

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA**

**Peixes biondicadores dos impactos causados pelas
jangadas no topo e nas cristas dos recifes de Porto de
Galinhas (PE).**

Cláudio Henrique Rodrigues de Macedo

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO

CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS

DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA

**Peixes biondicadores dos impactos causados pelas
jangadas no topo e nas cristas dos recifes de Porto de
Galinhas (PE)**

Cláudio Henrique Rodrigues de Macedo

Dissertação submetida ao curso de Mestrado do Programa de Pós Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Oceanografia.

Orientadora: Prof^a Dr^a Maria Elisabeth de Araújo

Março – 2014

Catálogo na fonte

Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

M131p Macedo, Cláudio Henrique Rodrigues de.

Peixes biondicadores dos impactos causados pelas jangadas no topo e nas cristas dos recifes de Porto de Galinhas (PE) / Cláudio Henrique Rodrigues de Macedo. - Recife: O Autor, 2014.

vi, 41 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientadora: Profa Dra. Maria Elisabeth de Araújo.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2014.

Inclui Referências.

1. Oceanografia. 2. Ambientes recifais. 3. Indicadores ambientais. 4. Impactos antrópicos. 5. Nordeste do Brasil. I. Araújo, Maria Elisabeth de. (Orientadora). II. Título.

UFPE

**Peixes biondicadores dos impactos causados pelas
jangadas no topo e nas cristas dos recifes de Porto de
Galinhas (PE)**

Maria Elisabeth de Araújo (Orientadora)
Universidade Federal de Pernambuco-UFPE

Beatrice Padovani Ferreira (Membro Titular Interno)
Universidade Federal de Pernambuco- UFPE

Caroline Vieira Feitosa (Membro Titular Externo)
Universidade Federal do Ceará- UFC

Maria Danise de Oliveira Alves (Membro Suplente Externo)
Universidade Federal de Pernambuco- UFPE

José Souto Rosa Filho (Membro Suplente Interno)
Universidade Federal de Pernambuco- UFPE

Data de Aprovação: 28/03/2014

Recife, 2014

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO

CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS

DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA

**Peixes biondicadores dos impactos causados pelas
jangadas no topo e nas cristas dos recifes de Porto de
Galinhas (PE).**

Cláudio Henrique Rodrigues de Macedo

Dissertação submetida ao curso de Mestrado do Programa de Pós Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Oceanografia.

Orientadora: Prof^a Dr^a Maria Elisabeth de Araújo

Março – 2014

“A alegria está na luta, na tentativa, no sofrimento envolvido e não na vitória propriamente dita.”

Ghandi

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, irmão, e toda família que mesmo sabendo que o dinheiro nessa profissão é curto, sempre me incentivaram.

A Marcella pelo carinho, compreensão, companheirismo e, acima de tudo, paciência durante esses dois turbulentos anos de mestrado.

À minha orientadora Profa. Dra. Maria Elisabeth de Araújo por toda a atenção e confiança depositada e pela amizade ao longo desses anos de convívio. Agradeço também pelos bons conselhos relacionados tanto à vida acadêmica quanto à vida pessoal.

Profa. Dra. Simone Cunha pelo auxílio nas análises estatísticas e discussão dos resultados e também por sempre me acalmar quando eu chegava desesperado achando que nunca terminaria isso.

Aos membros da banca examinadora, Profa. Dra. Beatrice Padovani Ferreira, Profa. Dra. Caroline Vieira Feitosa, Prof. Dra. José Souto Rosa Filho e Dra. Maria Danise de Oliveira Alves, pelo convite aceito e contribuições propostas.

Ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia por todo apoio fornecido.

A FACEPE pela concessão da bolsa de mestrado e ao projeto PELD – Zonas Costeiras, PE pelo auxílio financeiro.

Aos professores e funcionários do Departamento de Oceanografia da UFPE, em especial à secretária da pós-graduação Myrna Lins, sempre muito solícita com os alunos do departamento.

A associação dos Jangadeiros de Porto de Galinhas (AJPG) pela compreensão e ajuda nas visitas de campo.

A todos os amigos do Laboratório de Ictiologia Marinha Tropical (IMAT), vinculados ou não: Vinny, Daniel, Belinha, Walter, Felipe, Danise, Sidney, Leonor, Beth Cabral, Vana, Henrique, Adri, Rafael, Pibiquinho, Marcela, Fernanda, Ályssa, Nicole, Lucile, Paulo e Iana. Os anexos: Flávia, Jacob e Mari pelos ótimos momentos juntos, sejam eles de trabalho, diversão ou viagens.

Aos amigos do mestrado, em especial Sawana, Felipe, Amanda, Erika, Lucas, Alejandro.

À turma de graduação (Eremigos): tenho pouquíssimas certezas na vida, mas sei que essa amizade vai durar para sempre.

SUMÁRIO

RESUMO	V
ABSTRACT	VI
INTRODUÇÃO	1
ÁREA DE ESTUDO	5
MATERIAL E MÉTODOS	7
Censos visuais	7
Análise de dados.....	7
RESULTADOS	10
Condições ambientais.....	10
Composição específica, riqueza de espécies e abundância geral de indivíduos.....	10
Abundância de <i>Stegastes fuscus</i>	15
Abundância de <i>Abudefduf saxatilis</i>	18
Abundância de <i>Sparisoma axillare</i>	19
Abundância de <i>Ophioblennius trinitatis</i>	23
Abundância de <i>Halichoeres poeyi</i>	23
Distribuição de tamanho para as espécies mais abundantes	24
DISCUSSÃO	26
CONCLUSÃO	32
REFERÊNCIAS	33

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: (A) Porto de galinhas, com identificação das duas áreas de estudo em amarelo. (B) Imagem de satélite de um momento sem jangadas na área 2. (C) Imagem de satélite de um momento com jangadas na área 2.	6
Figura 2: Variação do número de jangadas observadas na área tratamento no domingo (d) e na segunda-feira (s), em condições de visibilidade da água boa e média.	10
Figura 3: Variação da riqueza (número de espécies) entre as áreas controle e tratamento, em função do dia de coleta e da condição de visibilidade da água.	13
Figura 4: Variação da abundância total entre as áreas controle e tratamento, em função do dia de coleta e da condição de visibilidade da água.	14
Figura 5: Abundância (número de indivíduos) de <i>Stegastes fuscus</i> : (A) para as áreas controle e tratamento; (B) para as áreas controle e tratamento, sendo esta última dividida em situações com poucas jangadas e situações com muitas jangadas.	16
Figura 6: Abundâncias de <i>St. fuscus</i> em cada categoria de quantidade de jangadas: (A) para condição de visibilidade boa; (B) para condição de visibilidade média; (C) para domingo e (D) para segunda-feira.	17
Figura 7: Abundâncias de <i>Abudefduf saxatilis</i> : (A) para as áreas controle e tratamento; (B) para as áreas controle (zero jangadas) e tratamento, sendo esta última dividida em situações com poucas jangadas e situações com muitas jangadas.	18
Figura 8: Abundâncias de <i>Abudefduf saxatilis</i> em cada categoria de quantidade de jangadas para condição de visibilidade e dia da semana.	19
Figura 9: Abundâncias de <i>Sp. axillare</i> : (A) para as áreas controle e tratamento; (B) para as áreas controle (zero jangadas) e tratamento, sendo esta última dividida em situações com poucas jangadas e situações com muitas jangadas.	20
Figura 10: Abundâncias de <i>Sp. axillare</i> em cada categoria de quantidade de jangadas: para condição de visibilidade e dia da semana.	21
Figura 11: Abundância de <i>Acanthurus coeruleus</i> em cada área: para condição de visibilidade e dia da semana.	22
Figura 12: Abundância de <i>Ophioblennius trinitatis</i> em cada área: para condição de visibilidade e dia da semana.	23
Figura 13: Abundância de <i>Halichoeres poeyi</i> em cada área: para condição de visibilidade e dia da semana.	24
Figura 14: Abundância relativa (%) para cada classe de tamanho nas áreas controle (contr) e tratamento (trat), no domingo (D) e na segunda-feira, para (A) <i>Stegastes fuscus</i> ; (B) <i>Abudefduf saxatilis</i> ; (C) <i>Halichoeres poeyi</i> e (D) <i>Sparisoma axillari</i>	25

RESUMO

Os ambientes costeiros estão entre os mais ameaçados do mundo. O turismo corresponde a um dos principais processos antrópicos, geralmente feito de forma desordenada, degradando os recifes. Porto de Galinhas (aprox 70 km de recife) é um dos maiores pólos turísticos do Brasil recebendo cerca de 400 mil visitantes na alta estação (novembro a fevereiro). Por falta de uma fiscalização eficiente, impactos como pisoteio e atracamentos das jangadas nos corais estão destruindo a área, modificando a comunidade do local. Para avaliar a qualidade do ambiente, além de parâmetros físicos, são necessários indicadores biológicos, sendo os peixes os mais utilizados. O objetivo do trabalho foi verificar possíveis mudanças na comunidade que vive no topo e crista recifal, determinando quais espécies seriam consideradas bioindicadores. A chamada “piscina dos oito” foi selecionada como área de estudo, que foi separada em duas áreas: tratamento e controle. Os pontos selecionados possuem características geomorfológicas semelhantes, diferenciando-se pela ocupação (tratamento) ou não (controle) das Jangadas. Um total de 48 censos, no período de jul/12 a jun/13 (24 no domingo e 24 na segunda) foram realizados. No estudo, foram contabilizados 3.508 indivíduos, pertencentes a 31 espécies de 16 famílias de peixes nas duas áreas amostradas nos recifes de Porto de Galinhas. Na área tratamento foram vistas 21 espécies, número menor quando comparado com a área controle no qual que foram identificados 28. As famílias mais representativas foram Labridae (8 espécies), seguida por Pomacentridae (4 espécies). Pomacentridae, marcadamente representada por *Stegastes fuscus* (n= 2.344), representando 66% do total identificado. Foi verificada diferença na diversidade de espécies entre as áreas tratamento e controle. Este resultado mostrou-se significativo ($p=0,001$), no qual a área controle apresenta uma maior diversidade de espécies. Os dados coletados indicam uma mudança na estrutura da comunidade situada na crista recifal em Porto de Galinhas. Algumas espécies aproveitam-se do impacto decorrente das jangadas, que remove a cobertura algal e os organismos que ali vivem, facilitando a disponibilidade de alimento. Outras espécies reagem diferentemente a estes impactos abrigando-se embaixo das jangadas, provavelmente em busca de sobra e/ou proteção, enquanto outras fogem e somente são encontradas na área controle. Pode-se concluir que os impactos antropogênicos decorrentes do uso excessivo de jangadas estão modificando a diversidade, abundância e comportamento na comunidade de peixes na “piscina dos oito” de Porto de Galinhas.

Palavras-chave: Ambientes recifais, Indicadores ambientais, Impactos antrópicos, Nordeste do Brasil.

ABSTRACT

Coastal environments are among the most threatened in the world. Tourism represents one of the main anthropogenic processes, usually done in a disorderly manner, with that, degrading reefs. Porto de Galinhas (approx. 70km reef) is one of the biggest tourist centers in Brazil with about 400 thousand visitors in the high season (November to February). For lack of effective monitoring, the impact of rafts such as trampling and docking are destroying reefs in the area, modifying the local community. To evaluate the quality of the environment, and physical parameters, biological indicators are needed, the fish is the most used. The objective was to determine possible changes in the community that lives at the top and reef's crest, determining which species would be considered bio-indicators. The so-called "Piscina dos oito" was selected as study field, which was separated into two areas: treatment and control. The selected points have similar geo-morphological characteristics, differentiating them by occupation (treatment) or not (control) of the rafts . 3,508 individuals belonging to 31 species of 16 families of fish sampled in two areas on the reefs of Porto de Galinhas were identified. In the treatment area 21 species were seen, a lower number compared with the control area in which they have been identified 28. The most representative families were Labridae (8 species), followed by Pomacentridae (4 species). Pomacentridae, highly represented by *Stegastes fuscus* (n=2,344), representing 66 % of the total identified. Difference in species diversity between the treatment and control areas was observed during the research months (july/12 to june/13) for both Sunday and Monday. This result was significant (p=0.001), in which the control area has a greater diversity of species. The data collected indicate a change in the structure of the reef's crest community located in Porto de Galinhas. Some species take advantage of the arising impact of the rafts, which removes the alga cover and the organisms that live there, making it easier for food. Other species react differently to these impacts sheltering beneath the rafts, probably in search of leftovers and/or protection, while others flee and are only found in the control area. It can be concluded that anthropogenic impacts resulting from excessive use of rafts are changing the diversity, abundance and behavior in fish community "Piscina dos Oito" Porto de Galinhas.

Keywords: reef environments, environmental indicators, anthropogenic impacts northeastern Brazil.

INTRODUÇÃO

Os peixes recifais podem ser caracterizados como aqueles cuja história de vida está intimamente associada ao substrato consolidado, com o propósito de alimentação, esconderijo e reprodução (THOMSON et al., 2000). Embora os recifes de coral representem apenas 1% da área total dos oceanos, cerca de metade das espécies de peixes marinhos são encontradas neste ecossistema (MICHAEL, 2001).

No Brasil estão registradas cerca de 500 espécies de peixes recifais (FLOETER et al., 2001). Contudo, a proporção entre o nível de endemismo e a área recifal no país é de 6,5 espécimes por 100 km², enquanto no Caribe é de apenas 1,5 (MOURA, 2003); indicando os recifes brasileiros como áreas prioritárias para conservação. No estado de Pernambuco, a ictiofauna é composta por cerca de 230 espécies marinhas (VASCONCELOS-FILHO et al., 2004). Levantamento realizado em Tamandaré contabilizou 103 espécies, pertencentes a 43 famílias, sugerindo que as áreas do litoral sul do estado abrigam uma grande diversidade de peixes, que deve ser conservada (FERREIRA & MAIA, 1995). As principais atividades antropogênicas que afetam os recifes do Brasil são as mesmas que ameaçam os recifes de coral em qualquer outro lugar do mundo (MAIDA & FERREIRA, 1997). Dentre elas, destacam-se, a pesca de arrasto, a disposição de efluentes domésticos e o turismo recreativo, sendo este último um dos principais processos impactantes no ambiente recifal (MAIDA, 2006).

Na região nordeste do Brasil, os recifes costeiros estão entre os ecossistemas mais ameaçados de sofrerem interferências múltiplas decorrentes das pressões humanas (LEÃO et al., 2003). Este é o caso da praia de Porto de Galinhas, principal ponto turístico litorâneo de Pernambuco. Nessa localidade os recifes de corais estão espalhados por cerca de 4 km, formando “piscinas naturais” que somam aproximadamente 800m de extensão. Essas piscinas são utilizadas intensamente como atrativo turístico, devido à grande abundância de peixes e proximidade da costa, localizando-se a menos de 1 Km da praia (ZORZETTO & FALCÃO, 2004; ENGMANN, 2006). Porto de Galinhas encontra-se entre as 10 praias mais visitadas do Brasil, onde o principal foco são os turismo recreativo ou contemplativo (MENDONÇA, 2004, GUIA 4 RODAS, 2013), considerados fontes de sustento da economia local e municipal (LIMA

et al., 2005; MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO, 2006). A praia de Porto de Galinhas era uma antiga vila de pescadores artesanais, não existindo sequer saneamento básico até o início do século passado. O costume de banhar-se em rios foi sendo substituído pelos banhos na beira-mar por recomendação médica visando curar de várias doenças (Mendonça, 2004). Ao passar do tempo, Porto de Galinhas ganhou notoriedade pela sua beleza e tranquilidade recreativa das piscinas recifais, passando a ser ocupada por veranistas pernambucanos. A partir da década de 70, com o incentivo do governo ao turismo local, houve um grande crescimento em infraestrutura, como o asfaltamento da estrada que liga a capital a Porto e a montagem de uma rede hoteleira. A cidade tornou-se um dos mais importantes destinos turísticos do Brasil, sendo considerada, por diversas vezes, como a mais bonita do Brasil, chegando a receber 600 mil pessoas ao ano (VIAGEM E TURISMO, 2011). Este crescimento rápido e desordenado fez com que Porto terminou por consolidar o processo que alterou definitivamente a vida da população local (Mendonça, 2004).

O sustento dos jangadeiros, que antes era decorrente exclusivamente da pesca, passou a depender dos veranistas e turistas (Mesquita & Xavier, 2013). Com a diminuição de peixes comerciais e o crescente turismo, os nativos passaram a utilizar a jangada para fazer passeios nas piscinas naturais da região. Além dos veranistas, a grande massa de turistas e visitantes aproveita os feriados e, regularmente os domingos (principal dia de folga dos trabalhadores), para o seu lazer. Segundo depoimentos dos jangadeiros, é no domingo que eles mais faturam com os passeios e na 2ª feira o dia com menos turistas.

O acelerado desenvolvimento turístico da região, entretanto, provoca um excesso na demanda de, resultando na descaracterização e deterioração da paisagem (PRADO et al., 2004). Sem os cuidados adequados, o pisoteio dos corais e o uso de âncoras pelos jangadeiros, entre outros impactos, têm causado uma acentuada degradação, afetando diretamente a estrutura íctia da área (RANIERO et al., 2007).

Trabalhos realizados nos recifes da Austrália (Minchinton & Fels, 2013), Havaí (Rodgers & Cox, 2003), e no Brasil (Medeiros, et al 2007), demonstram que o alto grau de impacto antropogênico, oriundo do turismo, pode modificar consideravelmente a diversidade de peixes, corais e algas no local (MILAZZO et al.,

2002). O crescimento da atividade turística relacionada com a natureza tem provocado uma imperiosa necessidade por desenvolver novas propostas metodológicas para o aproveitamento racional de áreas naturais (MELO et al, 2008). O cálculo da Capacidade de Carga turística (CCT) é uma ferramenta útil, para reduzir os impactos dos visitantes nos destinos turísticos. Esta metodologia estabelece o número máximo de visitas que um local pode receber, tendo em conta suas características físicas, biológicas e de gestão (CIFUENTES et al. 1999).

O nível de saturação turística pode ser atingido quando o mínimo de infraestrutura de turismo, juntamente com os recursos naturais, são insuficientes para atender às necessidades da população residente e dos visitantes. Em uma avaliação da qualidade ambiental de um ecossistema marinho, em geral, são utilizados parâmetros químicos e físicos da água (WOOTON 1990, CASTRO & CASATTI 1997, SMITH et al., 1997, VIEIRA & SHIBATTA, 2007) e, principalmente biológicos, destacando os peixes como excelentes bioindicadores (KARR 1981, SMITH et al., 1997, ARAÚJO 1998). Paula (2010) assegura que os peixes: (1) fornecem sinais rápidos sobre problemas ambientais, mesmo antes do homem perceber a ocorrência e a amplitude das ações antropogênicas; (2) permitem que se identifiquem as causas e efeitos entre os agentes estressores e as respostas biológicas; (3) oferecem um panorama da resposta integrada dos organismos às modificações ambientais; e (4) permitem avaliar a efetividade de ações mitigadoras tomadas, para contornar os problemas criados pelo homem.

Estudos que utilizam peixes como bioindicadores são relativamente recentes, tendo como um dos pioneiros KARR (1981), realizado nos EUA. Em outra pesquisa, também norte-americana, constatou-se em um estuário que o alto índice de contaminação local provocou mudanças celulares nas gônadas dos peixes coletados (JENKINS, 2004). No Brasil, trabalhos utilizando peixes como bioindicadores permitiram avaliar impactos ambientais, derivados de contaminantes, da degradação de uma área em decorrência da pesca ou do turismo, em diversos locais como estuários (KUNIYOSHI & BRAGA, 2010), represas (MATSUBARA, 2013) e áreas recifais (MEDEIROS et al, 2007). A necessidade de analisar os impactos ambientais decorrentes da atividade turística e de diagnosticar ações que possam minimizar esses impactos é

urgente, visando a melhoria na qualidade do ecossistema recifal. A identificação, quantificação e monitoramento dos peixes afetados pela atividade turística nos recifes da praia de Porto de Galinhas, poderá auxiliar na tomada de decisões e na definição de estratégias dos planos de manejo e ações efetivas de regulamentação do turismo na região. Essa pesquisa teve como objetivo avaliar a influência das jangadas na composição, abundância e tamanho dos peixes recifais em Porto de Galinhas (PE).

ÁREA DE ESTUDO

A praia de Porto de Galinhas (08°30'25.66"N / 34°59'.54.03"S), município de Ipojuca, está localizada no litoral sul de Pernambuco, a uma distância de 70 km da capital Recife. Os recifes daquela localidade e os demais próximos à costa nordestina estão associados aos bancos de arenito (DOMINGUEZ et al., 1990), possuindo geralmente uma camada superficial formada por corais, algas calcárias e moluscos vermetídios (MAIDA & FERREIRA, 1997). Na baixa-mar, principalmente nos períodos de lua cheia e nova, o topo das estruturas recifais de Porto de Galinhas fica exposto, abrigando massas de águas que formam piscinas e canais naturais.

O turismo na região intensificou-se a partir da segunda metade da década de 1970, gerando uma sobrecarga na infraestrutura socioeconômica e ambiental da região. No verão, os índices de ocupação são superiores às demais praias do estado, que apresentam uma média de 70 mil turistas por ano. Em Porto de Galinhas este número chega a cerca de 750 mil turistas anuais (MENDONÇA, 2004; GUIA QUATRO RODAS, 2013). Entende-se por turista não apenas aquela pessoa que pernoita no local, mas também o visitante (Coelho & Araújo 2011).

Para o estudo dos peixes, foram escolhidas duas áreas com grande diversidade de algas, poliquetas e pequenos invertebrados, que fazem parte da dieta das espécies-alvos (BRAYNER et al., 2007; BONALDO et al., 2005). O local do presente estudo é conhecido como a "piscina do oito", que foi dividida em duas áreas amostrais, a área controle (área 1) e a tratamento (área 2). Estas duas áreas tem características semelhantes e diferenciam-se basicamente devido a maior proximidade da área 2 as piscinas naturais, atraindo assim os turistas (Fig 1).

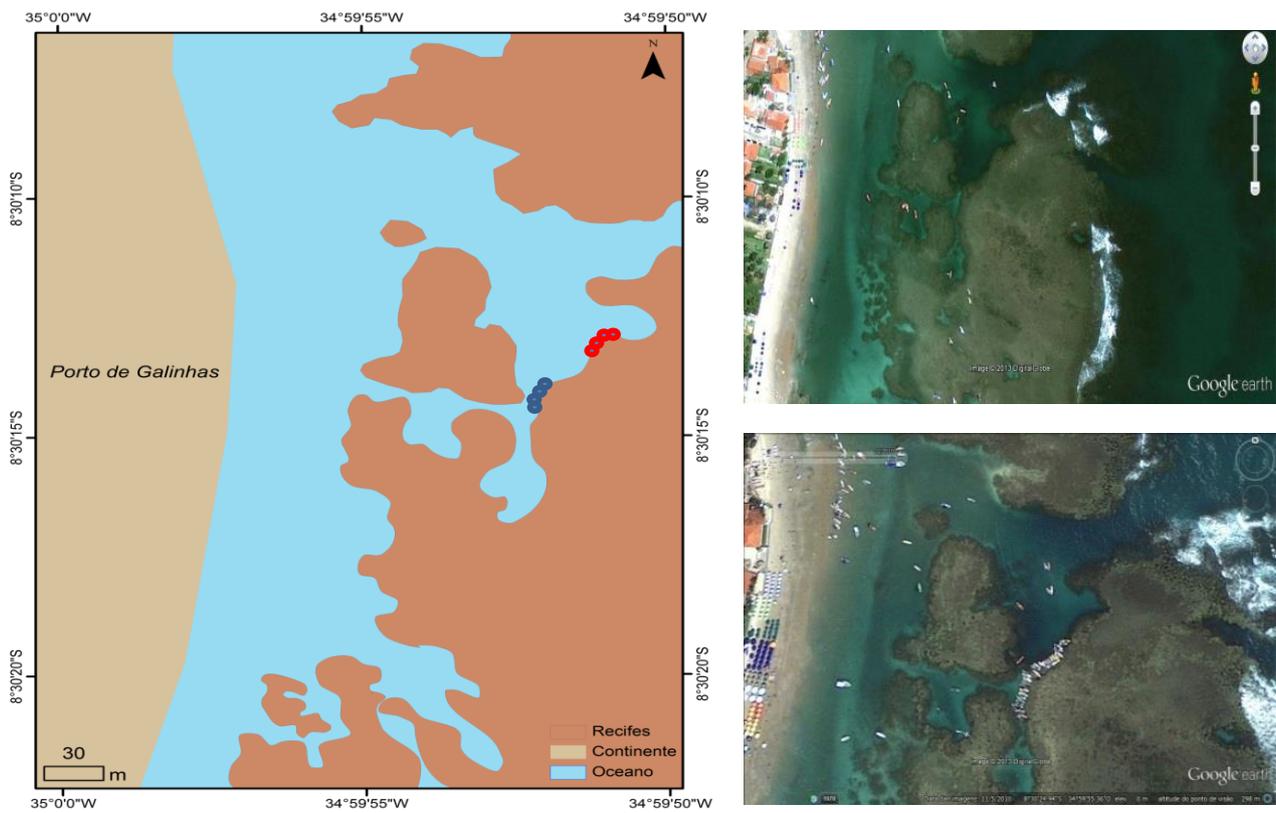


Figura 1: (A) Porto de galinhas, com identificação das duas áreas de estudo, onde o azul simboliza a área com jangada e vermelho a área sem jangada. (B) Imagem de satélite de um momento sem jangadas na área 2. (C) Imagem de satélite de um momento com jangadas na área 2.

MATERIAL E MÉTODOS

Censos visuais

Os censos visuais foram realizados utilizando-se o transecto de faixa na crista e topo recifal, geralmente coberto por algas, (20 m x 1,0m) e mergulho autônomo, em marés de sizígia durante a baixa mar no período de 12 meses. Os censos foram efetuados no domingo e na segunda-feira subsequente, que correspondem ao dia de maior e menor visitação turística, segundo os jangadeiros. Sendo assim, em cada uma das duas áreas foram efetuados 12 censos no domingo e 12 censos na segunda-feira, resultando num total de 48 censos. Os dados foram coletados mensalmente no período de julho de 2012 a junho de 2013. As áreas foram amostradas, seguidamente, no mesmo dia, sendo a primeira a com jangada (tratamento), com mergulho de 30 minutos em média. Nos censos todos os peixes observados foram registrados, identificados, e tiveram seus tamanhos estimados.

Todos os censos foram conduzidos pelo pesquisador (C.H.R.M), com finalidade de evitar variações quanto à identificação e às estimativa das quantidades e tamanhos dos peixes registrados, decorrente do uso de múltiplos observadores. Entretanto, para segurança, outro pesquisador acompanhou o observador por cima do recife, na área utilizada pelos turistas, alertando aos jangadeiros sobre o mergulhador que estava na água realizando o estudo.

Os dados referentes ao número de jangadas e turistas embarcados foram obtidos através de contagem direta, utilizando-se um contador manual (de plaquetas). Filmagens foram feitas e fotografias foram tiradas para conferência das contagem. A visibilidade foi separada em duas categorias (boa e média). A categoria boa foi entendida para uma distancia de visualização no censo acima de dois metros e a categoria média foi para uma distancia abaixo desse padrão.

Análise de dados

As espécies mais representativas, em número de indivíduos, foram utilizadas nas análises com modelos lineares generalizados (GLM). Para uma descrição detalhada destes tipos de modelos recomenda-se McCullagh e Nelder (1989) e Dobson (2002).

Como as variáveis respostas nos modelos eram sempre contagens (*i.e.* número de peixes), optou-se pela distribuição de Poisson. Para essa distribuição a função de ligação logarítmica tem sido utilizado com frequência e sucesso (Dobson, 2002). Este modelo foi utilizado para investigar o efeito de cada uma das variáveis explicativas. As variáveis visibilidade (boa e média) e dia (domingo e segunda) são categóricas e foram naturalmente tratadas como fatores. Já a variável número de jangadas é originalmente quantitativa discreta, mas após algumas avaliações prévias optou-se por sua inclusão nos modelos como fator, com três níveis: zero (sem jangadas), poucas (entre 1 e 20) e muitas (mais de 21). Essa estratégia resulta em um aumento no número de parâmetros a serem estimados, mas resulta em modelos com maior capacidade de explicação da variável resposta. Os fatores foram também considerados em interações simples de primeira ordem.

A ordem de inserção das variáveis explicativas nos modelos foi definida a partir do Critério de Informação de Akaike (*Akaike Information Criterion* – AIC) (Akaike, 1974). No AIC é avaliado o balanço entre viés e variância na procura de um modelo parsimonioso. Quanto menor o valor do AIC melhor o modelo, sob este critério. Portanto para a escolha da ordem das variáveis explicativas foram ajustados modelos simples com a consideração de cada uma delas isoladamente. A variável do modelo com menor AIC foi então listada como a primeira. Prosseguiu-se com o procedimento para a seleção da próxima variável e assim por diante.

Escolhida a ordem das variáveis foi construído um modelo completo, incluindo as interações. A eliminação das interações e das variáveis explicativas irrelevantes (individuais e interações) foi realizada novamente com o auxílio do AIC em um procedimento dito de “*stepwise backward*”. Ajustou-se o modelo completo e eliminou-se uma interação de cada vez, o AIC é utilizado para verificar se depois de eliminado algum termo o modelo menor é mais adequado. Depois que se encerraram as interações, repetiu-se o processo para os efeitos principais. Ao final, foram mantidas apenas as variáveis e as interações com efeito significativo na explicação da variável resposta.

Nos modelos lineares generalizados é possível calcular um índice que tem um significado similar ao coeficiente de determinação (R^2) dos modelos lineares clássicos que representa a proporção da variação da variável resposta, eliminada pela inclusão

da variável explicativa no modelo. Para os GLMs pode-se calcular o que se chama de pseudo R^2 com base nas reduções das Deviâncias resultantes da inclusão das variáveis explicativas. O pseudo R^2 , que tem interpretação similar ao coeficiente de determinação por analogia (Dobson, 2002). Todas as análises estatísticas foram efetuadas utilizando-se o programa livre R (R Development Core Team (2009)).

Para comparar a distribuição de indivíduos de peixes das espécies mais abundantes por classe de tamanho entre as áreas controle e tratamento, foi utilizado o teste G, que é um teste equivalente ao Chi-quadrado, mas não tem os pré-requisitos deste último em relação ao tamanho amostral (McDonald, 2009). Os testes foram executados no programa Bioestat 5.0 (Aires et al., 2007).

RESULTADOS

Condições ambientais

Na área com jangadas (área tratamento) o número de embarcações variou entre 8 e 43, enquanto na área controle foi sempre igual a zero. Não houve diferença significativa no número de jangadas entre domingo e segunda-feira ($p=0,87$), conforme pode ser observado na figura 2. Entretanto o número de jangadas na situação de boa visibilidade da água é significativamente superior ao número observado em condições de visibilidade média ($p=0,0146$). Não há efeito de interação entre dia da semana e visibilidade da água sobre o número de jangadas ($p=0,9598$). A proporção de dias com visibilidade boa ou média não variou entre as áreas tratamento e controle ($p=0,6785$) nem entre os dias da semana ($p=0,9999$).

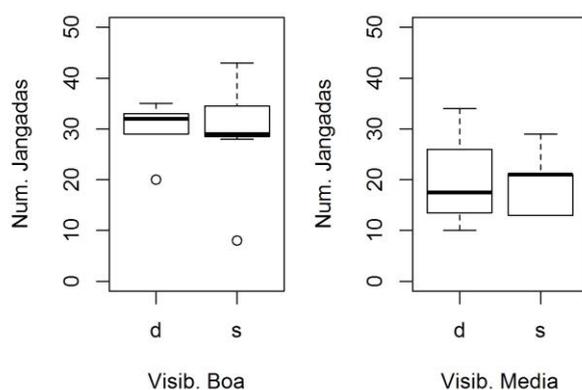


Figura 2: Variação do número de jangadas observadas na área tratamento no domingo (d) e na segunda-feira (s), em condições de visibilidade da água boa e média.

Composição específica, riqueza de espécies e abundância geral de indivíduos

Foram identificados 3.508 indivíduos, pertencentes a 31 espécies e 16 famílias nas duas áreas amostradas nos recifes de Porto de Galinhas (Tabela 1). As famílias mais representativas foram Labridae (8 espécies) e Pomacentridae (4 espécies). As três espécies mais abundantes foram *Stegastes fuscus*, *Abudefduf saxatilis*, *Sparisoma axillare*, representando 88% de todos os indivíduos identificados. *S. fuscus* e *A. saxatilis* foram avistados em mais de 75% dos censos. Espécies consideradas ocasionais e raras (<10%) representaram 80% dentre todas avistadas. A espécie *Stegastes fuscus* ($n=2344$), obteve a maior abundância (66%) dentre todas identificadas.

Tabela 1 - Lista das espécies registradas nos recifes amostrados de Porto de Galinhas, seguindo a ordem evolutiva de Nelson (2006) e o nome vulgar seguindo Freire & Carvalho-Filho (2009).

Família	Espécie	Nome vulgar	Número
Epinephelidae	<i>Cephalopholis fulva</i> (Linnaeus, 1758)	piraúna	1
	<i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	peixe lagarto	1
Synodontidae	<i>Synodus intermedius</i> (Spix & Agassiz, 1829)	xareu	9
Carangidae	<i>Caranx crysus</i> (Mitchill, 1815)	xareu	1
Gerreidae	<i>Eucinostomus lefroyi</i> (Goode, 1874)	carapicu	8
	<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	carapeba	8
Haemulidae	<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	salema	2
	<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier, 1830	xira branca	19
Mullidae	<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch, 1793)	saramunete	1
Chaetodontidae	<i>Chaetodon striatus</i> Linnaeus, 1758	borboleta	1
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	sargentinho	461
	<i>Chromis multilineata</i> (Guichenot, 1853)	Tesourinha	2
	<i>Stegastes fuscus</i> (Cuvier, 1830)	Donzela	2313
	<i>Stegastes variabilis</i> (Castelnaud, 1855)	Castanheta	26
	<i>Sparisoma axillare</i> (Steindachner, 1878)	budião	461
	<i>Scarus zelindae</i> Moura, Figueiredo & Sazima, 2001	budião banana	19
	<i>Sparisoma amplum</i> (Ranzani, 1841)	budião batata	2
Labridae	<i>Sparisoma frondosum</i> (Agassiz, 1831)	budião roxo	4
	<i>Halichoeres poeyi</i> (Steindachner, 1867)	budião verde	122
	<i>Halichoeres penrosei</i> Starks, 1913	mangarueira	1
	<i>Halichoeres brasiliensis</i> (Bloch, 1791)	budião azul	1
	<i>Bodianus rufus</i> (Linnaeus, 1758)	budião papagaio	1
Blenniidae	<i>Ophioblennius trinitatis</i> Miranda Ribeiro, 1919	maria da toca	40
	<i>Scartela spp</i>		1
Labrisomidae	<i>Labrisomus nuchipinnis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	peixe macaco	9
Gobiidae	<i>Coryphopterus glaucofrenum</i> Gill, 1863	gobi de areia	15
Acanthuridae	<i>Acanthurus coeruleus</i> Bloch & Schneider, 1801	carauna azul	73
	<i>Acanthurus bahianus</i> Castelnaud, 1855	cirurgião azul	13
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i> (Edwards, 1771)	barracuda	5

O número total de espécies registrados na área controle (28) foi maior do que na área tratamento (21). Em relação à diversidade, na área tratamento foram identificadas dezessete espécies para o domingo e enquanto para a segunda, foram vistas dezesseis. Para a área controle, foram identificadas dezenove espécies no domingo, enquanto que na segunda, esse número sobe para vinte três. A riqueza total (número de espécies) foi significativamente diferente entre as áreas tratamento e controle ($p=0,004$), na comparação por meio do teste G. Entretanto, não houve diferença ($p=0,2$) para a riqueza quando comparada entre os dias da semana.

Uma descrição da variação da riqueza observada em cada situação de coleta em função da área, do dia da semana e da visibilidade pode ser observada na Figura 3. Na utilização do modelo linear generalizado (GLM) para se avaliar o efeito das variáveis explicativas sobre a riqueza das espécies, o melhor modelo (menor valor de AIC) foi: GLM: riqueza~(area+visibilidade+dia), family=gaussian(link=log)).

Com este modelo, observou-se que apenas 27% da variação da riqueza de espécies pode ser explicada pelas variáveis (Tabela T3). A área (controle e tratamento), que reflete a presença de jangadas, explicou 22% da variação da riqueza ($p=0,0007$). O dia da semana também foi importante, explicando 7% da riqueza ($p=0,0442$). A visibilidade não influenciou na riqueza ($p=0,2772$).

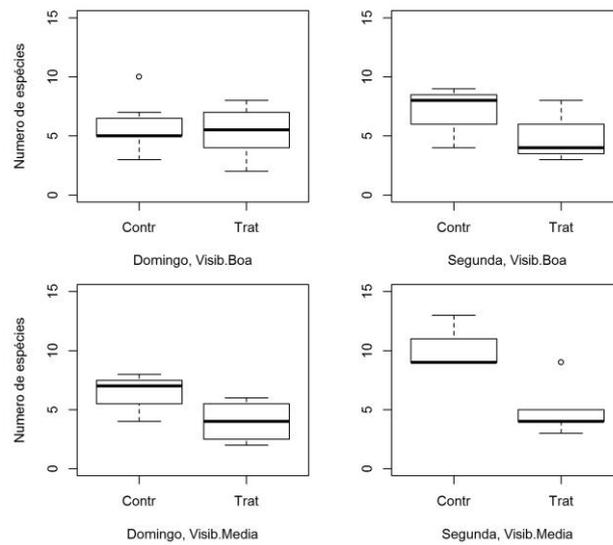


Figura 3: Variação da riqueza (número de espécies) entre as áreas controle (contr) e tratamento (trat), em função do dia de coleta (Domingo e segunda-feira) e da condição de visibilidade da água (Boa e Média).

Tabela 3: Resultados da análise de Deviância do GLM para a riqueza de espécies.

Variáveis explicativas e interações	G.L.	Deviância explicada pela variável	G.L. do Resíduo	Deviância do Resíduo	p-valor	Pseudo R ²	R ² % Acumulado
Modelo nulo			41	247.6			
Área	1	50.1	40	197.5	0.0007	0.20	20
Visibilidade	1	5.1	39	192.4	0.2772	0.02	
Dia	1	17.5	38	174.9	0.0442	0.07	27

Do total de 3508 registrados, 746 indivíduos ocorreram na área controle (sem jangadas) para o domingo e 831 na segunda-feira. Na área tratamento (área com jangadas) foram observados 945 indivíduos no domingo e 946 na segunda-feira. Considerando o número médio de indivíduos por coleta, praticamente não houve variação na abundância entre as áreas e os dias da semana na situação de boa visibilidade da água. Na visibilidade média, a abundância foi maior na área tratamento no domingo, e a segunda apresentou padrão inverso, com maiores valores na área tratamento (Figura 4). Na utilização do modelo linear generalizado (GLM) para se avaliar o efeito das variáveis explicativas sobre a abundância de indivíduos, o melhor modelo (menor valor de AIC) foi: GLM: abundancia ~ (area + visibilidade + dia + área:dia), family = Poisson (link=log)).

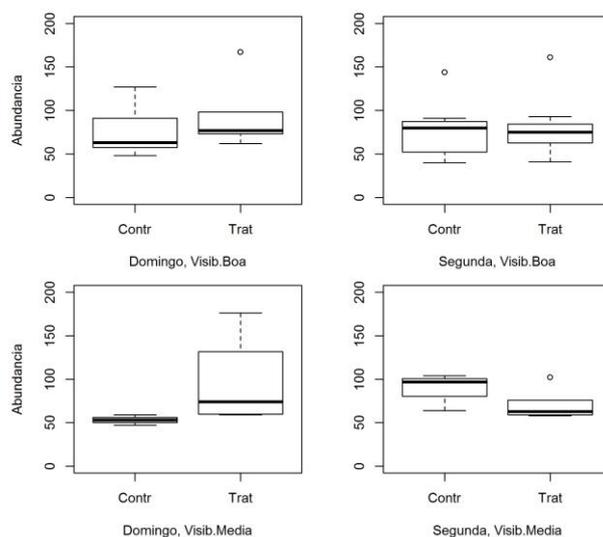


Figura 4: Variação da abundância total (número de indivíduos, considerando todas as espécies) entre as áreas controle (contr) e tratamento (trat), em função do dia de coleta (Domingo e segunda-feira) e da condição de visibilidade da água (Boa e Média).

Dada a pouca variação da abundância, com este modelo, observou-se que menos de 8% da variação do número de indivíduos pode ser explicada pelas variáveis. A área (controle e tratamento), que reflete a presença de jangadas, explicou 2.5% da variação da riqueza ($p=0,0004$). A maior explicação (4,9%) foi dada pela interação entre área e dia da semana ($p<0,0001$). Visibilidade foi marginalmente significativa ($p=0,0761$) e dia não foi significativo, sendo estas duas variáveis de pouca importância para explicar a variação da abundância total.

As espécies que apresentaram as maiores diferenças de ocorrência entre as áreas foram: *Halichoeres poeyi* e *Ophioblennius trinitatis*, *Stegastes variabilis* e *Scarus zelindae* (Tabela 4). Todas elas foram vistas em maior quantidade na área controle, exceto *H. poeyi* que obteve sua maior abundância na área tratamento. Foram diagnosticadas sete categorias tróficas, onde a mais abundante foi a de predadores de invertebrados móveis, representando 33% dos peixes identificados. A categoria herbívoro errante foi a segunda mais visualizada, com 20% das amostras para as duas áreas.

Tabela 4: Número de indivíduos por espécie, observados nas áreas tratamento (com jangada) e controle (sem jangada) em Porto de Galinhas, para os dias de domingo e 2ª. feira, incluindo as categorias tróficas das espécies.

Espécies	Abundância	Domingo		2a. Feira		Cat. Trófica
		Com	Sem	Com	Sem	
<i>Stegastes fuscus</i>	2344	673	495	623	522	Herb ter
<i>Abudefduf saxatilis</i>	460	138	86	119	118	Onív
<i>Sparisoma axillare</i>	296	56	71	86	64	Herb
<i>Halichoeres poeyi</i>	122	46	12	62	2	Inver móv
<i>Acanthurus coeruleus</i>	65	11	26	12	24	Herb
<i>Ophioblennius trinitatis</i>	41	1	19	2	18	Onív
<i>Epinephelus adscensionis</i>	30	5	5	9	11	Carni
<i>Stegastes variabilis</i>	26	1	8	2	15	Herb ter
<i>Haemulon aurolineatum</i>	19	0	0	19	0	Inver móv
<i>Scarus zelindae</i>	19	1	5	1	12	Herb
<i>Coryphopterus glaucofrenum</i>	15	3	3	2	7	Inver móv
<i>Acanthurus bahianus</i>	13	2	6	0	5	Herb
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	10	2	2	1	4	Carni
<i>Caranx bartholomaei</i>	9	2	4	0	3	Carni
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	8	0	2	0	6	Inver móv
<i>Eucinostomus lefroyi</i>	8	0	0	0	8	Inver móv
<i>Sphyraena barracuda</i>	5				5	Pisci
<i>Sparisoma frondosum</i>	4	2	1		1	Herbí
<i>Anisotremus virginicus</i>	2		1		1	Inver móv
<i>Halichoeres brasiliensis</i>	2		1		1	Inver móv
<i>Sparisoma amplum</i>	2		1	1		Herb ter
<i>Synodus intermedius</i>	2	1			1	Carni
<i>Budianus rufus</i>	1			1		Inver móv
<i>Caranx crysus</i>	1				1	Carní
<i>Cephalopholis fulva</i>	1	1				Carní
<i>Chaetodon striatus</i>	1				1	Inver sés
<i>Chromis multilineata</i>	1	1				zooplank
<i>Halichoeres penrosei</i>	1	1				Inver móv
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	1				1	Inver móv
<i>Scartela spp</i>	1				1	
<i>Sphoeroides spengleri</i>	1		1			Inver móv

Abundância de *Stegastes fuscus*

S. fuscus foi à espécie mais abundante na área estudada, não tendo apresentado diferença significativa entre as áreas controle (sem jangadas) e tratamento (com jangadas). Entretanto, quando a área tratamento foi subdividida em

situações com poucas ou muitas jangadas, surgiram evidências de um efeito positivo do número de jangadas sobre a abundancia de *S. fuscus* (Figura 5).

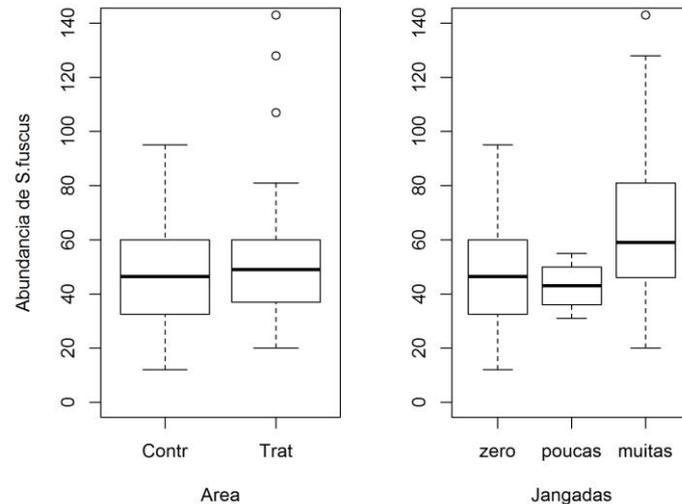


Figura 5: Abundância (número de indivíduos) de *Stegastes fuscus*: (A) para as áreas controle (Contr: sem jangadas) e tratamento (Trat: com jangadas); (B) para as áreas controle (sem jangadas) e tratamento, sendo esta última dividida em situações com poucas jangadas e situações com muitas jangadas.

Na utilização do modelo linear generalizado (GLM) para se avaliar o efeito das variáveis explicativas sobre a abundância de *S. fuscus*, o melhor modelo (menor valor de AIC) foi: GLM: abundancia ~ (jangadas + dia + visibilidade + jangadas:visibilidade + jangadas:dia), family=poisson(link=log)), onde as jangadas foram categorizadas em zero (área controle, sem jangadas), poucas (área tratamento, 8 a 21 jangadas) e muitas jangadas (área tratamento, 28 a 43 jangadas).

O modelo possibilitou a explicação de apenas 27,0% da variação da abundância de *S. fuscus* (Tabela 5). A quantidade de jangadas foi o fator mais importante (dentre jangada, visibilidade e dia), apresentando um efeito positivo, ou seja, quanto maior o número de jangadas maior a quantidade de *S. fuscus*, no qual explica 14,2% da abundância da espécie. Na condição de muitas jangadas a quantidade de indivíduos é significativamente diferente das condições zero e poucas jangadas ($p < 0,0001$; Figura 6). As demais variáveis do modelo adicionaram mais 12,9% de explicação para a abundância de indivíduos, com destaque para a interação do número de jangadas com a visibilidade, que explica mais 8,3% da abundância (Tabela 5). Os coeficientes do

modelo serão mostrados através de seus efeitos, visualizados nos diagramas de caixa das combinações entre as variáveis (Figura 6).

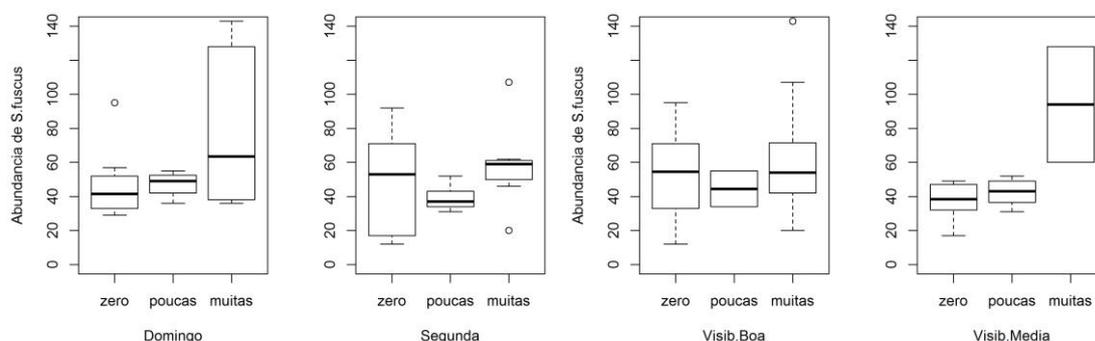


Figura 6: Abundâncias de *S. fuscus* em cada categoria de quantidade de jangadas: (A) para condição de visibilidade boa; (B) para condição de visibilidade média; (C) para domingo e (D) para segunda-feira.

Tabela 5: Resultados da análise de Deviância do GLM para a abundância de *S. fuscus*.

Variáveis explicativas e interações	G.L.	Deviância explicada pela variável	G.L. do Resíduo	Deviância do Resíduo	p-valor	Pseudo R ²	R ² % Acumulado
Modelo nulo			41	535.5	NA		
Jangadas	2	75.8	39	459.7	0.000	0.142	14.2
Dia	1	7.43	38	452.3	0.006	0.014	15.5
Visibilidade	1	0.89	37	451.4	0.346	0.002	15.7
Jangadas: Visibilidade	2	44.6	35	406.9	0.000	0.083	24.0
Jangadas:Dia	2	16.1	33	390.7	0.000	0.030	27.0

Na condição de visibilidade boa para a realização do censo visual, houve pouca diferença na abundância de *S. fuscus* entre as categorias de quantidades de jangadas. Entretanto, a condição de visibilidade média sofreu um forte efeito positivo na abundância quando havia muitas jangadas ($p < 0,0001$; Figura 6). Quanto ao dia da semana, a segunda-feira apresentou um forte efeito negativo sobre a abundância para as situações com poucas e muitas jangadas, em comparação ao domingo.

Abundância de *Abudefduf saxatilis*

Assim como para *S.fuscus*, a abundância de *A. saxatilis* não diferiu significativamente entre as áreas controle e tratamento, mas quando consideradas as categorias de quantidades de jangadas, observou-se um efeito positivo da quantidade de jangadas ($p=0,003$) sobre a quantidade de indivíduos (Figura 7).

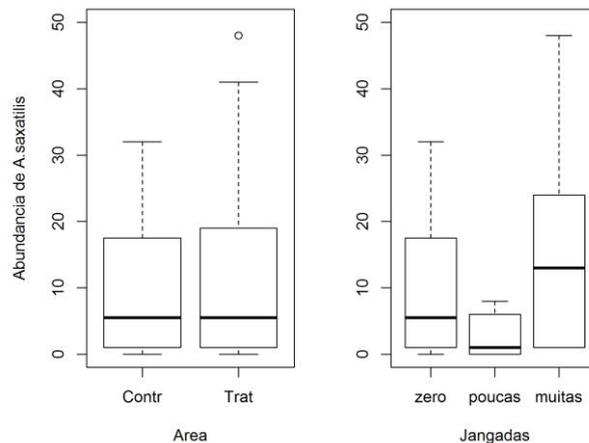


Figura 7: Abundâncias de *Abudefduf saxatilis*: (A) para as áreas controle (Contr: zero jangadas) e tratamento (Trat: com jangadas); (B) para as áreas controle (zero jangadas) e tratamento, sendo esta última dividida em situações com poucas jangadas e situações com muitas jangadas.

Na utilização do modelo linear generalizado (GLM) para se avaliar o efeito das variáveis explicativas sobre a abundância de *Abudefduf saxatilis*, o melhor modelo (menor valor de AIC) foi: GLM: abundancia \sim (jangadas + visibilidade + dia + jangadas:visibilidade + jangadas:dia + visibilidade:dia), family=poisson (link=log)), onde as jangadas foram categorizadas em zero (área controle, sem jangadas), poucas (área tratamento, 8 a 21 jangadas) e muitas jangadas (área tratamento, 28 a 43 jangadas).

O modelo explicou um total de 25,2% da variação da abundância de indivíduos (Tabela 6). A quantidade de jangadas foi o fator mais importante, apresentando um efeito positivo explicando 19,4% da abundância da espécie. Embora as demais variáveis do modelo tenham adicionado apenas 5,8% de explicação, duas interações se destacam: a interação do número de jangadas com a visibilidade e com o dia da semana (Tabela 6 e Figura 8). A proporção de dias com visibilidade boa foi similar domingo e segunda-feira, sendo de aproximadamente 62%.

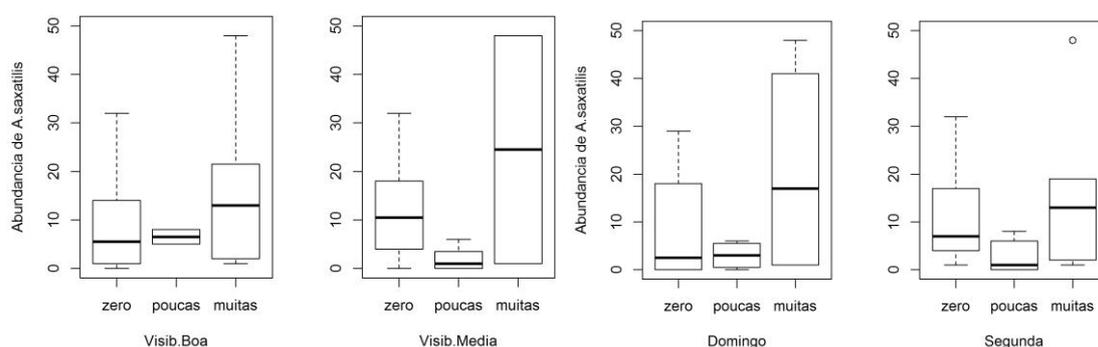


Figura 8: Abundâncias de *Abudedefduf saxatilis* em cada categoria de quantidade de jangadas: (A) para condição de visibilidade boa; (B) para condição de visibilidade média; (C) para domingo e (D) para segunda-feira.

Tabela 6: Resultados da análise de Deviância do GLM para a abundância de *A. saxatilis*.

	G.L.	Deviância explicada pelo fator	G.L. do Resíduo	Deviância do Resíduo	p-valor	Pseudo R ²	R ² % Acumulado
Modelo nulo			41	613.3			
Jangadas	2	118.7	39	494.6	0.0000	0.194	19.4
visibilidade	1	5.3	38	489.3	0.0217	0.009	20.2
Dia	1	0.1	37	489.2	0.7783	0.000	20.2
Jangadas:visibilidade	2	13.5	35	475.7	0.0012	0.022	22.4
Jangadas:dia	2	11.2	33	464.6	0.0038	0.018	24.2
visibilidade:dia	1	5.5	32	459.0	0.0186	0.009	25.2

Quando a visibilidade é boa, existe um aumento da abundância de *A. saxatilis* na condição de muitas jangadas ($p < 0,001$), mas não há diferença entre zero e poucas jangadas ($p > 0,5$). Entretanto, quando a visibilidade é média, a condição de poucas jangadas apresenta uma abundância significativamente menor ($p < 0,001$) do que para as condições zero ou para muitas jangadas. Quanto ao dia da semana, no domingo a abundância de peixes dessa espécie, para a condição de muitas jangadas, é superior à observada para zero e poucas jangadas. Na segunda-feira há um efeito negativo da condição de poucas jangadas sobre a abundância.

Abundância de *Sparisoma axillare*

Assim como ocorreu para as outras duas espécies acima, a abundância de *S. axillare* não diferiu significativamente entre as áreas controle e tratamento ($p = 0,9$),

mas quando consideradas as categorias de quantidades de jangadas, observou-se um efeito da quantidade de jangadas sobre a quantidade de indivíduos, com maior abundância em poucas jangadas e menor abundância em muitas jangadas ($p=0,003$) (Figura 9).

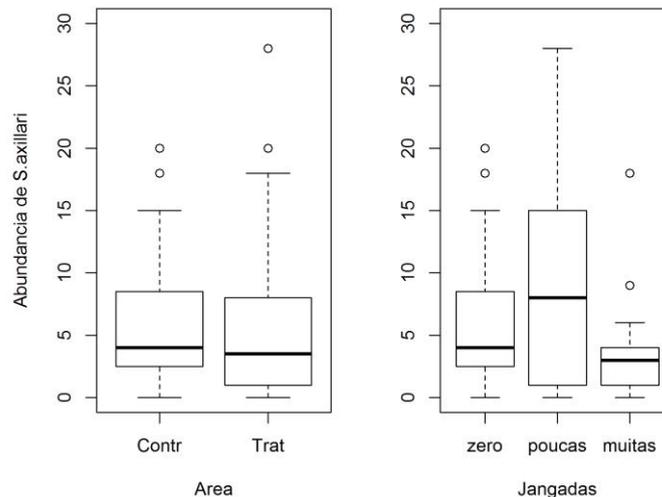


Figura 9: Abundâncias de *S. axillare*: (A) para as áreas controle (Contr: zero jangadas) e tratamento (Trat: com jangadas); (B) para as áreas controle (zero jangadas) e tratamento, sendo esta última dividida em situações com poucas jangadas e situações com muitas jangadas.

Na utilização do modelo linear generalizado (GLM) para se avaliar o efeito das variáveis explicativas sobre a abundância de *S. axillare*, o melhor modelo (menor valor de AIC) foi: GLM: abundancia ~ (jangadas + visibilidade + dia + jangadas:dia + visibilidade:dia), family=poisson(link=log), onde as jangadas foram categorizadas em zero (área controle, sem jangadas), poucas (área tratamento, 8 a 21 jangadas) e muitas jangadas (área tratamento, 28 a 43 jangadas).

O modelo explicou um total de 42,7% da variação da abundância de indivíduos (Tabela 7; Figura 10). Entre os fatores isolados, a quantidade de jangadas explicou 10,6% e a visibilidade explicou 8,2% da abundância da espécie. O dia da semana não apresentou efeito significativo, exceto nas interações com os demais fatores. A interação entre visibilidade e dia explicou 14,7% e a interação entre jangadas e dia explicou 8,7% da variação de indivíduos. Existe uma tendência de diminuição da abundância de *S. axillare* na situação de muitas jangadas, exceto na situação de

visibilidade média. De uma maneira geral, há uma tendência de aumento da abundância na visibilidade média, em relação à visibilidade alta. Em relação à interação entre dia e jangadas, observa-se que há um aumento da abundância de peixes na segunda-feira, em comparação ao domingo, para a situação de muitas jangadas (Tabela 7; Figura 10).

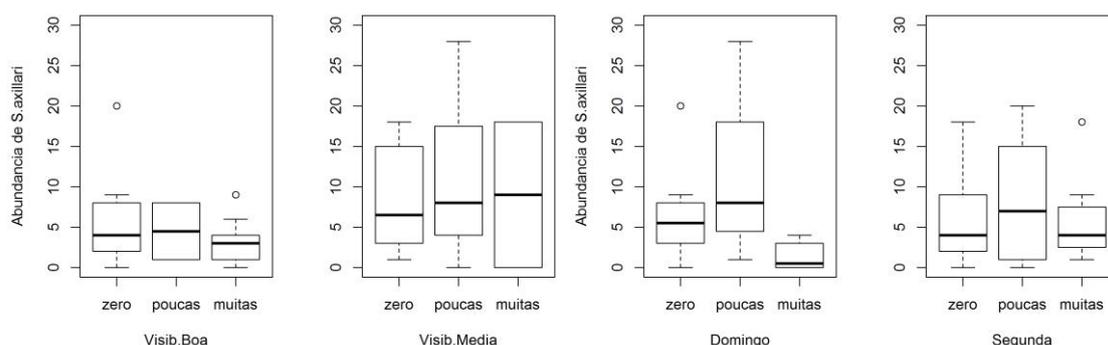


Figura 10: Abundâncias de *S. axillare* em cada categoria de quantidade de jangadas: (A) para condição de visibilidade boa; (B) para condição de visibilidade média; (C) para domingo e (D) para segunda-feira.

Tabela 7: Resultados da análise de Deviância do GLM para a abundância de *Sp. axillare*.

	G.L.	Deviância explicada pelo fator	G.L. do Resíduo	Deviância do Resíduo	p-valor	Pseudo R ²	R ² % Acumulado
Modelo nulo			41	266.5			
Jangadas	2	28.25	39	238.3	0.0000	0.106	10.6
Visibilidade	1	21.87	38	216.4	0.0000	0.082	18.8
Dia	1	1.32	37	215.1	0.2515	0.005	19.3
Jangadas:dia	2	23.17	33	187.5	0.0000	0.087	28.0
visibilidade:dia	1	39.11	32	148.4	0.0000	0.147	42.7

Abundância de *Acanthurus coeruleus*

Diferente do que aconteceu com as espécies descritas anteriormente, *Acanthurus coeruleus* foi afetado pela presença de jangadas, mostrando abundância significativamente diferente entre as áreas controle (sem jangadas) e tratamento (com jangadas), como pode ser observado na figura 11.

O modelo linear generalizado (GLM) utilizado para se avaliar o efeito das variáveis explicativas sobre a abundância de *Acanthurus coeruleus* foi: GLM:

abundancia ~ (area + visibilidade + dia + area:dia + visibilidade:dia),
family=poisson(link=log).

O modelo explicou um total de 30,3% da variação da abundância de indivíduos (Tabela 8; Figura 11). Entre os fatores isolados, a quantidade de jangadas explicou 16,0% da abundância da espécie. Visibilidade e dia da semana não apresentaram efeito significativo, exceto nas interações. A interação entre visibilidade e dia explicou 8,4% e a interação entre área e dia explicou 5,8% da variação de indivíduos. A visibilidade média apresenta um efeito negativo sobre a abundância ($p=0,003$), mas este efeito é atenuado na segunda-feira. A diferença entre as áreas controle e tratamento são intensificadas na segunda-feira, em comparação ao domingo ($p=0,001$).

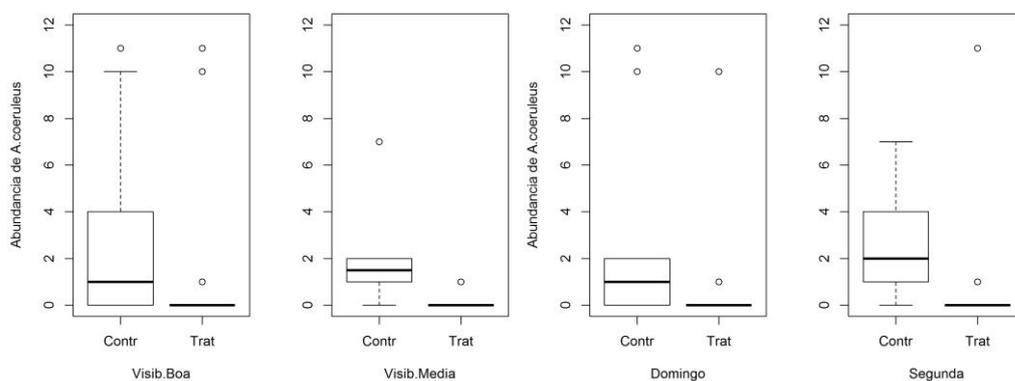


Figura 11: Abundância de *Acanthurus coeruleus* em cada área (contr: controle; Trat: tratamento): (A) para condição de visibilidade boa; (B) para condição de visibilidade média; (C) para domingo e (D) para segunda-feira.

Tabela 8: Resultados da análise de Deviância do GLM para a abundância de *Acanthurus coeruleus*.

	G.L.	Deviância explicada pelo fator	G.L. do Resíduo	Deviância do Resíduo	p-valor	Pseudo R ²	R ² % Acumulado
Modelo nulo			41	266.5			
Área	1	25	38	131	0.000	0.160	16.0
Visibilidade	1	3.2	37	128	0.072	0.021	
Dia	1	2.8	36	125	0.093	0.018	
Área:dia	1	9.1	35	116	0.003	0.058	21.9
Visibilidade:dia	1	13	34	103	0.000	0.084	30.3

Abundância de *Ophioblennius trinitatis*

Assim como ocorreu *Acanthurus coeruleus*, *Ophioblennius trinitatis* apresentou-se fortemente afetado pela presença de jangadas, mostrando diferença significativa na abundância entre as áreas controle (sem jangadas) e tratamento (com jangadas), como pode ser observado na figura 12.

Na utilização do modelo linear generalizado (GLM) para *Ophioblennius trinitatis*, o melhor modelo (menor valor de AIC) foi: GLM: abundancia ~ (area, family=poisson(link=log)). Todas as demais variáveis e interações não foram significativas. A área explicou 55,5% da variação da abundância de indivíduos ($p < 0,0001$).

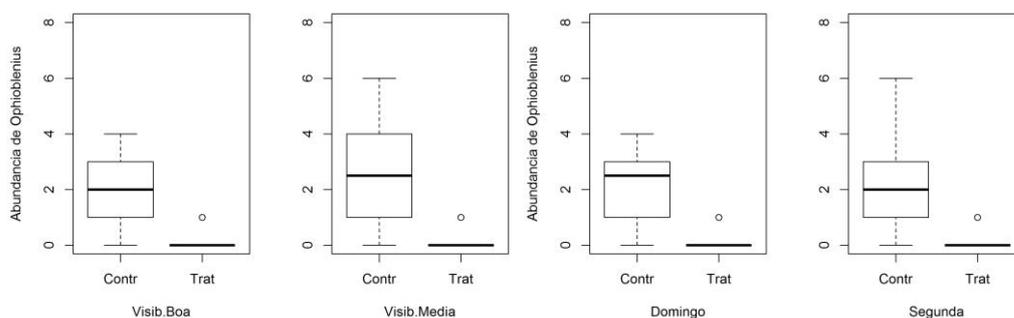


Figura 12: Abundância de *Ophioblennius trinitatis* em cada área (contr: controle; Trat: tratamento): (A) para condição de visibilidade boa; (B) para condição de visibilidade média; (C) para domingo e (D) para segunda-feira.

Abundância de *Halichoeres poeyi*

A espécie *Halichoeres poeyi* foi afetada pela presença de jangadas, mostrando abundância significativamente maior na área e tratamento (com jangadas) do que na área controle (Figura 13).

O modelo linear generalizado (GLM) utilizado para se avaliar o efeito das variáveis explicativas sobre a abundância de *Halichoeres poeyi*, foi: GLM: abundancia ~ (area + visibilidade + dia + area:dia + visibilidade:dia), family=poisson(link=log). O modelo explicou um total de 51,3% da variação da abundância de indivíduos (Tabela 9; Figura 13). Entre os fatores isolados, a quantidade de jangadas apresentou um efeito

positivo sobre a abundância da espécie, explicando 30,3%. A visibilidade apresentou efeito negativo, explicando 13,8% da abundância de indivíduos.

As interações entre área e visibilidade e entre visibilidade e dia explicaram pouco da variação, mas houve uma tendência de aumento da abundância na área tratamento na condição de visibilidade média. A visibilidade média apresentou efeito positivo sobre a abundância na segunda-feira.

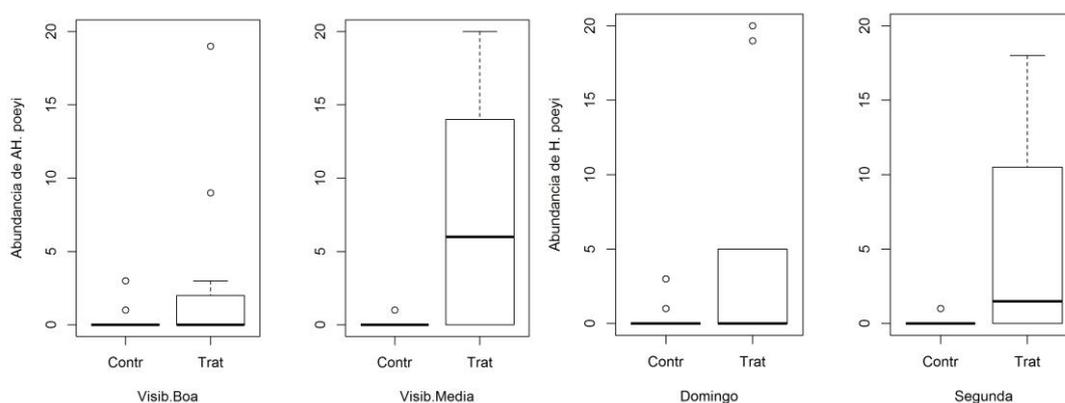


Figura 13: Abundância de *Halichoeres poeyi* em cada área (contr: controle; Trat: tratamento): (A) para condição de visibilidade boa; (B) para condição de visibilidade média; (C) para domingo e (D) para segunda-feira.

Tabela 9: Resultados da análise de Deviência do GLM para a abundância de *Halichoeres poeyi*.

	G.L.	Deviância explicada pelo fator	G.L. do Resíduo	Deviância do Resíduo	p-valor	Pseudo R ²	R ² % Acumulado
Modelo nulo			41	335			
Área	1	102	40	233	0.000	0.303	30,3
Visibilidade	1	32	39	201	0.000	0.138	44,2
Dia	1	0	38	201	0.762	0.000	
Área: Visibilidade	1	4	37	197	0.041	0.021	46,3
Visibilidade:dia	1	10	36	187	0.002	0.050	51,3

Distribuição de tamanho para as espécies mais abundantes

A comparação da distribuição de tamanhos entre as áreas controle (sem jangadas) e tratamento (com jangadas), efetuadas para as espécies mais representativas (*S.fuscus*, *A. saxatilis*, *S. axillare* e *H. poeyi*) possibilitou observar que há uma maior proporção de indivíduos maiores na área tratamento (com jangadas) em

relação à área controle (sem jangadas). Foi observada diferença significativa na distribuição de tamanho entre as áreas para as quatro espécies estudadas (*S. Fuscus*, $p < 0,001$; *A. saxatilis*, $p < 0,001$; *S. axillare*, $p < 0,001$), mas não houve diferença significativa nos tamanhos entre os dias da semana. Uma comparação das proporções de peixes de diferentes tamanhos entre as áreas controle e tratamento e entre os dias da semana pode ser observada na figura 14.

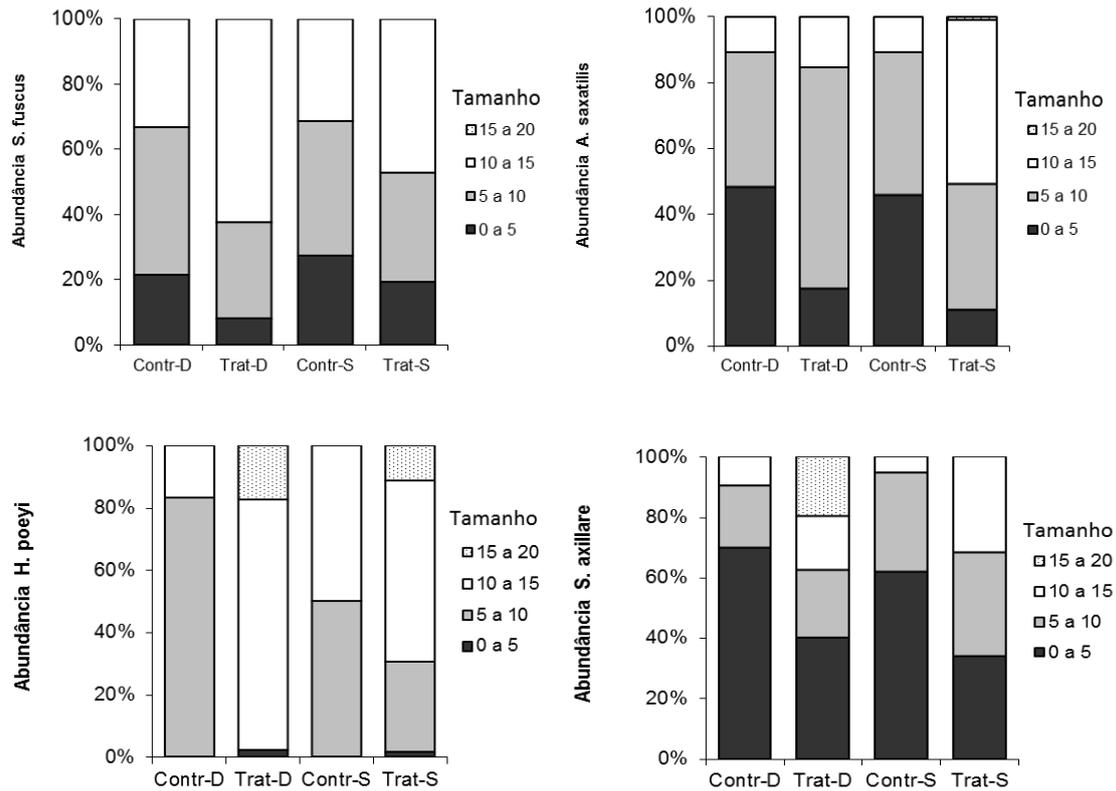


Figura 14: Abundância relativa (%) para cada classe de tamanho nas áreas controle (contr) e tratamento (trat), no domingo (D) e na segunda-feira, para (A) *Stegastes fuscus*; (B) *Adedefduf saxatilis*; (C) *Halichoeres poeyi* e (D) *Sparisoma axillare*.

DISCUSSÃO

A proximidade da Praia de Porto de Galinhas à capital Pernambucana (cerca de 60 km do Recife) é um fator que atrai muitos turistas, pois facilita o deslocamento até a praia (Silva et al., 2010). Esse turismo, realizado sem uma fiscalização eficaz, vem gerando problemas ambientais, incluindo às comunidades de peixes, atingindo principalmente aquelas espécies que vivem no topo e crista dos recifes. Esta área corresponde à área de maior pisoteio humano nesses ecossistemas (Sarmiento et al., 2011). Esses impactos, mecânico ou químico, são decorrentes da remoção boa parte da cobertura recifes que matam ou afugentam vários organismos, incluindo os peixes. Para se ter uma ideia da destruição causada por esse impacto antrópico, em um único dia de carnaval em Porto de Galinhas foram contadas mais de 4.000 pessoas passeando no topo dos recifes junto às piscinas naturais, ultrapassando em mais de 18x a capacidade de carga considerada sustentável na área (Zamboni & Perez, 2013). A presente pesquisa aponta alguns resultados atribuídos aos peixes estimados pelo número de jangadas.

O número de jangadas variou significativamente, nas diferentes condições de visibilidade, sendo de 8 a 43 (na área tratamento) e zero (na área controle). Ou seja, quanto mais calmo estiver o mar e mais ensolarado o dia – o que reflete na boa visibilidade – maior o número de turistas interessados no passeio da embarcação (Feitosa et al., 2002). Além do banho nas piscinas, os turistas buscam atrair peixes oferecendo-lhes alimento artificial.

Nos recifes de Porto de Galinhas e de outras áreas costeiras de Pernambuco (Ferreira et al., 1995) e Paraíba (Medeiros et al., 2007), os peixes das famílias Labridae e Pomacentridae foram os mais abundantes e frequentes. A composição ictiofaunística encontrada em Porto, composta por 16 famílias e 31 espécies, assemelha-se aos resultados de outros estudos realizados em áreas com elevado impacto antropogênico no nordeste do Brasil. Medeiros et al (2007) registraram para os recifes de Picãozinho (PB) e Feitosa et al (2012) para Maragogi (AL), 33 e 31 espécies e 19 e 21 famílias, respectivamente.

A maior abundância de indivíduos das famílias Pomacentridae, representada principalmente por *S. fuscus* e *A. saxatilis* e Labridae (*S. axillare*), nesta ordem, soma

aproximadamente 90% de todos os peixes identificados. *S. fuscus* foi a espécie mais comum em Porto de Galinhas, como também em outros estudos realizados nas cristas recifais. Esses peixes se aproveitam dos recifes algálicos (Manso et al., 2003) e são conhecidos pela grande capacidade de defender seu território em relação aos demais peixes e outros organismos, incluindo o ser humano (Robertson, 1984; Menegatti et al., 2003; Barneche et al., 2009).

O comportamento oportunista de *A. saxatilis* é bastante observado (Emery., 1978, Feitosa et al, 2002) e explica sua grande capacidade de resiliência (Luchurst., 1972) e abundância em ambientes recifais, mesmo onde há impacto antrópico ligado ao turismo. Por serem onívoros, ingerem desde algas, crustáceos e pequenos peixes, como itens de sua dieta natural (Emery., 1978), até restos de alimento humano que lhes são ofertados em áreas frequentadas por turismo (Feitosa et al., 2002). No caso de Porto, os jangadeiros costumam ofertar rações para atrair esses os peixes para perto dos turistas.

S. axillare foi a terceira espécie mais abundante, sendo a mais comum dentre todos os peixes registrados, por exemplo, nos recifes do Ceará (Cunha et al., 2007). A grande representatividade da espécie em Porto de Galinhas pode estar atrelada à sua dieta, na qual é composta por algas cilíndricas e filamentosas (Pimentel., 2008), bastante encontradas nos recifes de Pernambuco (Pereira, 1998; Ribeiro et al., 2008, Santos, 2013).

Na área tratamento notou-se uma menor riqueza, quando comparado à área controle, tendo cada uma 21 e 28 espécies, respectivamente. Essa diferença deve estar ligada aos impactos antrópicos causados pelas ações das jangadas, já que algumas espécies não suportam perturbações mecânicas (Santos, 2007; Azurro et al., 2010; Kuniyoshi & Braga, 2010). Durante o processo de atracagem das jangadas em Porto de Galinhas, percebeu-se que parte dos recifes, e dos organismos que vivem a eles incrustados, é removida pela ação mecânica de subida e descida das embarcações na crista recifal. Aos poucos, a feição desta área vem sendo modificada e a complexidade dos habitats e disponibilidade de alimento reduzidas.

Espécies como *Halichoeres brasiliensis*, *Anisotremus virginicus* só foram vistas na área controle, possivelmente porque elas se afastam da área tratamento devido ao

constante tráfego e atracamento das jangadas. Segundo as análises de GLM, a presença das jangadas, foi o fator que mais explicou a diferença no número de espécies entre os pontos. Esse fato pode indicar o grau de impacto negativo causado pelas jangadas em Porto de Galinhas. Além dessa ação antrópica, a oferta de ração estimula a agressividade de algumas espécies de peixes (como o sargentinho) que afugenta as demais (Medeiros et al., 2007).

A quantidade de indivíduos, encontrada entre os dias com maior e menor visitação, apresentou um padrão de similaridade na abundância total de peixes, demonstrando que essas áreas se apresentam estáveis, onde os peixes que residem ali estão adaptados com os impactos recorrentes (Luchurst, 1972, Menegatti et al., 2003; Pimentel, 2008).

As espécies *H. poeyi*, *O. trinitatis*, *S. variabilis* e *S. zelindae* foram as que tiveram as maiores diferenças de ocorrência entre as áreas controle e tratamento. Exceto para a espécie *H. poeyi*, todas as outras foram encontradas em maior número na área controle. Os movimentos ocasionados pelas jangadas sobre os recifes devem afugentar as espécies mais sensíveis a estas variações no ambiente, podendo ser *O. trinitatis* e *Scarus zelindae* consideradas bioindicadoras negativas dos impactos.

No caso de *O. trinitatis*, espécie bentônica, que geralmente ficam escondidos em locas (Mendes, 2007), as ações destrutivas das jangadas podem explicar o maior número de peixes na área controle. *S. zelindae* também foi mais encontrado nesta área, podendo ser esta espécie considerada arredia às jangadas diferentemente do que foi registrado por Feitosa (2002) em Maracajaú, onde foi considerada como indiferente aos flutuantes.

Peixes da espécie *S. variabilis* são menores e menos agressivos do que aqueles da espécie irmã e simpátrica *S. fuscus*, que os afugenta de seus territórios. Esse tipo de comportamento foi registrado por Chaves (2012) ao perceber que *S. variabilis* foi mais encontrado em áreas menos abrigadas e com uma maior exposição as ondas em recifes de Tamandaré (PE).

Os labrídeos da espécie *H. poeyi* estiveram mais presentes na área com jangadas. Essa diferença pode ser explicada devido à dieta (comedores de

invertebrados móveis) (Randall, 1967). Uma pesquisa atual (Perez et al., 2005), realizada também em Porto de Galinhas, mostra que a fauna acompanhante de zoanthídeo *Palythoa caribaeorum* era composta por aproximadamente 70% de moluscos e poliquetas. No processo de atracagem, as jangadas raspam parte dos organismos que estão incrustados. Com isso, esses labrídeos e outros peixes, se aproveitam dos invertebrados e algas que foram retirados ou que passaram ficar mais expostos, facilitando então o acesso desses peixes ao seu alimento. Em áreas dominadas por herbívoros territorialistas, como *S. fuscus* em Porto de Galinhas, esses peixes provocam o aumento de algas filamentosas, em termos de biomassa (e.g. SAMMARCO, 1983; KLUMPP et al., 1987; FERREIRA et al., 1998; CECCARELLI, 2001), produtividade (BRAWLEY & ADEY, 1977; KLUMPP et al., 1987; RUSS, 1987) e percentual de cobertura (SANTANA, 2001; FERREIRA et al., 1998), o que reflete indiretamente sobre a riqueza de invertebrados (Chaves, 2012), e isso pode então aumentar assim a quantidade de *H. poeyi*.

Dentre as sete categorias tróficas diagnosticadas para os peixes de Porto de Galinhas, invertebrados móveis, seguida de herbívoros errantes, foram as mais especiosas, representando mais de 50% das amostras coletadas. Essa distribuição foi similar ao obtido nos recifes de Picaozinho, PB (Medeiros et al., 2007) e em Maracajaú, RN (Feitosa, 2002). Tanto para essas localidades, quanto para Porto, as atividades recreativas ocorrem sem uma fiscalização adequada e isso pode contribuir para modificar a composição recifal (Sala et al., 1996). Áreas não impactadas apresentam uma comunidade peixes com um grande espectro trófico na qual são distribuídas homoganeamente (Hobson, 1974).

S. fuscus e *A. saxatilis* com 64% e 13%, respectivamente, foram os que apresentaram as maiores abundâncias dentre todos os indivíduos identificados, representando aproximadamente 80% de todos os peixes registrados. Isso indica que essa área pode está sofrendo perturbações em sua comunidade íctia. A análise do GLM possibilitou perceber que as interações dos fatores (jangadas, visibilidade e dia) explicaram 27% da abundância para *S. fuscus* e 25,2% para *A. saxatilis*, na qual jangada foi o fator que mais explicou essa ocorrência (14,2% e 19,4% respectivamente). Pode-se inferir que, mais do que adaptados ao ambiente, esses peixes estão tirando proveito

dos impactos, e por serem resilientes tendendo a dominar cada vez mais esse local. Um trabalho também realizado em Porto de Galinhas, mas em uma piscina afastada das jangadas (Lippi, 2013), novamente amostrou uma elevada representatividade de *S. fuscus* (69%). Porém, quando se observa a representatividade de *A. saxatilis* entre este estudo e o presente, nota-se uma diferença de proporção para esta espécie. Segundo Lippi (2013) a densidade de *A. saxatilis* foi de 8%, enquanto no presente estudo foi de 13%.

Essa diferença de proporção de *A. saxatilis* pode ser atribuída por serem estes peixes conhecidamente onívoros e oportunistas. Eles podem estar se aproveitando tanto da ração ofertada pelos turistas, quanto das algas suspensas pela raspagem das jangadas, fato este que não ocorria no estudo de Lippi (2013). É muito provável que, ao longo das últimas décadas, esse turismo sem uma fiscalização adequada pode ter beneficiado fortemente os indivíduos de *A. saxatilis* e, como consequência, a abundância total desta espécie foi aumentada (Ilarri et al., 2008). Áreas não perturbadas são caracterizadas pela alta diversidade e equitabilidade entre as espécies, que se caracteriza pela presença de algumas espécies comuns a rara em um declínio progressivo (Magurran 1996).

Em áreas pisoteadas, especialmente em locais dominados por algas, como ocorre em Porto de Galinhas, as algas são arrancadas expondo os invertebrados atraindo potenciais invertívoros e carnívoros (Medeiros et al., 2007) e por consequência onívoros que estão nas proximidades. Quanto mais turistas na área, uma maior degradação maior a quantidade de algas e ração na área, e por consequência, mais desses indivíduos no local.

Para *S. axillare*, também não houve diferença entre as áreas controle e tratamento. Porém, foi observado um aumento significativo no número de indivíduos quando as jangadas foram categorizadas no critério poucas (8 a 21). Esses indivíduos são herbívoros errantes (Ferreira, 2004), podendo se aproveitar da raspagem das jangadas, mas, por outro lado, são arredios (Feitosa, 2002), ou seja, são afugentados por perturbações mecânicas e pela presença humana. Por isso, sua abundância é menor na área onde existem muitas jangadas (22 a 43).

Diferente das espécies anteriores, *A. coeruleus* obteve uma diferença significativa entre os pontos amostras; uma maior quantidade de indivíduos foi encontrada na área sem jangada. Uma possível diminuição da rugosidade da crista recifal, ocasionada pelas jangadas, pode provocar uma baixa densidade da espécie (Bruggemann et al., 1994, Russ 2003).

Quando realizadas as análises em relação aos tamanhos dos peixes, as espécies mais representativas (*S. fuscus*, *A. saxatilis*, *S. axillare* e *H. poeyi*) das piscinas naturais de Porto de Galinhas eram maiores nas áreas com jangadas. Contraditoriamente, os peixes juvenis dessas espécies foram mais comuns na área sem jangadas, onde estão preservadas as reentrâncias das cristas que formam os abrigos, fato esse observado para *S. fuscus* por Chaves (2012) nos recifes de Tamandaré-PE, podendo ser extrapolado para as outras espécies mais encontradas nesse estudo.

Contudo é interessante marcar que o colorido contrastante e brilhoso de alguns indivíduos (principalmente dos sargentinhos) estão empalidecido, em decorrência do provável estresse à presença humana. Mesmo assim, peixes dessas espécies tem se aproveitado, de alimentos ofertados pelos turistas ou raspados pelas jangadas. Além disso, o equilíbrio da comunidade íctia está sendo alterado quando favorece umas espécies em detrimento de outras.

Através do presente estudo foi possível concluir que as jangadas estão afetando o equilíbrio da comunidade íctia local, na qual foi visto diferenças na diversidade e abundância das espécies identificadas entre a duas áreas amostradas. Essas embarcações removem as algas e alguns peixes tem se aproveitado disso de alguma maneira seja se alimentando das algas arribadas ou dos invertebrados que ficaram expostos. Devido ao constante ataque das jangadas, parece ocorrer uma diminuição de locas que fornecem abrigo e isso ocasionou uma diferença de tamanho das espécies entre as áreas, pois os indivíduos de menor tamanho foram mais encontrados na área sem jangada.

CONCLUSÃO

- ✓ As famílias mais representativas foram Labridae (8 espécies) e Pomacentridae (4 espécies). As três espécies mais abundantes foram *Stegastes fuscus*, *Abudefduf saxatilis*, *Sparisoma axillare*, representando 88% de todos os indivíduos identificados. *S. fuscus* e *A. saxatilis* foram avistados em mais de 75% dos censos.
- ✓ *S. fuscus* foi à espécie mais abundante na área estudada, não tendo apresentado diferença significativa entre as áreas controle (sem jangadas) e tratamento (com jangadas). Entretanto, quando a área tratamento foi subdividida em situações com poucas ou muitas jangadas, surgiram evidências de um efeito positivo do número de jangadas sobre a abundância de *S. fuscus*.
- ✓ O número total de espécies registrado na área controle (28) foi maior do que na área tratamento (21).
- ✓ As espécies que apresentaram as maiores diferenças de ocorrência entre as áreas foram: *Halichoeres poeyi* e *Ophioblennius trinitatis*, *Stegastes variabilis* e *Scarus zelindae* (Tabela 4). Todas elas foram vistas em maior quantidade na área controle, exceto *H. poeyi* que obteve sua maior abundância na área tratamento.

REFERÊNCIAS

- AKAIKE, H. 1974. A new look at statistical model identification. *IEEE Transactions of Automatic Control* AC. 19: 716-723.
- ARAÚJO, F. G. 1998. Uso da Taxocenose de peixes como indicadora de degradação ambiental no rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 41: 370-378.
- BARNECHE, D. R. FLOETER, S. R. CECCARELLI, D. M. FRENSEL, D. M. B. DINSLAKEN, D. F. MÁRIO, H. F. S & FERREIRA, E. C. L. 2009. Feeding macroecology of territorial damselfishes (Perciforme: Pomacentridae). *Mar. boil.* 156: 289-299.
- BOHNSACK, J. A. & S. P. BANNEROT. 1986. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. *NOAA Technical Report National Fish and Wildlife Service* 41: 1-15.
- BONALDO, R. M. 2005. Atividade de forrageamento de três espécies sintópicas de *sparisoma* (perciformes: scaridae) no arquipélago de Fernando de Noronha, Pernambuco. Unpublished M.Sc. Dissertation, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 84 p.
- BORTONE, S. A., W. P. DAVIS & C. M. BUNDRICK. 1989. Morphological and behavioral characters in mosquitofish as potential bioindication of exposure to kraft mill effluent. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 43: 370-377.
- BRAYNER, S., S. M. B. PEREIRA & M. E. BANDEIRA-PEDROSA. 2008. Taxonomia e distribuição do gênero *Caulerpa Lamouroux* (Bryopsidales – Chlorophyta) na costa de Pernambuco e Arquipélago de Fernando de Noronha, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 22: 914-928.
- BRAWLEY, S. H.; ADEY, W. H. 1977. Territorial behavior of threespot damselfish (*Eupomacentrus planifrons*) increases reef algal biomass and productivity. *Environmental Biology of Fishes*, 2: 45-51.
- BRUGGEMANN, J. H. 1994. Parrotfish grazing on coral reefs: a trophic novelty. University of Groningen, The Netherlands PhD Thesis.

CARMO, C.A. ABESSA, D.M.S. NETO, J. M,G. 2011. Metais em águas, sedimentos e peixes coletados no estuário de São Vicente-SP, Brazil. *O Mundo da Saúde*, São Paulo;35(1):p.64-70.

CASTRO, R. M. C. & L. CASATTI. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River basin, southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 7: 337-352.

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

CHAVES, L. C.T. 2012. Padrões de distribuição, idade e crescimento de peixes-donzela (*Pomacentridae*): uma abordagem de variações espaciais e temporais. Unpublished PHD. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 134p.

CIFUENTES, M. MESQUITA, C. A. B. MÉNDEZ, J. MORALES, M.E. AGUILAR, N.; CANCINO, D. GALLO, M. JOLÓN, M. RAMÍREZ, C. RIBEIRO, N. SANDOVAL, E. & TURCIOS, M. 1999. Capacidad de carga turística de las áreas de uso público del Monumento Nacional el Guayabo, Costa Rica. Turrialba: WWF. 60p.

COELHO, C. F & ARAÚJO, E.M. 2011. Divulgação de pesquisas científicas como ferramenta para sensibilização de tursitas: o caso da Praia dos Carneiros, Pernambuco, Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada* 11(2): p.247-255.

CUNHA, F. E. A. MONTEIRO-NETO, A & NOTTINGHAM C, M. 2007. Temporal and spatial variations in tidepool fish assemblages of the northeast coast of Brazil. *Biota Neotropica*, v7 (n1).

DEBEUS, G. & CRISPIM, C.M. 2008. O turismo nas piscinas naturais de Picãozinho, João Pessoa, PB-Percepções, Conflitos e Alternativas. *REA-Revista de estudos ambientais*. N.1: 21-32.

DOBSON, A. J. 2002. An introduction to generalized linear models (2nd Ed). Florida, Chapman & Hall/ CRC.

DOMINGUEZ, J. M. L., A. S. P. BITTENCOURT & Z. A. N. LEÃO. 1990. Geologia do Quaternário costeiro do estado de Pernambuco. Revista Brasileira de geociências, 20: 208-215.

EMERY, A.R., 1978. Pomacentridae. In W. Fischer. FAO species identification sheets for fishery purposes. West Central Atlantic (Fishing Area 31). FAO, Rome. Vol. 4.

ENGMANN, A. 2006. Padrões de distribuição da ictiofauna recifal da praia de porto de galinhas (PE) e avaliação da influência do turismo e da pesca. Unpublished M.Sc. Dissertation, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 73p.

FEITOSA, C. V. PIMENTA, D, A. S & ARAÚJO, E. M. 2002. Ictiofauna recifal dos Parrachos de Maracajaú (RN) na área dos flutuantes: inventário e estrutura da comunidade. Arq. Cien. Mar, Fortaleza, 35:39-50

FEITOSA, C. V. CHAVES, L. C. T. FERREIRA, P. B & ARAÚJO, E.M. 2012 Recreational fish feeding inside Brazilian MPAs: impacts on reef fish community structure. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 1-9p.

FERREIRA, B. P. & A. E. T. MAIA. 1995. Levantamento inicial das comunidades de peixes recifais da região de Tamandaré- PE. Boletim Técnico-Científico do Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Nordeste, 3: 211-230.

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

FERREIRA, C.E.L., FLOETER, S.R., GASPARINI, J.L., JOYEUX, J.C., FERREIRA, B.P. 2004. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. Journal of Biogeography. 31, p1093-1106.

FLOETER, R. S., R. Z. P. GUIMARÃES, L. A. ROCHA, C. E. L. FERREIRA, C. A. G. RANGEL & J. L. GASPARINI. 2001. Geographic variation in reef-fish assemblages along the Brazilian coast. *Global Ecology and Biogeography*, 10: 423-431

GREENE, L. E. & W. E. ALEVIZON. 1989. Comparative accuracies of visual assessment methods for coral reef fishes. *Bulletin of Marine Science*, 44: 899-912.

GUIA 4 RODAS . 2013. Porto de Galinhas. São Paulo, 956p.

HOBSON, E. S. 1974. Feeding relationships of teleostean fishes on coral reefs in Kona, Hawaii. *Fisheries Bulletin*. 72:915-1031.

ILARRI, M. D. SOUZA, A. T. MEDEIROS, P. R. GREMPER, R. G. & ROSA, M.I. L. 2008. Effects of tourist visitation and supplementary feeding on fish assemblage composition on a tropical reef in the Southwestern Atlantic. *Neotropical Ichthyology*, 6(4):651-656.

JENKINS, C. M. E. HAAS, A. OLSON, & J. L. RUESINK. 2002. Impacts of trampling on a rocky shoreline of San Juan Island, Washington, USA. *Natural Areas Journal*, 22: 260-269.

KARR, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.

KLUMPP, D. W & POLUNIN, V. N. C. 1990. Algal production, grazers and habitat partitioning on a coral reef: positive correlation between grazing rate and food availability. In Barnes, M.; Gibson, R. N. *Trophic relationships in the marine environment*. Aberdeen: Aberdeen University Press.

LEÃO, Z.M.A.N., KIKUCHI, K. R. P.; Testa, V. Corals and coral reefs of Brasil. *Latin American Coral Reefs*, p. 10-52, 2003.

LEITÃO, S. N., E. ESKINAZI-LEÇA & M. COSTA. *Oceanografia: um cenário tropical*. Recife, Bagaço.

LIMA, E. R. V. 2005. O turismo em ambientes recifais: em busca da transição para a sustentabilidade. Caderno Virtual de Turismo da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 5: 42.

LIPPI, D.L. 2013. Caracterização e variação diurno-noturna da estrutura da comunidade de peixes associados a diferentes microhabitats dos recifes costeiros de Porto de Galinhas, Pernambuco. Unpublished M.Sc. Dissertation, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 64p.

MAIDA, M. & B. FERREIRA. 1997. Coral reef of Brazil: An overview. Proceeding of the 8th Internacional coral reef symposium, Panama, 1: 263-274.

MAGURRAN, A.E. 1996. Ecological diversity and its measurement. Princeton University, Princeton. PHD.179p.

MANSO, V.A.V., CORRÊIA, I.C. & GUERRA, N.C. (2003) - Morfologia e Sedimentologia da plataforma continental interna entre as praias de Porto de Galinhas e Campos -Litoral sul de Pernambuco, Brasil. *Pesquisas em Geociências*, 30(2):17-25. (disponível em <http://www.pesquisasemgeociencias.ufrgs.br/arquivos/pesquisas2.pdf>)

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

MELO, R., S., CRISPIN, M., C., VIANA, R., E., LINS, R., P. 2008. Planejamento turístico e zoneamento ambiental: um estudo de caso nos ambientes recifais das praias do Seixas, Penha e Arraial – PB. Caderno Virtual de Turismo. Vol. 8, N° 2, 33p.

MENDES, L. F. 2007. *Ophioblennius trinitatis* (Pisces: Blenniidae) from the oceanic archipelagos of São Pedro e São Paulo, Fernando de Noronha and Atol das Rocas. *Braz. J. Ocean.*, v. 55, n. 1, p. 63-65,

MENDONÇA, L. C. 2004. A invenção de Porto de Galinhas: História, empreendedorismo e turismo. Recife, Persona.

MENEGATTI, J. V. VESCOVI, D. L & FLOETER, R.S. 2003. Interações agonísticas e forrageamento do peixe-donzela, *Stegastes fuscus* (Peciformes: Pomacentridae). *Natureza on line* 1(2): 45-50. [online] <http://www.naturezaonline.com.br>

MESQUITA, D & XAVIER, G. 2013. O turismo e a sua atuação na expansão do espaço urbano: o caso Porto de Galinhas-Ipojuca-PE. *Revista Turismo Visão e Ação – Eletrônica*, nº 2. 207–225 p.

MICHAEL, S. W. 2001. MARINE FISHES: 500+ essencial-to-know aquarium species. New Jersey, T. F. H Publication.

MINCHINTON, T. E. & K. J. FELS. 2013. Sediment disturbance and trampling by humans alters species assemblages on a rocky intertidal seashore. *Marine Ecology: Progress Series*, 472: 129-140.

MILAZZO, M., R. CHEMELLO, F. BADALAMENTI, R. CAMARDA & S. RIGGIO. 2002. The impact of human recreational activities in marine protected areas: what lessons should be learnt in the Mediterranean sea? *Marine Ecology*, 23: 280-290.

MOURA, R. L. 2003. Riqueza de espécies, diversidade e organização de assembleias de peixes em ambientes recifais: um estudo ao longo do gradient latitudinal da costa brasileira., Universidade de São Paulo, São Paulo, 620 p.

OLIVEIRA, L.R. VIANA, L.J.T & BRAGA, A.C.L. 2010. Conflitos e fragilidades de uma atividade turística não planejada: um olhar direcionado às praias de Porto de Galinhas e Itamaracá. *Patrimônio: Lazer & Turismo*, n. 10, p.01-19.

PAULA. S. N. C. 2010. Biomonitoramento como instrumento de detecção de contaminantes ambientais. Universidade Veiga de Almeida Instituto Pedagógico de Vitoria MBA em gestão e Planejamento Ambiental. Unpublished Ph.D. Dissertation.

PRADO, M. V. P. 2004. Turismo sustentável e capacidade de carga dos atrativos turísticos no município de Canindé do São Francisco/SE: uma reflexão dos aspectos metodológicos, Encontro da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade, 11 p.

http://www.anppas.org.br/encontro_anual/encontro2/GT/GT15/marta_virginia.pdf
(05/03/2013).

PEREIRA, S. M. B & ACCIOLY, M. C. 1998. Clorofíceas marinhas bentônicas da Praia de Serrambi – Pernambuco. Acta Botânica Brasílica 12: 29-56

PÉREZ, C. D. ; VILA-NOVA, D. ; SANTOS, A. M. 2005. Associated community with the zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860) (Cnidaria, Anthozoa) from littoral of Pernambuco, Brazil.. Hydrobiologia (The Hague) v. 548, p. 207-215.

PIMENTEL, C. P. 2008. Organização trófica da comunidade de peixes de poças de maré da Praia dos Castelhanos (ES), Atlântico sudoeste tropical. Unpublished M.Sc. Dissertation, Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico. 82p.

RIBEIRO, F.A.; TRAVASSOS JR., A.; GESTINARI, L.M.; TORRES, J.; LIMA, K.K.A.; SANTOS, M.D.; LIRA, G.A.S.T.; FONTES, K.A.A.; PEREIRA, S.M.B. & YONESHIGUE-VALENTIN, Y. 2008. Análise quali-quantitativa das populações algáceas de um trecho recifal a praia de Boa Viagem, PE. Oecologia Brasiliensis 12: 222-228.

RUSS, G. R. 1987. Is rate of removal of algae reduced inside territories of tropical damselfishes? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 110: 1–17.

THOMSON, D. A., L. T. FINDLEY & A. N. KERTITCH. 2000. Reef fishes of sea of Cortez, (3rd Ed.) Austin, University of Texas Press.

RANDALL, J.E., 1967. Food habits of reef fishes of the West Indies. *Stud. Trop. Oceanogr. Miami* 5:665-847.

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

ROBERTSON, D.R. 1984. Cohabitation of competing territorial damselfishes on a Caribbean coral reef. *Ecology* 65: 1121-1135.

SALA, E., GARRABOU, J., CABALA, M. 1996. Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Marine Biology*, 126: 451-459.

SANDERSON, S. L. & A. C. SOLONSKY. 1986. Comparison of a rapid visual and a strip transect technique for censusing reef fish assemblages. *Bulletin of marine science*, 39: 119-129.

SANTANA, L. E. 2001. Resource selection by territorial damselfish and their effects on coral and algal assemblages. North Queensland,. 91 p. James Cook University, PHD.

SANTOS, M. V. 2013. Distribuição espacial dos peixes Scarinae em recifes do litoral sul de Pernambuco. Unpublished M.Sc. Dissertation, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 44p.

SARMENTO, V. BARRETO, A. & SANTOS, P. 2011. The response of meiofauna to human trampling on coral reefs. *sci. mar.* 75, 559-570p.

SAMMARCO, P. W. 1983. Effects of fish grazing and damselfish territoriality on coral reef algae. I. Algal community structure. *Marine Ecology Progress Series*, 13: 1-14,

SMITH, W. S., W. BARRELA & M. CETRA. 1997. Comunidade de peixes como indicadora de poluição ambiental. *Revista Brasileira de Ecologia*, 1: 67-71.

VASCONCELOS FILHO, A. L., D. S. GUEDES, S. F. TEIXEIRA & A. M. ESKINAZI OLIVEIRA. 2004. Peixes marinhos costeiros e estuarinos. Pp. 555-570. *In:*

VIAGEM E TURISMO, 2011. Revista, ed.195. 94p.

VIEIRA, D. B. & O. A. SHIBATTA. 2007. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 7: 57-65.

WATSON, R. A. & T. J. QUINN II. 1997. Performance of Transect and Point Count Underwater Visual Methods. *Ecological Modelling*, 104: 103-112.

WOOTON, R. J. 1990. Fish and fisheries series 1: ecology of teleost fishes. Nova Iorque, Chapman and Hall.

ZORZETTO, R. & V. FALCÃO. 2004. Oásis Marinhos em Perigo. Revista Pesquisa Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, 95: 36-41.