Bahia, Brasil. **Interciência**, Caracas, Venezuela, v.34, n.7, p. 502-506, 2009.

RIEGL, B.; VELIMIROV, B. How many damaged corals in Red Sea reef systems? A quantitative survey **Hydrobiologia**, Dordrecht, Netherlands, 216/217, p. 249-256, 1991.

ROGERS, R. et al. Coral health rapid assessment in marginal reef sites. **Marine Biology Research**, Oslo, Norway, v.10, n. 6, p612–624, 2014.

ROMAN, G.; DEARDEN, P.; ROLLINS, R. Zoning to manage recreation at coral reefs: a case study of Koh Chang National Marine Park, Thailand. **Marine Protected Area Research Group**. 2004.

ROUPHAEL, A.B.; INGLIS, G.J. Impacts of recreational SCUBA diving at sites with different reef topographies. **Biological Conservation**, Oxford, England, v. 82, p. 329-336, 1997.

SANTANA, E. F. C. et al. Trophic ecology of the zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Anthozoa) on tropical reefs. **Journal of Marine Biological Association of United Kingdom**, Cambridge, United Kingdom, 95 (2) 301-309, 2014.

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

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

SPALDING, M.D; RAVILIOUS, C.; GREEN, E.P. **World Atlas of Coral Reefs**. UNEP, Berkeley: University of California Press, California, USA, 2001. 436 p.

SILVA, I. B.; FUJII, M. T.; MARINHO-SORIANO, E. Influence of tourist activity on the diversity seaweed from reefs in Maracajaú, Atlantic Ocean, Northeast Brazil. **Brazilian Journal of Pharmacognosy**, Curitiba, Paraná, Brasil, v. 22, n.4, p. 889-893, 2012.

SOARES, M. O.; RABELO, E. F. Primeiro registro de branqueamento de corais no litoral do Ceará (NE, Brasil): indicador das mudanças climáticas? **Geociências**, São Paulo, Brasil, v. 33, n. 1, p.1-10, 2014.

STANLEY JR., G.D. Evolution of modern corals and their early history. **Earth-Science Reviews**, Amsterdam, Netherlands, v.60, p.195-225, 2003.

TITLYANOV, E. A. et al. Photo-acclimation dynamics of the coral *Stylophora pistillata* to low and extremely low light. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Amsterdam, Netherlands, 263:211-225, 2001.

VAN WOESIK, R.; SAKAI K, LOYA, Y. Revisiting the winners and the losers a decade after coral bleaching. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf Luhe, Germany, 2011. 434:67–76.

VILLAÇA, R. C. Recifes Biológicos. **Biologia Marinha** 2 ed., Rio de Janeiro: Interciências, 2009. p. 399-420.

WEIL, E., G.; SMITH, G.; GIL- AGUDELO, D.L. Status and progress in coral reef disease research. **Diseases of Aquatic Organisms**, Oldendorf/Luhe, Germany, 69: p. 1-7, 2006. doi: 10.3354/dao069001.

WILKINSON, C. **The status of the Coral Reefs of the World**. Townsville, Australia. Australian Institute of Marine Science and the Global Reef Monitoring Network, 2002. 378 p.

WILLIAMS, I.D.; POLLUNIN, N.V.C. Differences between protected and unprotected reefs of the western Caribbean in attributes preferred by dive tourism. **Environmental Conservation**, Cambridge, UK, v.27, n.4, p.382-391, 2000.

Artigo

**Cobertura e sanidade de corais e zoantídeos (Cnidaria, Anthozoa) em recifes costeiros
expostos a diferentes intensidades de uso turístico**

Artigo a ser submetido à revista *Aquatic Conservation: Marine and freshwater
ecosystems*

Cobertura e sanidade de corais e zoantídeos (Cnidaria, Anthozoa) em recifes costeiros expostos a diferentes intensidades de uso turístico

A. P. P. LIMA ^{a*}

^a *Laboratório de Ecologia e Conservação de Ecossistemas Marinhos- LECEM*

Universidade Federal Rural de Pernambuco- UFRPE, Pernambuco, Brasil

RESUMO

1. O crescente fluxo turístico nas zonas costeiras tem influenciado negativamente na fauna marinha, em especial sobre os organismos bentônicos, que por suas características morfofisiológicas, são mais susceptíveis às intempéries ambientais.

2. Branqueamento e doenças têm sido cada vez mais relatadas tanto em corais escleractínios quanto em zoantídeos, o que contribui para a diminuição da cobertura coralínea, visto que afetam a deposição de carbonato de cálcio pela colônia e a reprodução.

3. O presente estudo avaliou a relação da cobertura e sanidade de corais e de zoantídeos com a intensidade de uso em recifes no nordeste do Brasil. Foram estudadas sete áreas de praias com diferentes intensidades de uso turístico: Paiva, Enseada dos Corais, Porto de Galinhas (duas diferentes áreas com atividades turísticas diferentes), Serrambi, Carneiros e São José da Coroa Grande.

4. Foram registradas nove espécies de antozoários, sendo quatro espécies de zoantídeos e cinco de corais escleractínios. A cobertura coralínea foi maior nas áreas de baixo uso turístico, enquanto as de uso intenso apresentaram maior cobertura algálica e de zoantídeos. O tamanho das colônias de corais e de zoantídeos foi menor em áreas de uso turístico intenso quando comparados às áreas de baixo uso.

5. Branqueamento em colônias de corais foi registrado em todas as áreas de estudo, porém foram mais presentes nas áreas de baixo uso turístico, sugerindo que o fluxo turístico esteja mais relacionado à cobertura e estrutura da comunidade do que com branqueamento e mortalidade das colônias.

6. O declínio da cobertura coralínea, potencializado pelas atividades antrópicas, torna urgente a necessidade de monitoramento do fluxo turístico, melhor gestão das atividades turísticas e políticas públicas que visem à conservação dos ambientes recifais.

KEY WORDS: turismo, atividades antrópicas, branqueamento, gestão ambiental, antozoários, conservação.

*Correspondence to: LIMA, A. P. P. Avenida Presidente Castelo Branco, 1672 #03, Candeias, Jaboatão dos Guararapes, Pernambuco, Brasil. CEP: 54450-015.

E-mail: aplima29@gmail.com

INTRODUÇÃO

Recifes de corais são altamente produtivos, dotados de grande biodiversidade (STANLEY Jr., 2003) e de elevado potencial econômico (WILKINSON, 2002). Embora representem uma pequena porção dos oceanos, são responsáveis por abrigar cerca de 25% das espécies marinhas conhecidas, incluindo peixes economicamente importantes. Um estudo realizado pela WWF (2015) revelou um declínio nas populações de peixes dependentes dos recifes de corais equivalente a 34% nos últimos 40 anos. Estima-se que 850 milhões de pessoas dependam direta ou indiretamente dos ecossistemas recifais (WWF, 2015) e que os recifes contribuam com cerca de US\$ 375 bilhões ao ano com a prestação de bens e serviços ao homem (WILKINSON, 2002).

O Brasil possui os únicos recifes do Atlântico Sul (PAULAY, 1997). Predominantemente são recifes em franja e próximos à costa (LABOREL, 1969). Apresentam baixa cobertura coralínea, poucas formas ramificadas e elevado endemismo (FERREIRA e MAIDA, 2006).

Mesmo sendo tão importantes do ponto de vista ecológico e socioeconômico, cada vez mais os ambientes recifais são degradados, em especial aqueles mais próximos às áreas urbanas, apresentando redução da cobertura de corais (ROGERS et al., 2014). Estudos realizados por Laborel (1969, 1970), revelavam uma cobertura de corais e superior à observada atualmente, em comparação ao observado por ele mesmo cinco décadas após (FERREIRA e MAIDA, 2006). No entanto, esses estudos foram de caráter qualitativo e não fornecem dados quantitativos de cobertura coralínea.

O declínio acelerado da cobertura coralínea tem sido atribuído a diversos fatores, tais como o aumento de poluentes e aumento do fluxo turístico (FERREIRA e MAIDA, 2006; BARRADAS et al, 2010). No Brasil, por exemplo, o turismo contribuiu no ano de 2014, para o equivalente a 9,6% do PIB, movimentando cerca de US\$209 bilhões e gerando cerca de 8,7 milhões de postos de trabalho (WTTC, 2015), evidenciando sua importância como gerador de receita.

Apesar da importância do turismo para a economia, diversos estudos tem demonstrado sua ação negativa sobre a comunidade bentônica recifal (PLATHONG et al.,2000; ROMAN et al., 2004; SARMENTO e SANTOS, 2012; SARMENTO et al., 2011). As consequências são decorrentes principalmente de atividades turísticas intensas e/ou mal planejadas (TRATALOS e AUSTIN, 2001; JUHASZ et al., 2010).

A acessibilidade aos recifes também tem influência sobre o tipo e a intensidade dos impactos sofridos pelos organismos, principalmente os bentônicos, que terminam por serem pisoteados e podem apresentar lesões (SARMENTO e SANTOS, 2012; SARMENTO et al., 2011), pois quanto mais acessíveis, um maior quantitativo de pessoas fará uso dessas áreas.

A cobertura por antozoários nos recifes brasileiros é feita em sua maior parte por zoantídeos, que podem contribuir com até 50% da cobertura viva (ACOSTA e GONZALEZ, 2007). Além de possuírem grande participação na cobertura viva dos recifes, zoantídeos são aparentemente mais resistentes às intempéries (CASTRO et al., 2012). No entanto, a ocorrência de branqueamento e de doenças nesse grupo já foi registrada (ACOSTA, 2001).

Além de contribuírem para uma parte importante da cobertura viva recifal, é possível que os zoantídeos possam exercer uma função similar a dos corais escleractínios no que diz respeito a fluxo de energia em recifes tropicais (SANTANA et al., 2014), o que reforça a importância da sua inclusão na avaliação da saúde dos recifes.

Os efeitos do turismo sobre organismos marinhos têm sido intensamente estudados nos últimos anos (HASLER e OTT, 2008; JUHAZS et al., 2010; SILVA et al., 2012; MELO et al., 2014) e esses estudos são fundamentais para que planos de gestão possam ser repensados e efetivamente aplicados, pois é inegável que as atividades humanas tem sido responsáveis por inúmeras perdas ambientais, em especial por influenciar negativamente na dinâmica dos ecossistemas e na saúde dos organismos que ali estão (LEÃO E KIKUCHI, 2005).

Pelo fato de os ambientes recifais brasileiros possuírem características tão peculiares, como baixa cobertura coralínea e elevado endemismo, os resultados de estudos obtidos em outras partes do mundo talvez não possam ser generalizados para o Brasil.

As praias mais visitadas de Pernambuco são as que possuem recifes próximos à costa, o que as torna atraentes do ponto de vista turístico, pois formam piscinas naturais propícias às mais diversas atividades recreacionais.

Desta forma, o presente estudo pretendeu analisar a relação entre o grau de uso turístico e a cobertura e sanidade dos corais escleractínios e de zoantídeos em recifes costeiros do nordeste para testar a hipótese de que o grau de uso dos recifes tem direta relação com a redução da cobertura e da sanidade dos antozoários, uma vez que estudos prévios não fornecem dados quantitativos que sirvam de subsídios para o manejo de áreas recifais sujeitas a diferentes intensidades de uso.

MÉTODOS

Áreas de estudo

Foram analisados recifes em franja com características geomorfológicas similares em sete áreas com diferentes intensidades de uso turístico no litoral do estado de Pernambuco: Paiva, Enseada dos Corais, Serrambi, Porto de Galinhas (Áreas I e II, pelo fato de diferentes atividades turísticas serem realizadas nessas duas áreas), Carneiros e São José da Coroa Grande (fig. 1). Em todas as praias os recifes estão próximos (<200m) da costa e a diferença na intensidade de uso resulta de uma combinação entre acesso à praia, beleza cênica e presença de infraestrutura turística.

Quando em alguma das praias foi verificada a existência de setores diferentes com distintas intensidades de uso, o estudo foi realizado de forma independente em ambos os setores, o que foi o caso da praia de Porto de Galinhas. A maior distância entre as áreas estudadas foi de 74 km, assim, todos os recifes estão expostos às mesmas condições climáticas, de ventos e correntes.

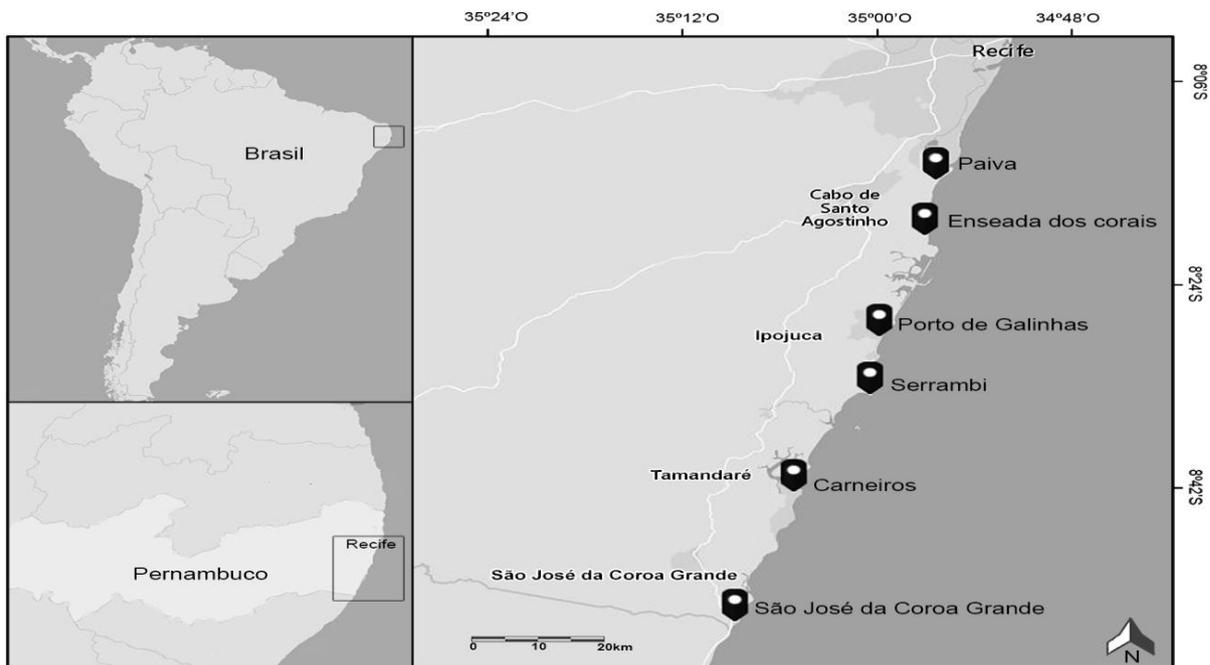


Figura 1. Áreas de coleta, no litoral sul de Pernambuco, Brasil.

Coleta de dados

Para quantificar o uso turístico, foram realizadas observações em cada área, entre as zonas de infralitoral e mediolitoral no período seco entre 2014 e 2015. A contagem de usuários foi realizada a cada 30 minutos, das 10:00 às 16:00h durante dois dias (domingo e

segunda), totalizando 26 observações por praia. A escolha desses dias permitiu obter dados em um dia de grande fluxo turístico e um dia menos movimentado. Foram contabilizadas todas as pessoas dentro da água e sobre os recifes. Como as praias possuem diferentes tamanhos, foi padronizada a extensão de 100 metros por praia, para as observações. Foi obtida a média de visitantes por praia e a medida foi expressa da seguinte forma: n° de visitantes/100m. As áreas foram classificadas em duas categorias de uso: baixo uso (<50 visitantes/100m) e uso intenso (>50 visitantes/100m). Com esta divisão, a praia com menor número de usuários no grupo de uso intenso tem média maior que o dobro da praia com mais usuários do grupo de baixo uso.

Para avaliar a cobertura, em cada área estudada foram dispostos aleatoriamente nove transectos de 25 metros de comprimento, paralelos à linha da praia, sendo seis no setor do recife exposto durante a maré baixa (mediolitoral) e três no infralitoral. Ao longo de cada transecto foram dispostos três quadrados de 1x1m, contendo 81 pontos de intersecção. Os quadrados foram posicionados sempre no 5°, no 11° e no 21° metro de cada transecto. A distância entre os quadrados ao longo do transecto foi definida através de sorteio.

O cálculo do percentual de cobertura foi realizado levando em conta o organismo presente abaixo de cada ponto de intersecção. Foram considerados corais, hidrocorais, zoantídeos, algas e os demais organismos foram contabilizados em “outros” e usados para o cálculo da porcentagem de cobertura viva em cada área. Ao longo da extensão dos transectos, foram observadas todas as colônias de corais, hidrocorais e zoantídeos dentro de 1m para cada lado do transecto, totalizando 50m² por transecto e 450 m² por área de estudo. Foram contabilizadas e medidas todas as colônias dentro desta faixa. A maior profundidade estimada foi de 2m.

Os dados foram organizados para obter o tamanho médio das colônias. Indicadores de sanidade (branqueamento, doenças e mortalidade total ou parcial) também foram considerados. Não foi levado em consideração o nível de branqueamento apresentado.

Análise dos dados

A comparação do número de usuários entre os dois grupos das áreas (baixo uso e uso intenso) foi realizada pelo teste não-paramétrico de Mann-Whitney. Para atingir os pressupostos da normalidade (Kolgomorov-Smirnov) e homocedasticidade os dados foram transformados, quando necessário, para $\log(x+1)$. O Teste- T foi utilizado para analisar a cobertura viva total e para o tamanho médio das colônias, a um nível de significância de $\alpha=0,05$.

Para realização dos testes, foi utilizado o programa Statistica 7.0 (StatSoft, Tulsa, OK, USA) com nível de significância $\alpha=0,05$.

Para explicar o quanto cada item (alga e zoantídeo) influenciou sobre a cobertura de corais foi utilizado o modelo de previsão BRT (*Boosted Regression Trees*). Esse modelo busca descobrir a relação entre a variável resposta e a preditora através de tentativas e erros, combinando modelos de árvores de regressão com o método *boosting*. Para esse modelo, os dados foram analisados em conjunto (uso intenso+ baixo uso), pois o objetivo era verificar o quanto a cobertura coralínea era influenciada por algas e por zoantídeos. Os parâmetros para a realização do teste no estudo estão descritos na tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros requeridos para desempenho preditivo favorável da análise de *Boosted Regression Tree* em modelos de previsão de abundância de corais.

BRT model	<i>bf</i>	<i>lr</i>	<i>tc</i>	Número de árvores	CV desvio (SE)
Padrão de cobertura de corais					
Corais situados no infralitoral	0,5	0,005	3	200	0.058 (0.03)
Corais situados no mediolitoral	0,5	0,005	2	250	0.996 (0.272)

bf (bag fraction): proporção de dados selecionados ao acaso; *lr* (learning rate): taxa de aprendizagem; *tc* (tree complexity): complexidade da árvore.

RESULTADOS

Uso Turístico

Houve diferença significativa na quantidade de usuários (fig. 2) entre as praias de baixo uso e as de uso intenso (Mann-Whitney: $p=0,0000$). As áreas classificadas dentro do grupo de baixo uso foram: Paiva, Carneiros, Serrambi e São José da Coroa Grande. As áreas I e II da praia de Porto de Galinhas e a praia de Enseada dos Corais foram classificadas dentro do grupo de uso intenso. Os valores médios por praia podem ser encontrados na tabela 2.

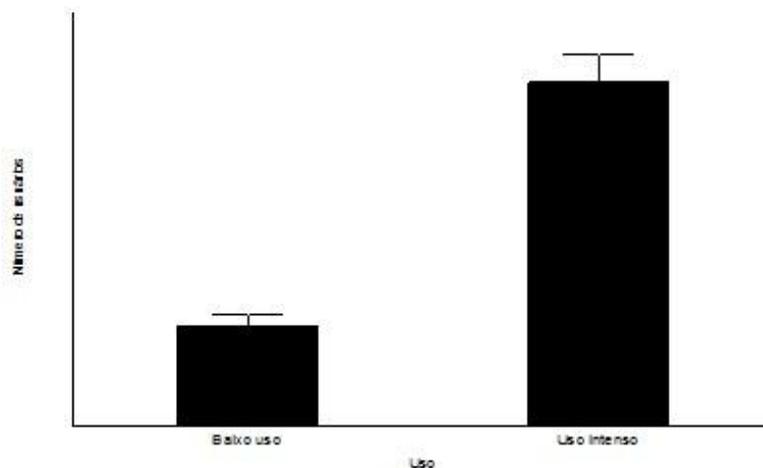


Figura. 2. Uso turístico, dado pela quantidade de usuários por 100m de praia.

Tabela 2. Média de visitantes, desvio-padrão e erro padrão, obtidos através da média de 26 observações por área.

Uso	Praia	Média	DP
Uso intenso	Porto de Galinhas (Área II)	127,3	4,2
Uso intenso	Porto de Galinhas (Área I)	100,3	50,7
Uso intenso	Enseada dos Corais	95,2	119,7
Baixo uso	São José da Coroa Grande	47,4	48,0
Baixo uso	Carneiros	39,2	44,7
Baixo uso	Serrambi	31,2	21,8
Baixo uso	Paiva	6,6	8,4

DP= desvio-padrão.

Vale salientar que para as áreas I e II de Porto de Galinhas, a contagem foi realizada até onde os usuários puderam ser visualizados, dada a dinâmica das atividades realizadas nas referidas áreas.

Espécies presentes

Foram registradas cinco diferentes espécies de corais escleractínios (Tabela 3). Não houve ocorrência de hidrocorais. A espécie de maior representatividade foi *Siderastrea stellata*.

Tabela 3. Espécies de corais registradas por praia, número de colônias, tamanho médio das colônias e desvio-padrão.

Uso turístico	Praia	<i>Siderastrea stellata</i>			<i>Favia gravida</i>			<i>Agaricia agaricites</i>			<i>Porites astreoides</i>			<i>Porites branneri</i>		
		NC	TM	DP	NC	TM	DP	NC	TM	DP	NC	TM	DP	NC	TM	DP
Uso intenso	Porto de galinhas (Área I)	126	5,19	2,60	7	4,41	2,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Uso intenso	Porto de galinhas (Área II)	46	4,41	2,44	4	4	1,96	4	6,10	1,53	-	-	-	-	-	-
Uso intenso	Enseada	7	7,90	2,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Baixo uso	Carneiros	175	6,06	5,28	2	3,85	0,91	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Baixo uso	Serrambi	338	11,34	16,67	163	10,56	12,45	1	2,70	-	1	17,90	-	1	3,0	-
Baixo uso	São José	256	5,26	2,46	18	3,80	1,58	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Baixo uso	Paiva	84	5,79	3,24	2	4,75	4,59	-	-	-	-	-	-	-	-	-

NC= número de colônias; TM= tamanho médio das colônias; DP= desvio-padrão.

No que diz respeito aos zoantídeos, foram registradas 4 espécies. Apenas a praia de Enseada dos Corais não apresentou registros de zoantídeos nas áreas de coleta (tabela 4).

Tabela 4. Espécies de zoantídeos registradas por praia, número de colônias, tamanho médio das colônias e desvio-padrão.

Uso turístico	Praia	<i>Protopalythoa variabilis</i>			<i>Palythoa caribaeorum</i>			<i>Zoanthus sociatus</i>			<i>Zoanthus solanderi</i>		
		NC	TM	DP	NC	TM	DP	NC	TM	DP	NC	TM	DP
Uso intenso	Porto de galinhas (Área I)	238	23,78	43,58	119	88,27	103,92	43	75,67	89,58	18	21,75	20,54
Uso intenso	Porto de galinhas (Área II)	188	19,42	34,83	70	76,48	76,64	9	19,44	13,61	-	-	-
Uso intenso	Enseada	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Baixo uso	Carneiros	36	23,78	18,08	24	50,01	50,56	9	26,15	11,74	-	-	-
Baixo uso	Serrambi	94	34,96	56,65	17	100,25	89,43	144	137,09	364,24	-	-	-
Baixo uso	São José	85	14,15	9,80	19	20,94	33,97	6	71,25	98,86	-	-	-
Baixo uso	Paiva	34	6,75	3,55	7	31,48	30,95	6	230,53	334,84	-	-	-

NC= número de colônias; TM= tamanho médio das colônias; DP= desvio-padrão.

Dentre as áreas estudadas, a que apresentou o maior número de espécies foi Serrambi (baixo uso), apresentando todas as cinco espécies de corais registradas no estudo e três espécies de zoantídeos. Apenas essa praia apresentou o gênero *Porites*. Em contrapartida, Enseada dos Corais (uso intenso) não apresentou ocorrência de zoantídeos nas áreas de coleta e apresentou apenas uma espécie de coral (*S.stellata*).

Cobertura

Ao todo, foram realizados 63 transectos e obtidos 15.309 registros de cobertura recifal, sendo 2.187 registros por área. Para cada uma das sete áreas de estudo foram obtidos 1.458 registros na região de mediolitoral e 729 registros no infralitoral.

No mediolitoral, a cobertura viva total foi superior nas áreas de uso intenso (Teste t, p= 0,0000) quando comparada às áreas de baixo uso (fig.3-A), assim como os zoantídeos (fig. 3-

C), (Mann-Whitney, $p=0,000009$). Em contrapartida, a cobertura coralínea (fig. 3-D) foi maior nas áreas de baixo uso (Mann-Whitney, $p=0,005471$). Não houve diferenças significativas entre as áreas de uso intenso e baixo uso no que diz respeito à cobertura algálica (Mann-Whitney, $p=0,279153$), (fig. 3-B).

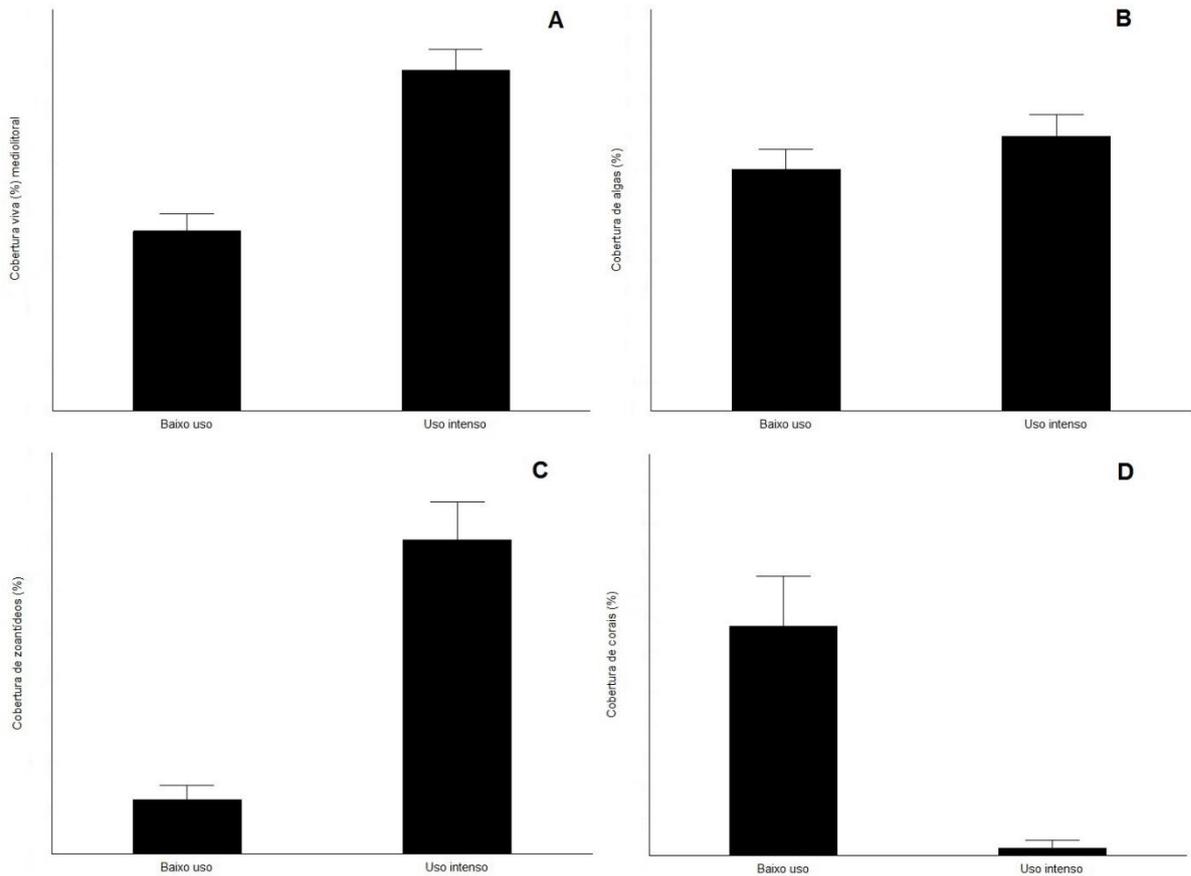


Figura 3. Cobertura viva (A), de algas (B), zoantídeos (C) e corais (D) nos recifes de mediolitoral.

Com relação ao infralitoral, não houve diferenças significativas (Teste t, $p=0,198779$) na cobertura viva total (fig. 4- A). A cobertura algálica (fig. 4-B) mostrou-se superior nas áreas de uso intenso (Mann-Whitney, $p=0,030842$). Os zoantídeos (fig. 4-C) apresentaram uma cobertura tendenciosamente maior nas áreas de uso intenso, porém estatisticamente, não houve diferença significativa na cobertura de zoantídeos entre as áreas (Mann-Whitney, $p=0,060926$).

Por fim, a cobertura coralínea (fig. 4-D) foi superior nas áreas de baixo uso quando comparadas às áreas de uso intenso (Mann-Whitney, $p=0,003782$).

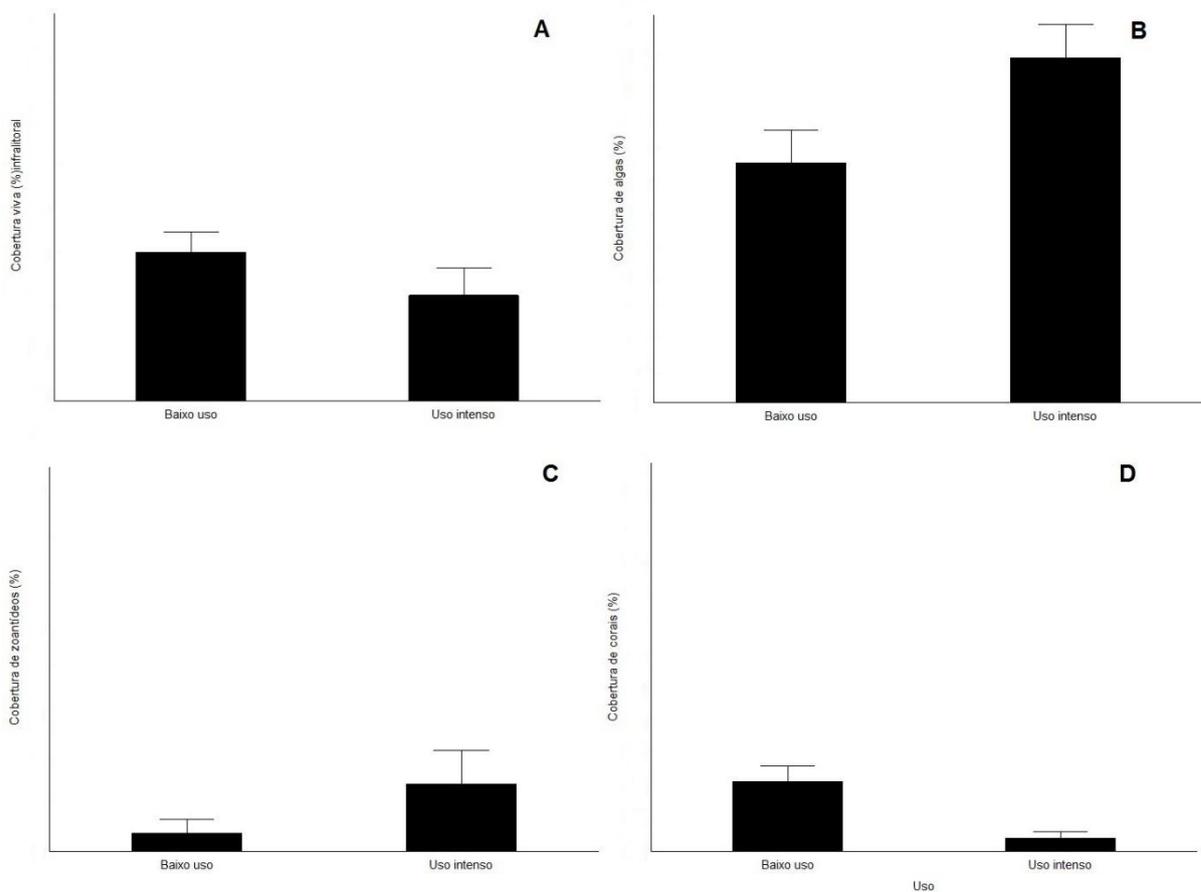


Figura 4. Cobertura viva (A), de algas (B), zoantídeos (C) e corais (D) nos recifes de infralitoral.

O tamanho médio das colônias de corais (fig.5-A) e zoantídeos (fig.5-B) foi maior nas áreas de baixo uso turístico (corais: Teste t, $p=0,49489$; zoantídeos: Teste t, $p=0,027851$) no que se refere ao mediolitoral. Já no infralitoral, não houve diferença significativa entre as áreas no que concerne à cobertura coralínea (fig.5-C), (Teste t, $p=0,567825$). Já as colônias de zoantídeos (fig.5-D) eram maiores nas áreas de uso turístico intenso (Teste t, $p=0,796696$).

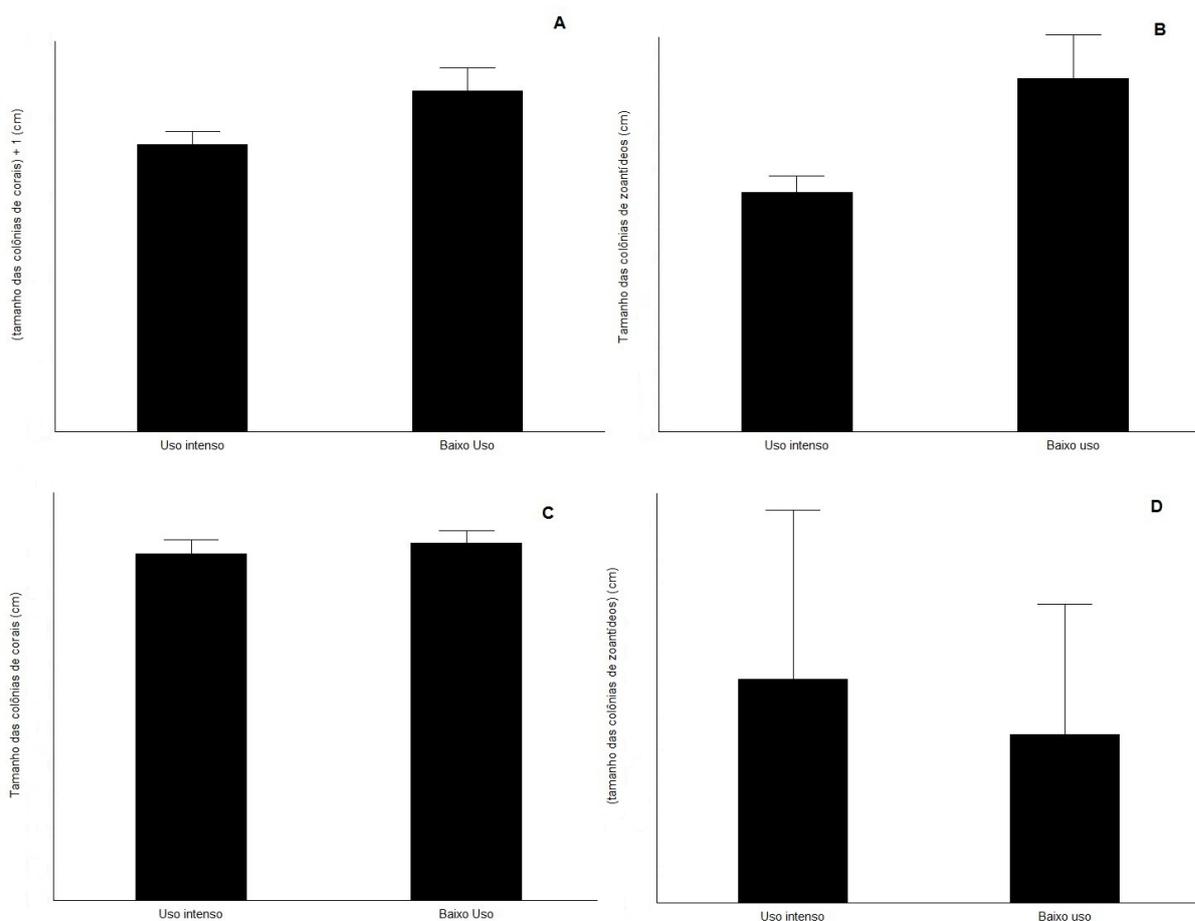


Figura 5. Tamanho médio das colônias de corais (A) e zoantídeos (B) no mediolitoral e corais (C) e zoantídeos (D) no infralitoral.

Relação Algas/Corais/Zoantídeos

O modelo BRT evidenciou que no infralitoral as algas explicaram quase que totalmente (99,3%) a cobertura de corais escleractínios nas praias tanto de baixo uso quanto de uso intenso. Assim, foi constatada uma relação negativa entre a cobertura de corais escleractíneos e a cobertura algálica, quase que exclusivamente. No mediolitoral (b), a cobertura coralínea foi influenciada majoritariamente por algas (59,9%), mas também por zoantídeos (40,1%). Desta forma, a relação entre cobertura algálica e coralínea se apresenta de maneira negativa para os corais. Porém, os zoantídeos também exercem grande influência sobre a cobertura coralínea (figura 6).

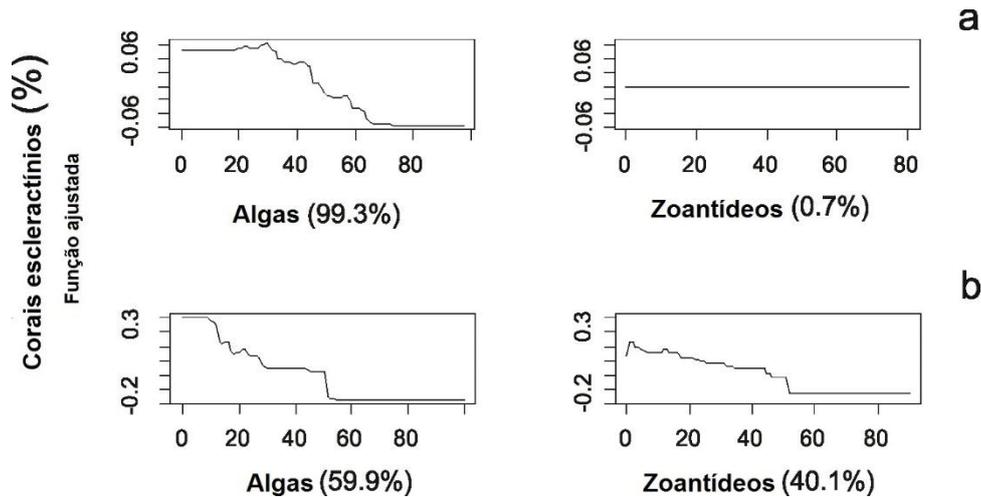


Figura 6. Importância relativa de algas e zoantídeos no infralitoral (a) e no mediolitoral (b) na cobertura de corais escleractínios nos ambientes recifais estudados.

Sanidade

Corais

Para indicadores de sanidade, foram contabilizadas 1235 colônias de corais, das quais 194 estavam nas três áreas de uso intenso e 1041 nas quatro áreas de baixo uso. As colônias branqueadas e mortas correspondiam, em sua maior parte, à espécie *S.stellata*. Não foi observada a ocorrência de doenças. O percentual de colônias íntegras e presença de mortalidade estão descritos na tabela 5.

Tabela 5. Percentuais de colônias de corais íntegras, branqueadas e presença de mortalidade.

Indicadores de Sanidade	Mediolitoral		Infralitoral	
	Baixo Uso	Uso Intenso	Baixo Uso	Uso Intenso
Íntegras	83%	97%	87%	87%
Branqueadas	16%	3%	11%	13%
Parcialmente Mortas	0%	0%	0%	0%
Mortas	1%	0%	2%	0%
Total de Corais	768	26	273	158

Zoantídeos

Foram registradas 1166 colônias de zoantídeos, sendo 685 colônias nas três áreas de uso intenso e 481 nas quatro áreas de baixo uso. Não foi observada a ocorrência de doenças e nem de mortalidade total nas colônias. O percentual de colônias íntegras e presença de mortalidade parcial estão descritos na tabela 6.

Tabela 6. Percentuais de colônias de zoantídeos íntegras, branqueadas e presença de mortalidade.

Indicadores de Sanidade	Mediolitoral		Infralitoral	
	Baixo Uso	Uso Intenso	Baixo Uso	Uso Intenso
Íntegras	100%	99%	96%	99,60%
Branqueadas	0%	0%	4%	0,40%
Parcialmente Mortas	0%	1%	0%	0%
Mortas	0%	0%	0%	0%
Total de Corais	456	471	25	214

DISCUSSÃO

As diferenças de uso entre as praias estudadas devem-se a um conjunto de fatores, que incluem beleza cênica, presença de infraestrutura turística e acesso à praia. Assim, praias com maior fluxo turístico foram aquelas que apresentaram grande infraestrutura de atendimento ao turista, como bares, restaurantes, atividades recreacionais nas piscinas naturais, como Porto de Galinhas ou um acesso bastante facilitado aos recifes e logicamente às piscinas naturais, como Enseada dos Corais. As diferentes intensidades de fluxo de pessoas sobre os recifes, logicamente, provocaram diferentes respostas da comunidade macrobentônica recifal. Nos recifes avaliados, a cobertura coralínea foi bastante afetada pelo fluxo de turistas. Nas praias com Uso intenso a cobertura coralínea foi menor, tanto no médio quanto no infralitoral. Os efeitos do uso também foram vistos no tamanho médio das colônias de corais. No mediolitoral, onde o impacto do turismo é mais direto através do pisoteio e está somado ao estresse térmico e hídrico comum deste ambiente, as colônias foram menores nos locais de Uso intenso.

Esses resultados corroboram a associação do uso turístico dos recifes com a redução da cobertura coralínea (PLATHONG et al., 2000; ROMAN et al., 2004; HASLER e OTT, 2008; JUHAZS et al., 2010), no entanto, aportam novas informações importantes sobre a dinâmica do processo, revelando mecanismos diferentes no médio e no infralitoral e também um papel diferenciado de algas e zoantídeos no processo. Exemplos disso foram as praia de Porto de Galinhas e Enseada dos Corais. A primeira é destino internacionalmente famoso e uma das praias mais visitadas do Nordeste (MENDONÇA, 2004), com recifes bem impactados pelo pisoteio de turistas. Enseada dos Corais tem intenso fluxo de pessoas praticando as mais diversas atividades de recreação em cima dos recifes, provavelmente agravado pela poluição provocada por tamanho contingente turístico e pelo longo tempo em que as pessoas passavam sobre os recifes. Nessas áreas, dominaram as macroalgas (Enseada

dos Corais) e os zoantídeos (Porto de Galinhas). A principal consequência do turismo em recifes costeiros é o pisoteio, que influencia negativamente a estrutura dos organismos sésseis, favorecendo uns, em detrimento de outros (KAY e LIDDLE, 1989). O fácil acesso aos recifes de Enseada dos Corais pode ter sido o fator que mais pesou para uma representatividade coralínea tão baixa e discrepante em relação às outras áreas, corroborando o exposto por Sarmiento et al. (2011), em que acessibilidade aos recifes também é um fator a ser considerado na conservação, já que estando mais próximos à faixa de areia, os visitantes podem chegar à eles com muito mais facilidade.

No mediolitoral, os zoantídeos são claramente favorecidos com a elevada intensidade de uso. Quando os corais reduzem sua cobertura, os zoantídeos aumentam, chegando a elevar a cobertura viva que foi significativamente maior nos locais de Uso intenso. Isso demonstra que zoantídeos não apenas podem substituir os corais perdidos por processos de alterações no ambiente, como também podem ampliar sua cobertura em ambientes de mediolitoral bem impactados pelo turismo, provavelmente crescendo sobre ou ocupando áreas deixadas por outras espécies também afetadas.

Dessa forma, a ação turística afeta a estrutura da comunidade bentônica de forma ampla, como já foi registrado para meiofauna bentônica (SARMENTO et al., 2011). É comum encontrar coberturas elevadas de zoantídeos em recifes costeiros brasileiros, especialmente no mediolitoral (ACOSTA e GONZALEZ, 2007; FRANCINI-FILHO et al., 2013) e alguns autores afirmam que os zoantídeos dominam locais onde condições adversas provocaram a redução de corais escleractínios (FAUTIN 1988; COOKE 1976). Os zoantídeos parecem realmente resistir a distúrbios de origem antrópica, tais como a sedimentação, oriunda do pisoteio provocado pelo intenso fluxo turístico (CASTRO et al., 2012). Entre as espécies mais comuns no Brasil, está *Palythoa caribaeorum*, que esteve presente em todas as áreas, porém foi bem mais representativo no mediolitoral nas áreas de Uso intenso. Esta espécie é considerada uma competidora agressiva em recifes (ACOSTA, 2001; MENDONÇA-NETO e GAMA, 2009), com crescimento rápido (SUCHANEK e GREEN 1981; SILVA et al., 2015) e produção de substâncias químicas (MEREISH et al., 1991).

Já no infralitoral, a cobertura coralínea também foi menor nas áreas de Uso intenso. No entanto, junto com a redução dos corais, houve um aumento significativo de algas, enquanto que não houve diferença significativa na cobertura de zoantídeos e nem na cobertura viva total entre as praias com diferentes intensidades de uso. Isso indica que, no infralitoral, os corais estão sendo substituídos pelas algas. Isto foi corroborado pelo modelo BRT, que

mostrou que a cobertura coralínea no infralitoral é quase que exclusivamente influenciada pelas algas enquanto que no mediolitoral os zoantídeos também tem papel importante.

O comportamento diferente da comunidade bentônica entre o médio e o infralitoral reflete a dinâmica intensa dos recifes. O mediolitoral tem mais impactos e parece favorecer espécies resistentes como zoantídeos (FAUTIN, 1988). No infralitoral, a cobertura de zoantídeos é menor e o grupo favorecido com a redução de corais são as algas. É, portanto, necessário incorporar dados sobre a cobertura de zoantídeos e algas na avaliação de acompanhamento dos recifes no Brasil.

Se bem que a redução de corais, de forma geral, tem sido relatada em vários recifes costeiros do mundo e, muitas vezes, associado a intensidade de uso turístico (ROGERS et al., 2014), a investigação da dinâmica do processo é pouco realizada. No Brasil, a redução coralínea tem sido atribuída às ações antrópicas, como aumento de poluentes e turismo (FERREIRA e MAIDA, 2006; BARRADAS et al., 2010). Claramente, a intensidade de uso turístico tem direta relação na redução de corais e merece atenção das autoridades responsáveis pela gestão desses ecossistemas. Os recifes estudados estavam bem próximos uns dos outros (distância máxima de 74 km) e expostos às mesmas condições climáticas e mesmo nível de impactos relacionados a acidificação e aquecimento das águas. A diferença mais marcante entre eles era, de fato, a intensidade de uso turístico.

O tamanho inferior das colônias de corais e zoantídeos nas áreas de uso turístico intenso indica que o fluxo turístico influencia fortemente sobre o tamanho das colônias e sua distribuição, fatores que são potenciais indicadores de recrutamento e reprodução, servindo de indicadores para compreender melhor esse ecossistema (EDMUNDS, 2000; 2004). Outra condição limitadora do crescimento das colônias de corais é a competição com os zoantídeos, que por serem mais resistentes às oscilações ambientais tem mais sucesso na colonização do recife. Assim, os zoantídeos seriam os principais organismos limitantes dos corais, utilizando estratégias competitivas (LANGMEAD e SHEPPARD, 2004), considerando também os efeitos do turismo sobre a distribuição das colônias e estrutura da comunidade.

O branqueamento, presença de doenças e mortalidade parecem não ser tão afetados apenas pelo uso turístico. Nos locais com Baixo uso, que tinha cobertura coralínea maior, houve uma maior ocorrência percentual de mortalidade, mas os valores não indicam um efeito direto do uso turístico. Outros fatores parecem ter mais peso para desencadear estes processos. O branqueamento vem sendo relacionado a uma série de fatores como distúrbios ambientais, sedimentação, poluição, redução da salinidade, diminuição da temperatura do mar, aumento

da temperatura do mar, radiação solar e a combinação destes dois últimos fatores (KUHLMANN, 1988; BIRKELAND, 1997; BROWN, 1997; GLYNN *et al.*, 2001).

O coral escleractínio mais comumente encontrado nas áreas estudadas foi *Siderastrea stellata*, seguido de *Favia gravida*. *S. stellata* é uma espécie endêmica do Brasil e possui resistência às altas temperaturas, por isso é comum encontrá-lo nas áreas de mediolitoral e em águas muito rasas (SANTOS *et al.*, 2004). A resistência desse coral às altas temperaturas e outras intempéries, pode ser explicada pelo tipo de zooxantelas que possui, uma vez que diferentes condições ambientais favorecem um ou outro tipo de microrganismo simbiote (COSTA *et al.*, 2004). Nos corais *S. stellata* e *F. gravida*, ocorrem zooxantelas pertencentes ao clado C, que seriam favorecidas pela resistência às oscilações ambientais, e por isso, esses corais seriam mais resistentes ao processo de branqueamento.

Apesar dessa espécie de coral ter apresentado as maiores ocorrências de branqueamento, flutuações na densidade de zooxantelas podem acontecer sazonalmente (COSTA *et al.*, 2013). Além disso, colônias de *S. stellata* muitas vezes conseguem recuperar a densidade populacional de zooxantelas, assim como os corais da espécie *F. gravida* (SOARES e RABELO, 2014). O fato das áreas de Baixo uso terem apresentado o maior percentual de branqueamento podem estar ligado às oscilações de temperatura, que afeta os dinoflagelados simbiotes dos corais, visto que esse percentual foi maior nas áreas de mediolitoral.

Os resultados mostram que estudos que avaliam apenas o que ocorre com a cobertura coralínea em relação a impactos como o turismo podem não ser eficazes em prever as consequências disso na comunidade bentônica. A mudança de fase é uma das consequências mais graves associadas à redução de corais (DONE, 1992; HUGHES, 1994). No processo, os corais são substituídos no ecossistema por outro grupo de organismos, descaracterizando a comunidade recifal e afetando o funcionamento do ecossistema.

Mais comumente a mudança de fase tem sido registrada de corais para macroalgas (DONE, 1992; HUGHES, 1994) e associada com diversas causas como redução de peixes herbívoros pela sobrepesca, aumento de nutrientes oriundos de atividades humanas, que contribuem para a proliferação de algas, e ação do turismo com quebra de corais, aumento de sedimentação, pisoteio direto entre outros mecanismos (MUMBY *et al.*, 2007). Foram também registradas mudança de fase de corais para octocorais e zoantídeos (DONE 1992; CRUZ *et al.*, 2015a) . O único registro do fenômeno no Brasil foi realizado recentemente em recifes do litoral da Bahia (há cerca de 600 km de nossa área de estudo). A mudança aconteceu de corais para uma única espécie de zoantídeo, *Protopalythoa variabilis* (citada no

artigo como *Palythoa variabilis*) e só pode ser detectado através de um estudo temporal de mais de uma década (CRUZ et al., 2015b). Este tipo de dado temporal é raro, mas nossos resultados mostram que o acompanhamento da relação entre corais/zoantídeos e entre corais/algas podem ser dados úteis no monitoramento da saúde dos recifes brasileiros. É preciso estudos posteriores que avaliem melhor isso. *P. variabilis* também esteve presente em nossa área de estudo sendo a espécie mais abundante.

Os efeitos da mudança de fase ainda estão sendo investigados e discutidos. No caso de mudança de fase para zoantídeos ou para algas, as consequências não serão as mesmas. Os zoantídeos exercem algumas funções similares aos corais escleractínios. Zoantídeos atuam na transferência de energia do pélagos ao bentos de forma similar aos corais, já que são suspensívoros se alimentando de plâncton (SANTANA et al., 2014) e são predados por peixes, tartarugas, poliquetas (SUCHANEK e GREEN 1981; STAMPAR et al., 2007, FRANCINI-FILHO e MOURA, 2010), ambos abrigam zooxantelas (COSTA et al., 2013) em seus tecidos e, portanto, podem ter uma fonte autotrófica de nutrientes fornecidos pelas microalgas, além da fonte heterotrófica. No entanto, os zoantídeos não são organismos construtores de recifes e tem uma taxa de crescimento bem mais rápida que os corais escleractínios. As algas também tem rápido crescimento, no entanto, são produtoras, com um rol totalmente diferenciado em relação à zoantídeos e corais, assim, a herbivoria teria um papel importante na manutenção do equilíbrio alga/coral.

Por fim, os recifes brasileiros demonstram mais uma vez que são áreas prioritárias para a conservação, não só pelo seu elevado endemismo e serviços ecossistêmicos (DUTRA et al., 2005), mas também por cada vez mais serem alvo da superexploração, apresentando-se cada vez mais depauperados em termos de saúde e biodiversidade. Para atingir tal objetivo, pode-se lançar mão de artifícios como estudos de capacidade de carga, implementação do turismo sustentável e zoneamento de áreas recifais. No entanto, tais ações são prementes, haja vista que o uso intenso e desordenado desses ecossistemas tem os extenuado intensa e crescentemente nas últimas décadas.

AGRADECIMENTOS

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

REFERÊNCIAS

- Acosta A. 2001. Disease in Zoanthids: dynamics in space and time. *Hydrobiology*, 460: 113-130.
- Acosta A, Gonzalez AM. 2007. Fission in the Zoantharia *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing and Michelotti, 1860) populations: A latitudinal comparison. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 36, p. 151-165, 2007.
- Barradas JI, Amaral FD, Hernández MIM, Flores-Montes MJ, Steiner AQ. 2010. Spatial distribution of benthic macroorganisms on reef flats at Porto de Galinhas Beach (northeast Brazil), with special focus on corals and calcified hydroids. *Biotemas* v. 23, n.2 , p. 61-67.
- Birkeland, C. 1997: *Life and Death of Coral Reef*. Chapman & Hall-New York
- Brown, BE. 1997. *Coral bleaching: causes and consequences*. Coral Reefs 16 (suppl), p.129-138.
- Castro CB, Segal B, Negrão FC, Calderon En. 2012. Four-year monthly sediment deposition on turbid southwestern atlantic coral reefs, with a comparison of benthic assemblages. *Journal of Oceanography*, v. 60, n.1, p. 49-63.
- Cooke, WJ. 1976. Reproduction, growth, and some tolerances of *Zoanthus pacificus* and *Palythoa vestitus* in Kaneohe Bay, Hawaii. In: Mackie, G.O.(ed.), *Coelenterate ecology and behavior*. 1 ed.: 281- 288.
- Costa CF, Sassi R, Amaral FD. 2004. Population density and photosynthetic pigment content in symbiotic dinoflagellates in the Brazilian scleractinian coral *Montastrea cavernosa* (Linnaeus, 1767). *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 52, n. 2, p. 93-99.
- Costa CF, Sassi R, Golarch-Lira K, Lajeunesse T, Fitt WK. 2013. Seasonal changes in zooxanthellae harbored by zoanthids (Cnidaria, Zoanthidea) from coastal reefs in northeastern Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 8(4): 253-264.
- Cruz ICS, Kikuchi RKP, Longo L, Creed JCC. 2015a. Evidence of a phase shift to *Epizoanthus gabrieli* Carlgreen, 1951(Order Zoanthidea) and loss of coral cover on reefs in the Southwest Atlantic. *Marine Ecology*, 36: 318–325.
- Cruz ICS, Loiola M, Albuquerque T, Reis R, Nunes JACC, Reimer JD, Mizuyama M, Kikuchi RKP, Creed JC. 2015b. Effect of Phase Shift from Corals to Zoantharia on Reef Fish Assemblages. *PLoS ONE* 10(1): e0116944.
- Done, TJ. 1992. Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. *Hydrobiologia* v.247 (1–3), p.121–132.
- Dutra GF, Allen GR, Werner T, McKenna S. 2005. A Rapid Marine Biodiversity Assessment of the Abrolhos Bank, Bahia, Brazil. *RAP Bulletin of Biological Assessment* 38, Washington: Conservation International.
- Edmunds, PJ. 2000. Patterns in the distribution of juvenile corals and coral reef community structure in St. John, US Virgin Islands. *Marine Ecology Progress Series* 202, 113-124.
- Edmunds, PJ. 2004. Juvenile coral population dynamics track rising seawater temperature on a Caribbean reef. *Marine Ecology Progress Series* 269,111-119.
- Fautin, D. G. 1988. Anthozoan dominated benthic environments. *Proceeding of the 6th International Coral Reef Symposium* 3: p.231-236.
- Ferreira BP, Maida M. 2006. *Monitoramento dos Recifes de Coral do Brasil: Situação Atual e Perspectivas*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, Brasil. (ISBN- 8587166867), 250p.
- Francini-Filho RB, Moura, RL. 2010. Predation on the toxic zoanthid *Palythoa caribaeorum* by reef fishes in the Abrolhos bank, Eastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 58, p.77-79.

- Francini-Filho RB et al. 2013. Dynamics of coral reef benthic assemblages of the Abrolhos Bank, Eastern Brazil: inferences on natural and anthropogenic drivers. *PLoS ONE* 8, e54260.
- Glynn, PW, Maté JL, Baker AC, Calderón MO. 2001. Coral reef bleaching and mortality in Panama and Ecuador during the 1997-1998 El Niño-Southern oscillation events: spatial/temporal patterns and comparison with the 1982-1983 event. *Bulletin of Marine Science* v.69, p.9-109.
- Hughes, TP. 1994. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, v.165, p.1547-1551.
- Hasler H, Ott J. 2008. Diving down the reefs? Intensive diving tourism threatens the reefs of the northern Red Sea. *Marine Pollution Bulletin*. v. 56 n.10, p. 1788- 1794.
- Juhász A, Ho E, Bender E, Fong P. 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.
- Kay, AM, Liddle, MJ, 1989. Impact of human trampling in different zones of a coral reef flat. *Environmental Management* 13 (4), p.509-520.
- Kuhlmann, DHH. 1988. The sensitivity of coral reefs to environmental pollution. *Ambio* 17 (1), p.13-21.
- Laborel JL 1969. Les peuplements de Madréporaires des côtes tropicales du Brésil. *Annales de l'Université D'Abidjan Série E* v. 2, n. 3, p 1-261.
- Laborel JL 1970. Madréporaires et hydrocoralliaires récifaux des côtes brésiliennes. Systematique, ecologie, repartition verticale et geographie. *Annales de l'Institut Oceanografic Paris*, v. 47, p. 171- 229.
- Langmead O, Sheppard C. 2004. Coral Reef Community Dynamics and Disturbance: a simulation model. *Ecological Modelling*., v. 175, p. 271-290.
- Leão ZMAN, Kikuchi RKP. 2005. A relic coral fauna threatened by global changes and human activities, eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin* v.51 (5-7), p. 599-611.
- Melo RS, Lins RPM, Elloy CC. 2014. O Impacto do Turismo em Ambientes Recifais: Caso Praia Seixas-Penha, Paraíba, Brasil *REDE - Revista Eletrônica do Prodema*, v.8, n.1, p. 67-83, ISSN: 1982-5528.
- Mendonça LC. 2004. *A invenção de Porto de Galinhas: História, empreendedorismo e turismo*. Persona, Recife, PE, Brasil, 248p. (ISBN- 85981790).
- Mendonça-Neto, JP, Gama, BAP. 2009. The native *Palythoa caribaeorum* overgrows on invasive species in the intertidal zone. *Coral Reefs* v.28: 497.
- Mereish KA, Morris S, Cullers S, Taylor TJ, Bunner DL. 1991. Analysis of palytoxin by liquid chromatography and capillary electrophoresis. *Journal of Liquid Chromatography* v. 14, p.1025- -1031.
- Mumby PJ, Hastings A, Edwards HJ. 2007. Thresholds and the resilience of Caribbean coral reefs. *Nature*, v. 450, p.98-101.
- Paulay, G. 1997. Diversity and distribution of reef organisms. In: Birkeland, C. ed. *Life and death of coral reefs*. New York, Chapman & Hall, p. 298-353.
- Plathong S, Inglis GJ, Huber, ME. 2000. Effects of self-guided snorkelling trails on corals in a Tropical Marine Park. *Conservation Biology*. v. 14, n. 6, p. 1821-1830.
- Rogers R. et al. 2014. Coral health rapid assessment in marginal reef sites. *Marine Biology Research*. v.10, n. 6, p.612-624.
- 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 EFC, Alves AL, Santos AM, Cunha MGGS, Pérez CD, Gomes, PB. 2014. Trophic ecology of the zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Anthozoa) on tropical reefs. *Journal of Marine Biological Association of United Kingdom* 95 (2) 301-309.
- Santos MG, Amaral FD, Sá FB, Lima MGA. 2004. Morphological variation of *Montastrea cavernosa* and *Siderastrea stellata* (Cnidaria: Scleractinia) from the states of Maranhão, Paraíba and Pernambuco, Brasil. *Biologia Geral e Experimental*. v.5(1), p.5-11.
- Sarmento VC, Barreto AFS, Santos PJP. 2011. The response of meiofauna to human trampling on coral reefs. *Scientia Marina*. v. 75, n. 3, p. 559-570.
- Sarmento, VC, Santos, PJP. 2012. Trampling on coral reefs: tourism effects on harpacticoid copepods. *Coral Reefs*. v. 31, p. 135-146, 2012.
- Soares MO, Rabelo, EF. 2014. Primeiro registro de branqueamento no litoral do Ceará (NE-Brasil): Indicador das mudanças climáticas? *Geociências*. v.33, n.1, p. 1-10.
- Silva IB, Fujii MT, Marinho-Soriano E. 2012. Influence of tourist activity on the diversity seaweed from reefs in Maracajaú, Atlantic Ocean, Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Pharmacognosy*. v. 22, n.4, p. 889-893.
- Silva JF, Gomes PB, Santana EC, Silva JM, Lima EP, Santos AMM, Pérez, CD. 2015. Growth of the tropical zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Anthozoa) on reefs in northeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v.87(2), p.985- 996.
- Stampar, SN, Silva PF, Luiz Jr OJ. 2007. Predation on the zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Anthozoa, Cnidaria) by a hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) (Reptilia, Vertebrata) in southeastern Brazil. *Marine Turtle Newsletter* v.117, p.20- 25
- Stanley Jr GD. 2003. Evolution of modern corals and their early history. *Earth-Science Reviews*. v. 60, p. 195-225.
- Suchanek TH, Green DJ. 1981. Interspecific competition between *Palythoa caribaeorum* and other sessile invertebrates on St. Croix reefs, U.S. Virgin Islands. *Proceedings of the 4th International Coral reef Symposium* v. 2, p.679- -684.
- Tratalos JA, Austin TJ. 2001. Impacts of recreational SCUBA diving on coral communities of the Caribbean island of Grand Cayman. *Biological Conservation* v. 102, p.67-75.
- Wilkinson C. 2002. *The status of the Coral Reefs of the World*. Townsville, Australia. Australian Institute of Marine Science and the Global Reef Monitoring Network, 378 p.
- WTTC. How does Travel & Tourism compare to other sectors? 2015. <http://www.wttc.org/> [11 January 2016].
- WWF. WWF's Living Planet Report. 2015. <http://www.wwf.org.br/> [11 January 2016].

APÊNDICE I. Lista de acrônimos utilizados nesse artigo

Acrônimo	Nome completo	Referência online
WTTC	World travel and tourism council	www.wttc.org
WWF	World Wide Found for Nature	www.worldwildlife.org

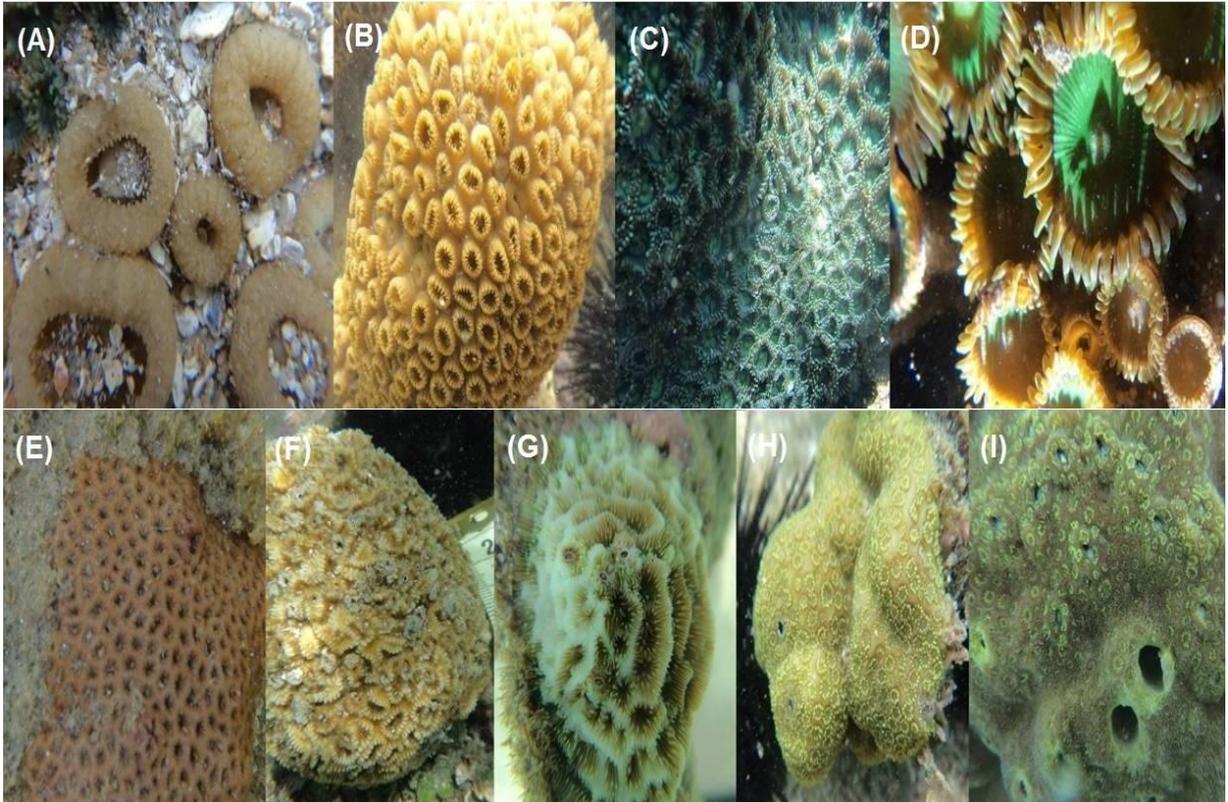
APÊNDICE II. Áreas de estudo classificadas como baixo uso. Carneiros (A), São José da Coroa Grande (B), Serrambi (C) e Paiva (D).



APÊNDICE III. Áreas de estudo classificadas como uso intenso. Porto de Galinhas (Área I-A; Área II-B) e Enseada dos Corais (C;D).



APÊNDICE IV. Espécies de zoantídeos (A-D) e corais (E-I) encontrados nas áreas de estudo: *Protopalythoa variabilis* (A), *Palythoa caribaeorum* (B), *Zoanthus sociatus* (C), *Zoanthus solanderi* (D), *Siderastrea stellata* (E), *Favia gravida* (F), *Agaricia agaricites* (G), *Porites astreoides* (H) e *Porites branneri* (I).



ANEXO A. 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 ScholarOne 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.

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) or data centres endorsed by GBIF, including BioFresh (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. 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/supinfo.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.