



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

Nayara Ferreira Carvalho

**Variação espacial e temporal da abundância de macrobentos
com foco no ouriço-do-mar *Echinometra lucunter* (Linnaeus, 1758)
em áreas recifais abertas e fechadas da APA Costa dos Corais**

RECIFE
2016

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

Nayara Ferreira Carvalho

**Variação espacial e temporal da abundância de macrobentos
com foco no ouriço-do-mar *Echinometra lucunter* (Linnaeus, 1758)
em áreas recifais abertas e fechadas da APA Costa dos Corais**

Dissertação apresentada ao programa de
Pós-Graduação em Oceanografia da
Universidade Federal de Pernambuco,
como parte dos requisitos necessários
para a obtenção do título de Mestre em
Oceanografia, na área de concentração
Oceanografia Biológica.

Orientador: Prof. Dr. Mauro Maida

RECIFE
2016

Catálogo na fonte
Bibliotecária Maria Luiza de Moura Ferreira, CRB-4 / 1469

C331v

Carvalho, Nayara Ferreira.

Variação espacial e temporal da abundância de macrobentos com foco no ouriço-do-mar *Echinometra lucunter* (Linnaeus, 1758) em áreas recifais abertas e fechadas da APA Costa dos Corais /Nayara Ferreira Carvalho. - Recife: O Autor, 2016.

59 folhas, il.

Orientador: Prof. Dr. Mauro Maida.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-graduação em Oceanografia, 2016.

Inclui Referências.

1. Oceanografia. 2. Reservas marinhas. 3. Impactos antrópicos.
4. *Spillover*. I. Maida, Mauro. (Orientador). II. Título.

UFPE

551.46 CDD (22. ed.)

BCTG/2016-270

**Variação espacial e temporal da abundância de macrobentos com
foco no ouriço-do-mar *Echinometra lucunter* (Linnaeus, 1758) em áreas
recifais abertas e fechadas da APA Costa dos Corais**

Nayara Ferreira Carvalho

Prof. Dr. Mauro Maida

UFPE

Dissertação defendida e aprovada pela Banca Examinadora em: 25/05/2016

Prof. Dr. Mauro Maida (Orientador)

Prof. Dr. Múcio Luiz Banja Fernandes
(Examinador Externo – UPE)

Prof. Dr. Jesser Fidelis de Souza Filho
(Examinador Interno – PPGO, UFPE)

Prof^ª. Dr^ª. Beatrice Padovani Ferreira
(Suplente Interno- PPGO, UFPE)

Prof. Dr. José Roberto Botelho de Sousa
(Suplente Externo - UFPE)

RECIFE

2016

Dedico este trabalho ao meu marido
Henrique e aos meus pais Márcia e Nilton

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Mauro Maida, por compartilhar comigo a sua experiência e o seu conhecimento. Agradeço a sua ajuda e contribuição no período de estudo, e agradeço toda dedicação e paciência neste período final de correções da dissertação que foi muito intenso. Estendo também este agradecimento á Beatrice por todas as sugestões no período de estudo.

A CAPES pela bolsa concedida, e ao apoio logístico do Departamento de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco e do Centro de Estudos do ICMBio/IBAMA/ CEPENE, através do Projeto Recifes Costeiros que atualmente é financiado por uma parceria entre a Fundação SOS Mata Atlântica e Fundação Toyota do Brasil. E ao Alberto e Rubens pelo suporte técnico no trabalho de Campo.

Ao meu marido Henrique, meu companheiro de vida e de profissão, agradeço todo o apoio, incentivo, conselhos, ajuda e sugestões...enfim, agradeço por ter você em minha vida.

Aos meus pais, Márcia e Nilton, pelo exemplo de vida, por todos os conselhos, preocupação, apoio e amor a mim dedicados. Ao meu irmão Bruno, minha cunhada Déborah e a minha amada sobrinha Bárbara. Aos meus sogros Genilda e Hélio, meus cunhados e concunhados e aos meus sobrinhos amados Maria Eduarda, Frederico, Paulo Victor e Isabelle Marrie.

A minha avó Maria (in memorian), aos meus avôs Moisés e Diógenes (in memorian) e as minhas avós Emília e Maria (avó do coração), pelos valores, e pelos exemplos de força e determinação, e, aos meus familiares que sempre acreditaram em mim e estiveram na torcida.

Aos membros da banca, por aceitar o meu convite e participar da concretização deste trabalho, e a todos os professores e funcionários do PPGO por contribuir no meu aprendizado.

Agradeço à família 36, amigos de longa data já considerados parte de minha família, às minhas amigas e amigos, e em especial a Marcelinha. A presença e alegria de vocês mesmo que há distância tornam tudo mais fácil e divertido.

E por fim, a toda a galera do laboratório por toda a companhia e descontração, e em especial a Hedyane que acompanhou meu estudo mais de perto.

RESUMO

O presente estudo teve como objetivo revisitar áreas recifais estudadas no ano 2000 em Tamandaré-PE para descrever as comunidades macrobentônicas, com foco no ouriço *E. lucunter* e comparar com os dados obtidos anteriormente, e, ainda usou como referência o recife de Santiago em Paripueira-AL. Através das técnicas de “Line Transect” e “Quadrat” foram amostradas nove áreas recifais do complexo recifal de Tamandaré e uma área recifal em Paripueira. Os resultados indicaram diferenças significativas na estrutura das comunidades macrobentônicas estudadas entre os recifes e entre os períodos. A densidade e cobertura bentônica viva de corais escleractíneos, hidrocorais, zoantídeos e grupos funcionais algais parecem ter sido influenciados pelo padrão de distribuição e abundância de ouriços, apresentando diferenças significativas em sua composição na presença ou ausência destes. Em 2000, a densidade de ouriços da área recifal fechada de Tamandaré era aproximadamente cinco vezes maior que a encontrada no presente estudo. O contrário ocorreu na área recifal de Santiago que aumentou sua densidade de ouriço após ser reaberta à exploração antrópica em 2004. A exclusão das atividades pesqueiras e turísticas na Ilha da Barra ao longo de 16 anos indica a recuperação da abundância de espécies potencialmente predadoras de ouriços, que não só reduziu a densidade de *E. lucunter* na área fechada, mas também esse efeito foi exportado para as áreas recifais adjacentes. Este estudo sugere que a redução da abundância de ouriços nos recifes adjacentes é o resultado do spillover de predadores e anti-spillover de recrutas de ouriços para os recifes mais próximos da área fechada, e conclui que grande parte das diferenças observadas na densidade populacional do *E. lucunter* ao longo de todo o Complexo Recifal de Tamandaré-PE é devido aos efeitos diretos e indiretos da exclusão antrópica.

Palavras chaves: Reservas marinhas, Impactos antrópicos, Spillover.

ABSTRACT

The aim of this study was to revisit Tamandaré-PE reef areas studied in 2000 to describe macrobenthic communities focusing on the *E. lucunter* sea urchin and compare the present data to the data obtained previously, and also used as a reference the Santiago reef in Paripueira-AL. Nine reef areas of Tamandaré reef complex and one reef area of Paripueira were sampled through the techniques of Line Transect and Quadrat. The results indicated significant differences in macrobenthic community studied among the reefs and between periods. The density and coverage of scleractinians corals, hydrocorals, zoanthids and algal functional groups seems to have been influenced by the pattern of sea urchins distribution and abundance, once these groups showed significant differences in their composition in the presence or absence of *E. lucunter*. In 2000, the sea urchin density of the Tamandaré closed area was about 5 times greater than the density found in this study. The opposite occurred in the Santiago reef, where there was an increased sea urchin density after this reef have been reopened to anthropic exploitation in 2004. The exclusion of fishing and tourist activities in Ilha da Barra over 16 years has resulted in a recovery of the species abundance potentially predatory of sea urchins, which not only reduced the *E. lucunter* density in the closed area, once this effect was exported to the adjacent reef areas. This study suggests that sea urchins abundance reducing on adjacent reefs is the result of spillover from predators and anti-spillover from sea urchins recruits to nearby reefs of the closed area, and concludes that much of the observed differences in *E. lucunter* density throughout the reef complex of Tamandaré-PE is due to the direct and indirect effects of anthropogenic exclusion.

Keywords: Marine reserves, Anthropic impacts, Spillover.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Mapa indicando a localização das áreas de estudo no litoral sul do estado de Pernambuco e no litoral norte do Estado de Alagoas (Municípios de Tamandaré e Paripueira).....	17
Figura 2	A) Vista aérea do CEPENE (centro nacional de pesquisa e conservação da biodiversidade marinha do nordeste, Tamandaré-PE) e B, C, D, E, F) Vista aérea do complexo recifal de Tamandaré.....	18
Figura 3	A, B) Fotografias demonstrando a metodologia “Line transect” e “quadrat” e C) Exemplos das fotografias obtidas através do método “Fotoquadrat”.....	20
Figura 4	Relação peso-comprimento úmido do <i>E. lucunter</i> na escala logarítmica (n=85).....	21
Figura 5	Variação na (A) Densidade média, (B) Biomassa média, e (C) Frequência das classes de tamanho do ouriço <i>E. lucunter</i> registrados em cada área recifal estudada.....	24
Figura 6	Variação na Densidade média (Coluna A) e Cobertura (Coluna B) dos corais escleractíneos e suas espécies (<i>Siderastrea stellata</i> , <i>Favia gravida</i> , <i>Agaricia agaricites</i> e <i>Porites sp.</i>) registradas nas áreas recifais estudadas.....	28
Figura 7	Variação na Densidade média (Coluna A) e na Cobertura (Coluna B) dos hidrocorais e suas espécies (<i>Millepora alcicornis</i> e <i>Millepora braziliensis</i>) registradas nas áreas recifais estudadas.....	30
Figura 8	Variação na Densidade média (Coluna A) e na Cobertura (Coluna B) dos zoantídeos e suas espécies (<i>Zoanthus sociatus</i> , <i>Palythoa caribaeorum</i> e <i>Protopalythoa variabilis</i>) registradas nas áreas recifais estudadas.....	33
Figura 9	Média da cobertura de algas em cada área recifal estudada com a representação das espécies e grupos mais abundantes.....	36

LISTA DE FIGURAS

Figura 10	Média do índice de rugosidade registrado em cada área recifal estudada.....	36
Figura 11	Densidade média do ouriço <i>E. lucunter</i> registrado no ano 2000 (n= 630) e no ano 2015 (n= 533).....	37
Figura 12	Densidade média do ouriço <i>E. lucunter</i> registrado em cada área recifal estudada.....	38
Figura 13	Densidade média geral para cada ano estudado (Coluna A) e Densidade média em cada área recifal estudada no ano de 2000 e 2015 (Coluna B) das colônias de corais escleractíneos e hidrocoral registradas.....	42
Figura 14	Densidade média do ouriço <i>Echinometra lucunter</i> registrado nas áreas recifais de Santiago (2000: área recifal fechada; 2015: área recifal reaberta) e Ilha da Barra (2000 e 2015: área recifal fechada).....	43

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Resultados da Anova one-way para a densidade e cobertura das espécies de corais escleractíneos estudadas entre os recifes.....	26
Tabela 2	Resultados da Anova one-way para a densidade e cobertura das espécies de hidrocorais estudadas entre os recifes.....	29
Tabela 3	Resultados da Anova one-way para a densidade e cobertura das espécies de zoantídeos estudadas entre os recifes.....	32
Tabela 4	Resultados da Anova one-way para o percentual de cobertura algal entre os recifes.....	35
Tabela 5	Resultados da Anova two-way para a densidade média do <i>Echinometra lucunter</i> , corais escleractíneos, hidrocoral, <i>Siderastrea stellata</i> , <i>Favia gravida</i> e <i>Porites sp.</i> entre os recifes e os períodos estudados.....	40

SUMÁRIO

1.	Introdução.....	12
2.	Objetivo Geral.....	15
3.	Objetivo Específico.....	15
4.	Metodologia.....	16
4.1.	Área de estudo.....	16
4.2.	Procedimento de coleta.....	18
4.3.	Complexidade do substrato.....	20
4.4.	Análise de dados.....	21
5.	Resultados.....	22
5.1.	Área fechada versus áreas recifais adjacentes no ano de 2015.....	22
5.1.1.	Variação na densidade e biomassa do <i>E.lucunter</i> entre os recifes estudados.....	22
5.1.2.	Variação na densidade e cobertura de corais escleractíneos entre os recifes estudados.....	25
5.1.3.	Variação na densidade e cobertura de hidrocorais entre os recifes estudados.....	28
5.1.4.	Variação na densidade e cobertura de zoantídeos entre os recifes estudados.....	30
5.1.5.	Variação na cobertura de macroalgas entre os recifes estudados.....	34
5.2.	Complexidade topográfica.....	36
5.3.	Comparação das áreas recifais estudadas entre os períodos 2000 e 2015.....	37
5.3.1.	Comparação da densidade do <i>E. lucunter</i> entre os anos 2000 e 2015.....	37
5.3.2.	Comparação da densidade de colônias de coral e hidrocoral entre os anos 2000 e 2015.....	38
5.4.	Áreas recifais de Santiago e Ilha da Barra.....	43
6.	Discussão.....	44
7.	Conclusão.....	51
8.	Referências.....	52

1. INTRODUÇÃO

Os recifes coralíneos são considerados um dos ecossistemas mais diversos, complexos e produtivos (Eça *et al.*, 2012). A infinidade de nichos ecológicos gerados pela grande variedade de microhabitats os permite suportar uma das maiores biodiversidades do mundo (Lowe-McConnell, 1999; Harmelin-Vivien, 2002). Além de serem áreas de reprodução, berçário, abrigo e alimentação de diversos animais e algas marinhas (Sale, 1991), estes ambientes disponibilizam fonte de recurso alimentar para diversas populações costeiras (Rocha *et al.*, 1998), inclusive no Brasil onde inúmeros pescadores sobrevivem à custa dos recursos provenientes dos ambientes recifais (Rocha *et al.*, 1998).

No Nordeste brasileiro, os ambientes recifais costeiros estão entre os ecossistemas mais ameaçados (Leão *et al.*, 2003), principalmente pela pesca e o turismo, atividades comuns em áreas costeiras que apresentam forte influência na estruturação dos ambientes recifais por modificar a abundância, a distribuição e a composição de diversas espécies (Hay, 1984; McClanahan & Shafir, 1990; Floeter *et al.*, 2007).

Algumas espécies podem exercer um papel ecológico tão importante, que a elucidação dos processos que determinam sua distribuição e abundância podem proporcionar subsídios para a compreensão da estrutura de uma comunidade. Este é o caso dos ouriços do mar, herbívoros importantes nas comunidades bentônicas que atuam como espécies chaves na estrutura de comunidades coralíneas (Johansson *et al.*, 2010). A proliferação e abundância desses organismos também podem ser consideradas como indicadores de degradação recifal (McClanahan & Mutere, 1994; Jackson *et al.*, 2001; McManus & Polsenberg, 2004).

No presente estudo o ouriço-do-mar *Echinometra lucunter* (Linnaeus, 1758) é a espécie alvo devido a sua ampla distribuição na costa do Brasil (Tommasi, 1966; Xavier, 2010), sua ocorrência e abundância em uma variedade de habitats de águas rasas (Grunbaum *et al.*, 1978) e pela importância ecológica nos ecossistemas recifais (Breen & Mann, 1976).

Apesar da abundância dos ouriços serem influenciados diretamente pelo assentamento e subsequente eventos de recrutamento (Watanabe & Harrold, 1991; Balch & Scheibling, 2001), fatores altamente variáveis no tempo e espaço (Pearse & Hines, 1987; Hernandez *et al.*, 2008), diversos estudos apontam que o controle populacional é provavelmente relacionado com os processos pos-assentantes, entre os quais a predação é um dos principais fatores de mortalidade natural (Hunt & Scheibling, 1997; Hereu *et al.*, 2004).

As relações entre ouriços-do-mar e seus predadores são facilmente afetadas pelas atividades de pesca (McClanahan & Shafir, 1990; Steneck, 1998; Guidetti & Sala, 2007). Estudos sugerem que a proibição e/ou redução da pesca podem restabelecer as populações dos predadores que controlam as populações de ouriços, tanto nos ambientes temperados (Sala & Zabala, 1996; Sala *et al.*, 1998; Shears & Babcock 2002; Guidetti 2007; Guidetti & Sala, 2007; Clemente *et al.*, 2009) quanto nos ecossistemas tropicais (McClanahan & Shafir, 1990; Brown-Saracino *et al.*, 2007; Harborne *et al.*, 2009).

Áreas marinhas fechadas para atividades de pesca e turismo são uma importante estratégia para a gestão pesqueira e conservação de ecossistemas marinhos (Roberts *et al.*, 2001; Graham *et al.*, 2003; Floeter *et al.*, 2007; Maida & Ferreira, 2003). No Brasil através do decreto Federal de 23 de outubro de 1997 foi criada a Área de Proteção Ambiental (APA) Costa dos Corais, a primeira e maior unidade de conservação federal a proteger parte dos recifes costeiros do nordeste. Em 1999, foram criadas na APA Costa dos Corais as áreas recifais fechadas de Tamandaré e de Paripueira (Zonas de Preservação da Vida Marinha), onde é proibida a extração de recursos e visitação turística, com o intuito de subsidiar o primeiro experimento de zoneamento a fim de estudar a capacidade de recuperação da biodiversidade e o potencial pesqueiro por meio de áreas de exclusão de uso em APAs no País (Maida & Ferreira, 2003; ICMBio, 2013).

A eficácia dos efeitos advindos da limitação da pesca e do turismo em áreas marinhas pode ser comprovada através das comparações destas áreas com as áreas onde atividades antrópicas são permitidas. Desde o fechamento da área de exclusão antrópica de Tamandaré, um constante monitoramento tem sido realizado em todo complexo recifal deste município para compreender a dinâmica das comunidades recifais quando áreas protegidas são estabelecidas. O objetivo principal destes estudos foi gerar subsídios para elaboração de proposta de manejo e conservação desses ambientes recifais (Ferreira & Maida, 2007).

Estudos anteriores nos recifes de Tamandaré registraram altas densidades populacionais do ouriço *E. lucunter* (Maida, 1994; Killp, 1999; Pereira, 2001). Foi observada que esta alta densidade de ouriços afeta drasticamente a distribuição, abundância e diversidade de algas (Killp, 1999; Costa, 2013) e compromete a estrutura recifal através de altas taxas de bioerosão (Pedrechi Neto, 1997; Killp, 1999; Belwood *et al.*, 2004). Estes estudos estiveram concentrados em diferentes áreas do complexo recifal de Tamandaré, mas, no ano 2000 dados da densidade de *E. lucunter*, corais escleractíneos e hidrocorais foram registrados em todo o complexo recifal de Tamandaré no estudo de Pereira, (2001). Uma ampla variação foi observada na densidade do *E. lucunter*, com um mínimo de 38,10 (ind/m²) encontrado na área recifal Pirambú e um máximo de 74,90 (ind/m²) registrado no recife Cordão do Mero. Neste mesmo estudo, a densidade de ouriços registrada na área recifal fechada (um ano após seu estabelecimento) foi de 58,62 ind/m².

2. Objetivo Geral

O objetivo do presente estudo foi revisitar os recifes estudados no ano 2000 para descrever as comunidades recifais, com foco nos ouriços e comparar com os dados obtidos anteriormente. A revisitação permitiu verificar se existem diferenças na estrutura populacional de ouriços e da comunidade macrobentônica entre os recifes estudados e entre os períodos, e ainda avaliar se existe algum tipo de influência da área de exclusão antrópica nos padrões encontrados. Este trabalho ainda usou como referência outro recife da APA Costa dos Corais (recife de Santiago em Paripueira-AL), também fechado no ano 1999 e reaberto para exploração após quatro anos.

3. Objetivos Específicos

- A. Determinar a biomassa e a densidade populacional do ouriço *Echinometra lucunter* ao longo de todo o Complexo Recifal de Tamandaré-PE e determinar a densidade destes ouriços no recife de Santiago em Paripueira-AL.
- B. Estimar o percentual de cobertura bentônica viva de corais escleractíneos, hidrocorais, zoantídeos e grupos funcionais algais no topo recifal dos recifes ao longo de todo o Complexo Recifal de Tamandaré-PE.
- C. Avaliar a existência de algum tipo de influência da área recifal fechada (Ilha da Barra) sobre áreas recifais abertas adjacentes nos padrões de distribuição e abundância dos organismos bentônicos estudados, analisando comparativamente os dados da estrutura populacional de *Echinometra lucunter*, corais escleractíneos e hidrocorais do presente estudo com o levantamento anterior existente realizado no estudo de Pereira (2001).
- D. Comparar os dados da densidade populacional do ouriço *Echinometra lucunter* do recife Santiago realizado neste estudo com dados anteriores (ano de 2000) nesta mesma área recifal e verificar o padrão da abundância deste ouriço encontrado no intervalo dos anos 2000 e 2015 no recife Ilha da Barra (área fechada de Tamandaré) e no recife Santiago (área reaberta a exploração desde 2004).

4. METODOLOGIA

4.1. Área de estudo

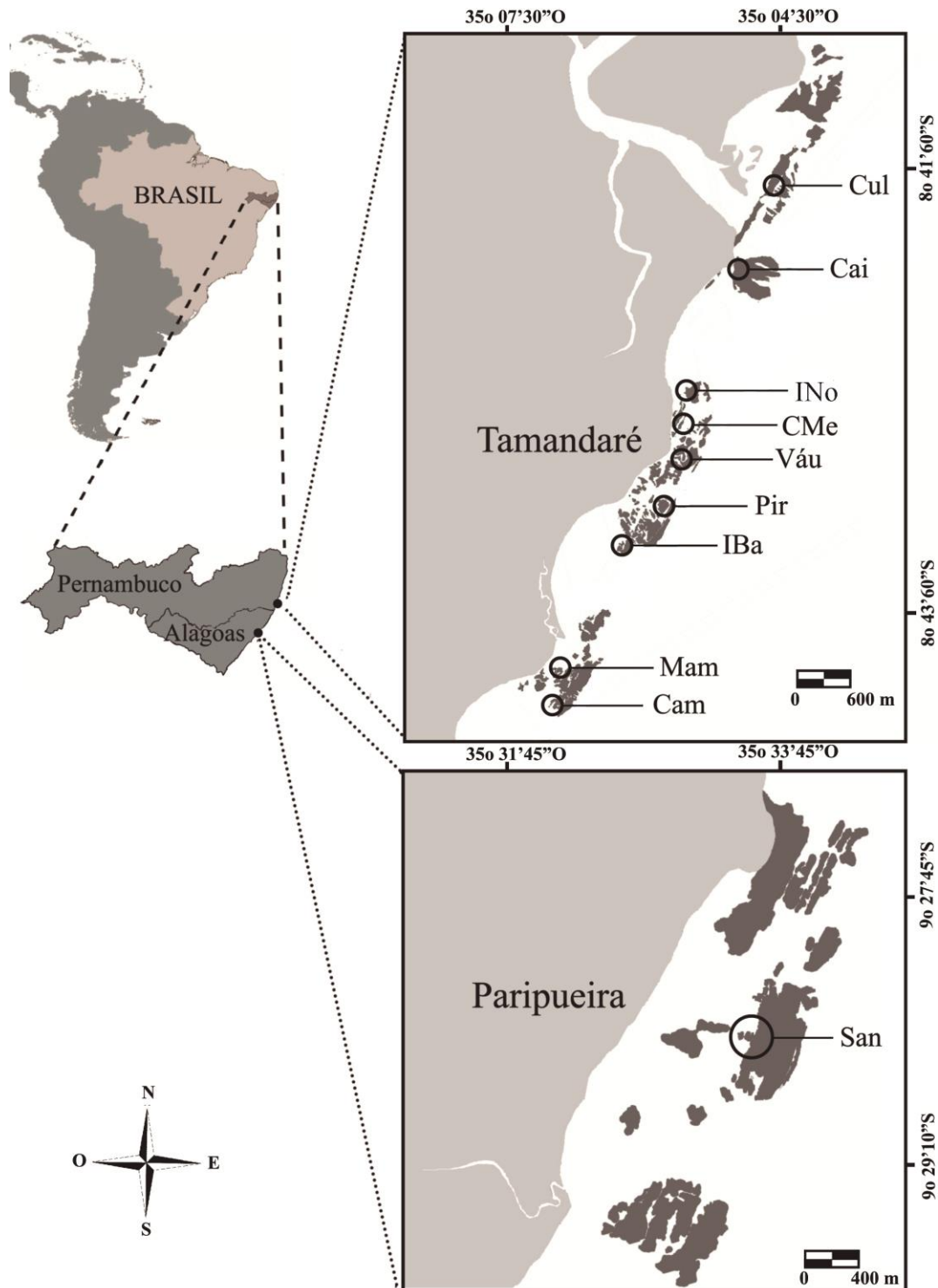
O estudo foi realizado no litoral sul do Estado de Pernambuco, e no litoral norte do Estado de Alagoas. Em Pernambuco foram amostradas nove áreas ao longo do Complexo Recifal do município de Tamandaré, e, em Alagoas, foi amostrada uma área recifal no município de Paripueira (Figura 1).

A Ilha da Barra (IBa) representa a área de exclusão antrópica fechada no ano de 1999 em Tamandaré e foi objeto de estudo nesta pesquisa em conjunto com suas áreas adjacentes inseridas no complexo recifal deste município. Para avaliar a influência desta área fechada nos padrões encontrados ao longo deste complexo recifal de Tamandaré após 15 anos de exclusão antrópica foi levado em consideração a distância destas áreas recifais abertas em relação à área fechada. Assim ao sul da área fechada foi amostrada as áreas recifais de Mamucabas (Mam - 2,5 Km da área fechada) e Camurupim (Cam - 3 km da área fechada), e, ao norte da área fechada foram amostradas as áreas recifais de Pirambú (Pir - 1 Km da área fechada), Váu das Campas (Váu - 2,5 Km da área fechada), Cordão do Mero (CMe - 3 Km da área fechada), Ilha do Norte (INo - 3,5 Km da área fechada), Caieiras (Cai - 6,5 Km da área fechada) e Culumin (Cul - 8,5 Km da área fechada).

Em Paripueira foi amostrado o Recife de Santiago (San) que atualmente representa uma área recifal aberta à pesca e ao turismo, mas que anteriormente, entre 1999 e 2004, representava uma área fechada (Figura 1).

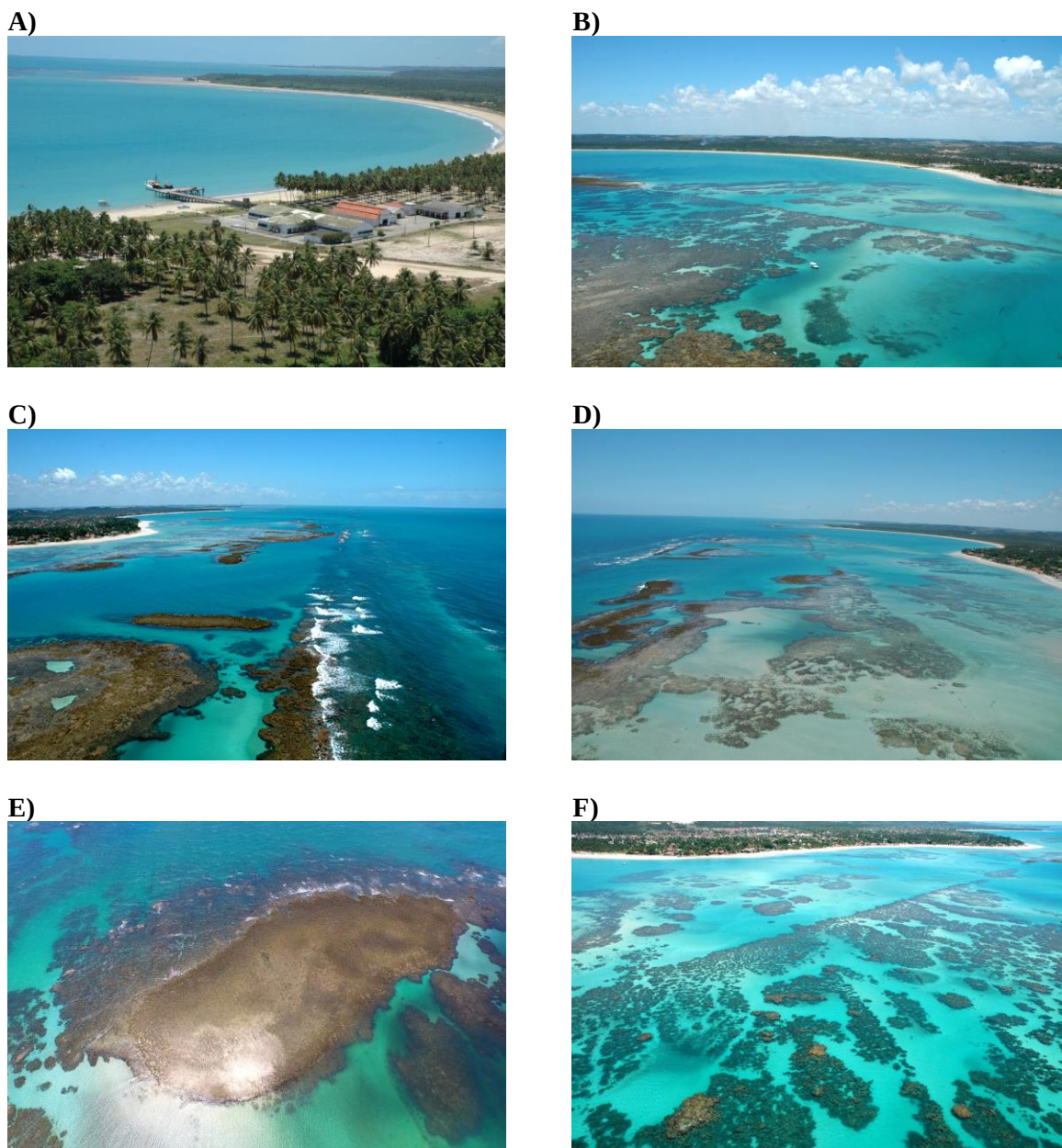
Todo estudo foi desenvolvido na região da APA Costa dos Corais, Área de Proteção Ambiental que se estende por aproximadamente 130 km de costa entre Tamandaré-PE e Paripueira-AL.

Figura 1. Mapa indicando a localização das áreas de estudo no litoral sul do estado de Pernambuco e no litoral norte do estado de Alagoas (Municípios de Tamandaré e Paripueira). Legenda: Tamandaré - PE (Cam= Camurupim, Mam= Mamucabas, IBa= Ilha da Barra, Pir= Pirambú, INo= Ilha do Norte, CMe= Cordão do Mero, Váu= Váu das Campas, Cai= Caieiras, Cul= Culumin) Paripueira - AL (San= Santiago).



Fonte: Autoria própria

Figura 2. A) Vista aérea do CEPENE (centro nacional de pesquisa e conservação da biodiversidade marinha do nordeste, Tamandaré-PE) e B, C, D, E, F) Vista aérea do complexo recifal de Tamandaré.



Fonte: Mauro Maida

4.2. Procedimento de coleta

As coletas de dados foram realizadas no ano de 2015, durante os períodos das marés de sizíguas e quadratura. A periodicidade das coletas esteve diretamente relacionada com a visibilidade da água, fato que implicou em um registro de dados nos meses referentes às estações de verão, outono e primavera (Fevereiro, Março, Abril, Maio, Setembro, Outubro,

Novembro, Dezembro). No caso do recife de Santiago-AL os dados foram coletados somente em uma única excursão a campo no período de novembro.

Para a coleta dos dados de densidade de *E. lucunter* e da cobertura bentônica foi utilizada a metodologia comumente empregada para ambientes recifais, que, consiste na união das técnicas de Line Transect e Quadrat (Hawkins & Jones, 1992). Esta metodologia foi utilizada em áreas recifais de profundidade rasa (8 a 12m) e com formações recifais paralelas à costa (Maida & Ferreira, 1997), onde transectos fixos foram randomicamente distribuídos como descrito a seguir.

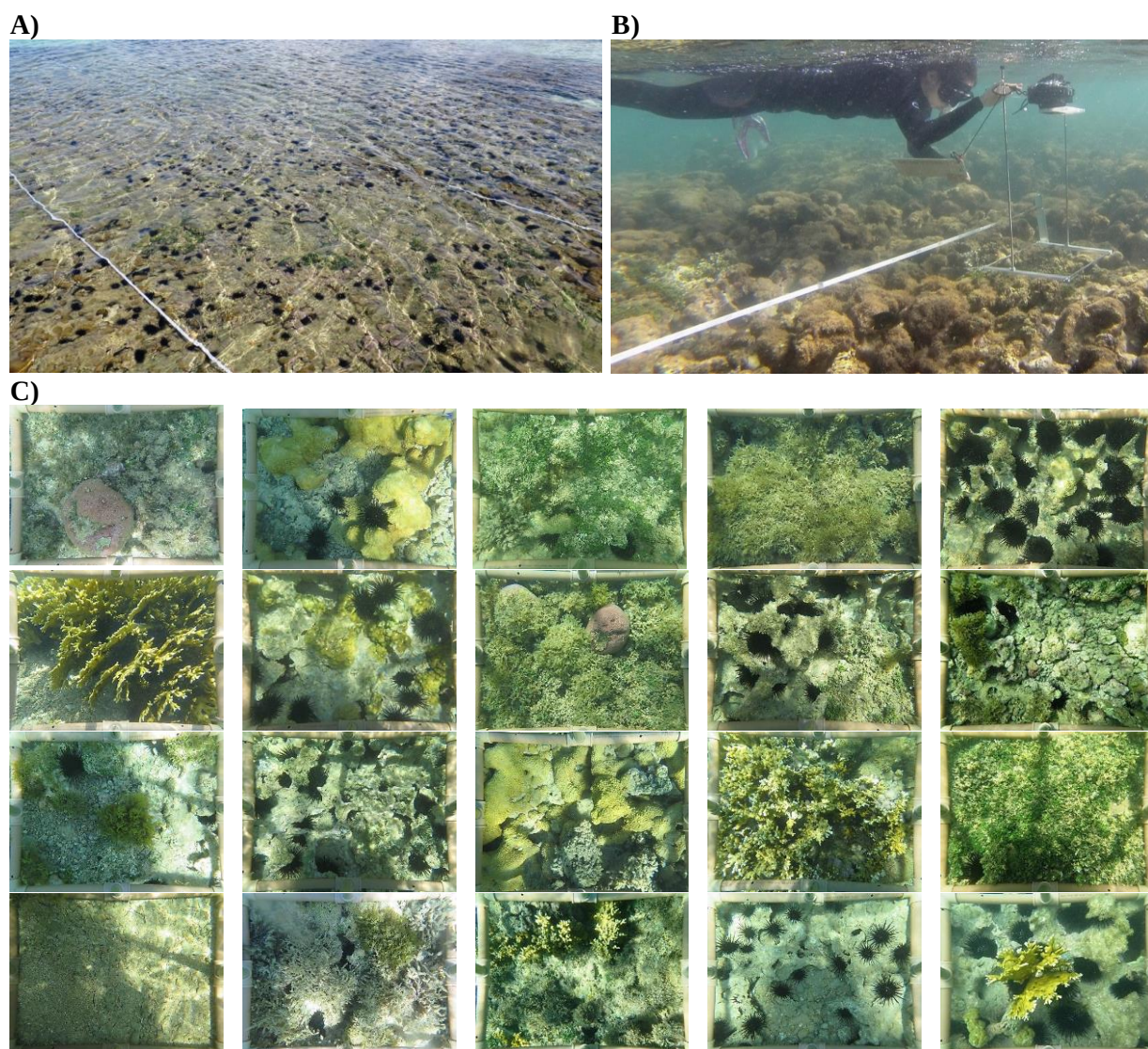
Em cada área recifal estudada (n=9) três transectos de fibra de vidro com 20 m de comprimento cada, foram posicionados no topo recifal e dispostos de forma paralela à costa com uma distância de 3 metros entre cada transecto (Figura 3A). Posteriormente, quadrats de 0,12 m² foram posicionados a cada dois metros de cada transecto amostrado, totalizando 10 quadrats por transecto (Figura 3B). Em cada quadrat estudado foram coletados dados de densidade de ouriços, corais, hidrocorais e zoantídeos através do método in situ (contagem de número de indivíduos e/ou colônias por censo visual). Utilizando-se o mesmo desenho amostral foi realizado o método fotoquadrat, onde, registros fotográficos foram obtidos de cada quadrat para posterior estimativa da cobertura de corais, hidrocorais, zoantídeos e algas (Figura 3C).

O cálculo percentual do tipo de substrato e cobertura de corais, hidrocorais, zoantídeos e algas foi obtido pela classificação de 50 pontos aleatórios em cada fotoquadrat de acordo com as espécies descritas, e posteriormente analisado pelo programa The Coral Point with Excel extensions (CPCe v4.0) (Kohler & Gill, 2006).

Para estimar a biomassa de ouriços por quadrat, utilizou-se a relação peso comprimento (Le cren, 1951). Ouriços de tamanhos variados foram coletados, medidos em campo com o auxílio de um paquímetro, pesados vivos em balança digital com precisão de 0,1 g e

devolvidos para seu habitat após anotações destas informações em placas de PVC. Para obter o peso médio dos ouriços estes equinodermos foram distribuídos em quatro classes de tamanho, a saber: carapaça menor que 1,5 cm; entre 1,5 e 3,5 cm; entre 3,5 e 5,5 cm e maior que 5,5 cm (Casañas *et al.*, 1998).

Figura 3. A, B) Fotografias demonstrando a metodologia “Line transect” e “quadrat” e **C)** Exemplos das fotografias obtidas através do método “Fotoquadrat”.



Fonte: Autoria própria

4.3. Complexidade do substrato

Para determinar a complexidade ou rugosidade do substrato, foi utilizado o método da corrente, proposto por Luckhurst & Luckhurst (1978). Ao longo do transecto de 20 m, uma

corrente foi colocada sobre o substrato moldando-se ao fundo e acompanhando o contorno de rochas e fendas. Ao final do percurso esta corrente foi marcada para posteriormente obter-se o comprimento real. O índice de complexidade do substrato foi determinado através da divisão do comprimento real da corrente pelo comprimento do transecto de linha.

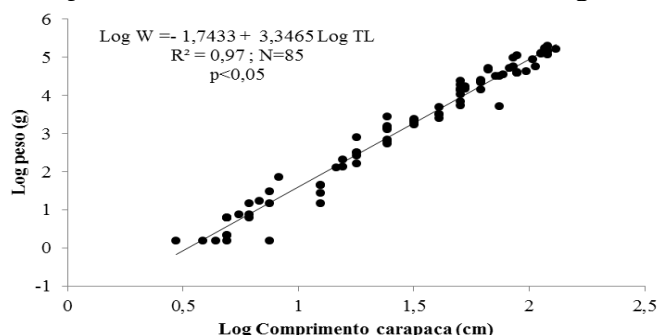
4.4. Análises de dados

As populações de *Echinometra lucunter* foram caracterizadas em cada local utilizando-se os dados de densidade e biomassa. Os valores de densidade (indivíduos/m²) foram obtidos dividindo-se o número de indivíduos pela área do quadrat em m².

A biomassa média para as classes de tamanho da espécie foi calculada usando a relação peso-comprimento através da equação $W = aL^b$ (Le cren, 1951), onde, W é o peso do ouriço em gramas, L é o comprimento da carapaça do ouriço medido em centímetros, “a” é o intercepto e “b” é a inclinação. Os parâmetros a e b das relações de L-W foram estimadas por análise de regressão linear (método dos mínimos quadrados) em dados transformados em logaritmos. O coeficiente de determinação (R^2) foi utilizada como um indicador da qualidade da regressão linear.

A relação peso-comprimento de *E. lucunter* (n=85) foi estabilizado através da equação $\text{Log } W = -1,7433 + 3,3465 \text{ Log } L$ ($r^2=0,97$), resultando no modelo exponencial da equação $W=0,6886L^{2,8823}$. A curva de relação de peso comprimento é apresentada em escala logarítmica na figura 4.

Figura 4. Relação peso-comprimento úmido do *E. lucunter* na escala logarítmica (n=85).



Fonte: Autoria própria

A análise de variância ANOVA one-way seguido do teste “post hoc Fisher” foram utilizados para testar a hipótese da existência de diferenças significativas na abundância de ouriços, corais e algas entre os recifes estudados no ano de 2015.

Para avaliar a existência de diferenças significativas na abundância de *E. lucunter*, corais escleractíneos e hidrocorais entre os períodos 2000 (estudo realizado por Pereira, (2001) e 2015 (presente estudo), foi utilizado a análise de variância ANOVA two-way com dados sazonais equivalentes (Verão e Outono) para uma melhor comparação. Devido à amostragem do ano 2000 não ter considerado ouriços menores que 1,5 cm, estes foram excluídos para as análises de comparação da densidade de *E. lucunter* entre os períodos.

A ANOVA two-way também foi realizada para comparar o recife de Santiago (2000 x 2015) e o recife da Ilha da Barra x Santiago (2000 x 2000 e 2015 x 2015) para verificar possíveis diferenças na densidade dos ouriços entre os recifes estudados.

5. RESULTADOS

Um total de 9.626 *E. lucunter* foram registrados em 1.524 quadrats de 0,12 m². Ao longo de todo complexo recifal de Tamadaré (considerando ouriços menores que 1,5) uma média de 52,64 ouriços/m² foram encontrados no ano 2015. Entre a área recifal Ilha da Barra, a área adjacente mais próxima (Pirambú – 1 km de distância) e as subsequentes áreas recifais que se distanciam em até 2,5 Km da área fechada, um padrão de aumento gradativo na densidade de *E. lucunter* pôde ser observado (Figura 5), sendo que picos de alta densidade de ouriços foram em sua grande parte encontrados à distâncias maiores que 2,5 Km.

5.1. Área fechada versus áreas recifais adjacentes no ano de 2015

5.1.1. Variação na densidade e biomassa do *E. lucunter* entre os recifes estudados

A análise de variância indicou diferenças significativas entre os recifes estudados tanto para densidade ($p < 0,0001$) quanto para biomassa média ($p < 0,0001$) de ouriços da espécie *Echinometra lucunter* entre os recifes estudados.

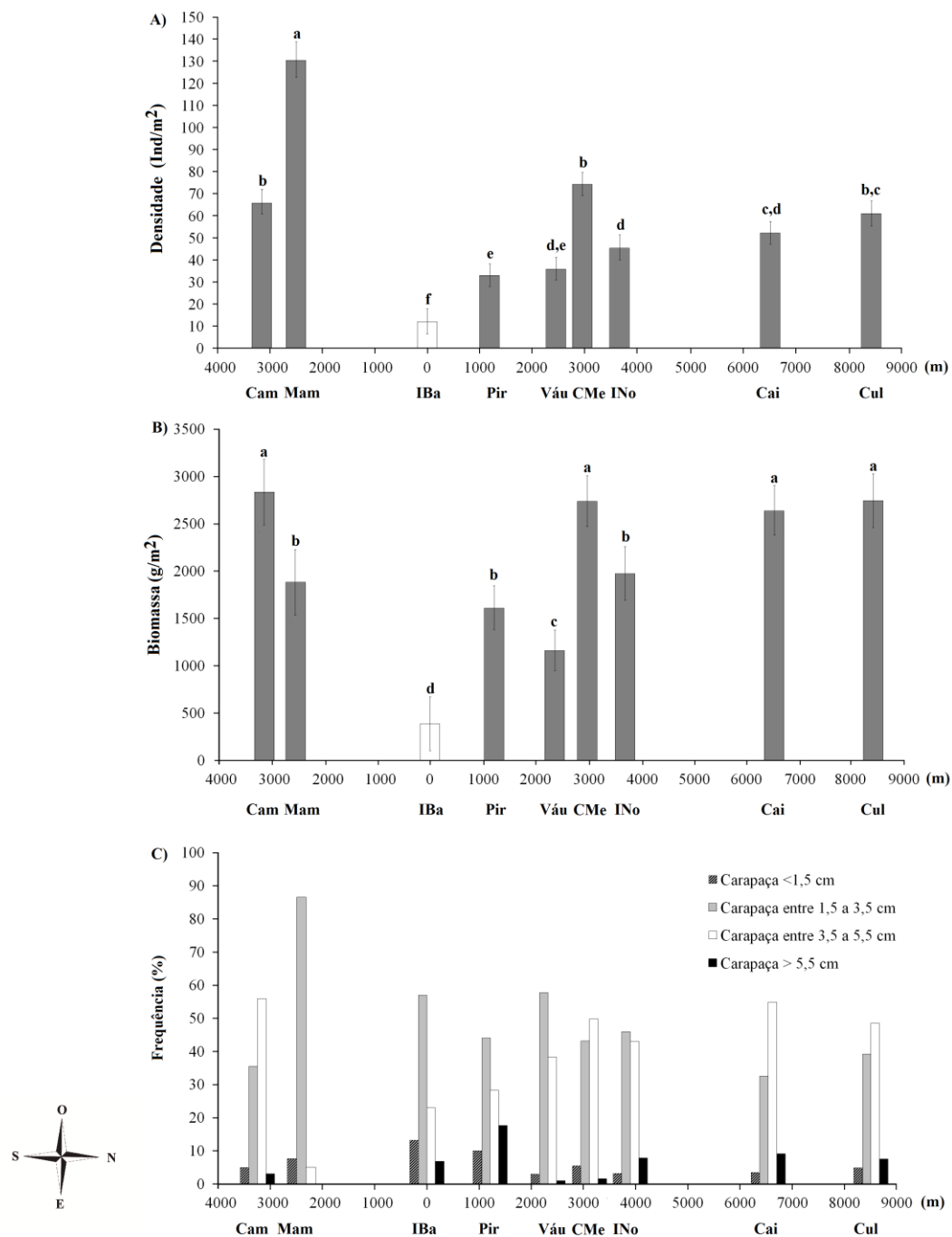
Na área recifal Ilha da Barra, o teste “a posteriori Fisher” apontou que tanto a densidade média ($12,26 \pm 2,89 \text{ ind/m}^2$) de ouriços quanto à biomassa média ($385,13 \pm 141,78 \text{ g/m}^2$) diferiram significativamente com os menores valores entre as demais áreas recifais estudadas (Figura 5A e B).

A área recifal Pirambú ($32,50 \pm 2,89 \text{ ind/m}^2$) e Váu das Campas ($37,80 \pm 2,90 \text{ ind/m}^2$) também registraram uma baixa densidade de *E. lucunter* se diferenciando de todos os outros recifes, com exceção do recife Ilha do Norte ($45,74 \pm 2,89 \text{ ind/m}^2$) que não se diferenciou de Váu das Campas. A área recifal de Váu das Campas ($1164,48 \pm 141,78 \text{ g/m}^2$) também registrou uma segunda menor biomassa média (menor biomassa foi registrada na Ilha da Barra), seguido de Pirambú ($1612,34 \pm 141,78 \text{ g/m}^2$) que não se diferenciou de Ilha do Norte ($1974,87 \pm 141,78 \text{ g/m}^2$) e Mamucabas ($1867,78 \pm 200,50 \text{ g/m}^2$).

A área recifal de Mamucabas ($130,92 \pm 4,10 \text{ ind/m}^2$) apresentou o maior valor de densidade, seguido do recife Cordão do Mero ($74,42 \pm 2,72 \text{ ind/m}^2$) com um segundo maior valor (Figura 5A). As maiores biomassa média por metro quadrado foram encontradas nos recifes Camurupim ($2829,84 \pm 173,64 \text{ g/m}^2$) Culumin ($2743,67 \pm 141,78 \text{ g/m}^2$), Cordão do Mero ($2735,99 \pm 133,18 \text{ g/m}^2$) e Caieiras ($2640,44 \pm 131,26 \text{ g/m}^2$) (Figura 5B).

A classe de ouriços com carapaça entre 1,5 e 3,5 ocorreu com uma maior frequência nas áreas recifais de Mamucabas (86,84 %), Ilha da Barra (56,98 %) e Pirambú (44,04 %) (Figura 3C). As maiores frequências da classe de tamanho de ouriços com carapaça entre 3,5 e 5,5cm ocorreram no Camurupim (56,18 %), Cordão do Mero (49,89 %), Caieiras (55 %) e Culumin (48,56 %) (Figura 5C).

Figura 5. Variação na (A) Densidade média, (B) Biomassa média e (C) Frequência das classes de tamanho do ouriço *E. lucunter* registrados em cada área recifal estudada. Legenda: Cam= Camurupim (n = 120), Mam= Mamucabas (n = 90), IBa= Ilha da Barra (n = 180), Pir= Pirambú (n = 180), INo= Ilha do Norte (n = 180), CMe= Cordão do Mero (n = 204), Váu= Váu das Campas (n = 180), Cai= Caieiras (n = 210), Cul= Culumin (n = 180). Barras de erros verticais representam intervalo de confiança de 95%. Valores no eixo x representam a distância em metros da Ilha da Barra em relação às demais áreas recifais estudadas. Diferentes letras (a,b,c,d,e,f) indicam diferenças entre as áreas recifais. A área recifal fechada está representada pelas barras não preenchidas nas figuras A e B.



Fonte: Autoria própria

5.1.2. Variação na densidade e cobertura de corais escleractíneos entre os recifes estudados

Diferenças significativas foram registradas nas densidades médias de colônias/m² ($p < 0,0001$) e no percentual de cobertura ($p < 0,0001$) de corais escleractíneos entre os recifes estudados. O teste Fisher registrou uma maior densidade de corais escleractíneos e uma maior cobertura no Cordão do Mero ($44,38 \pm 1,59$ col/m² e $13,07 \pm 0,43$ %). Váu das Campas ($26,29 \pm 1,69$ col/m² e $2,72 \pm 0,39$ %) registrou a segunda maior densidade e cobertura de corais escleractíneos (Figura 6A), e Pirambú o terceiro maior número de colônias destes corais ($13,79 \pm 1,69$ col/m²).

Diferenças significativas foram apresentadas nos valores médios de colônia/m² e percentual de cobertura para as espécies de corais escleractíneos *Siderastrea stellata*, *Favia gravida*, *Agaricia agaricites* e *Porites sp.* (Tabela 1).

A espécie *S. stellata* apresentou uma maior densidade em Váu das Campas ($12,45 \pm 0,78$ col/m²), e, sua menor densidade foi encontrada no Cordão do Mero ($1,65 \pm 0,73$ col/m²) não se diferenciando de Mamucabas ($1,68 \pm 1,11$ col/m²), Camurupim ($2,22 \pm 0,95$ col/m²) e Pirambú ($3,65 \pm 0,78$ col/m²). O percentual de cobertura de *S. stellata* foram maiores em Vau das Campas ($1,33 \pm 0,11$ %) e Ilha da Barra ($1,07 \pm 0,11$ %). Os demais recifes estudados apresentaram um baixo percentual com valores inferiores a 0,7 % (Figura 6B).

A espécie *Favia gravida* apresentou uma maior densidade de colônias/m² e de cobertura nos recifes Vau das Campas ($10,13 \pm 0,86$ col/m² e $1,02 \pm 0,07$ %) e Pirambú ($8,37 \pm 0,86$ col/m² e $0,71 \pm 0,07$ %). A espécie *Agaricia agaricites* teve uma maior densidade nos recife Vau das Campas ($2,96 \pm 0,32$ col/m²), e, um segundo maior registro de colônias em Pirambú ($1,29 \pm 0,32$ col/m²), não se diferenciando do Cordão do Mero ($0,61 \pm 0,30$ col/m²). Esta espécie se apresentou com um baixo percentual de cobertura entre as áreas estudadas, mas teve seus maiores valores nos recifes Váu das Campas ($0,24 \pm 0,04$ %), Cordão do Mero ($0,18 \pm 0,04$ %) e Pirambú ($0,17 \pm 0,03$ %).

Já o coral duro *Porites sp.* ocorreu quase que exclusivamente no recife do Cordão do Mero ($40,26 \pm 0,99$ col/m² e $12,35 \pm 0,39$ %) com uma maior densidade e cobertura entre os recifes estudados. Valores muito baixos de densidade e cobertura do *Porites sp.* foram observados nos outros recifes (Figura 6A,B).

Tabela 1. Resultados da Anova one-way para a densidade e cobertura das espécies de corais escleractíneos estudadas entre os recifes. Densidade média, percentual de cobertura $\pm$ erro padrão e número amostral (n) em cada área recifal estudada para as espécies *Siderastrea stellata*, *Favia gravida*, *Agaricea agaricites* e *Porites sp.*

	ANOVA one-way								
Col/m2	SS		MS		F		p		
<i>S. stellata</i>	14501.2		1812.65		16.5188		p<0,001		
<i>F. gravida</i>	18101.2		2262.64		16.9152		p<0,001		
<i>A.agaricites</i>	1418.33		177.2915		9.58409		p<0,001		
<i>Porites sp.</i>	280109.5		35013.68		175.4917		p<0,001		
Cobertura									
<i>S. stellata</i>	168,483		21.06		9.31		p<0,001		
<i>F. gravida</i>	136.023		17.0029		17,6921		p<0,001		
<i>A.agaricites</i>	11.6713		1.4589		5.29010		p<0,001		
<i>Porites sp.</i>	17858.61		2232.326		107.0987		p<0,001		
	Cam	Mam	IBa	Pir	Váu	CMe	INo	Cai	Cul
Col/m2									
<i>S. stellata</i>	2,22 ± 0,95	1,68 ± 1,11	4,90 ± 0,78	3,65 ± 0,78	12,45 ± 0,78	1,65 ± 0,73	5,00 ± 0,78	4,44 ± 0,72	4,35 ± 0,78
<i>F. gravida</i>	2,08 ± 1,05	1,21 ± 1,22	0,64 ± 0,86	8,37 ± 0,86	10,13 ± 0,86	1,85 ± 0,81	1,99 ± 0,86	0,83 ± 0,79	0,69 ± 0,86
<i>A.agaricites</i>	0,00 ± 0,39	0,00 ± 0,45	0,00 ± 0,32	1,29 ± 0,32	2,96 ± 0,32	0,61 ± 0,30	0,00 ± 0,32	0,03 ± 0,29	0,04 ± 0,32
<i>Porites sp.</i>	0,00 ± 1,28	0,09 ± 1,49	0,04 ± 1,05	0,46 ± 1,05	0,74 ± 1,05	40,26 ± 0,99	0,04 ± 1,05	0,63 ± 0,97	0,00 ± 1,05
n amostral	120	89	180	180	180	202	180	210	180
Cobertura									
<i>S. stellata</i>	0,33 ± 0,13	0,10 ± 0,15	1,07 ± 0,11	0,46 ± 0,11	1,33 ± 0,11	0,26 ± 0,13	0,67 ± 0,11	0,69 ± 0,11	0,60 ± 0,13
<i>F. gravida</i>	0,21 ± 0,08	0,09 ± 0,10	0,07 ± 0,07	0,71 ± 0,07	1,02 ± 0,07	0,27 ± 0,08	0,24 ± 0,07	0,16 ± 0,07	0,06 ± 0,08
<i>A.agaricites</i>	0,00 ± 0,04	0,00 ± 0,05	0,03 ± 0,04	0,17 ± 0,03	0,24 ± 0,04	0,18 ± 0,04	0,00 ± 0,03	0,00 ± 0,03	0,03 ± 0,04
<i>Porites sp.</i>	0,00 ± 0,41	0,00 ± 0,48	0,00 ± 0,35	0,03 ± 0,34	0,11 ± 0,36	12,35 ± 0,39	0,01 ± 0,34	0,18 ± 0,34	0,00 ± 0,41
n amostral	119	89	164	175	159	131	180	179	120

Figura 6. Variação na Densidade média (Coluna A) e Cobertura (Coluna B) dos corais escleractíneos e suas espécies (*Siderastrea stellata*, *Favia gravida*, *Agaricia agaricites* e *Porites sp.*) registradas nas áreas recifais estudadas. Barras de erros verticais representam intervalo de confiança de 95 %. A área recifal Ilha da Barra está representada pelas barras não preenchidas. Diferentes letras (a,b,c,d) indicam diferenças entre as áreas recifais.

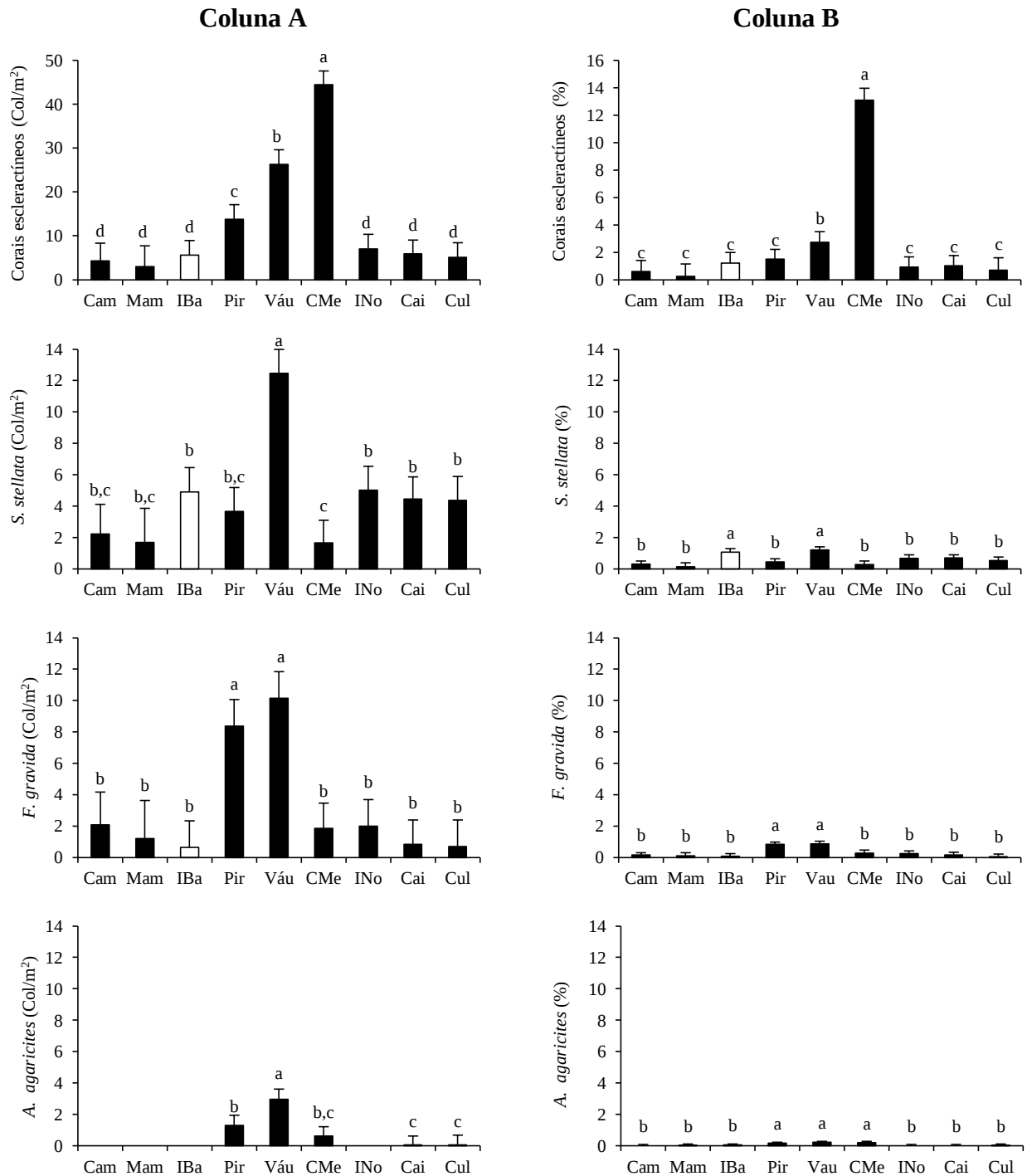
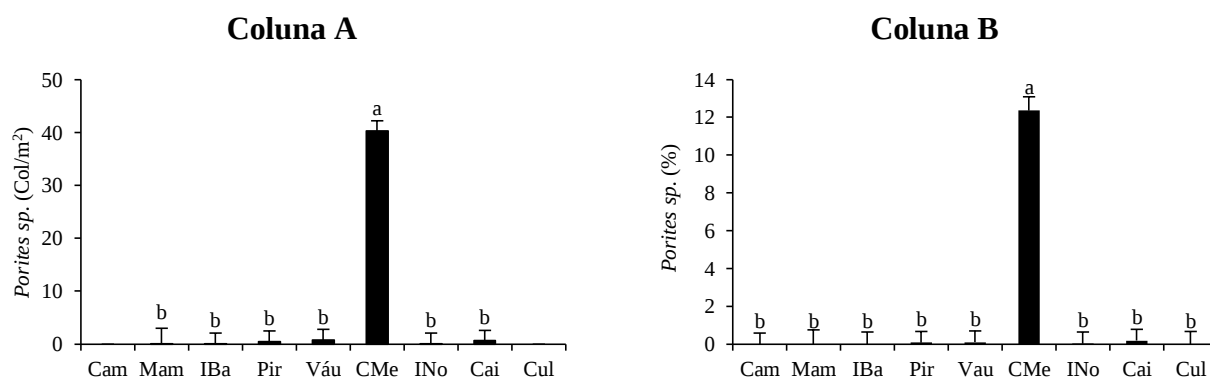


Figura 6. Variação na Densidade média (Coluna A) e Cobertura (Coluna B) dos corais escleractíneos e suas espécies (*Siderastrea stellata*, *Favia gravida*, *Agaricia agaricites* e *Porites sp.*) registradas nas áreas recifais estudadas. Barras de erros verticais representam intervalo de confiança de 95 %. A área recifal Ilha da Barra está representada pelas barras não preenchidas. Diferentes letras (a,b,c,d) indicam diferenças entre as áreas recifais.



Fonte: Autoria própria

5.1.3. Variação na Densidade e Cobertura de hidrocorais entre os recifes estudados

A ANOVA indicou diferenças significativas na densidade de colônia/m² ($p < 0,0001$) e na cobertura ($p < 0,0001$) de hidrocorais entre os recifes estudados.

A área de exclusão Ilha da Barra ($2,50 \pm 0,23$ col/m²) apresentou o maior número de colônias de hidrocorais por metro quadrado, e, o Cordão do Mero ($1,52 \pm 0,22$ col/m²) foi o segundo recife com uma alta densidade de hidrocorais (Figura 5A). Analisando o percentual de cobertura a Ilha da Barra ($2,43 \pm 0,41$ %) e o Cordão do Mero ($2,31 \pm 0,46$ %) não diferiram significativamente entre si, mas a cobertura de hidrocorais foi significativamente maior comparado aos outros recifes (Figura 7B).

Houve diferenças significativas na densidade ($p < 0,0001$) e na cobertura ($p < 0,0001$) das espécies de hidrocorais *Millepora alcicornis* e *Millepora braziliensis* entre os recifes estudados (Tabela 2).

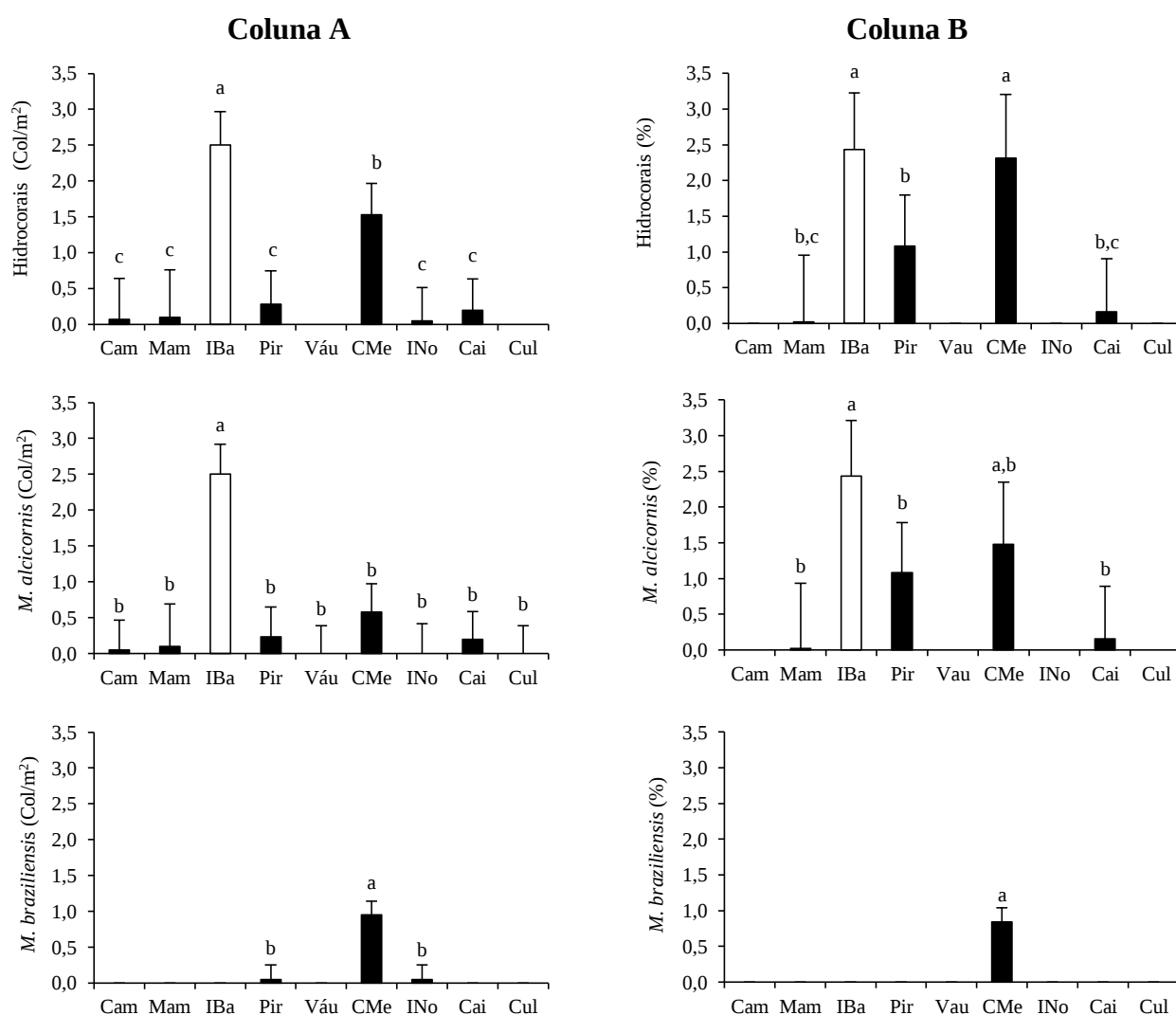
O número de colônias da espécie *Millepora alcicornis* foi significativamente maior na Ilha da Barra ($2,50 \pm 0,21$ col/m²), esta área recifal de exclusão antrópica também apresentou a maior cobertura desta espécie ($2,43 \pm 0,40$ %), não se diferenciando significativamente da

cobertura de *M. alcicornis* encontrada no Cordão do Mero ($1,47 \pm 0,45$ %). A espécie *Millepora braziliensis* foi significativamente maior no Cordão do Mero ($0,94 \pm 0,10$ col/m² e $0,83 \pm 0,10$ %), tanto em densidade por metro quadrado quanto em percentual de cobertura (Figura 7A,B).

Tabela 2. Resultados da Anova one-way para a densidade e cobertura das espécies de hidrocorais estudadas entre os recifes. Densidade média, percentual de cobertura $\pm$ erro padrão e número amostral (n), em cada área recifal estudada para as espécies *Millepora alcicornis* e *Millepora braziliensis*.

ANOVA one-way									
Col/m2	SS	MS	F	p					
<i>M.alcicornis</i>	919.45	114.93	13.85	p<0,001					
<i>M.braziliensis</i>	154.09	19.26	9.45	p<0,001					
Cobertura									
<i>M.alcicornis</i>	1001.50	125.18	4.54	p<0,001					
<i>M.braziliensis</i>	83.021	10.37	6.80	p<0,001					
	Cam	Mam	IBa	Pir	Váu	CMe	INo	Cai	Cul
Col/m2									
<i>M.alcicornis</i>	0,06 ± 0,26	0,09 ± 0,30	2,50 ± 0,21	0,23 ± 0,21	0,00 ± 0,21	0,57 ± 0,20	0,00 ± 0,21	0,19 ± 0,19	0,00 ± 0,21
<i>M.braziliensis</i>	0,00 ± 0,13	0,00 ± 0,15	0,00 ± 0,10	0,04 ± 0,10	0,00 ± 0,10	0,94 ± 0,10	0,04 ± 0,10	0,00 ± 0,09	0,00 ± 0,10
n amostral	120	89	180	180	180	202	180	210	180
Cobertura									
<i>M.alcicornis</i>	0,00 ± 0,48	0,00 ± 0,55	2,43 ± 0,40	1,26 ± 0,39	0,00 ± 0,41	1,47 ± 0,45	0,00 ± 0,39	0,16 ± 0,39	0,00 ± 0,47
<i>M.braziliensis</i>	0,00 ± 0,11	0,00 ± 0,13	0,00 ± 0,09	0,00 ± 0,09	0,00 ± 0,09	0,83 ± 0,10	0,00 ± 0,09	0,00 ± 0,09	0,00 ± 0,11
n amostral	118	89	164	175	158	131	180	179	120

Figura 7. Variação na Densidade média (Coluna A) e na Cobertura (Coluna B) dos hidrocorais e suas espécies (*Millepora alcicornis* e *Millepora braziliensis*) registradas nas áreas recifais estudadas. Barras de erros verticais representam intervalo de confiança de 95%. A área recifal fechada está representada pelas barras não preenchidas. Diferentes letras (a,b,c) indicam diferenças e semelhanças entre as áreas recifais.



Fonte: Autoria própria

5.1.4. Variação na densidade e cobertura de zoantídeos entre os recifes estudados

Diferenças significativas foram registradas nos valores médios de colônia/m² ($p < 0,0001$) e na cobertura ($p < 0,0001$) de zoantídeos entre os recifes estudados. As colônias de zoantídeos foram menos frequentes nos recifes de Caieiras ($0,07 \pm 0,92$ col/m²), Mamucabas ($0,28 \pm 1,42$ col/m²), Ilha da Barra ($0,32 \pm 0,99$ col/m²) e Cordão do Mero ($2,51 \pm 0,94$ col/m²), e, uma das maiores densidades foi registrada em Pirambú ($15 \pm 0,99$ col/m²),

mas essas colônias foram mais frequentes em Vaú das Campas ($18,51 \pm 0,99$ col/m²) (Figura 8A). Dentre o percentual de cobertura dos zoantídeos encontrados, os maiores valores foram registrados em Váu das Campas ($10,55 \pm 0,82$ %) e em Ilha do Norte ($7,25 \pm 0,77$ %) (Figura 8B).

Entre as espécies de zoantídeos houve diferenças significativas nos valores médios de colônia/m² e no percentual de *Zoanthus sociatus*, *Palythoa caribaeorum* e *Protopalythoa variabilis* (Tabela 3).

A área recifal do Pirambú ($14,62 \pm 0,70$ col/m²) apresentou um maior número de colônias de *Z. sociatus* por metro quadrado se diferenciando de todos os outros recifes, seguido de Váu das Campas ($7,68 \pm 0,70$ col/m²) com a segunda maior densidade destes organismos (Figura 8A). Analisando o percentual de cobertura de *Zoanthus sociatus*, a maior cobertura esteve no Pirambú ($3,00 \pm 0,34$ %), mas este não se diferenciou de Vau das Campas ($2,65 \pm 0,35$ %) que apesar de não ter muitas colônias, as que possuem são colônias maiores. A cobertura de *Z. sociatus* da área recifal de Vaú das Campas também não se diferenciou de Mamucabas ($2,60 \pm 0,47$ %) (Figura 8B; Tabela 3).

Palythoa caribaeorum teve uma maior densidade no Váu das Campas ($5,64 \pm 0,45$ col/m²) comparado aos demais recifes, seguido de Ilha do Norte ($4,02 \pm 0,45$ col/m²) com a segunda maior frequência destas colônias (Figura 8A). Já a cobertura de *P. caribaeorum* foi maior no Váu das Campas ($7,22 \pm 0,73$ %), seguido de Ilha do Norte ($5,22 \pm 0,68$ %) (Figura 6B).

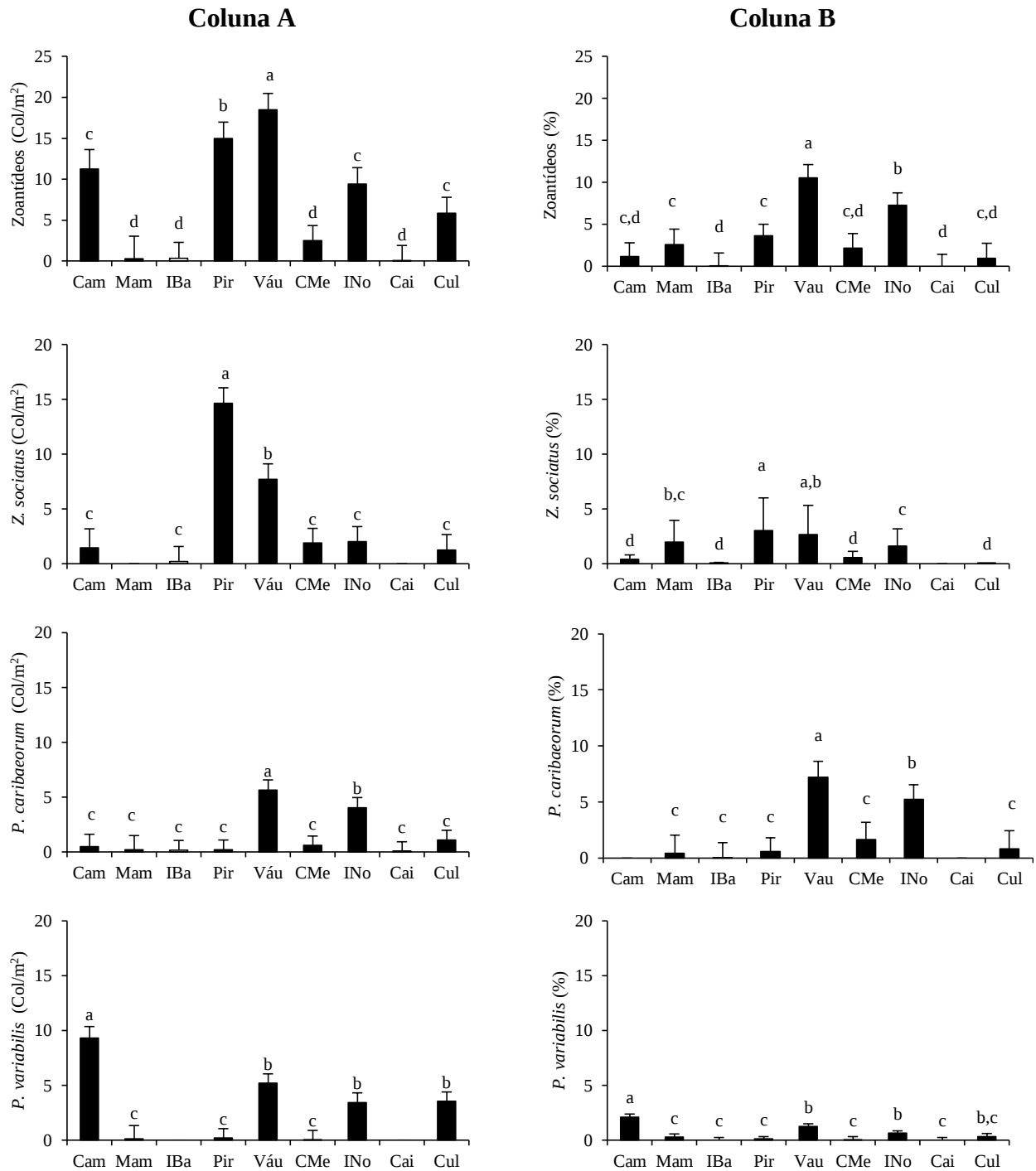
As maiores densidades e cobertura de *Protopalythoa variabilis* foram registradas em Camurupim ($9,30 \pm 0,53$ col/m² e $2,03 \pm 0,14$ %), e, a menor densidade e cobertura destes zoantídeos estiveram em Pirambú ($0,18 \pm 0,44$ col/m² e $0,11 \pm 0,12$ %), Mamucabas ($0,09 \pm 0,62$ col/m² e $0,26 \pm 0,17$ %) e Cordão do Mero ($0,04 \pm 0,41$ col/m² e $0,01 \pm 0,14$ %), sendo que em cobertura de *P. variabilis* estes recifes não se diferenciaram de Culumin ($0,31 \pm 0,14$

%) que também representou um baixo valor encontrado. Essa espécie não ocorreu nas áreas recifais Ilha da Barra e Caieiras (Figura 8A,B).

Tabela 3. Resultados da Anova one-way para a densidade e cobertura das espécies de zoantídeos estudadas entre os recifes. Densidade média, percentual de cobertura $\pm$ erro padrão e número amostral (n), em cada área recifal estudada para as espécies *Zoanthus sociatus*, *Palythoa caribaeorum* e *Protopalythoa variabilis*.

	ANOVA one-way								
Col/m2	SS		MS		F		p		
<i>Z. sociatus</i>	33418.4		4177.31		46.10		p<0,001		
<i>P. caribaeorum</i>	5794.22		724.27		19.12		p<0,001		
<i>P. variabilis</i>	12200.69		1525.08		43.68		p<0,001		
Cobertura									
<i>Z. sociatus</i>	1884.19		235.52		11.61		p<0,001		
<i>P. caribaeorum</i>	8722.5		1090.31		12.75		p<0,001		
<i>P. variabilis</i>	520.172		65.02		25.06		p<0,001		
	Cam	Mam	IBa	Pir	Váu	CMe	INo	Cai	Cul
Col/m²									
<i>Z. sociatus</i>	1,45 ± 0,86	0,00 ± 1,00	0,18 ± 0,70	14,62 ± 0,70	7,68 ± 0,70	1,89 ± 0,66	1,99 ± 0,70	0,00 ± 0,65	1,25 ± 0,70
<i>P. caribaeorum</i>	0,48 ± 0,56	0,18 ± 0,65	0,13 ± 0,45	0,18 ± 0,45	5,64 ± 0,45	0,57 ± 0,43	4,02 ± 0,45	0,07 ± 0,42	1,06 ± 0,45
<i>P. variabilis</i>	9,30 ± 0,53	0,09 ± 0,62	0,00 ± 0,44	0,18 ± 0,44	5,18 ± 0,44	0,04 ± 0,41	3,42 ± 0,44	0,00 ± 0,40	3,51 ± 0,44
n amostral	120	89	180	180	180	202	180	210	180
Cobertura									
<i>Z. sociatus</i>	0,31 ± 0,41	2,60 ± 0,47	0,05 ± 0,35	3,00 ± 0,34	2,65 ± 0,35	0,55 ± 0,39	1,59 ± 0,33	0,00 ± 0,33	0,08 ± 0,41
<i>P. caribaeorum</i>	0,00 ± 0,84	0,56 ± 0,97	0,01 ± 0,72	0,66 ± 0,69	7,22 ± 0,73	1,62 ± 0,80	5,22 ± 0,68	0,00 ± 0,69	0,81 ± 0,84
<i>P. variabilis</i>	2,03 ± 0,14	0,26 ± 0,17	0,00 ± 0,12	0,11 ± 0,12	1,22 ± 0,12	0,01 ± 0,14	0,61 ± 0,12	0,00 ± 0,12	0,31 ± 0,14
n amostral	119	89	164	175	159	131	180	179	120

Figura 8. Variação na Densidade média (Coluna A) e na Cobertura (Coluna B) dos zoantídeos e suas espécies (*Zoanthus sociatus*, *Palythoa caribaeorum* e *Protopalythoa variabilis*) registradas nas áreas recifais estudadas. Barras de erros verticais representam intervalo de confiança de 95%. A área recifal Ilha da Barra está representada pelas barras não preenchidas. Diferentes letras (a,b,c,d) indicam diferenças e semelhanças entre as áreas recifais.



Fonte: Autoria própria

5.1.5. Variação na cobertura de macroalgas entre os recifes estudados

A cobertura algal se diferenciou significativamente ($p < 0,0001$) entre os recifes. O teste de Fisher mostrou que Pirambú ($83,39 \pm 1,74 \%$) e Ilha da Barra ($81,10 \pm 1,80 \%$) apresentaram a maior cobertura de algas, enquanto os recifes do Cordão do Mero ($38,81 \pm 2,02 \%$) e Váu das Campas ($37,58 \pm 1,83 \%$) apresentaram uma menor cobertura, seguido de Mamucabas ($52,69 \pm 2,45 \%$) com uma segunda menor cobertura de algas (Figura 9).

Entre os grupos registrados através do método fotoquadrat na cobertura fitobentônica estiveram representados: Alga TURF, Alga calcárea incrustante, *Amphiroa beauvoisii*, *Bryopsis plumosa*, *Caulerpa sp.*, *Colpomenia sinuosa*, *Dictyosphaeria versluysii*, *Dictyota sp.*, *Halimeda sp.*, *Lobophora variegata*, *Padina sp.*, *Palisada sp.* e *Sargassum sp.*

As algas TURF, *Halimeda sp.*, *Dictyota sp.*, *Sargassum sp.*, e algas incrustantes representaram 97,7 % da cobertura fitobentônica, e, se diferenciaram significativamente entre os recifes (Tabela 4).

A alga TURF apresentou uma maior cobertura no recife Pirambú ($56,51 \pm 1,78 \%$), enquanto o Cordão do Mero ($13,57 \pm 2,06 \%$) obteve a menor cobertura destas (Figura 9). O gênero *Halimeda* teve o maior valor de cobertura no recife da Ilha da Barra ($18,99 \pm 1,21 \%$), seguido dos recifes Culumin ($15,33 \pm 1,42 \%$) e Camurupim ($13,94 \pm 1,42 \%$) com o segundo maior percentual de *Halimeda sp.*. As menores cobertura de *Halimeda sp.* foram registradas em Váu das campas ($3,22 \pm 1,23 \%$), Cordão do mero ($3,26 \pm 1,35 \%$) e Mamucabas ($2,06 \pm 1,64 \%$). O grupo das algas calcáreas incrustantes mostrou maior predominância no recife de Camurupim ($16,90 \pm 1,05 \%$) e os menores valores foram registrados em Mamucabas ($3,45 \pm 1,21 \%$), Ilha da Barra ($3,84 \pm 0,89 \%$) e Caieiras ($5,86 \pm 0,85 \%$)(Figura 9).

O gênero *Dictyota* apresentou uma maior cobertura na área fechada ($39,34 \pm 1,30 \%$), enquanto o menor percentual ocorreu em Váu das Campas ($0,66 \pm 1,32 \%$), Mamucabas ($1,83 \pm 1,77 \%$) e Cordão do mero ($1,93 \pm 1,46 \%$) (Figura 7). O gênero *Sargassum* teve sua maior

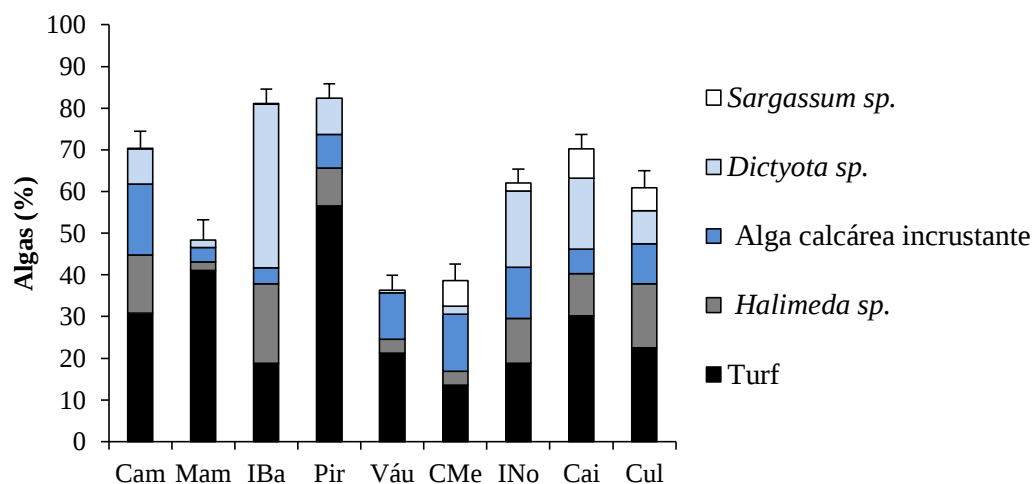
cobertura nos recifes de Caieiras ($7,07 \pm 0,74$ %), Cordão do Mero ($6,14 \pm 0,86$ %) e Culumin ($5,54 \pm$ %), enquanto sua menor cobertura foi registrada na Ilha da Barra ($0,05 \pm 0,77$ %) e Camarupim ($0,05 \pm 0,90$ %). Já para os recifes de Mamucabas, Váu das campas e Pirambú não houve registro do gênero *Sargassum* na área amostrada.

Tabela 4. Resultados da Anova one-way para o percentual de cobertura algal entre os recifes. Densidade média, percentual de cobertura $\pm$ erro padrão e número amostral (n), em cada área recifal estudada para as algas Turf, *Halimeda sp.*, *Dictyota sp.*, *Sargassum sp.* e Alga calcárea incrustante.

	ANOVA one-way			
	SS	MS	F	p
Turf	226425.1	28303.1	50.813	p<0,001
<i>Halimeda sp.</i>	37630.1	4703.8	19.4172	p<0,001
<i>Dictyota sp.</i>	181633.7	22704.2	80.7445	p<0,001
<i>Sargassum sp.</i>	10978.6	1372.328	13.96861	p<0,001
Alga c.incrustante	21929.6	2741.2	20.7784	p<0,001

	Cobertura média								
	Cam	Mam	IBa	Pir	Váu	CMe	INo	Cai	Cul
Turf	30,87 $\pm$ 2,16	40,99 $\pm$ 2,50	18,81 $\pm$ 1,84	56,51 $\pm$ 1,78	21,27 $\pm$ 1,87	13,57 $\pm$ 2,06	18,78 $\pm$ 1,75	30,15 $\pm$ 1,76	22,46 $\pm$ 2,15
<i>Halimeda sp.</i>	13,94 $\pm$ 1,42	2,06 $\pm$ 1,64	18,99 $\pm$ 1,21	9,05 $\pm$ 1,17	3,22 $\pm$ 1,23	3,26 $\pm$ 1,35	10,75 $\pm$ 1,16	10,09 $\pm$ 1,16	15,33 $\pm$ 1,42
<i>Dictyota sp.</i>	8,55 $\pm$ 1,53	1,83 $\pm$ 1,77	39,34 $\pm$ 1,30	8,68 $\pm$ 1,26	0,66 $\pm$ 1,32	1,93 $\pm$ 1,46	18,21 $\pm$ 1,24	17,09 $\pm$ 1,25	7,94 $\pm$ 1,53
<i>Sargassum sp.</i>	0,05 $\pm$ 0,90	0,00 $\pm$ 1,05	0,05 $\pm$ 0,77	0,00 $\pm$ 0,74	0,00 $\pm$ 0,78	6,14 $\pm$ 0,86	1,92 $\pm$ 0,73	7,07 $\pm$ 0,74	5,54 $\pm$ 0,90
Alga c.incrustante	16,90 $\pm$ 1,05	3,45 $\pm$ 1,21	3,84 $\pm$ 0,89	8,14 $\pm$ 0,86	11,13 $\pm$ 0,91	13,73 $\pm$ 1,00	12,33 $\pm$ 0,85	5,86 $\pm$ 0,85	9,58 $\pm$ 1,04
n amostral	119	89	164	175	159	131	180	179	120

Figura 9. Média da cobertura de algas em cada área recifal estudada com a representação das espécies e grupos mais abundantes. Barras de erros verticais representam intervalo de confiança de 95%.

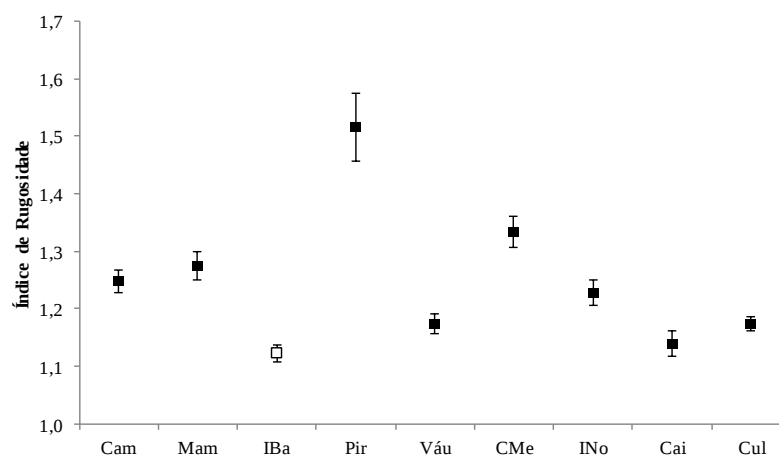


Fonte: Autoria própria

5.2. Complexidade topográfica

A análise de variância registrou diferenças significativas na complexidade topográfica dos recifes com base na rugosidade ($p < 0,0001$). A maior rugosidade dentre os recifes estudados foi registrado no Pirambú, e, a segunda área recifal com uma maior rugosidade do substrato foi o Cordão do Mero. Já os menores índices de complexidades foram registrados em Culumin, Caieiras e Ilha da Barra.

Figura 10. Média do índice de rugosidade registrado em cada área recifal estudada indicando uma maior rugosidade no Pirambú. Barras de erros verticais representam intervalo de confiança de 95%. A área recifal fechada está representada pela barra não preenchida. ($n = 60$ para cada área recifal).



Fonte: Autoria própria

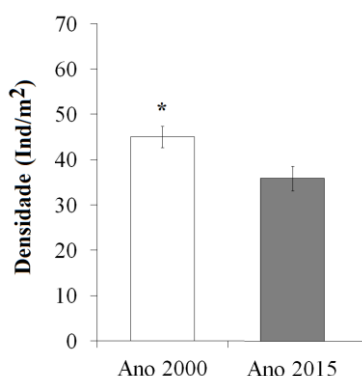
5.3. Comparação das áreas recifais estudadas entre os períodos 2000 e 2015

5.3.1. Comparação da densidade do *E. lucunter* entre os anos 2000 e 2015

De acordo com o teste ANOVA two-way a densidade de *E. lucunter* variou significativamente entre os recifes e os anos ($p < 0,001$; Tabela 5). De modo geral, a densidade média do complexo recifal de Tamandaré é significativamente menor nos dados registrados em 2015 ($35,86 \pm 1,39$ ind/m²) comparados aos dados de 2000 ($44,99 \pm 1,20$ ind/m²) (Figura 11).

Figura 11. Densidade média do ouriço *E. lucunter* registrado no ano 2000 (n= 630) e no ano 2015 (n= 533). Dados referentes ao ano 2000 foram coletados e estudados por Pereira, (2001).

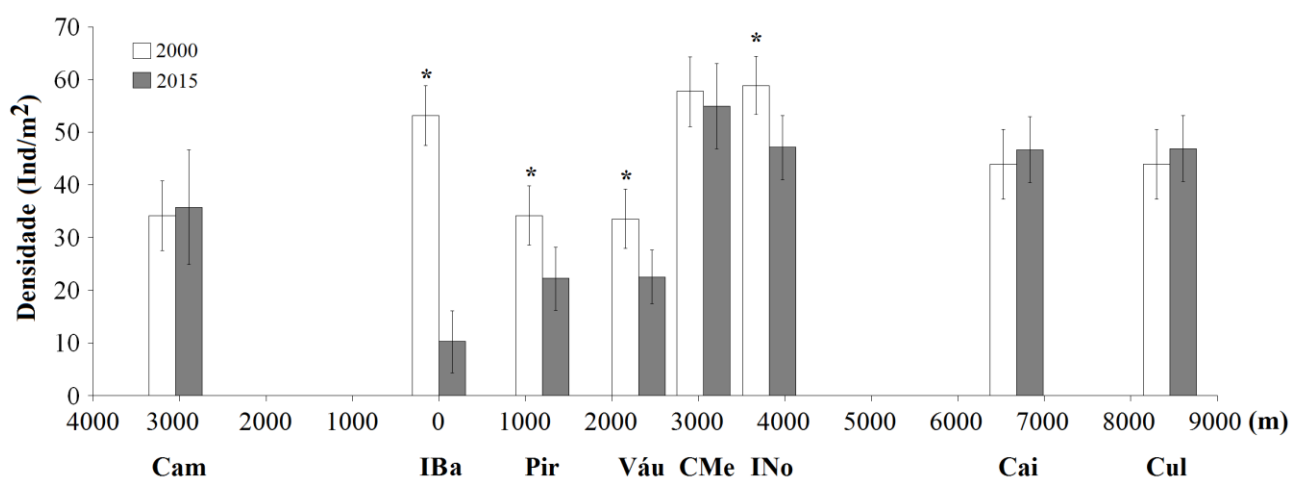
*Representa diferença significativa entre os períodos.



Fonte: Autoria própria

Na comparação entre os períodos, 2000 e 2015, a área recifal Ilha da Barra apresentou uma redução significativa na densidade de ouriços ($p < 0,0001$), de $53,20 \pm 3,38$ ind/m² em 2000 para $10,27 \pm 3,90$ ind/m² em 2015. Entre os anos 2000 e 2015 respectivamente, Pirambú ($34,25 \pm 3,38 - 22,22 \pm 3,90$ ind/m²; $p < 0,05$), Váu das Campas ($33,65 \pm 3,38 - 22,59 \pm 3,18$ ind/m²; $p < 0,051$) e Ilha do Norte ($58,97 \pm 3,61 - 47,22 \pm 3,90$ ind/m²; $p < 0,05$) também apresentaram uma redução significativa na densidade de ouriços (Figura 12).

Figura 12. Densidade média do ouriço *E. lucunter* registrado em cada área recifal estudada. Legenda: Cam= Camurupim ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 30$), IBa= Ilha da Barra ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 60$), Pir= Pirambú ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 60$), INo= Ilha do Norte ($n_{2000}= 70$, $n_{2015}= 60$), CMe= Cordão do Mero ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 54$), Váu= Váu das Campas ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 90$), Cai= Caieiras ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 90$), Cul= Culumin ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 90$) no ano de 2000 e 2015. Dados referentes ao ano 2000 foram coletados e estudados por Pereira, (2001). Valores no eixo x representam a distância em metros da Ilha da Barra em relação às demais áreas recifais estudadas. *Representa diferença significativa entre os períodos.



Fonte: Autoria própria

5.3.2. Comparação da densidade de colônias de Coral e Hidrocoral entre os anos 2000 e 2015

A densidade de corais escleractíneos variou significativamente entre os recifes e os anos ($p < 0,001$; Tabela 5). Em 2015 foi registrada uma menor densidade corais escleractíneos ($10,52 \pm 1,00 \text{ col/m}^2$) comparado ao ano 2000 ($23,20 \pm 0,87 \text{ col/m}^2$) (Figura 13A).

Entre os períodos 2000 e 2015, houve uma redução nas colônias de corais escleractíneos por metro quadrado nos recifes Ilha da Barra ($65,70 \pm 2,43 - 6,38 \pm 2,81 \text{ col/m}^2$), Váu das Campas ($45,60 \pm 2,43 - 10,09 \pm 2,30 \text{ col/m}^2$), Cordão do Mero ($39,35 \pm 2,43 - 23,58 \pm 2,99 \text{ col/m}^2$) e Caieiras ($14,05 \pm 2,43 - 2,50 \pm 2,30 \text{ col/m}^2$), e um aumento da densidade de corais escleractíneos em Pirambú ($3,80 \pm 2,43 - 15,55 \pm 2,81 \text{ col/m}^2$) (Figura 13B).

Apesar da densidade de corais escleractíneos reduzirem nos dados atuais quando comparado aos dados do ano 2000, um padrão inverso ocorreu para a espécie escleractínea *S.*

stellata. Na comparação entre os períodos 2000 e 2015, a densidade média geral de *S. stellata* aumentou significativamente de $1,91 \pm 0,28$ col/m² para $4,74 \pm 0,32$ col/m² (Figura 13A).

Na maioria dos recifes comparados, como Ilha do Norte ($0,62 \pm 0,84 - 10,55 \pm 0,90$ col/m²), Váu das Campas ($3,10 \pm 0,78 - 6,85 \pm 0,74$ col/m²), Camurupim ($0,20 \pm 0,78 - 3,88 \pm 1,28$ col/m²), Pirambú ($0,80 \pm 0,78 - 3,19 \pm 0,90$ col/m²) e Culumin ($2,20 \pm 0,78 - 4,72 \pm 0,74$ col/m²) houve um aumento da espécie de coral duro *S. stellata* em 2015 (Figura 13B; Tabela 5).

As colônias de *Favia gravida* tiveram uma redução significativa nos valores de densidade média em 2015 ($2,50 \pm 0,82$ col/m²) quando comparada ao ano 2000 ($18,52 \pm 0,71$ col/m²) (Figura 11A). Esta redução observada entre o ano 2000 e o ano 2015 respectivamente foi observada na maioria dos recifes como Ilha da Barra ($61,00 \pm 2,00 - 0,83 \pm 2,31$ col/m²), Váu das Campas ($42,10 \pm 2,00 - 3,05 \pm 1,89$ col/m²), Cordão do Mero ($18,05 \pm 2,00 - 0,94 \pm 2,46$ col/m²), Ilha do Norte ($10,62 \pm 2,14 - 3,19 \pm 2,31$ col/m²) e Caieiras ($12,15 \pm 2,00 - 0,37 \pm 1,89$ col/m²) (Figura 13B).

Na comparação entre os períodos, a densidade de *A. agaricites* variou significativamente entre os anos de 2000 e 2015 ($0,03 \pm 0,08$ e $0,50 \pm 0,09$ col/m²) (Figura 13A). O número de colônias por metro quadrado de *A. agaricites* foi significativamente maior apenas em Pirambú ($0,10 \pm 0,22 - 3,88 \pm 0,26$ col/m²) (Figura 13B).

Na comparação entre os períodos, a densidade de *Porites* sp. não variou significativamente entre os anos de 2000 e 2015 ($2,72 \pm 0,31$ e $2,76 \pm 0,36$ col/m²) (Figura 13A), contudo verificou-se uma redução significativa da densidade de *Porites* sp. nas áreas recifais Ilha da Barra ($0,70 \pm 0,89 - 0,00 \pm 1,02$ col/m²), Ilha do Norte ($0,97 \pm 0,95 - 0,13 \pm 1,02$ col/m²), Caieiras ($0,15 \pm 0,89 - 0,00 \pm 0,83$ col/m²) e Culumin ($0,60 \pm 0,89 - 0,00 \pm 0,83$ col/m²), e, um aumento significativo no número de colônias por metro quadrado de *Porites* sp. no Cordão do Mero ($18,45 \pm 0,89 - 21,38 \pm 1,09$ col/m²) (Figura 13B).

Um aumento significativo na densidade média geral do hidrocoral (aqui representado como *Millepora sp.*) ocorreu no ano de 2015 ($0,49 \pm 0,08 \text{ col/m}^2$) quando comparado ao ano 2000 ($0,09 \pm 0,49 \text{ col/m}^2$) (Figura 13A). A área recifal Ilha da Barra ($0,30 \pm 0,21 - 2,63 \pm 0,25 \text{ col/m}^2$) foi a única representante de um aumento significativo da densidade do hidrocoral no ano 2015 (Figura 13B).

Tabela 5. Resultados da Anova two-way para a densidade média do *Echinometra lucunter*, corais escleractíneos, hidrocoral, *Siderastrea stellata*, *Favia gravida* e *Porites sp.* entre os recifes e os períodos estudados.

Source of variation	g.l.	SS	MS	F	P
Densidade <i>E. lucunter</i>					
Year	1	22474	22474	24.558	<0.0001
Reef	7	121058	17294	18.898	<0.0001
(Year*Reef)	7	55954	7993	8.735	<0.0001
Residual	1163	1050588	915		
Corais escleractíneos					
Year	1	43321	43321	90.96	<0.0001
Reef	7	158873	22696	47.65	<0.0001
(Year*Reef)	7	139419	19917	41.81	<0.0001
Residual	1162	94060	476		
<i>Favia gravida</i>					
Year	1	69161.4	69161.4	214.2865	<0.0001
Reef	7	112054.2	16007.7	49.5977	<0.0001
(Year*Reef)	7	125457.1	17922.4	55.5301	<0.0001
Residual	1162	370196.5	322.8		
<i>Siderastrea stellata</i>					
Year	1	2165.59	2165.59	43.6405	<0.0001
Reef	7	2334.53	333.50	6.7207	<0.0001
(Year*Reef)	7	2638.81	376.97	7.5967	<0.0001
Residual	1162	56918.08	49.62		
<i>Agaricia agaricites</i>					
Year	1	59.133	59.132	14.521	<0.0001
Reef	7	469.356	67.050	16.466	<0.0001
(Year*Reef)	7	434.994	62.142	15.260	<0.0001
Residual	1162	4670.59	4.072		
<i>Porites sp.</i>					
Year	1	0.4	0.387	0.0061	0.937
Reef	7	43549.5	6221.353	98.0125	<0.0001
(Year*Reef)	7	332.3	47.471	0.7479	0.631
Residual	1162	72805.9	63.475		
Hidrocoral (<i>Millepora sp.</i>)					
Year	1	42.492	42.49	11.17	<0.0001
Reef	7	249.97	35.70	9.38	<0.0001
(Year*Reef)	7	164.62	23.51	6.18	<0.0001
Residual	1162	4363.15	3.80		

Figura 13. Densidade média geral para cada ano estudado (Coluna A) e Densidade média em cada área recifal estudada no ano de 2000 e 2015 (Coluna B) das colônias de corais escleractíneos e hidrocoral registradas. Legenda: Cam= Camurupim ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 30$), IBa= Ilha da Barra ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 60$), Pir= Pirambú ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 60$), Váu= Váu das Campas ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 90$), CMe= Cordão do Mero ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 53$), INo= Ilha do Norte ($n_{2000}= 70$, $n_{2015}= 60$), Cai= Caieiras ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 90$), Cul= Culumin ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 90$). Dados referentes ao ano 2000 foram coletados e estudados por Pereira, (2001). *Diferença significativa entre o ano 2000 e 2015.

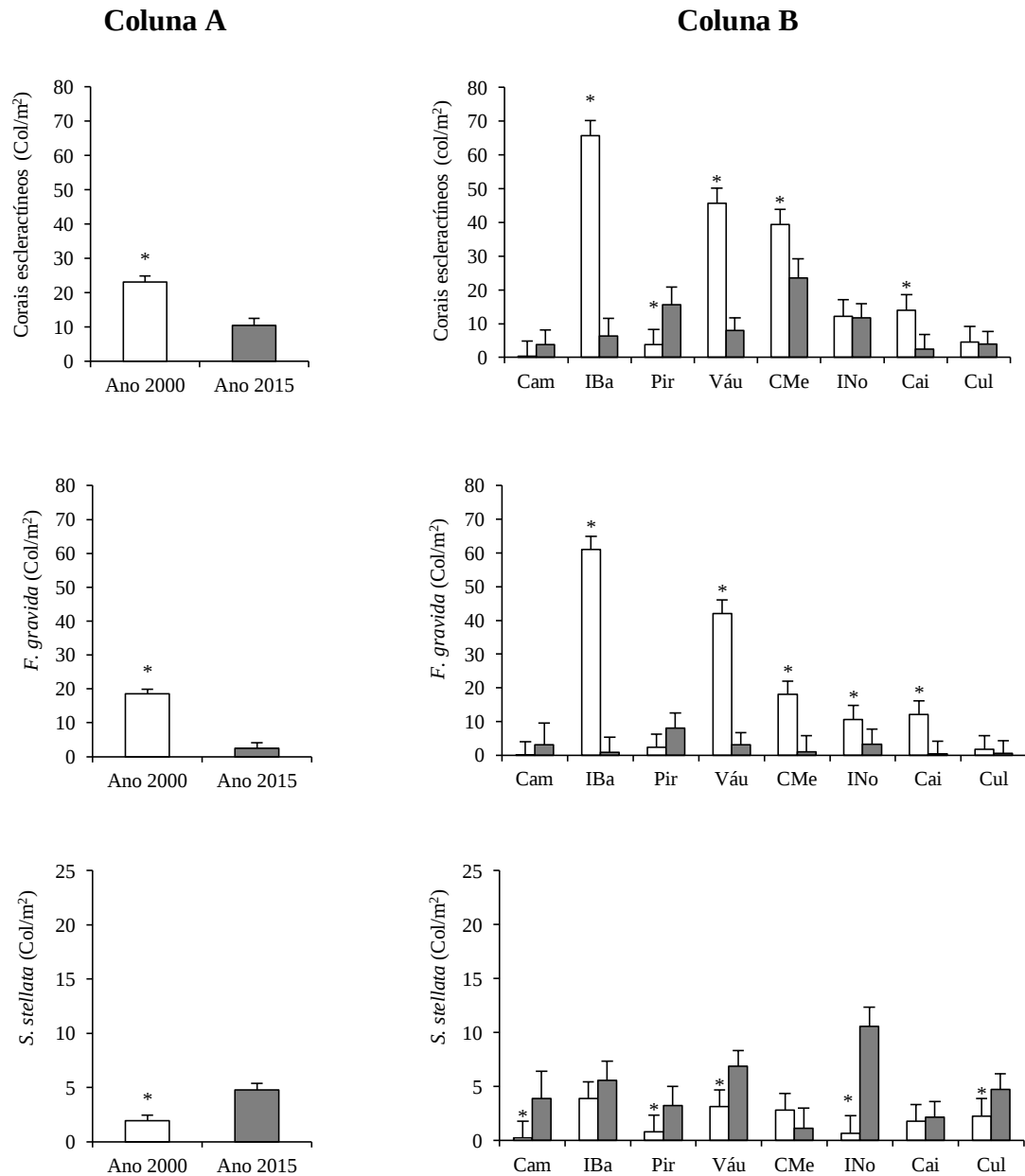
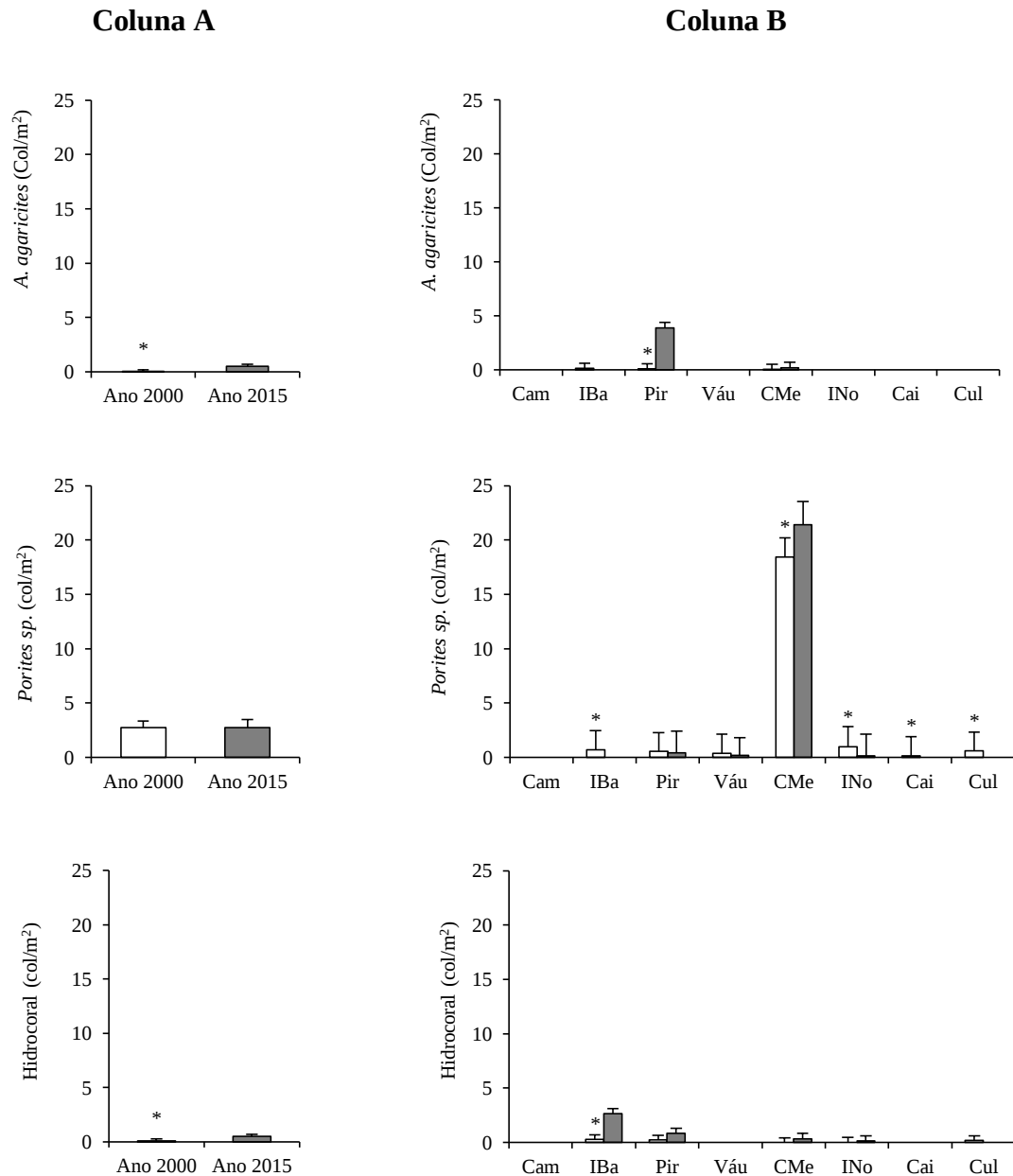


Figura 13. Densidade média geral para cada ano estudado (Coluna A) e Densidade média em cada área recifal estudada no ano de 2000 e 2015 (Coluna B) das colônias de corais escleractíneos e hidrocoral registradas. Legenda: Cam= Camurupim ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 30$), IBa= Ilha da Barra ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 60$), Pir= Pirambú ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 60$), Váu= Váu das Campas ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 90$), CMe= Cordão do Mero ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 53$), INo= Ilha do Norte ($n_{2000}= 70$, $n_{2015}= 60$), Cai= Caieiras ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 90$), Cul= Culumin ($n_{2000}= 80$, $n_{2015}= 90$). Dados referentes ao ano 2000 foram coletados e estudados por Pereira, (2001). *Diferença significativa entre o ano 2000 e 2015.



Fonte: Autoria própria

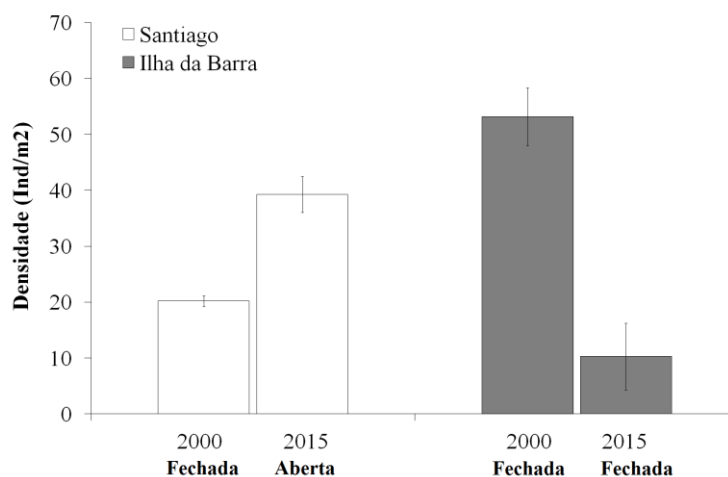
5.4. Áreas recifais de Santiago e Ilha da Barra

No ano 2000, depois de um ano que o recife de Santiago passou a ser uma área de exclusão antrópica a densidade média de ouriços era de $20,22 \pm 0,48 \text{ ind/m}^2$. Em 2004 este recife foi aberto ao turismo e à pesca, e, em 2015 a densidade média de ouriços observada foi de $39,28 \pm 1,63 \text{ ind/m}^2$, apresentando uma diferença significativa ($p < 0,001$; Figura 14).

Ao verificar se os padrões de distribuição de ouriços variaram entre as áreas recifais Ilha da Barra e Santiago no ano 2000 (quando ambas representavam áreas fechadas), diferenças significativas foram encontradas na densidade de *E. lucunter* ($p < 0,001$), com uma maior abundância de ouriços na Ilha da Barra ($53,20 \pm 2,64 \text{ ind/m}^2$).

Em 2015, comparando a Ilha da Barra ($10,27 \pm 3,04 \text{ ind/m}^2$) com o recife de Santiago ($39,28 \pm 1,63 \text{ ind/m}^2$) também há uma diferença significativa na densidade dos ouriços ($p < 0,001$), com uma maior densidade no recife de Santiago (Figura 14).

Figura 14. Densidade média do ouriço *Echinometra lucunter* registrado nas áreas recifais de Santiago (2000: área recifal fechada; 2015: área recifal reaberta) e Ilha da Barra (2000 e 2015: área recifal fechada). Legenda: Santiago ($n_{2000} = 2400$, $n_{2015} = 210$), Ilha da Barra ($n_{2000} = 80$, $n_{2015} = 60$). Dados referentes à área recifal Ilha da Barra no ano 2000 foram coletados e estudados por Pereira, (2001).



Fonte: Autoria própria

6. DISCUSSÃO

Os resultados deste trabalho apontam uma variação na abundância do ouriço-do-mar *E. lucunter* e na cobertura bentônica ao longo do complexo recifal de Tamandaré, e, sugerem que as diferenças observadas são em grande parte atribuídas aos efeitos diretos e indiretos das normas de conservação e da área fechada. Na área fechada de Tamandaré três linhas de evidências reforçam estas atribuições: 1) A densidade e biomassa de *E. lucunter* significativamente menores nesta área fechada comparada as demais áreas recifais estudadas. 2) A queda significativa na densidade do ouriço após 16 anos de exclusão tanto na área fechada quanto nas áreas adjacentes mais próximas, e 3) Mudanças substanciais na cobertura bentônica, principalmente na área fechada quando comparada à comunidade recifal registrada há 15 anos atrás.

As maiores densidades de ouriços do complexo recifal de Tamandaré foram registradas nos recifes aberto ao turismo e a pesca, corroborando com vários estudos, como, McClanahan & Mutere, (1994), Watson & Ormond, (1994), McClanahan & Arthur, (2001) e Costa, (2013). Altas densidades de ouriços podem ocorrer por influências de diversos fatores, como, abundância larval com sucesso no recrutamento (Pacheco, 2008) e/ou por consequência da redução no número de predadores, indicando alteração de dois ou mais níveis tróficos superiores, termo frequentemente denominado como cascatas tróficas (Pinnegar *et al.*, 2000). Acredita-se que nestas áreas recifais a exploração dos principais predadores que se alimentam de invertebrados parece ter efeitos em cascata “top down” sobre todo o ecossistema do recife de coral (McClanahan & Shafir, 1990).

A exclusão pesqueira e turística na Ilha da Barra ao longo de 16 anos indica que houve uma recuperação e um aumento da abundância das espécies exploradas em níveis tróficos superiores (Ferreira & Maida, 2007), causando um declínio nas espécies de presas, como ouriços. Estes mesmos padrões foram observados no trabalho de Babcock *et al.*, (2010), onde

registraram um declínio na população de ouriços nas áreas marinhas protegidas de Leigh e Maria Island.

No ano 2000, um ano após o fechamento da área, a densidade de *E. lucunter* da Ilha da Barra ainda estavam entre as maiores do complexo recifal de Tamandaré, mas, 15 anos depois o número de ouriços por metro quadrado passou a ser substancialmente o menor. Os efeitos diretos obtidos da exclusão pesqueira e turística sobre espécies-alvos exploradas (i.e peixes, lagostas) apresentam tempo de respostas mais rápidas uma vez que o aumento da abundância destes peixes e/ou lagostas pode ser notado até um ano após o fechamento (Babcock *et al.*, 2010). Para os ouriços, estas respostas dos efeitos indiretos (de assembleias de peixes em comunidades bentônicas) da proibição da pesca podem não ser tão rápidas, uma vez que mudanças em sua distribuição e abundância em função da exclusão antrópica podem variar dentro de um período de 7 ou até 15 anos (Babcock *et al.*, 2010).

Os recifes adjacentes mais próximos a Ilha da Barra apresentaram uma menor densidade e biomassa de ouriços em 2015 comparados às áreas recifais mais distantes. Roberts *et al.*, (2001) comprovou que os efeitos da área protegida se estendem além de seus limites. A proteção à pesca leva a um rápido aumento na biomassa, abundância e tamanho médio de organismos explorados e ao aumento da diversidade de espécies (Clemente *et al.*, 2011), e é o que tem sido observado na Ilha da Barra no estudo de Ferreira & Maida (2007). Assim, animais com maior mobilidade garantem que os benefícios advindos das medidas de proteção sejam exportados de suas fronteiras (Gell & Roberts, 2003) aumentando a intensidade das interações predatórias podendo causar efeitos diretos sobre as populações de ouriços (Clemente *et al.*, 2011).

Em Newfoundland e na Nova Zelândia dados de marcação mostram lagostas se movimentando entre a área protegida e a não protegida (Kelly, 2001). A lagosta pode ser um predador-chave do *E. lucunter* (Mann & Breen, 1972). No experimento de Himmelman &

Steele (1971) um total de 131 ouriços foram consumidos em sete meses por apenas duas lagostas cativas. A lagosta é um predador sujeito a intensa exploração humana e sua ausência pode causar um desequilíbrio na comunidade (Mann & Breen, 1972). Entre outros predadores em potenciais dos ouriços estão os peixes da família Balistidae, Labridae, Diodontidae, Haemulidae, Tetraodontidae e Pomacanthidae (Muthiga & McClanahan, 2007), mas, são poucas as espécies de cada família acima que se alimentam do *Echinometra* (Muthiga & McClanahan, 2007).

Quando comparamos a atual densidade de ouriços do complexo recifal com a densidade de 15 anos atrás, a redução significativa na densidade se concentrou em grande parte na área fechada e em recifes adjacentes mais próximos (com uma distância menor que 3 Km), como Váu das Campas e Pirambú. Reservas marinhas protegem e aumentam o estoque de desovas de alguns organismos, e, exportam as larvas, os recrutas e até os adultos explorados em áreas adjacentes, fenômeno descrito como “spillover” (Rowley, 1994).

No caso da redução dos ouriços nas áreas adjacentes, o fenômeno do spillover pode estar funcionando como um spillover de fato e/ou de efeito. Spillover de fato estaria exportando predadores para áreas adjacentes e consequentemente diminuindo a abundância de ouriços nessas áreas. Spillover de efeito descreve a situação em que a população de ouriços drasticamente reduzida na área fechada, estaria também produzindo menos larvas de ouriços para colonizar as áreas adjacentes. Assim ao longo do tempo poderia se esperar uma redução na abundância dos ouriços nos recifes adjacentes. Em outras palavras, este estudo sugere que a redução da abundância de ouriços nos recifes adjacentes é o resultado do spillover de predadores e anti-spillover de recrutas de ouriços para os recifes mais próximos da área fechada. Aparentemente este efeito operou nos recifes até 2,5 Km de distância da área fechada. Para os recifes mais distantes a abundância de ouriços não diferiu daquelas observadas no ano 2000.

Este é mais um indício de que os efeitos diretos e indiretos da exclusão pesqueira e turística pode sim ter influenciado áreas adjacentes, sugerindo que o nível de interferência antrópica afeta diretamente a abundância e distribuição destes organismos e altera os processos ecológicos do local (Costa, 2013).

A área recifal Pirambú não se diferencia significativamente de Váu das Campas em relação à densidade de *E. lucunter*, mas em relação a biomassa a área recifal de Pirambú apresentou um valor aproximado de 1,5 vezes maior que Váu das Campas. Quanto maior a densidade dos ouriços menor o tamanho médio no ambiente, isto devido à competição por espaço e alimento (Pedreschi, 1997; Killp, 1999). A área recifal de Pirambú possui uma maior frequência de ouriços com carapaça maior que 5,5cm, o que resultou em uma maior biomassa quando comparado a Váu das campas. A área recifal de mamucabas apresentou uma maior frequência de indivíduos menores (1,5 a 3,5cm), o que explica a baixa biomassa mesmo com a alta densidade média encontrada naquele recife.

Quanto maior o tamanho do ouriço maior sua capacidade bioerosiva (Bak, 1993). Os ouriços raspam e corroem a rocha calcárea enquanto se alimentam das algas associadas a estes substratos (Glynn & Manzello, 2015). Além disso, uma intensa bioerosão pode reduzir a complexidade topográfica do recife, que conseqüentemente pode diminuir a biodiversidade, biomassa e produtividade das comunidades recifais (Glynn & Manzello, 2015).

Ouriços-do-mar apresentam uma forte influencia no crescimento e sobrevivência das assembleias coralíneas e das algas (Lawrence, 1975; Paine & Vadas, 1969; Dean *et al.*, 1984; Bulleri *et al.*, 1999; Rose *et al.*, 1999). A baixa biomassa e densidade de ouriços na Ilha da Barra parece ter exercido forte influência na comunidade macrofitobentônica atual que apresentou uma maior cobertura da macroalga *Dictyota sp.* e da alga calcárea *Halimeda sp.*. Hughes *et al.* (1985) e Carpenter (1990) verificaram que a ausência de ouriços resultava em significativo aumento na dominância de macroalgas. Babcock *et al.* (2010) relacionou o

declínio de ouriços a um aumento de algas calcárias e macroalgas em áreas marinhas protegidas. No Caribe, muitos recifes dominados por corais também passaram à ser dominados por macroalgas após a perda de ouriços (Lessios, 1988; Hughes, 1994).

A baixa cobertura e abundância do zoantídeo *P. caribaeorum* na Ilha da Barra, Camurupim, Mamucabas, Pirambú e Caieiras pode ser explicado pela ausência de substrato livre para o assentamento e o crescimento deste zoantídeo devido ao predomínio da cobertura de macroalgas. Estes organismos se desenvolvem melhor em locais com maior disponibilidade de substratos consolidados desnudo (Karlson, 1983).

A área fechada ao longo desses 15 anos passou por duas importantes mudanças em relação à cobertura de corais: A redução das colônias de corais escleractíneos e o aumento do hidrocoral. Os corais escleractíneos apresentam uma baixa taxa de crescimento, além disso, declínios na cobertura e densidade destes corais verdadeiros também podem ocorrer através da redução na taxa de pastagens por herbívoros resultando em um crescimento de algas (Carpenter, 1990; Lessios, 1988; Hughes, 1994; Aronson & Precht, 2000).

Ouriços do mar são importantes componentes no controle de algas (Hay, 1997; Pennings, 1997; Knowlton & Jackson, 2001) e desempenham um papel fundamental para diminuir a pressão competitiva das algas com os corais (Hughes *et al.*, 2007; Green & Bellwood, 2009). O tipo de alga afeta os corais de forma variada. Macroalgas, por exemplo, podem inibir a fecundidade, o recrutamento e o crescimento dos corais (Tanner, 1997; River & Edmunds, 2001; Titlyanov *et al.*, 2007; Birrell *et al.*, 2008; Foster *et al.*, 2008; Vermeij *et al.*, 2009).

O *M. alcicornis* é um hidrocoral ramificado bastante frágil a impactos mecânicos, mas apresenta uma elevada taxa de crescimento (Oliveira *et al.*, 2008). O aumento da abundância do *M. alcicornis* na área marinha fechada pode estar associado à ausência de danos causados por embarcações, mergulhadores e pela pesca (O'leary *et al.*, 2013).

Em alguns recifes no Caribe a criação de áreas marinhas não culminou em um aumento de colônias de coral (Rogers *et al.*, 2008), mas, reservas marinhas protegem os corais de perturbações antrópicas causando um aumento nas taxas de recuperação de algumas espécies já estabelecidas no ambiente (Harborne & Mumby, 2011).

O Cordão do Mero atualmente possui o maior número de colônias de corais escleractíneos (representado quase que exclusivamente por *Porites sp.*; Figura 4) por metro quadrado em todo complexo recifal de Tamandaré. Áreas recifais onde o substrato exposto é maior devido à ação dos ouriços favorecem o assentamento rápido de espécies de corais (Morse, 1996), e, a estratégia reprodutiva do *Porites sp.* (do tipo brooder), comportamento onde a larva é liberada em um estágio avançado, aumentam as chances de assentamento e sobrevivência do recruta (Harrison & Wallace, 1990; Harriott & Banks, 1995; Hughes *et al.*, 1999).

A densidade média de corais escleractíneos atual na área recifal do Cordão do Mero diminuiu 1,7 vezes comparado ao ano 2000. As altas densidades de ouriços podem levar ao déficit no crescimento do coral, comprometendo a estrutura do recife (Carreiro-Silva & McClanahan, 2001). Além disso, novos recrutas coralíneos tornam-se vulneráveis à remoção pelo pastoreio (Rotjan & Lewis, 2008; McCauley *et al.*, 2010; Penin *et al.*, 2011).

No Pirambú, área recifal mais próxima da área fechada, também houve um aumento significativo na densidade das espécies de corais escleractíneos *S. stellata*, e *Agaricia agaricites*, mesmo com um elevado percentual de cobertura algal, principalmente de algas filamentosas como algas TURF.

Apesar de a área recifal Pirambú apresentar uma redução de ouriços significativa em 2015 em comparação ao ano 2000, foi verificado uma maior densidade e biomassa de *E. lucunter* comparado com a Ilha da Barra. Deste modo, podemos atribuir este aumento na

densidade de corais duros ao aumento de substrato exposto devido ao distúrbio intermediário dos ouriços no Pirambú.

A complexidade do substrato no Pirambú também facilita o assentamento da espécie *Agaricia sp*, que é considerada oportunista (Petersen *et al.*, 2007). Carleton & Sammarco, (1987) atribuiu o sucesso do assentamento dos corais ao aumento da complexidade estrutural.

O recife de Santiago que atualmente não representa mais uma área de exclusão apresenta uma alta densidade de ouriços que antes não possuía e é intensamente explorado pela pesca (observação pessoal). O fechamento temporário à pesca e ao turismo pode proporcionar vantagens ecossistêmicas durante o período em que as atividades antrópicas estavam proibidas (McClanahan & Kaunda-Arara, 1996; McClanahan & Arthur, 2001). Mas, áreas marinhas protegidas que não permitem atividades antrópicas uma vez aberta à visitação e à pesca, levam pouco tempo para reduzir a biomassa acumulada no período protegido (Russ & Alcala, 1994; Coblenz, 1997; McClanahan & Mangi, 2000).

Apesar da área recifal de Santiago ter sido pouco explorada no presente estudo, seus dados inferem que o aumento significativo na abundância e biomassa do *E. lucunter* tenha ocorrido em consequência da liberação das atividades da pesca e do turismo e a consequente redução no número de predadores como lagostas e peixes, alvos principais da pesca. Estes dados servirão como referência para futuros estudos em Santiago, mas já apontam a importância de áreas recifais fechadas, que, representam uma forma eficaz de proteger espécies exploradas na sobrepesca e de evitar a proliferação de ouriços do mar (Carreiro-Silva & McClanahan, 2001).

De acordo com Ludford *et al.*, (2012) reservas marinhas são uma ferramenta de gestão preferencial para a conservação das populações naturais, criando áreas de boa qualidade do habitat e melhorando a conectividade da população.

7. CONCLUSÃO

Concluimos que grande parte das diferenças observadas na densidade populacional do ouriço *Echinometra lucunter* ao longo de todo o Complexo Recifal de Tamandaré-PE é devido aos efeitos diretos e indiretos da exclusão antrópica. O padrão de distribuição e abundância destes ouriços parece influenciar a densidade e cobertura bentônica viva de corais escleractíneos, hidrocorais, zoantídeos e grupos funcionais algais no topo recifal, apresentando diferenças significativas ao longo de todo o Complexo Recifal de Tamandaré-PE.

A comparação dos dados do ouriço *Echinometra lucunter* e da densidade de corais escleractíneos e hidrocorais deste estudo com o levantamento anterior (Ano de 2000) realizado em Tamandaré, e, a comparação dos dados do ouriço *Echinometra lucunter* do recife Santiago deste estudo com os dados anteriores desta mesma área recifal (Ano de 2000), inferem sobre a importância da criação e manutenção de áreas recifais protegidas com o estabelecimento de áreas de exclusão antrópica.

Neste estudo, a área fechada apresentou forte influência sobre áreas recifais abertas mais próximas em relação aos padrões de distribuição e abundância dos organismos bentônicos estudados, tornando-se uma excelente ferramenta para a conservação e uso sustentável da diversidade marinha. A área fechada de Tamandaré protege espécies exploradas na sobrepesca, evitando a proliferação de ouriços-do-mar e proporcionando benefícios que podem ultrapassar suas fronteiras.

8. REFERÊNCIAS

- Aronson, R. B. & Precht, W. F. (2000). Herbivory and algal dynamics on the coral reef at Discovery Bay, Jamaica. *Limnology and Oceanography*, 45(1), 251-255.
- Babcock, R. C., Shears, N. T., Alcala, A. C., Barrett, N. S., Edgar, G. J., Lafferty, K. D., McClanahan, T. R. & Russ, G. R. (2010). Decadal trends in marine reserves reveal differential rates of change in direct and indirect effects. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(43), 18256-18261.
- Bak, R. P. M. & Nieuwland, G. (1993). Patterns in pelagic and benthic nanoflagellate densities in the coastal upwelling system along the Banc d'Arguin, Mauritania. *Hydrobiologia*, 258(1-3), 119-131.
- Balch, T. O. B. Y. & Scheibling, R. E. (2001). Larval supply, settlement and recruitment in echinoderms. *Echinoderm studies*, 6, 1-83.
- Bellwood, D. R., Hughes, T. P., Folke, C. & Nystro, M. (2004). Confronting the Coral Reef Crisis. *Nature*, 429, 827-833.
- Birrell, C. L., McCook, L. J., Willis, B. L. & Harrington, L. (2008). Chemical effects of macroalgae on larval settlement of the broadcast spawning coral *Acropora millepora*. *Marine Ecology Progress Series*, 362, 129-137.
- Bulleri, F., Benedetti-Cecchi, L. & Cinelli, F. (1999). Grazing by the sea urchins *Arbacia lixula* L. and *Paracentrotus lividus* Lam. in the Northwest Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 241(1), 81-95.
- Breen, P. A. & Mann, K. H. (1976). Changing lobster abundance and the destruction of kelp beds by sea urchins. *Marine Biology*, 34, 137-142.
- Brown-Saracino, J., Peckol, P., Curran, H. A. & Robbart, M. L. (2007). Spatial variation in sea urchins, fish predators, and bioerosion rates on coral reefs of Belize. *Coral Reefs*, 26(1), 71-78.
- Casañas, A. Larsen, H. H., & Haroun, R. J. (1998). Developmental stages of blanquiza due to herbivory by the sea urchin *Diadema antillarum* Philippi (Echinoidea: Diadematidae) in the Canary Islands. *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, 5, 139 -146.
- Carleton, J. H. & Sammarco, P. W. (1987). Effects of substratum irregularity on success of coral settlement: quantification by comparative geomorphological techniques. *Bulletin of Marine Science*, 40(1), 85-98.
- Carpenter, R. C. (1990). Mass mortality of *Diadema antillarum*: effects on population densities and grazing intensities of parrotfishes and surgeonfishes. *Marine Biology*, 104, 79-86.
- Carreiro-Silva, M. & McClanahan, T. R. (2001). Echinoid bioerosion and herbivory on Kenyan coral reefs: the role of protection from fishing. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 262(2), 133-153.

Coblentz, B. E. 1997. Subsistence consumption of coral reef fish suggests non-sustainable extraction. *Conservation Biology*, 11, 559–561.

Costa, A. K. R. (2013). *O efeito da exclusão da pesca em populações macrobentônicas de ambientes recifais com ênfase em ouriços Echinometra lucunter na baía de Tamandaré, Pernambuco*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 80p.

Clemente, S., Hernández, J. C. & Brito, A. (2009). Evidence of the top–down role of predators in structuring sublittoral rocky-reef communities in a Marine Protected Area and nearby areas of the Canary Islands. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 66(1), 64-71.

Clemente, S., Hernández, J. C. & Brito, A. (2011). Context-dependent effects of marine protected areas on predatory interactions. *Marine Ecology Progress Series*, 437, 119-133.

Dean, T. A., Schroeter, S. C. & Dixon, J. D. (1984). Effects of grazing by two species of sea urchins (*Strongylocentrotus franciscanus* and *Lytechinus anamesus*) on recruitment and survival of two species of kelp (*Macrocystis pyrifera* and *Pterygophora californica*). *Marine biology*, 78(3), 301-313.

Edmunds, P. J. & Carpenter, R. C. (2001). Recovery of *Diadema antillarum* reduces macroalgal cover and increases abundance of juvenile corals on a Caribbean reef. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98(9), 5067-5071.

Eça, G. F.; Mendonça-Filho, C. V. S. & Hatje, V. (2012). Corais como organismos biomonitorios: Aplicação, Pré-tratamento e Determinação de elementos majoritários e minoritários. *Química Nova*, 35(3), 581-592.

Ferreira, B. P. & Maida, M. (2007). Characteristics and Perspectives for Fishery Management in the Coral Coast Marine Protected Area. In: PRATES, A. P.; BLANC. *Aquatic Protected Areas as Fisheries Management Tools*. Emporio das Letras, Brasília-MMA/ SBF, p. 39-49.

Floeter, S. R.; Ferreira, C. E. L. & Gasparini, J. L. (2007). *The Effects of Fishing and Protection through Marine Protection Areas: Three Case Studies and Implications to Reef Fish Functional Groups in Brazil*. In: PRATES, A. P.; BLANC. *Aquatic Protected Areas as Fisheries Management Tools*. Empório das Letras, Brasília-MMA/ SBF, 179-190p.

Foster, N. L., Box, S. J. & Mumby, P. J. (2008). Competitive effects of macroalgae on the fecundity of the reef-building coral *Montastraea annularis*. *Marine Ecology Progress Series*, 367, 143-152.

Gell, F. R., & Roberts, C. M. (2003). Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(9), 448-455.

Glynn, P. W. & Manzello, D. P. (2015). Bioerosion and coral reef growth: a dynamic balance. In *Coral Reefs in the Anthropocene*. Springer Netherlands, p. 67-97.

Guidetti, P. (2007). Potential of marine reserves to cause community-wide changes beyond their boundaries. *Conservation Biology*, 21(2), 540-545.

Guidetti, P. & Sala, E. (2007). Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea.

Graham, N. A. J; Evans, R. D. & Russ, G. R. (2003). The effects of marine reserve protection on the trophic relationships of reef fishes on the great barrier Reef. *Environmental Conservation*, 30, 200-208.

Green, A. L, Bellwood, D. R. (2009) Monitoring functional groups of herbivorous reef fishes as indicators of coral reef resilience. A practical guide for coral reef managers in the Asia Pacific region. IUCN working group on Climate Change and Coral Reefs, IUCN, Gland`

Grünbaum, H., Bergman, G., Abbott, D. P. & Ogden, J. C. (1978). Intraspecific agonistic behavior in the rock-boring sea urchin *Echinometra lucunter* (L.)(Echinodermata: Echinoidea). *Bulletin of Marine Science*, 28(1), 181-188.

Harborne, A. R., Renaud, P. G., Tyler, E. H. M. & Mumby, P. J. (2009). Reduced density of the herbivorous urchin *Diadema antillarum* inside a Caribbean marine reserve linked to increased predation pressure by fishes. *Coral Reefs*, 28(3), 783-791.

Harborne, A. R. & Mumby, P. J. (2011). Novel ecosystems: altering fish assemblages in warming waters. *Current Biology*, 21(19), R822-R824.

Harriott, V. J. & Banks, S. A. (1995). Recruitment of scleractinian corals in the Solitary Islands Marine Reserve, a high latitude coral-dominated community in Eastern Australia. *Marine ecology progress series. Oldendorf*, 123(1), 155-161.

Harrison, P. L. & Wallace, C. C. (1990). Reproduction, dispersal and recruitment of scleractinian corals. *Ecosystems of the world*, 25, 133-207.

Hay, M. (1984). Patterns of fish and sea urchin grazer on Caribbean coral reefs: are previous results typical? *Ecology*, 65(2), 446-454.

Hay, M. E. (1997). The ecology and evolution of seaweed-herbivore interactions on coral reefs. *Coral reefs*, 16(1), S67-S76.

Harmelin-Vivien, M. (2002). Impact des activités humaines sur les peuplements ichthyologiques des récifs coralliens de Polynésie Française. *Cybium*, 16 (4): 279-289.

Hawkins, S. J. & Jones, H. D. (1992). *Marine field course, Guide 1, Rock Shores*. Immel Publishing, London, 144p.

Hereu, B.; Zabala, M., Sala, E. Temporal and spatial variability in settlement on the sea urchin *Paracentrotus lividus* in the NW Mediterranean. *Marine Biology*, v. 144, p. 1011-1018, 2004.

Hernández, J. C., Clemente, S., Sangil, C. & Brito, A. (2008). The key role of the sea urchin *Diadema aff. antillarum* in controlling macroalgae assemblages throughout the Canary

Islands (eastern subtropical Atlantic): an spatio-temporal approach. *Marine Environmental Research*, 66(2), 259-270.

Himmelman, J. H. & Steele, D. H. (1971). Foods and predators of the green sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis* in Newfoundland waters. *Marine Biology*, 9(4), 315-322.

Hughes, T. P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, 265, 1547-1551.

Hughes, T. P.; Keller, B. D.; Jackson, J. B. C. & Boyle, M. J. (1985). Mass mortality of the echinoid *Diadema antillarum* Philippi in Jamaica. *Bulletin of Marine Science*, 36, 377-384.

Hughes, T. P., Baird, A. H., Dinsdale, E. A., Moltschaniwskyj, N. A., Pratchett, M. S., Tanner, J. E. & Willis, B. L. (1999). Patterns of recruitment and abundance of corals along the Great Barrier Reef. *Nature*, 397(6714), 59-63.

Hughes, T. P., Rodrigues, M. J., Bellwood, D. R., Ceccarelli, D. & others (2007). Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change. *Current Biology*, 17, 360-365.

Hunt, H. L. & Scheibling, R. E. (1997). Role of early post-settlement mortality in recruitment of benthic marine invertebrates. *Marine Ecology Progress Series*, 155, 269-301.

ICMBio. Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais. Tamandaré, jan/2013.

Jackson, J. B. C.; Kirby, M. X.; Berger, W. H.; Bjorndal, K. A.; Botsford, L. W.; Bourque, B. J.; Bradbury, R. H.; Cooke, R.; Erlandson, J.; Estes, J. A.; Hughes, T. P.; Kidwell, S.; Lange, C. B.; Lenihan, H. S.; Pandolfi, J. M.; Peterson, C. H.; Steneck, R. S.; Tegner, M. J. & Warner, R. R. (2001). Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science* 293, 629-637.

Johansson, C.; Bellwood, D. & Depczynski, M. (2010) Sea urchins, macroalgae and coral reef decline: a functional evaluation of an intact reef system, Ningaloo, Western Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 414, 65-74.

Karlson, R. H. (1983). Disturbance and monopolization of a spatial resource by *Zoanthus sociatus* (Coelenterata, Anthozoa). *Bulletin of Marine Science*, 1(33), 118-131.

Kelly, S. (2001). Temporal variation in the movement of the spiny lobster *Jasus edwardsii*. *Marine and Freshwater Research*, 52(3), 323-331.

Killp, A. M. (1999). *Efeitos da população do ouriço Echinometra lucunter sobre a comunidade bentônica em um recife de Tamandaré-PE*. Dissertação de Mestrado, Programa de pós-graduação em oceanografia, universidade federal de Pernambuco, recife.

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

Knowlton, N. & Jackson, J. B. C. (2001). The ecology of coral reefs. *Marine community ecology*. Sinauer Associates, Sunderland, 395-422.

Lawrence, J. M. (1975). On the relationship between marine plants and sea urchins. *Oceanography and Marine Biology- An Annual Review*, 13: 213-286.

Le Cren, E. D. (1951). The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *The Journal of Animal Ecology*, 201-219.

Leão, Z. M. A. N.; Kikuchi, R. K. P. & Testa, V. (2003). *Corals and Coral Reefs of Brazil*. In: Cortés, J. (Eds.), *Latin American Coral Reefs*. Elsevier B.V., 9-52p.

Lessios, H. A. (1988). Mass mortality of *Diadema antillarum* in the Caribbean: what have we learned? *Annual Review of Ecology and Systematics*, 371-393.

Lowe-McConnel, R. H. (1999). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. Título original: *Ecological Studies in tropical fish communities*. Tradução: (VAZZOLER A.E.A.; A. A. AGOSTINHO. & P.T.M. CUNNHIGHAM.) São Paulo: EDUSP, 382p.

Luckhurst, B. E. & Luckhurst, K. (1978). Analysis of influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology*, 49, 317-324.

Ludford, A., Cole, V. J., Porri, F., McQuaid, C. D., Nakin, M. D. & Erlandsson, J. (2012). Testing source-sink theory: the spill-over of mussel recruits beyond marine protected areas. *Landscape ecology*, 27(6), 859-868.

Maida, M. (1994). Importância do Ouriço *Echinometra lucunter* nos processos de bioerosão dos recifes da região de Tamandaré, PE. Simpósio de Ciências Ambientais na UFPE.

Maida, M. & Ferreira, B. P. (1997). Coral Reefs of Brazil: an overview. In: *Proceedings of the 8th international coral reef symposium*, 1 (263), 74.

Maida, M. & Ferreira, B. P. (2003). Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais. In: *Atlas dos Recifes de Coral nas Unidades de Conservação Brasileiras*. MMA.Brasília

Mann, K. H. & Breen, P. A. (1972). The relation between lobster abundance, sea urchins, and kelp beds. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 29(5), 603-605.

McClanahan, T. R. & SHAFIR, S. H. (1990). Causes and consequences of sea urchin abundance and diversity in Kenyan coral reef lagoons. *Oecologia*, 83, 362-370.

McClanahan, T. R. & Mutere, J. C. (1994). Coral and sea urchin assemblage structure and interrelationships in Kenyan reef lagoons. *Hydrobiologia*, 286, 109-124.

McClanahan, T. R. & Arthur, R. (2001). The effect of marine reserves and habitat on populations of East African coral reef fishes. *Ecological Applications*, 11(2), 559-569.

McClanahan, T. R. & Kaunda-Arara, B. (1996). Fishery recovery in a coral-reef marine park and its effect on the adjacent fishery. *Conservation Biology*, 10(4), 1187-1199.

Muthiga, N. A., & McClanahan, T. R. (2007). Ecology of *Diadema*. *Edible Sea Urchins: Biology and Ecology*, 205-225.

McCauley, D. J., Micheli, F., Young, H. S., Tittensor, D. P., Brumbaugh, D. R., Madin, E. M. & Arnold, S. N. (2010). Acute effects of removing large fish from a near-pristine coral reef. *Marine biology*, 157(12), 2739-2750.

McManus, J. W. & Polsenberg, J. F. (2004). Coral–algal phase shifts on coral reefs: ecological and environmental aspects. *Progress in Oceanography*, 60, 263–279.

McClanahan, T. R. & Mangi, S. (2000). Spillover of exploitable fishes from a marine park and its effect on the adjacent fishery. *Ecological Applications*, 10(6), 1792-1805.

Morse, D. E. (1996). Flypapers for coral and other planktonic larvae. *Bioscience*, 46(4), 254-262.

Oliveira, M. D., Leao, Z. M. A. N., & Kikuchi, R. K. (2008). Cultivo de *Millepora alcicornis* como uma ferramenta para restauração e manejo dos ecossistemas recifais do Nordeste do Brasil. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 8, 183-201.

O’Leary, M. J., Hearty, P. J., Thompson, W. G., Raymo, M. E., Mitrovica, J. X. & Webster, J. M. (2013). Ice sheet collapse following a prolonged period of stable sea level during the last interglacial. *Nature Geoscience*, 6(9), 796-800.

Pacheco, A. C. G. (2008). Partilha de hábitat entre peixes territorialistas nos recifes de Tamandaré – Pernambuco. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 74p.

Paine, R. T. & Vadas, R. L. (1969). The Effects of grazing by sea urchins, *Strongylocentrotus* spp., on benthic algal *Strongylocentrotus* spp., on benthic algal populations.

Pearse, J. S. & Hines, A. H. (1987). Long-term population dynamics of sea urchins in a central California kelp forest: Rare recruitment and rapid decline. *Marine ecology progress series*. *Oldendorf*, 39(3), 275-283.

Pedreschi N. O. (1997). Padrões de distribuição e bioerosão do ouriço regular, *Echinometra lucunter* (Linnaeus) em alguns recifes da praia de Campas, Tamandaré-PE. Monografia. Centro de Ciências Biológicas. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 39p.

Penin, L., Michonneau, F., Carroll, A. & Adjeroud, M. (2011). Effects of predators and grazers exclusion on early post-settlement coral mortality. *Hydrobiologia*, 663(1), 259-264.

Pennings, S. C., Pablo, S. R. & Paul, V. J. (1997). Chemical defenses of the tropical, benthic marine cyanobacterium *Hormothamnion enteromorphoides*: Diverse consumers and synergisms. *Limnology and Oceanography*, 42(5), 911-917.

Pereira, S. C. (2001). *Variação espacial do Ouriço-do-mar Echinometra lucunter (LINNAEUS, 1758) ao longo do complexo recifal de Tamandaré-Pe*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 61p.

- Petersen, D., Laterveer, M. & Visser, G. (2007). Sexual recruitment of the corals *Favia fragum* and *Agaricia humilis* in a 30-m³ exhibit aquarium: species-specific limitations and implications on reproductive ecology. *Zoo biology*, 26(2), 75-91.
- Pinnegar J. K., et al. (2000). Trophic cascades in benthic marine ecosystems: Lessons for fisheries and protected-area management. *Environmental Conservation*, 27:179–200.
- River, G. F. & Edmunds, P. J. (2001). Mechanisms of interaction between macroalgae and scleractinians on a coral reef in Jamaica. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 261(2), 159-172.
- Roberts, C. M.; Bonhasck, J. A.; Gell, F.; Hawkins, J. P. & Goodridge, R. (2001). Effects of Marine Reserves on adjacent fisheries. *Science*, 294, 1920-1923.
- Rocha, L. A.; Rosa, I. L. & Rosa, R. S. (1998). Peixes recifais da costa da Paraíba. *Revista Brasileira de Zoologia*, 15(2): 553-566.
- Rogers, C. S., Miller, J., Muller, E. M., Edmunds, P., Nemeth, R. S., Beets, J. P., ... & Menza, C. (2008). Ecology of coral reefs in the US Virgin Islands. In *Coral Reefs of the USA* (pp. 303-373). Springer Netherlands.
- Rose, C. D., Sharp, W. C., Kenworthy, W. J., Hunt, J. H., Lyons, W. G., Prager, E. J., Valentine, J. F., Hall, M.O. Whitfield, P. E. & Fourqurean, J. W. (1999). Overgrazing of a large seagrass bed by the sea urchin *Lytechinus variegatus* in Outer Florida Bay. *Marine Ecology Progress Series*, 190, 211-222.
- Rotjan, R. D. & Lewis, S. M. (2008). Impact of coral predators on tropical reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 367, 73-91.
- Rowley, R. J. (1994). Marine reserves in fisheries management. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 4(3), 233-254.
- Russ, G. R., & Alcala, A. C. (1994). Sumilon Island Reserve: 20 years of hopes and frustrations. *Naga, the ICLARM Quarterly*, 17(3), 8-12.
- Sale, P. F. (1991). *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. London: Academic Press. 754p.
- Sala, E., Ribes, M., Hereu, B., Zabala, M., Alvà, V., Coma, R. & Garrabou, J. (1998). Temporal variability in abundance of the sea urchins *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula* in the northwestern Mediterranean: comparison between a marine reserve and an unprotected area. *Marine Ecology Progress Series*, 168, 135-145.
- Sala, E. & Zabala, M. (1996). Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 140(1), 71-81.
- Shears, N. T.; Babcock, R. C. (2002). Marine reserves demonstrate top-down control of community structure on temperate reefs. *Oecologia*, 132, 131–142.

Steneck, R. S. (1998). Human influences on coastal ecosystems: does overfishing create trophic cascades? *Trends in Ecology & Evolution*, 13(11), 429-430.

Tanner, J. E. (1997). Interspecific competition reduces fitness in scleractinian corals. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 214(1), 19-34.

Titlyanov, E. A., Yakovleva, I. M. & Titlyanova, T. V. (2007). Interaction between benthic algae (*Lyngbya bouillonii*, *Dictyota dichotoma*) and scleractinian coral *Porites lutea* in direct contact. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 342(2), 282-291.

Tommasi, L. R. (1966). Lista dos Echinoides recentes do Brasil. Contribuições Inst. Oceanog. Univ. São Paulo, série Ocean. Biol, 11: 1-50.

Vermeij, M. J. A., Smith, J. E., Smith, C. M., Thurber, R. V. & Sandin, S. A. (2009). Survival and settlement success of coral planulae: independent and synergistic effects of macroalgae and microbes. *Oecologia*, 159(2), 325-336.

Xavier, L.A.R. (2010). Inventário dos equinodermos do Estado de Santa Catarina, Brasil. *Brazilian Journal Aquatic Science and Technology*. 14(2):73-78.

Watanabe, J. M. & Harrold, C. (1991). Destructive grazing by sea urchins *Strongylocentrotus* spp. in a central California kelp forest: potential roles of recruitment, depth, and predation. *Marine ecology progress series. Oldendorf*, 71(2), 125-141.

Watson, M. & Ormond, R. (1994). Effect of an artisanal fishery on the fish and urchin populations of a Kenyan coral reef.