



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS AQUÁTICOS
TROPICAIS**



**PADRÕES DE ABUNDÂNCIA DE PEIXES E INTENSIDADE DE
HERBIVORIA INFLUENCIANDO A ZONAÇÃO DE MACRÓFITAS EM UMA
PAISAGEM MARINHA TROPICAL**

**PATTERNS OF FISH ABUNDANCE AND HERBIVORY INTENSITY
INFLUENCING SEAGRASS BEDS ZONATION IN A TROPICAL SEASCAPE**

LETÍCIA MAGALHÃES FERNANDES

**ILHÉUS-BA
2015**

LETÍCIA MAGALHÃES FERNANDES

**PADRÕES DE ABUNDÂNCIA DE PEIXES E INTENSIDADE DE
HERBIVORIA INFLUENCIANDO A ZONAÇÃO DE MACRÓFITAS EM UMA
PAISAGEM MARINHA TROPICAL**

Dissertação apresentada, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Sistemas Aquáticos Tropicais, à Universidade Estadual de Santa Cruz.

Área de concentração: Ecologia de Comunidades

Orientador: Prof. Dr. Gil Marcelo Reuss Strenzel - UESC

Co-orientador: Prof. Dr. Carlos Eduardo Leite Ferreira - UFF

**ILHÉUS-BA
2015**

F363

Fernandes, Letícia Magalhães.

Padrões de abundância de peixes e intensidade de herbivoria influenciando a zonação de macrófitas em uma paisagem marinha tropical / Letícia Magalhães Fernandes . – Ilhéus, BA: UESC, 2015.

37f. : il. ; anexos

Orientador: Gil Marcelo Reuss Strenzel.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais.

Inclui referências.

1. Ecologia marinha. 2. Comunidades de peixes. 3. Recifes e ilhas de corais. 4. Peixe – Distribuição sazonal. 5. Bentos. I. Título.

CDD 577.7



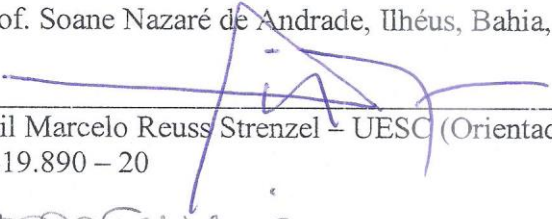
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM
SISTEMAS AQUÁTICOS TROPICAIS



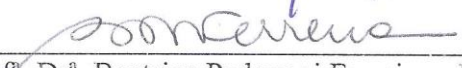
ATA DE DEFESA PÚBLICA Nº 088
DISSERTAÇÃO DE LETÍCIA MAGALHÃES FERNANDES
NO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS AQUÁTICOS TROPICAIS
STRICTO SENSU – NÍVEL: MESTRADO ACADÊMICO

Aos vinte e sete dias do mês de março do ano de dois mil e quinze, às 09h00, reuniu-se na sala 05, 1º andar do Pavilhão Max de Menezes da Universidade Estadual de Santa Cruz, a Comissão Examinadora, composta pelos Doutores Beatrice Padovani Ferreira e Marcelo Friederichs Landim de Souza e presidida por mim, Gil Marcelo Reuss Strenzel, orientador, para julgar o trabalho intitulado “**Padrões de abundância e intensidade de herbivoria: influenciando a zonação de macrófitas em uma paisagem marinha**” de autoria de **Letícia Magalhães Fernandes**. Após arguição e discussão, a banca examinou, analisou e avaliou o referido trabalho, chegando à conclusão que este está aprovado. Nada mais havendo a tratar, esta Comissão Examinadora encerrou a Reunião da qual eu, Presidente desta Banca, lavrei a presente ATA que, após lida e aprovada vai assinada pelos seus membros.

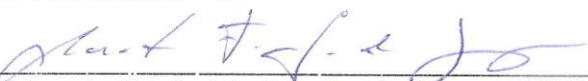
Campus Prof. Soane Nazaré de Andrade, Ilhéus, Bahia, 27 de março de 2015.



Prof. Dr. Gil Marcelo Reuss Strenzel – UESC (Orientador)
CPF: 651.419.890 – 20



Prof. Dr. Beatrice Padovani Ferreira – UFPE (Examinadora)
CPF: 702.596.317 – 87



Dr. Marcelo Friederichs Landim de Souza – (UESC) Examinador
CPF: 782.093.907 -- 91

Universidade Estadual de Santa Cruz
Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos e Tropicais
Mestrado Acadêmico em Sistemas Aquáticos Tropicais
Campus Prof. Soane Nazaré de Andrade, Km 16 – Rodovia Ilhéus/Itabuna
Fone: (73) 3680-5381 - Fax: (73) 3680-5381
Cep: 45650-000 – Ilhéus-Bahia-Brasil
e-mail: ppgsat@nesc.br

Aos que procuram a Verdade.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Luz que ilumina meu caminho e que me fez despertar.

Agradeço à Natureza brilhante do meu país, que tanto me inspirou e ensinou com suas cores, forças e ohares.

Ao meu pai Renaldo Fernandes, caboclo do interior que cresceu na roça e trabalhou duro pra me dar uma educação que ele mesmo não teve. Desde cedo me ensinou o verdadeiro valor da vida, do respeito e do amor.

À minha mãe Silvia Lúcia, guerreira de valor que me ensinou a lutar e realizar. Agradeço pelo amor e sacrifício em fazer de mim quem eu sou hoje. Tenho orgulho da pessoa que me tornei! Graças a vocês! Obrigada pelo suporte verdadeiro, permitindo que eu buscasse meus sonhos. Juntos realizamos mais um.

Ao mestre e amigo Gil Marcelo, que me acompanhou desde o início da graduação, quando meu único desejo era fazer qualquer coisa pra ficar perto do mar. Me ensinou a respirar e sonhar embaixo d'água, me dando lições de ciência e de vida durante esses 7 anos de caminhada. Obrigada pela paciência, pela generosidade de compartilhar, pelo incentivo, pela amizade. Você mora no meu coração pra sempre.

Agradeço ao Cadu pela co-orientação, por se dispor a me ajudar, dando todo apoio e acreditando nesse projeto, agradeço pela cordialidade e generosidade em compartilhar!

Agradeço ao Guido, Renata Mazzei e ao Renato Araújo que foram meus parceiros de campo, colocando até dinheiro do bolso pra me ajudar nas coletas. Agradeço pelas conversas edificantes, pela generosidade e pelos sorrisos de cientistas brilhantes! Espero poder retribuir qualquer dia! Sucesso pra vocês!

Agradeço ao Thiago Mendes e ao César Cordeiro pela revisão do texto e auxílio com seus conhecimentos sobre os herbívoros recifais.

Ao José Truda Palazzo pelo incentivo!

Ao Rodrigo Moura por ter viabilizado financeiramente a execução desse projeto.

À UESC e o PPG SAT pela realização do curso e à FAPESB pela bolsa.

Ao ICMBIO - Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, por todo o apoio, nas pessoas do Marcelo Lourenço e do Ricardo Jerozolimski, em especial aos guarda-parques que tantas vezes fizeram muito, muito mais que a obrigação pra me ajudar no campo. Berna Barbosa, Edinho, Egno, Erley! Aos marinheiros, Agradeço de coração.

À Conservation International, nas pessoas do Eduardo Camargo e Renata Pereira, por todo o apoio logístico oferecido pela CI e pela amizade pessoal.

Ao pessoal da Marinha do Brasil, na Pessoa do Luciano Almeida, ao Mitchel pela força e apoio! Agradeço Ao Luis, à René, à Fer, todo mundo que estendeu a mão em ajuda no meio dos perrengues.

A todos os professores que me ajudaram a chegar até aqui. Desde a graduação, me ajudaram a construir a minha visão sobre a ciência, a academia e seus processos. Agradeço na pessoa do Marcelo Landim, obrigada pelo incentivo!

Aos meus amigos-irmãos que compartilharam essa caminhada comigo, Thalna, Patrícia, Everton, Aline, Anna, Ísis Leite, Irlandinha, Luan Eloy, Milena Guima, Lina, Lorena Farias, Bode, Guga, Raíssa, Eveline, Nara Lina. Especialmente Nicole Lellys, que esteve comigo durante os momentos mais lindos e difíceis dessa caminhada na Pós-graduação! Com muito amor agradeço.

Ao Vítor e o Vini que me ajudaram com os desenhos, Alexandre Malta que me deu a maior força com a estatística, José de Anchieta Nunes que me deu sábios conselhos quando passei pela tortuosa mudança de mestrado.

Agradeço ao Paul e a Sabrina que me cederam a casinha da Sirihya! Nesse paraíso consegui terminar o trabalho contando com a força edificante da natureza, na força das águas! Do coração, agradeço pela amizade e parceria. Agradeço à natureza por ter despertado em mim tanto fascínio, encantamento e curiosidade.

Por fim, agradeço a todos que acreditaram em mim, e também agradeço aos que não acreditaram. Cair em alguns momentos me fez aprender a levantar e caminhar pra frente, me reconhecendo no meio dos caminhos.

A caminhada foi árdua, mas edificante! Amadureci, aprendi muito e hoje sou melhor e mais forte que ontem, segue a minha colaboração e retorno em gratidão.

PADRÕES DE ABUNDÂNCIA DE PEIXES E INTENSIDADE DE HERBIVORIA INFLUENCIANDO A ZONAÇÃO DE MACRÓFITAS EM UMA PAISAGEM MARINHA TROPICAL

RESUMO

A herbivoria é um processo chave em ecossistemas recifais, regulando padrões de distribuição e densidade da comunidade vegetal e constituindo o principal elo de transferência de energia entre pradarias vegetadas e comunidades recifais. Halos de herbivoria são áreas sem vegetação ao redor de recifes, formadas pela pressão alimentar exercida por herbívoros. Isso ocorre porque os herbívoros limitam sua área de forrageio às áreas que circundam os recifes em função do medo de encontro com predadores nas pradarias adjacentes. Através de sensoriamento remoto, identificamos a presença de prováveis halos de herbivoria ao redor de *patch reefs* no Arquipélago dos Abrolhos. Com o objetivo de investigar a influência da herbivoria na formação desses halos e na estrutura da comunidade vegetal das pradarias circundantes, conduzimos amostragens em 18 *patch reefs*, quantificando a densidade de peixes herbívoros, pressão de herbivoria e percentual de cobertura de macrofitobentos entre as zonas discriminadas por recifes, halos, e pradaria. Esta última estratificada em diferentes fitofisionomias (pradaria de transição, média e final), variando em função da proximidade com a zona de halo. Os herbívoros foram mais abundantes e ativos nos recifes e halos, sendo praticamente ausentes nas pradarias. Peixes da família Acanthuridae, principalmente *Acanthurus bahianus* juvenis foram responsáveis pela maior pressão de herbivoria nas zonas de recife e halo, indicando que esta espécie é a principal responsável pela formação e manutenção dos halos nesta paisagem. A presença de *Mycteroperca bonaci* (predador de Acanthurídeos juvenis) observada em alguns dos locais amostrados, corrobora a hipótese de que os halos em Abrolhos são formados em função de condicionamentos comportamentais dos herbívoros em função da presença de predadores. Além da formação dos halos, a herbivoria parece ser o fator que condiciona a distribuição e densidade das macrófitas nas pradarias ao redor dos *patch reefs*. Observamos um gradiente na pressão de herbivoria, que é maior nos recifes e diminui em direção à pradaria, gerando zonas com diferentes níveis de distúrbio, influenciando o estabelecimento de macrófitas mais ou menos resistentes. Esse gradiente reflete na estrutura da comunidade, gerando padrões de dominância e diversidade de espécies que são percebidos na fisionomia da vegetação ao longo da paisagem. Diante do exposto, podemos concluir que os herbívoros desempenham papel determinante na estruturação desta paisagem, formando halos visíveis por sensoriamento remoto e influenciando padrões de zonação da comunidade de macrófitas. O monitoramento de longo prazo, aliando técnicas de sensoriamento remoto e amostragens *in situ*, permitirá entender a dinâmica natural desta paisagem e como os halos refletem alterações na comunidade de peixes. Com isso, será possível inferir cenários advindos perturbações geradas pela remoção de herbívoros e predadores de topo. Neste contexto, o presente trabalho contribui com a primeira avaliação de halos de herbivoria no Brasil, fornecendo os parâmetros iniciais para a utilização dos halos no monitoramento da biodiversidade e conservação marinha.

Palavras-chave: herbivory, grazing halos, seascape, spatial ecology

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	10
OBJETIVOS	14
Objetivo geral.....	14
Objetivos específicos	14
METODOLOGIA	15
Local de estudo.....	15
Seleção dos pontos e definição das zonas amostrais	15
Caracterização da comunidade de macrofitobentos e tamanho dos halos	18
Estimativa de abundancia de peixes herbívoros e predadores.....	18
Estimativa da pressão de herbivoria	19
Análises estatísticas.....	19
RESULTADOS	21
1. Padrões de zonação na comunidade bentônica	21
2. Gradientes na densidade de herbívoros e predadores	25
3. Pressão de herbivoria entre zonas	25
4. Tamanho médio dos halos e relação com a densidade de herbívoros.....	26
DISCUSSÃO	27
REFERÊNCIAS	31
ANEXOS	39

INTRODUÇÃO

Os recifes coralíneos são os ecossistemas marinhos com maior biodiversidade, possuindo comunidades complexas e ainda insuficientemente compreendidas (McCLANAHAN & BRANCH, 2008), capazes de acoplar diversos grupos funcionais e conexões tróficas complexas (BELLWOOD, 2004; MORA, 2011; BRUCE et al., 2012; MADIN, et al.2011). Em recifes tropicais, as interações planta-herbívoro representam uma das principais forças estruturantes da comunidade como um todo, devido às elevadas taxas de produtividade primária, combinadas ao forte acoplamento de consumo pelos herbívoros (HAY, 1984, 1985, 1987; SALE,1991).

Os herbívoros desempenham papel-chave nos ecossistemas recifais, atuando principalmente no controle das populações de macroalgas que competem por espaço com os corais e outros organismos construtores (HAY, 1987; HAY, 1991; STENECK, 1988; THACKER et al. 2001; GREEN & BELLWOOD, 2009; HOEY & BELLWOOD, 2010; SMITH et al., 2010). Adicionalmente, constituem o principal elo de transferência de energia entre pradarias vegetadas e os ecossistemas recifais adjacentes, condicionando padrões de abundância e zonação das comunidades vegetais (HAY et al., 1983; HAY, 1987, 1991; BELLWOOD, 2003). Peixes das famílias Labridae e Acanthuridae, juntamente com os invertebrados da classe Echinoidea (ouriços-do-mar), são apontados como os principais herbívoros em recifes coralíneos tropicais (HAY, 1987, 1984, 1985; LEWIS & MAINWRIGHT 1985; FERREIRA et al, 1998, 2004;FLOETER et al., 2004, 2005; FERREIRA & GONÇALVES 2006; HUGHES et al., 2007; GREEN & BELLWOOD, 2009; FRANCINI-FILHO et al., 2010).

Diversos estudos ao longo da história da ecologia têm destacado a influência dos predadores de topo na regulação *top down* das populações de presas, gerando uma série de efeitos em cascata diretos (oriundos da remoção de indivíduos), e indiretos (oriundos de interações comportamentais) (SHIMITZ, 2004; SMITH, 2010; MADIN et al., 2010, 2012; SALOMON et al., 2010). Na teoria intitulada Ecologia do Medo (BROWN et al, 1999), o padrão comportamental e espacial das populações de predadores e presas em uma

comunidade é resultante das interações de *trade off* entre forrageamento ótimo e risco de predação. Com isso, as presas (herbívoros) utilizam prioritariamente áreas mais “seguras”, onde os recursos alimentares estão disponíveis, e o risco de predação é reduzido. Padrões resultantes desse tipo de comportamento têm sido documentados em uma variedade de ecossistemas terrestres (BROWN et al., 1999; RIPPLE & BESCHTA, 2004; LAUNDRÉ et al 2010) e aquáticos (TRUSSELL et al, 2002; DILL et al., 2003; PREISSER et al, 2005; WIRSING et al., 2008; SALOMON et al 2009; MADIN et al 2010a,b, 2011). Em certos casos, os herbívoros apresentam comportamentos coletivos anti-predação capazes de condicionar a distribuição da vegetação em escala de paisagem (LAUNDRÉ et al, 2010; MADIN et al, 2011).

A extensão da área de alimentação dos herbívoros depende de uma série de fatores, tais como proximidade e justaposição de habitats, densidade de predadores, além de tamanho e mobilidade dos indivíduos (HAY, 1983). A maneira como as diferentes espécies exploram os habitats adjacentes vai depender das *interações* entre esses e outros fatores. No entanto, de um modo geral podemos distinguir duas estratégias principais de comportamento: a) forrageio a partir de um refúgio central e b) forrageio flexível (LIMA, 1998; BROWN et al, 1999). O primeiro caso descreve o comportamento de indivíduos que residem em locais centrais que fornecem abrigo em possíveis encontros com predadores. Esse tipo de estratégia pode diminuir a abundância de recursos nas zonas imediatamente adjacentes aos refúgios, levando os organismos a forragearem em áreas mais distantes do abrigo (LIMA, 1998; LESSELLS & STEPHENS, 1983; FESTA-BIANCHET, 1988). Nesta estratégia, o *trade-off* entre os benefícios de explorar maiores distâncias e o risco de encontro com predadores sempre leva os indivíduos a explorarem à máxima distância segura a partir do ponto central (BROWN et al, 1999). Já na estratégia de forrageio flexível, os indivíduos utilizam diferentes áreas em função da disponibilidade de recurso, menor competição e risco de predação, independente de um abrigo central (LIMA, 1998).

Herbívoros recifais frequentemente forrageiam em habitats dominados por gramas marinhas ou macroalgas que circundam recifes. Estudos pioneiros

realizados no Caribe evidenciaram a ocorrência de áreas praticamente desprovidas de vegetação no entorno de recifes em mancha, formando halos conspícuos no substrato inconsolidado (RANDALL, 1965; OGDEN, 1973). Peixes herbívoros das famílias Acanthuridae e Labridae (Sub. Scarinae) foram apontados como os possíveis responsáveis pela formação desse componente da paisagem (RANDALL, 1965). Além dos peixes, o ouriço-do-mar *Diadema antillarum* também pode formar halos de herbivoria (OGDEN et al, 1973, 1976), sendo a dinâmica dessas feições também influenciada pela turbulência (OGDEN & ZIEMAN, 1977). Posteriormente, vários estudos têm apresentado casos onde peixes e invertebrados, associados ou isoladamente, são responsáveis pela formação de halos de herbivoria (e.g. HAY, 1981, 1984; SWEATMAN & ROBERTSON, 1994; MCCLANAHAN et al., 1994; LESSIOS et al., 2001; CHIAPPONE et al., 2002; ALCOVERRO & MARIANI, 2002; VALENTINE & DUFFY, 2006; VALENTINE et al., 2007; MADIN et al., 2011; DOWNIE et al., 2013). No Caribe, em recifes não afetados pela remoção de predadores de topo, peixes herbívoros seriam os principais responsáveis pela formação e manutenção dos halos, sendo substituídos por ouriços-do-mar em recifes sobrepescados (HAY, 1981).

Na Grande Barreira de Corais da Austrália foi constatado que a formação de halos ao redor dos recifes é resultado de respostas comportamentais dos herbívoros ao risco de predação (MADIN et al., 2010a,b). Nesse contexto, os halos muitas vezes visíveis em imagens de satélite, seriam evidências indiretas de interações predador-presa, capazes de alterar o comportamento dos herbívoros recifais a ponto de moldar a comunidade vegetal em escala de paisagem.

Há um consenso em torno da idéia de que a presença e a estrutura dos halos refletem aspectos quantitativos e qualitativos da comunidade recifal (HAY, 1981, 1984; MCMANUS et al., 2000; MADIN et al., 2011). Sendo detectáveis em águas rasas e claras através de imagens aéreas e de satélite (SHEPPARD, et al, 1995; MUMBY et al, 1997a,b; GREEN et al, 2000; MADIN et al, 2011; DOWNIE et al, 2013). Em função disso, estudos recentes sugerem que os halos têm potencial de prover um meio relativamente fácil e de baixo custo para monitorar ambientes recifais e detectar alterações na estrutura da

comunidade recifal (MADIN et al. 2011; DOWNIE et al, 2013).

OBJETIVOS

Objetivo geral:

Investigar a influência da herbivoria na formação de halos detectáveis através de sensoriamento remoto no entorno do Arquipélago dos Abrolhos. Analisando padrões de densidade de peixes herbívoros e predadores, e taxas de herbivoria ao redor de recifes em mancha (*patch reefs*), investigando a influência da herbivoria na distribuição espacial de macrófitas em escala de paisagem.

Objetivos específicos

- i. Identificar os halos de herbivoria no entorno de *patch reefs*, utilizando técnicas de sensoriamento remoto e análises *in situ*.
- ii. Caracterizar a comunidade de macrofitobentos nas zonas e sub-zonas identificadas *in situ* como: recife, halo e pradaria (sub: zona de transição, pradaria média e pradaria final).
- iii. Estimar a abundância de peixes herbívoros e predadores de topo nas principais zonas (recife, halo, pradaria).
- iv. Quantificar a intensidade de herbivoria nas principais zonas (recife, halo e pradaria).
- v. Investigar relações entre a densidade de herbívoros e o tamanho dos halos.

METODOLOGIA

Local de estudo

O estudo foi conduzido no Arquipélago dos Abrolhos, situado a aproximadamente 32 milhas náuticas da costa, no extremo sul do estado da Bahia, costa leste do Brasil. O arquipélago é constituído por cinco ilhas de origem vulcânica (Santa Bárbara, Siriba, Redonda, Sueste e Guarita) e abrange parte da área protegida pelo Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNAM Abrolhos). A profundidade média na região do arquipélago é de 15m, chegando a atingir 30m nos locais mais profundos. Ao redor das ilhas se desenvolvem recifes em franja. No fundo arenoso que circunda esses recifes predominam pradarias de gramas marinhas e macroalgas (IBAMA, FUNATURA, 1991; CREED & AMADO-FILHO, 1999). Manchas de recifes que ocorrem isolados (*patch reefs*) ocorrem em torno das ilhas, ao redor dos quais ocorrem zonas conspícuas de coloração mais claras (consideradas halos de herbivoria em potencial), essas feições foram observadas recentemente, através de imagens de satélite de alta resolução (Figura 1). Com base nessas observações foram selecionados 18 *patch reefs* ao lado norte da Ilha de Santa Bárbara (38°W 40' 55" e 38°W 43' 37"; 17°S 59' 13" e 17°S 56' 13") (Figura 1), e as coletas foram conduzidas em agosto de 2013 e outubro de 2014.

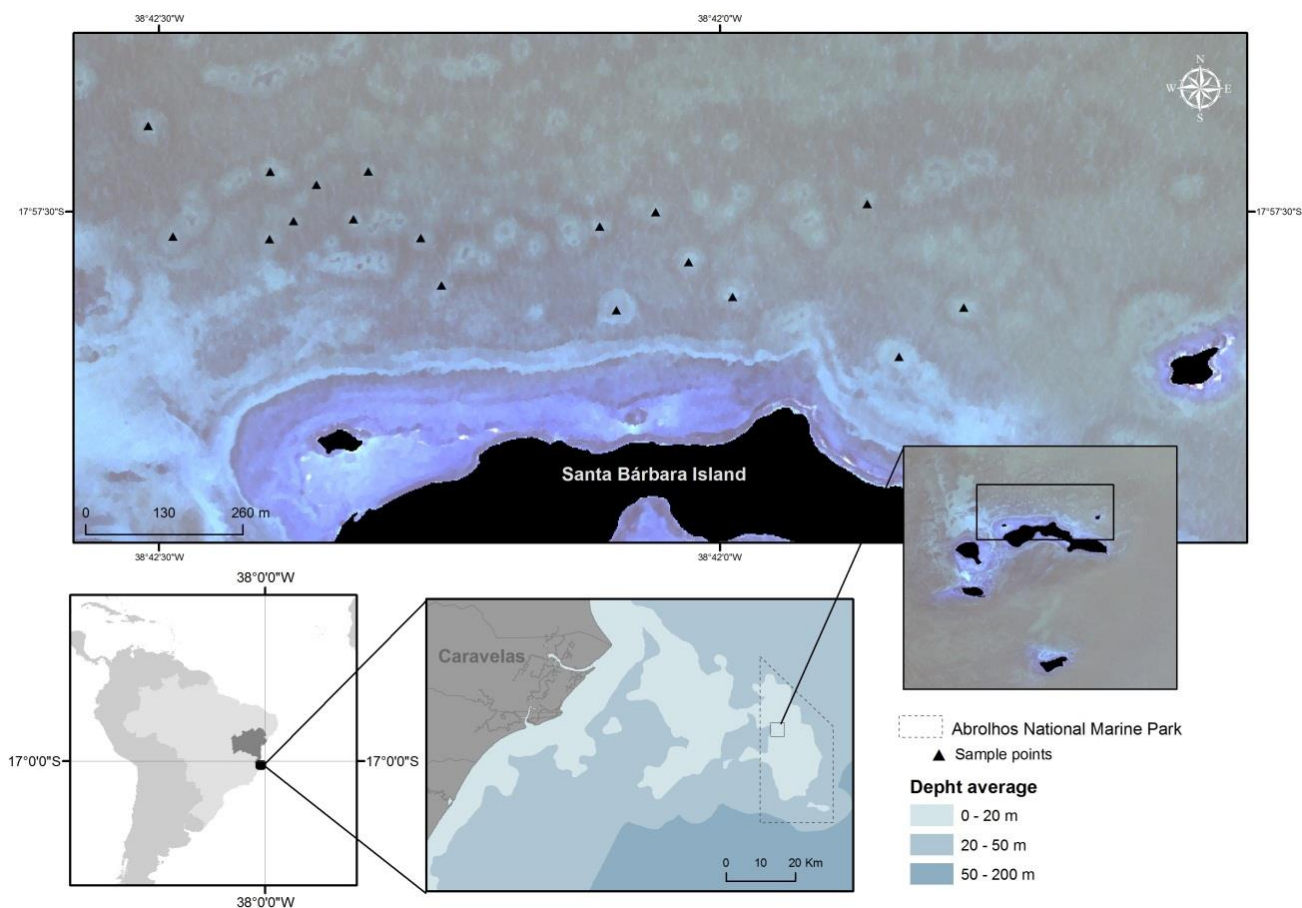


Figura 1: Mapa de localização da área de estudo, destacando os pontos de amostragem no Arquipélago dos Abrolhos – Bahia, Brasil (Imagem WorldView-2, obtida em 14 de fevereiro de 2012).

1. Seleção dos pontos e definição das zonas amostrais

Os *patch reefs* e respectivos halos foram identificados na paisagem marinha através da análise de duas imagens Ikonos-2, obtidas em fevereiro e dezembro de 2009 e uma imagem WorldView-2, obtida em fevereiro de 2012. Estas imagens foram submetidas a um realce do histograma para melhorar a visualização das feições do fundo: Após este tratamento, as imagens foram interpretadas visualmente através do software ArcGis 9.3, para seleção das unidades amostrais com características espaciais semelhantes entre si.

A interpretação visual das imagens de satélite e posterior avaliação *in situ* permitiu a identificação de três zonas heterogêneas na paisagem: Recife- R (*patch reef* que ocupa a zona central do halo de herbivoria), Halo - H (área sem vegetação que circunda os *patch reefs*) e Pradaria - P (banco de

macrófitas marinhas, composto por fanerógamas e macroalgas, adjacente aos halos) (Figura 2). As amostragens se limitaram à zona de pradaria dentro de um raio de 30 m da borda dos *patch reefs*. Para fins de amostragem, em função de uma estratificação espacial observada na comunidade de macrófitas da pradaria, a mesma foi classificada em três subzonas que têm diferentes feições e variam em função da proximidade do halo e da densidade de macrófitas: Zona de Transição – ZT (marca o fim do halo e o início da pradaria – baixa densidade), Pradaria Média – PM (corresponde à porção mediana entre ZT e PF), Pradaria Final – PF (zona que marca o final de um gradiente de densidade entre *patch reef* e pradaria – alta densidade) e (Figura 2).

Os pontos foram selecionados de modo a abranger *patch reefs* com área semelhante e halos relativamente isolados entre si. Em cada local amostrado foram coletados dados de abundância de herbívoros e pressão de herbivoria nas três diferentes zonas (R, H, P), bem como a composição de macrófitas nas grande zonas e em escala mais detalhada nas subzonas da pradaria (ZT, PM e PF)

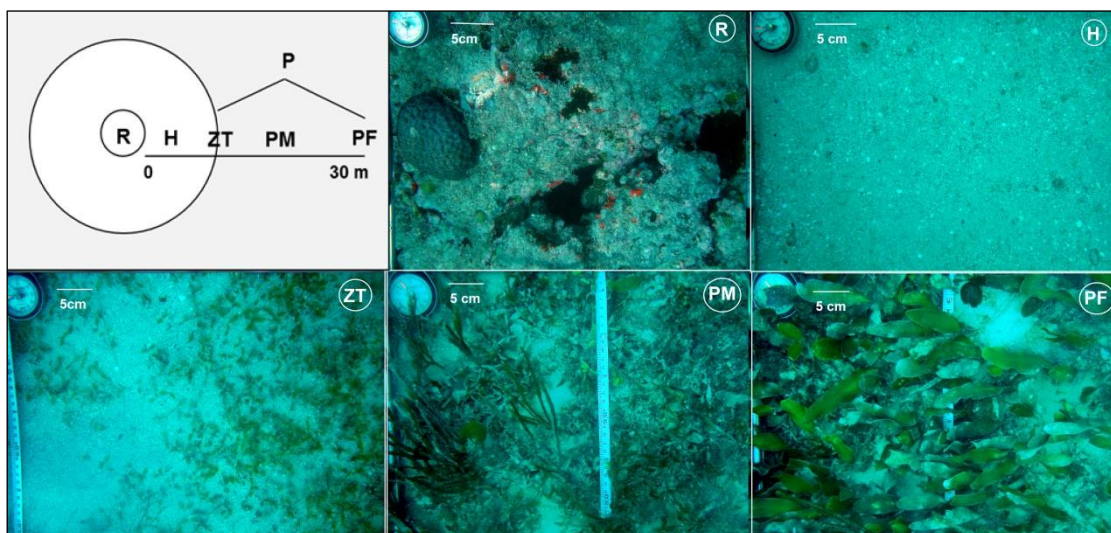


Figura 2: À esquerda acima, o esquema ilustra a ordem espacial das zonas principais (R = recife, H= halo, P= pradaria) e subzonas (ZT: zona de transição, PM: pradaria média e PF: pradaria final) – a região amostrada se limitou à faixa de 30m que circunda os *patch reefs*. As imagens seguintes ilustram o tipo predominante de cobertura de cada zona.

2. Caracterização da comunidade de macrofitobentos e tamanho dos halos

A composição e percentual de cobertura do macrofitobentos foi amostrada por meio de fotoquadrats ao longo de transectos lineares nas zonas e subzonas definidas. Em cada ponto amostral foram realizadas três transecções com comprimento máximo de 30 metros, a partir da borda do *patch reef*. Em cada transecto foi tomada uma fotografia (0.5 m²) por zona, constituindo três fotos por zona em cada ponto amostral.

O percentual de cobertura dos tipos de substratos identificados nos fotoquadrados foram estimados em cada foto através da técnica de 50 pontos aleatórios (RYAN, 2004), utilizando o software livre Photoquadv.1.0. Este programa distribui pontos aleatórios em imagens de dimensões conhecidas. As feições logo abaixo de cada ponto são identificadas visualmente até o menor nível taxonômico possível, e o percentual de cobertura de cada substrato é estimado em função da área da imagem.

Adicionalmente, em cada transecto foi mensurada a distância da borda do *patch reef* até a borda do halo, o valor médio dessas medições consiste numa estimativa do tamanho do halo obtida *in situ*.

3. Estimativa de abundância de peixes herbívoros e predadores.

Os dados de ictiofauna e intensidade de herbivoria foram coletados considerando as três principais zonas (R, H e P) (Figura 2), sem subdivisão da pradaria em função da ausência de estratificação para esse grupo. Durante as amostragens piloto não foi verificada densidade significativa de macroinvertebrados herbívoros nos *patch reefs*, ou na pradaria. Em função disso, as amostragens foram direcionadas aos peixes recifais. Para acessar a estrutura da assembléia de peixes foram feitas amostragens diurnas através de censos visuais estacionários replicados. As amostragens foram conduzidas majoritariamente no período de maior atividade de alimentação dos peixes herbívoros, das 11h às 14h (ZEMKE-WHITE et al., 2002). Foram amostrados 18 *patch reefs*, totalizando 36 censos na zona R, 35 na zona H e 25 na zona P.

Cada censo começou com um período de identificação de cinco minutos,

durante os quais todas as espécies dentro de um raio de quatro metros (50.2 m²) foram listadas. Após este período, as espécies de peixes foram quantificadas separadamente. Indivíduos menores que 10 cm foram contados num raio de dois metros, e indivíduos > 10 cm foram contados num raio de quatro metros enquanto tiveram seus tamanhos estimados visualmente (MINTE-VERA et al., 2008; BOHNSACK & BANNEROT, 1986).

4. Estimativa da pressão de herbivoria

A pressão de herbivoria foi estimada entre as zonas (R, H e P) através de filmagens remotas (FOX & BELLWOOD, 2008; LONGO & FLOETER, 2012) utilizando câmeras GoPro Hero. Cada réplica consiste num bloco de 10 min em área de 2 x 1 m. Totalizando 22 réplicas na zona R, 32 na zona H e 27 na zona P. Os indivíduos observados nos vídeos foram identificados até o menor nível taxonômico possível, o tamanho dos indivíduos foi estimado e contabilizou-se: (a) o número de investidas por indivíduo; e (b) o número de investidas por espécie por unidade de tempo.

5. Análises estatísticas

Os dados de percentual de cobertura foram comparados entre as diferentes zonas com uma análise de ordenação MDS (Multidimensional Scalling). Para fins de métodos de agrupamento das amostras entre as zonas, o critério utilizado foi a similaridade de Bray-Curtis, e os dados foram transformados por Logratio. Esta análise foi efetuada no software Primer 6.0. Uma análise de variância multivariada PERMANOVA (One-Way MANOVA Permutation test) foi usada à posteriori para testar as diferenças entre os possíveis grupos de amostras (zonas), utilizando o software R! 3.01.

Para verificar o percentual de contribuição de cada tipo de substrato na formação das zonas foi realizada uma análise SIMPER (Similarity Percentages - species contributions - One-Way) no software Primer 6.0.

Para verificar o padrão de dominância na estrutura da comunidade de macrófitas nas diferentes zonas da pradaria foram geradas curvas de k-

dominancia no software Primer 6.0, utilizando valores médios de percentual de cobertura dos substratos por zona.

Comparações na estrutura da comunidade de peixes herbívoros entre as diferentes zonas foram realizadas através de análise de variância multivariada PERMANOVA (One-Way MANOVA Permutation test, $\alpha=0.05$).

As taxas de herbivoria (= taxas de mordidas de peixes no substrato) foram comparadas entre zonas também através de uma PERMANOVA ($\alpha=0.05$).

A relação entre abundância média de *A. bahianus* e *A. chirurgus* e tamanho médio dos halos (média das distâncias entre a borda do *patch reef* e a borda do halo), foi analisado por meio de uma Regressão Linear Simples ($\alpha= 0.05$). Cada *patch reef* foi considerado uma réplica (18 réplicas). As regressões foram realizadas com o software R!3.01.

RESULTADOS

1. Padrões de zonação na comunidade de macrófitas

Diferenças significativas na composição do substrato entre as diferentes zonas foram registradas (R, H, ZT, PM, PF) ($F=87.53$, $p<0.05$) (Figura 2, 3 e 5A). Da mesma forma, também foram observadas diferenças significativas entre as subzonas da pradaria (ZT, PM e PF) ($F=36.45$, $p<0.05$). R e H são as zonas mais homogêneas em termos de percentual de cobertura dos substratos, apresentando alta similaridade entre as amostras (Tabela 1). Constatou-se a existência de um gradiente entre o *patch reef* e a pradaria, com uma tendência ao aumento do percentual de cobertura de macroalgas e substituição de espécies do halo em direção à PF (Figura 3).

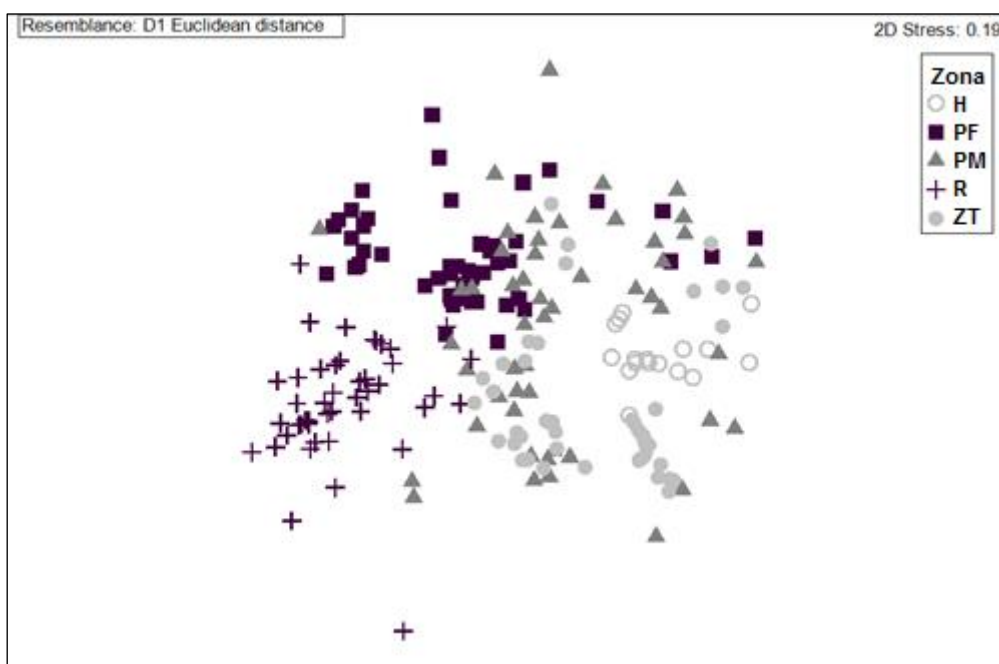


Figura 3: Plot bi-dimensional da análise de MDS mostrando o agrupamento das amostras em função da composição do substrato entre diferentes zonas. H=halo, PF=pradaria final, PM=pradaria média, R=recife e ZT=zona de transição.

Foi possível identificar um padrão geral na riqueza e dominância de macrófitas entre as sub zonas da pradaria, variando em função da distância do halo. Na ZT, zona mais próxima do halo foi observada alta dominância de poucas espécies, na zona PM houve também uma diminuição da dominância e

aumento da riqueza, enquanto na zona PF a riqueza diminui e a dominância aumentou novamente (Figura 4).

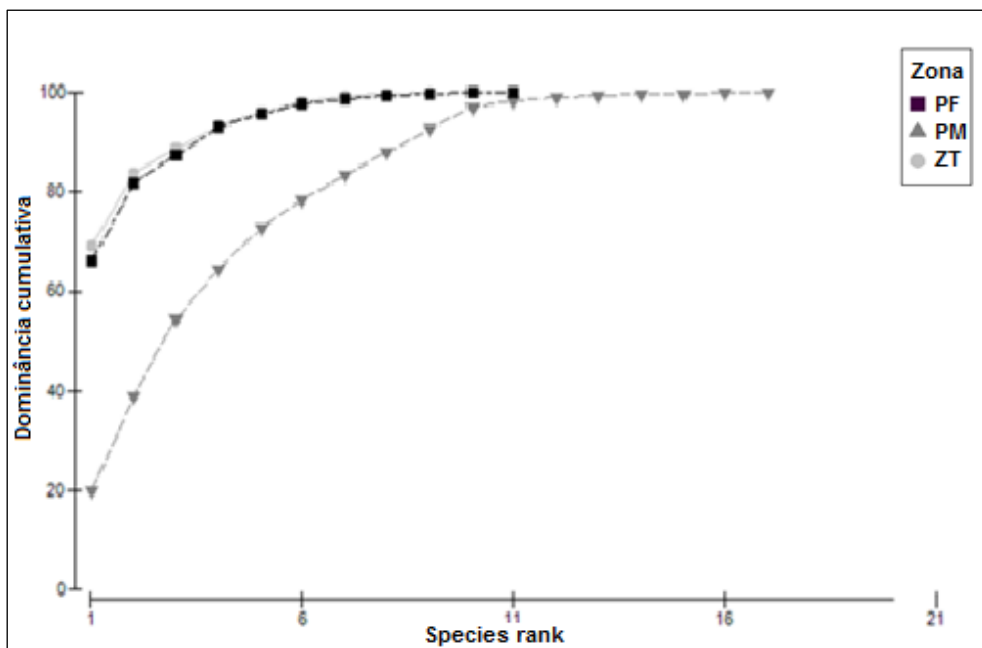


Figura 4: Curvas de k-dominância com valores médios de riqueza e percentual de cobertura de espécies de macrófitas por zona. ZT=zona de transição, PM=pradaria média e PF=pradaria final.

O *turf* (algas filamentosas e filmes de cianobactérias) foi o componente dominante na zona R, contribuindo com 94.2% para a formação deste grupo. Na zona H a cobertura do fundo foi basicamente composta por areia carbonática, com pequenos conglomerados de rodólitos em alguns pontos. Alguns fragmentos de *Dictyopteris plagiogramma* (Montagne) Vickers e *Dictyota* sp. flutuando na coluna d'água foram observados nesta zona. Na zona ZT que marca o fim do halo e início da pradaria ainda predomina areia e surgem as primeiras macrófitas. *Halophila decipiens* Ostenfeld e *Halodule wrightii* Ascherson foram os componentes característicos dessa zona, sendo a primeira espécie mais abundante, junto com a areia, e explicaram 93% da similaridade entre as amostras desta zona (Tabela 1). A zona PM foi caracterizada pela maior diversidade de espécies de algas (Figura 4), todos os grupos de macrófitas registrados estão representados nesta zona (Anexo 1). Em função da maior diversidade observada em PM, as amostras apresentaram o menor valor de similaridade entre si (34.5%)(Tabela 1), sendo

as macroalgas da família Dictyotaceae as que mais contribuíram para a formação do grupo. Após a PM segue-se a zona PF, esta difere da anterior pela baixa diversidade e maior dominância (Figura 4) de algumas espécies da família Caulerpaceae, principalmente *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V.Lamouroux que contribuiu com aprox. 50% da similaridade observada entre as amostras. Esta zona marca o fim de um gradiente na composição de espécies, visivelmente mais densa e homogênea que as zonas antecedentes (Figura 2, Figura 4, Figura 5-A). De modo geral, o grupo das Dictyotaceae foi o único dentre as macrófitas que mostrou distribuição de forma representativa ao longo de todo o gradiente, com destaque para *Dictyopteris plagiogramma*, registrada em todas as zonas. O percentual médio de cobertura de cada classe de substrato entre as zonas pode ser verificado na tabela 2.

As zonas da pradaria (ZT, PM e PF) não estão espacialmente alocadas a distâncias fixas dos *patch reefs*. Estas zonas se sucedem a partir da borda do halo, num gradiente contínuo de substituição das espécies, onde não é possível distinguir limites bem definidos. As amostragens conduzidas em pontos centrais destas sub zonas permitiram a identificação dos elementos principais que determinam as variações na fitofisionomia da pradaria com o incremento da distância dos *patch reefs* (Tabela 1).

Tabela 1: Resultado da análise SIMPER, discriminando a similaridade entre amostras para cada zona e o percentual de contribuição individual (Contrib%) e acumulado (Cum.%) de cada tipo de substrato para a discriminação das zonas.

Zonas	Substrato	Similaridade	Contrib%	Cum.%
R		66.47		
	Turfs		94.12	94.12
H		87.92		
	Areia		99.67	99.67
ZT		52.02		
	Areia		67.8	67.8
	<i>Halophila decipiens</i>		24.97	92.76
PM		34.59		
	Areia		53.95	53.95
	Turfs		18.45	72.39
	<i>Dictyota spp.</i>		9.73	82.12
	<i>Dictyopteris plagiogramma</i>		8.18	90.3
PF		47.6		
	<i>Caulerpa prolifera</i>		49.37	49.37
	Turfs		32.78	82.16
	Areia		10.98	93.13

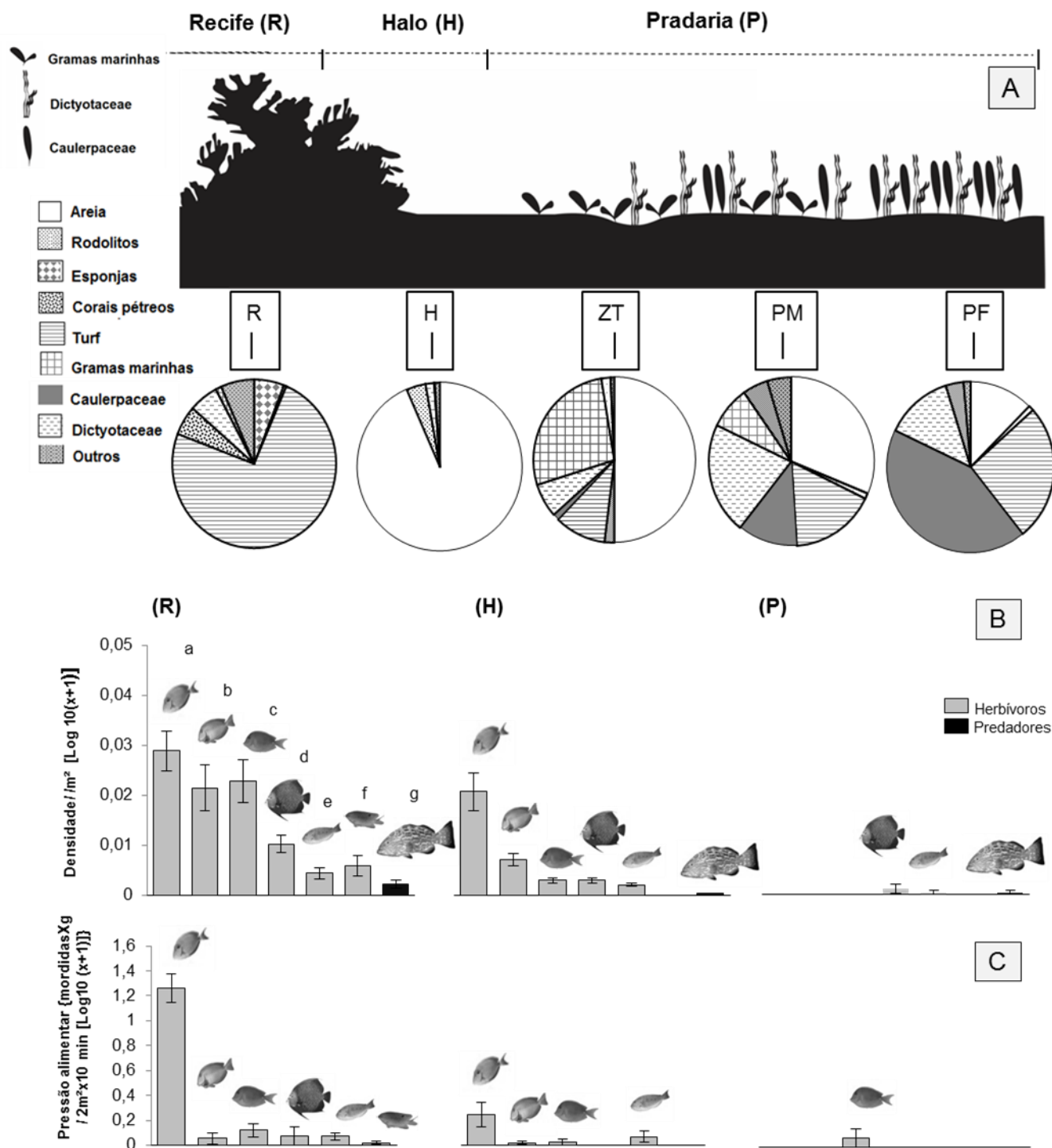


Figura 5: A) (acima) Esquema ilustrando a proporção dos principais grupos de macrófitas entre as sub zonas da pradaria e (abaixo) a proporção total dos diferentes substratos entre as 5 zonas (R=Recife, H=Halo e P= Pradaria - Sub: ZT=Zona de transição, PM= Pradaria média e PF=Pradaria Final) . B) Densidade (Média±E P) de herbívoros e predadores entre as três principais zonas: R, H e P, onde Aca bah=*Acanthurus bahianus*, Aca chi=*Acanthurus chirurgus*, Aca coe=*Acanthurus coeruleus*, Pom par = *Pomacanthus paru*, Spa axi = *Sparisoma axillare*, Ste fus = *Stegastes spp.* e Myc bon= *Mycteroperca bonaci*. C) Pressão alimentar {Número de mordidas x peso / 2m² x 10 min [Log10 (x+1)]} (Média ±EP) exercida pelos herbívoros no substrato entre as três grandes zonas R, H e P.

2. Gradientes na densidade de herbívoros e predadores

A abundância de peixes herbívoros entre as diferentes zonas foi significativamente diferente (R, H e P) ($F= 36.82$, $p>0.05$) (Figura 5B). As maiores diferenças observadas foram entre R e P, com a zona H apresentando valores intermediários de abundância. A zona R abrigou a maior densidade herbívoros e diversidade de espécies (anexo X ou Y). Na zona de entorno que corresponde à zona H, a abundância de peixes diminuiu comparativamente 50%, enquanto na pradaria a abundância foi sempre próxima de zero. As espécies *Acanthurus bahianus* Castelnau, 1855, *Acanthurus coeruleus* (Bloch, 1787) e *Acanthurus chirurgus* Bloch & Schneider, 1801 foram as mais abundantes nos recifes, seguidos de *Pomacanthus paru* (Bloch, 1787) e *Sparisoma axillare* (Steindachner, 1878). Herbívoros territorialistas como os pomacentrídeos do gênero *Stegastes* também foram observados nos recifes (Figura 5B). A maioria dos herbívoros observados nos halos e recifes foram indivíduos juvenis ou subadultos das espécies *A. bahianus* e *A. chirurgus*. Na zona de pradaria, herbívoros foram praticamente ausentes, a densidade foi igual a zero em mais de 90% das contagens, sendo que apenas dois indivíduos adultos de *P. paru*, e um indivíduo *S. axillare* juvenil foram contabilizados nesta zona. Indivíduos adultos da espécie *Mycteroperca bonaci* (Poey, 1860), maiores que 50 cm foram observados em diferentes zonas de 8 dos 18 pontos amostrais, indicando a presença de predadores de topo nos *patch reefs* e adjacências.

3. Pressão de herbivoria entre zonas

Verificou-se diminuição significativa nas taxas de mordidas entre as zonas (R, H e P) ($p<0.05$). Na zona R a pressão de herbivoria foi maior, na zona H esse valor foi cerca de 1/3 menor comparativamente, e na zona P só houve registro de um evento (Figura 5C). Na zona R foram registradas as maiores taxas de mordidas, com destaque para *A. bahianus* (Figura 5C), responsável por aproximadamente 90% do total de mordidas contabilizadas. Quase todos os indivíduos observados foram juvenis menores que 15 cm. Na zona R de modo geral, os indivíduos forragearam sobre o *turf* que abunda nos *patch reefs*. Na

zona H houve uma diminuição significativa nas taxas de herbivoria, em aprox. cinco vezes o observado nos recifes. Apesar disto, *A. bahianus* foi a espécie mais frequente, apresentando taxas de mordidas 10 vezes maiores que a segunda espécie mais importante, no caso, *A. chirurgus*. Ao contrário do registrado em R, na zona H os peixes forrageiam sobre o sedimento, brotos de algas e gramas e também sobre alguns fragmentos de macroalgas (*Dictyota* e *Dictyopteris*) que boiam na coluna d'água. Na zona P a taxa de mordidas foi zero em todos os pontos amostrados, com exceção de um dos pontos, onde foi observado um cardume de *A. coeruleus* forrageando na zona de pradaria ZT dominada por gramas e turf.

4. Tamanho médio dos halos e relação com a densidade de herbívoros

O tamanho médio do raio dos halos variou entre 0.3 a 10.3 m ($4.6M \pm 2.5$ DP). Verificou-se uma correlação positiva e significativa entre a abundância média de *A. bahianus* e *A. chirurgus* (somadas) e o tamanho dos halos ($R^2= 0.35$, $p<0.05$). Sendo que a abundância de *Acanthurus spp.* explicou 35% da variação observada no tamanho dos halos. (Figura 6). Não houve relação significativa entre área dos recifes e tamanho dos halos, nem entre área dos recifes e densidade de *Acanthurus spp.*.

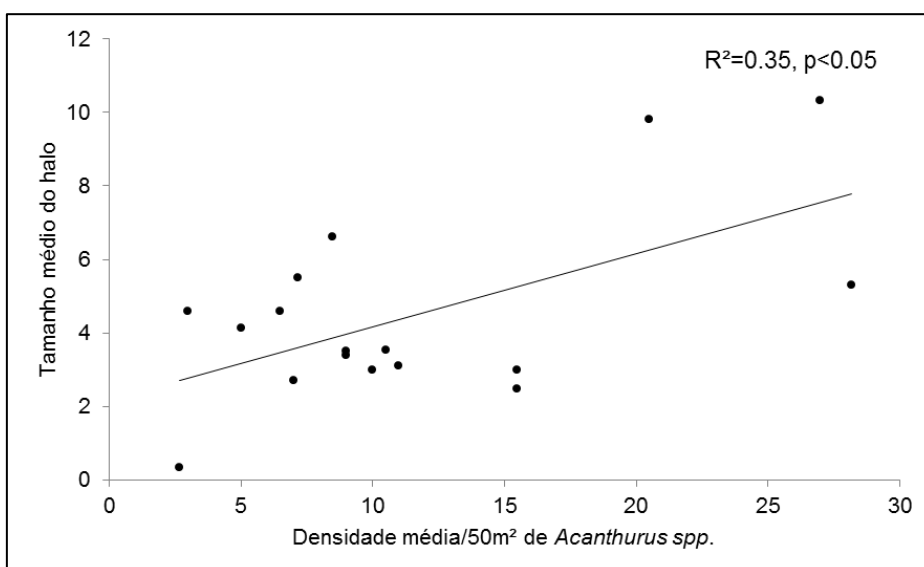


Figura 6.: Gráfico de dispersão com valores de densidade média de *Acanthurus spp.* (*A. bahianus* e *A. chirurgus*) em cada ponto em função do tamanho do halo (metros). Os valores de R^2 e "p" se referem ao resultado da regressão linear.

DISCUSSÃO

Os padrões observados entre a abundância de peixes herbívoros, pressão de herbivoria, e o gradiente de cobertura vegetal nas diferentes zonas que vão do recife à pradaria, sugerem que a baixa cobertura de macrófitas nas zonas mais próximas dos recifes é mantida pela ação de peixes herbívoros (principalmente juvenis da espécie *A. bahianus*). A repetição desse padrão ao longo da paisagem e a simetria das feições também suportam a idéia de que a herbivoria por peixes seria o processo determinante na formação dos halos. (*A. bahianus* e *A. chirurgus* foram as espécie mais abundantes entre os herbívoros, sendo a primeira responsável pelas maiores taxas de herbivoria nos recifes e na zona de halo. Padrões semelhantes de abundância e taxas de herbivoria foram observados em outros trabalhos na mesma região de estudo, evidenciando que estas espécies são herbívoros importantes naquele sistema recifal (FERREIRA & GONÇALVES, 2006; FRANCINI-FILHO et al., 2010). Essas espécies costumam forragear sobre recifes e fundos de areia próximos, se alimentando principalmente de macroalgas, turfs e detritos (DIAS, et al., 2001). Espécies das famílias Acanthuridae e Scarinae também foram observadas estando associadas à formação de halos em regiões do Caribe e Flórida (RANDALL, 1965; MCAFEE & MORGAN, 1996; SWEATMAN & ROBERTSON, 1994; VALENTINE et al., 1997). A maioria dos herbívoros observados na zona de halo foram juvenis (entre 7 a 15 cm), esse padrão também foi observado em outros estudos, onde os autores sugerem que os mesmos limitam a área de forrageio em função do medo de encontro com predadores ou necessidade de partição de nicho (SWEATMAN & ROBERTSON, 1994; MCAFEE & MORGAN, 1996).

A formação dos halos é uma evidência de como a intensidade de herbivoria interfere diretamente no estabelecimento e expansão de macrófitas marinhas, influenciando a organização e composição da comunidade vegetal das pradarias adjacentes (HAY, 1981, 1983, 1984, 1985; HULME, 1996; MACIÁ & ROBINSON, 2005). O gradiente de intensidade de herbivoria exerce influência na zonação das espécies nas pradarias circundantes, gerando zonas com diferentes níveis de pressão de herbivoria, permitindo que espécies menos

competitivas se estabeleçam em locais onde seu estabelecimento não seria possível na ausência de herbívoros que eliminam seus competidores. Esse processo aumenta a diversidade de espécies em zonas expostas a níveis intermediários de estresse (HAY 1985; WARWICK & CLARKE, 1993). Tal cenário condiz com o modelo proposto por Connell (1978), cuja hipótese do "Distúrbio Intermediário", prevê que uma baixa diversidade e alta dominância de espécies são esperados em zonas sob maior ou menor influência de determinados distúrbios, enquanto uma alta diversidade e baixa dominância são observadas sob níveis intermediários de distúrbio. Sendo assim, a herbivoria parece ser o processo mais importante na estruturação da comunidade de macrófitas nesta paisagem, sendo o elo de transferência de energia entre a pradaria e o recife e também o vetor *top down* que regula a diversidade e dominância de espécies nas pradarias (SALE, 1991; BELLWOOD, 2003; VALENTINE & HECK, 2005; VALENTINE et al, 2005, 2007; VALENTINE & DUFFY, 2006), gerando um padrão de distribuição que se repete na paisagem (RANDALL, 1965; OGDEN, 1976; HAY et al., 1983; HAY, 1987, 1991; MADIN et al, 2010, SALOMON et al, 2010).

Estudos mais recentes sugerem que a formação de halos de herbivoria só é esperada em locais onde predadores de topo ainda estejam ecologicamente presentes. (MADIN, et al. 2011). *Mycteroperca bonaci* (badejo quadrado ou sirigado) é um predador de topo que inclui na dieta juvenis de acanturídeos (FREITAS, 2014). A presença dessa espécie em metade dos pontos amostrais reforça a hipótese de que a presença dos halos nos recifes de Abrolhos pode ser uma evidência de processos de "paisagem do medo", onde a presença de predadores altera o comportamento das presas a ponto de alterar a estrutura da comunidade vegetal em escala de paisagem (BROWN et al., 1999; RIPPLE & BESCHTA, 2004; LAUNDRÉ et al 2010, TRUSSELL et al, 2002; DILL et al., 2003; PREISSER et al, 2005; WIRSING et al., 2008; SALOMON et al 2009; MADIN et al 2010a,b, 2012). Alguns autores sugerem que a presença e características físicas dos halos de herbivoria podem fornecer informações indiretas sobre a estrutura das comunidades (HAY, 1981, 1984; MCMANUS et al., 2000; MADIN et al., 2011). Sugerindo que o tamanho dos halos pode ser um indicador do estado de exploração dos

recifes, sendo classificado em três fases (McMANUS et al., 2000: I) Gerenciável - recifes bem conservados onde é possível encontrar predadores de topo (garoupas, lutjanídeos e tubarões), apresentando halos moderados; II) Sobrepeçados - Pesca seletiva dos predadores de topo e alguma remoção de peixes herbívoros (budiões), apresentando halos maiores; III) Sobrepesca Malthusiana - Recifes sem regulamentação e com depleção de peixes carnívoros e remoção de grandes quantidades de herbívoros, não apresentando halos de herbivoria (McMANUS et al., 2000).

Na literatura há relatos de halos que variam entre 10 (RANDALL, 1965, OGDEN et al., 1973, VALENTINE et al., 2007, MADIN et al., 2011) e mais de 90 metros de raio (DOWNIE et al., 2013). Variando também as espécies responsáveis por sua formação (Acanturídeos, Scarídeos, Siganídeos e ouriços) e a composição das pradarias que os circundam (dominadas por fanerógamas ou macroalgas) Em função da grande variabilidade de fatores locais envolvidos na formação dos halos, alguns autores sugerem que usar classes de tamanho dos halos como indicadores do status de conservação dos recifes deve ser avaliada com cautela, diante da necessidade de entender a variabilidade existente nos processos que os induzem localmente (MADIN et al. 2011).

Dessa maneira, existe a necessidade de se identificar quais são os fatores que regulam a variação nas taxas de herbivoria próximo aos recifes, e conseqüentemente o tamanho dos halos. Apesar de ter sido observada uma relação positiva entre o tamanho dos halos e a densidade de *Acanthurus* spp., sugerindo que os halos podem ser bons indicadores de alterações na abundância de herbívoros, a relação foi fraca. Isso demanda outros estudos em maior escala com esse objetivo na região. Estudos futuros com esse foco devem levar em conta a densidade de predadores, variação nos níveis de “perigo” e competição intra e inter-específica. Visto que os halos são formados em função de respostas comportamentais dos herbívoros ao risco de predação, e podem ser influenciados por uma série de outros fatores, a avaliação pontual destas feições fornece poucas informações sobre alterações na comunidade. É primordial também o monitoramento local de variações no tamanho dos halos, e nas densidades de herbívoros e

predadores ao longo do tempo para posteriormente se propor o uso dos mesmos como indicadores de alterações tróficas nas comunidades.

Os halos de herbivoria são feições relativamente viáveis de identificação através de sensoriamento remoto, e o monitoramento de longo prazo destas feições permitiria entender como os halos refletem alterações na comunidade ao longo do tempo. Dessa maneira, seria possível prever cenários e eventualmente, por meio do monitoramento por sensoriamento remoto, detectar alterações ecológicas advindas da remoção de herbívoros e predadores de topo, ocasionadas pela sobre pesca. Neste contexto, o presente trabalho representa a primeira avaliação de halos de herbivoria no Brasil, avaliando a influência da densidade de herbívoros na zanação de macrófitas em uma paisagem do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, local de grande importância para a biodiversidade e estoques pesqueiros da costa Brasileira.

Referências

ALCOVERRO, T.; MARIANI, S. The effects of the sea urchin grazing on the *Thalasso dendronciliatum* seagrass beds of a Kenyan lagoon. **Marine Ecology Progress Series**, v. 226, p.255-263, 2002.

BELLWOOD, D.R. Origins and escalation of herbivory in fishes: a functional perspective. **Paleobiology**, v.29, p.71–83, 2003.

BOHNSACK, J. A.; BANNEROT, S.P. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. **NOAA Technical Report**, v.41, Washington DC. 1986.

BROWN, J. S.; LAUNDRÉ, J. W.; GURUNG, M. The ecology of fear: optimal foraging, game theory, and trophic interactions. **Journal of Mammalogy**, v. 80, p. 385-399, 1999.

BRUCE, T. et al. Abrolhos Bank Reef Health Evaluated by Means of Water Quality, microbial Diversity, Benthic Cover, and Fish Biomass Data. **Plos One**, v. 7, p. 1-13, 2012.

CHIAPPONE, M. et al. Large-scale surveys on the Florida Reef Tract indicate poor recovery of the long-spined sea urchin *Diadema antillarum*. **Coral Reefs** v.21, p. 155-159, 2002.

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

CREED, J. C.; AMADO-FILHO, G. M. Disturbance and recovery of the macroflora of a seagrass (*Halodule wrightii* Ascherson) meadow in the Abrolhos Marine National Park, Brazil: an experimental evaluation of anchor damage. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**. v. 235, p. 285-306, 1999.

DIAS T., ROSA I.L. AND FEITOZA B.M. Food resource and habitat sharing by the three western South Atlantic surgeonfishes (Teleostei: Acanthuridae:

Acanthurus) off Paraíba Coast, northeastern Brazil. **Aqua Journal of Ichthyology and Aquatic Biology**.v.5, p.1–10, 2001.

DILL, L. M. et al. Behaviorally mediated indirect interactions in marine communities and their conservation implications. **Ecology**, v. 84, p.1151–1157, 2003.

DOWNIE, R. A. et al. Density of herbivorous fish and intensity of herbivory are influenced by proximity to coral reefs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 482, p. 217–225, 2013.

FERREIRA, C. E. L., et al. Seasonal grazing rates and food processing by tropical herbivorous fishes. **Journal of Fish Biology**, v. 53, p. 222–235, 1998.

FERREIRA, C. E. L. et al. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. **Journal of Biogeography** v.31, p.1093–1106, 2004.

FERREIRA, C. E. L. ; GONÇALVES, J. E. A. Community structure and diet of roving herbivorous reef fishes in the Abrolhos Archipelago, south-western Atlantic. **Journal of Fish Biology**, v. 69, p. 1533–1551, 2006.

FESTA-BIANCHET, M. Seasonal range selection in bighorn sheep: conflicts between forage quality, forage quantity, and predator avoidance. **Oecologia** v. 75, p. 580–586, 1988.

FLOETER S.R., et al. Latitudinal gradients in Atlantic reef fish communities: trophic structure and spatial use patterns. **Journal of Fish Biology**, v.64, p.1680–1699 , 2004.

FLOETER, S. R. et al.. Geographical gradients of marine herbivorous fishes: patterns and processes. **Marine Biology**, v.147, p.1435–1447, 2005.

FOX, R. J.; BELLWOOD, D. R. Remote video bioassays reveal the potential feeding impact of the rabbitfish *Siganus canaliculatus* (f: Siganidae) on an inner-shelf reef of the Great Barrier Reef . **Coral Reefs**, v. 27, p. 605–615, 2008.

FRANCINI-FILHO, R. B. et al.. Foraging activity of roving herbivorous reef fish (Acanthuridae and Scaridae) in eastern Brazil: influence of resource availability

and interference competition. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, p. 481-492, 2010.

FREITAS, M. O. **Auto-ecologia de *Epinephelus morio* e *Mycteroperca bonaci*: epinefelídeos comercialmente importantes e ameaçados no Banco dos Abrolhos**. 117 p, Tese (Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação) Universidade Federal Do Paraná, Curitiba, 2014.

GREEN, A.L.; BELLWOOD, D. R. 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, Switzerland. 70 p. 2009.

GREEN, E. P., MUMBY, P.J., EDWARDS, A. J., CLARK, C. D., (Ed. A. J. Edwards). **Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management. Coastal Management Sourcebooks 3**, UNESCO, Paris. x + 316 pp. 2000.

HALPERN, S. B.; FLOETER, S. R. Functional diversity responses to changing species richness in reef fish communities *Marine Ecology Progress Series*. V. 364, p. 147-156, 2008.

HAY, M. E. Spatial patterns of grazing intensity on a Caribbean barrier reef - Herbivory and algal distribution. **Aquatic Botany** v. 11, p. 97–109, 1981.

HAY, M. E.; COLBURN, T.; DOWNING, D. Spatial and temporal patterns in herbivory on a Caribbean fringing reef: the effects on plant distribution. *Oecologia* v.58, p.299–308, 1983.

HAY, M. E. Patterns of Fish and Urchin Grazing on Caribbean Coral Reefs: Are Previous Results Typical? **Ecology**, v. 65, n. 2, p. 446-454, 1984.

HAY, M. E. Spatial patterns of herbivore impact and their importance in maintaining algal species richness. **Proceedings of the Fifth International Coral Reef Congress**, v. 4, p. 29-34, 1985.

HAY, M. E. The ecology and evolution of seaweed-herbivore interactions on coral reefs. **Coral Reefs**, v. 16, p. 67-76, 1987

HAY, M.E. Fish-seaweed interactions on corals reefs: effects of herbivorous fishes and adaptations of their prey. In: Sale PF (ed) **The ecology of fishes on coral reefs**. Academic Press, San Diego, pp 96–119, 1991.

HUGHES, T.P. et al.. Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change. **Current Biology**, v.17, p. 360-365, 2007.

HULME, P. E. Herbivory, plant regeneration, and species coexistence. **Journal of Ecology**, v.84, 4, p. 609-615. 1996.

IBAMA/FUNATURA. **Plano de Manejo: Parque Nacional Marinho dos Abrolhos**. Brasília, Distrito Federal, IBAMA, 1991.

LAUNDRÉ, J. W. et al.. The Landscape of Fear: Ecological Implications of Being Afraid. **The Open Ecology Journal**, v.3, p.1-7, 2010.

LESSELLS, C. M., STEPHENS, D. W. Central place foraging: single-prey loaders again. **Animal Behaviour** v.31 p. 238–243, 1983.

LESSIOS, H.A.; GARRIDO, M.J.; KESSING, B.D. Demographic history of *Diadema antillarum*, a keystone herbivore on Caribbean reefs. **Proceedings of the Royal Society of London**, v.268, p. 2347-2353, 2001.

LEWIS, S. M.; WAINWRIGHT, P.C. Herbivore abundance and grazing intensity on a Caribbean coral reef. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 87, p. 215-228, 1985.

LIMA, S. L. Nonlethal effects in the ecology of predator–prey interactions. **Bioscience**. v. 48, p. 25–34. 1998.

LONGO, G. O.; FLOETER, S. R. Comparison of remote video and diver's direct observations to quantify reef fishes feeding on benthos in coral and rocky reefs. **Journal of Fish Biology**, 81: 1773–1780, 2012.

MACIÁ, S. & ROBINSON, M. P. Effects of habitat heterogeneity in seagrass beds on grazing patterns of parrotfishes. **Marine Ecology Progress Series**. v.303, p.113-121, 2005.

MADIN, E. M. P. et al. Field evidence for pervasive indirect effects of fishing on prey foraging behavior. **Ecology**, v. 91, p. 3563–3571, 2010a.

MADIN, E. M. P.; et al. Fishing indirectly structures macroalgal assemblages by altering herbivore behavior. **American Naturalist** v. 176, p.785–801, 2010b.

MADIN, E.M. P. et al. Landscape of fear visible from space. **Scientific Reports**, v.1, n. 14, 2011.

MCAFEE, S.T. & MORGAN, S. G. Resource use by five sympatric parrotfishes in the San Blas Archipelago, Panama. **Marine Biology**.v.125, p.427–437, 1996.

McCLANAHAN, T. R. et al. Fish and sea urchin herbivory and competition in Kenyan coral reef lagoons: the role of reef management. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 184, p. 237-254, 1994.

McCLANAHAN, T. R.; BRANCH, G. **Food webs and the dynamics of marine reefs**. Oxford University Press, Oxford, UK, 2008.

McMANUS, J. W. et al. Coral reef fishing and coral-algal phase shifts: implications for global reef status. – **ICES Journal of Marine Science**, v. 57, p. 572–578, 2000.

MINTE-VERA, C. V. et al. Nested sampling: An improved visual-census technique for studying reef fish assemblages. **Marine Ecology Progress Series**., v. 367, p. 283-293, 2008.

MORA et al. Global human footprint on the linkage between diversity and ecosystem functioning in reef fishes. **Plos Biology** .9: e1000606, 2011.

MUMBY, P.J., EDWARDS, A.J., GREEN, E.P., ANDERSON, C.W., ELLIS, A.C., and Clark, C.D. A visual assessment technique for estimating seagrass standing crop. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* v. 7. p. 239-251. 1997a.

MUMBY, P.J., GREEN, E.P., EDWARDS, A.J., AND CLARK, C.D., Measurement of seagrass standing crop using satellite and airborne digital remote sensing. **Marine Ecology Progress Series**, v.159, p. 51-60, 1997b.

OGDEN, J. C. et al. Grazing by the echinoid *Diadema antillarum* Philippi: formation of halos around West Indian patch reefs. **Science**.NY. v. 182, p. 715-717, 1973.

OGDEN, J. C. Some aspects of herbivore - plant relationships in Caribbean reefs and seagrass beds. **Aquatic Botany**. v. 2, p. 103-116, 1976.

OGDEN, J.C.; ZIEMAN, J.C. Ecological aspects of coral reef-seagrass bed contacts in the Caribbean. p. 377-382. In: D.L. Taylor (ed.) **Proceedings of Third International Coral Reef Symposium** Vol. 1: Biology. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, Miami, Florida, 1977.

PREISSER, E. L. et al..Scared to death? The effects of Intimidation and consumption in predator-prey Interactions.**Ecology**, v. 86, n.2, p. 501-509, 2005.

RANDALL, J. E. Grazing effect on seagrasses by herbivorous reef fishes in the West Indies. **Ecology**, v. 46, p. 255- 260, 1965.

RIPPLE, W. J.; BESCHTA, R. L. Wolves and the ecology of fear: Can predation risk structure ecosystems? **Bioscience**, v. 54, p. 755-766, 2004.

RYAN, D. A. J. Point sampling strategies for estimating coverage from benthic video transects. **Environmetrics**, v. 15, p.193-207, 2004.

SALE PF (ed) **The ecology of fishes on coral reefs**. Academic Press, San Diego, p 96-119, 1991.

SALOMON, A. K. et al., Key Features and Context-Dependence of Fishery-Induced Trophic Cascades.**Conservation Biology**, v. 24, n. 2, p. 382-394, 2010.

SCHMITZ, O. J. et al. Trophic cascades: the primacy of trait-mediated indirect interactions. **Ecology Letters**, v. 7, p. 153-163, 2004.

SHEPPARD, C.R.C., MATHESON, K., BYTHELL, J.C. MURPHY, P., BLAIR MYERS, C., AND BLAKE, B., Habitat mapping in the Caribbean for management and conservation: use and assessment of aerial photography. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems** v. 5, p.277-298, 1995.

SHORT, F. T. et al. SeagrassNet Manual for Scientific Monitoring of Seagrass Habitat, worldwide edition. Durhan, NH. p. 75, 2006.

SMITH, J.E. et al.. The effects of top-down versus bottom-up control on benthic coral reef community structure. **Oecologia** v.163, n.2, p. 497-507, 2010.

STENECK, R.S. Herbivory on coral reefs: a synthesis, p. 37-49. In Choat et al., (eds.) **Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium**, v. 1: Plenary Addressess and Status review. Townsville, Australia, 1988.

SWEATMAN, H.; ROBERTSON D. R. Grazing halos and predation on juvenile Caribbean surgeonfishes. **Marine Ecology Progress Series**, v. 111, p. 1-6, 1994.

THACKER, R.W.; GINSBURG, D.W.; PAUL, V. J. Effects of herbivore exclusion and nutrient enrichment on coral reef macroalgae and cyanobacteria. **Coral Reefs** v. 19, p.318–329 2001.

TRUSSEL, G. C. et al. Habitat effects on the relative importance of trait and density-mediated indirect interactions. **Ecology Letters**, v.9, p.1245–1252, , 2006.

UNDERWOOD, A. J. Experiments in ecology: **Their logical design and interpretation using analysis of variance**. Cambridge University Press, 1997.

VALENTINE, J. F.; HECK JR, K. L., Perspective review of the impacts of overfishing on coral reef food web linkages. **Coral Reefs**, v. 24, p. 209–213, 2005.

VALENTINE, J. F. et al., Food web interactions along seagrass-coral reef boundaries: effects of piscivores reductions on cross-habitat energy exchange. **Marine Ecology Progress Series**, v. 333, p. 37-50, 2007.

VALENTINE, J.; DUFFY, J.E. .The central role of grazing in seagrass ecology. In: Larkum, A.W.D., Orth, R.J., Duarte, C.M. (Eds.), **Seagrass Biology: A Treatise**. Springer, 2006.

ZEMKE-WHITE, W. L., CHOAT, J. H. & CLEMENTS, K. D. A re-evaluation of the diel feeding hypothesis for marine herbivorous fishes. **Marine Biology** v. 141, p. 571–579, 2002.

WARWICK, R. M., CLARKE, K. R. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** V.172 P. 215-226, 1993.

WIRSING, A.J. et al. Seascapes of fear: Evaluating sublethal predator effects experienced and generated by marine mammals. **Marine Mammals**. Sci. 24, 1–15. 2008.

ANEXOS

Tabela 2: Lista de substratos e espécies de macrófitas identificados entre as diferentes zonas e valores respectivos de percentual de cobertura (Média ± Erro Padrão).

Substrato	Espécies	Recife	Halo	Pradaria		
				ZT	PM	PF
Areia		1.0±0.2	94.2±2.7	50.7±3.8	33.6±3.7	14.3±1.8
Rodolitos		-	3.7±1.9	1.9±1.1	1.0±0.7	1.0±0.6
Esponjas		5.8±1.3	-	-	-	-
Turf		74.4±2.9		10.2±2.2	16.7±2.6	22.9±2.5
Corais pétreos		5.6±1.3	-	-	0.04±0.07	-
Algas calcáreas		1.4±0.5	-	-	-	-
Gramas marinhas		-	0.1±0.1	27.2±3.8	8,2±2.5	-
	<u>Magnoliophyta</u>					
	<i>Halophila decipiens</i> Ostenfeld	-	0.15±0.1	25.6±3.1	7.8±2.2	-
	<i>Halodule wrightii</i> Ascherson	-	-	1.6±0.6	0.3±0.2	-
Algas frondosas		8.6±4.9	1.8±1.0	9.2±3.9	36.9±10.9	60.4±11.1
	<u>Heteronkontophyta</u>					
	<i>Dictyopteris plagiogramma</i> (Montagne) Vickers	0.8±0.6	±0.4	0.7±0.3	9.4±1.8	9.4±2.0
	<i>Dictyota cervicornis</i> Kützinger	4.6±1.5	±0.4	5.4±1.7	9.8±2.0	3.5±1.6
	<u>Chlorophyta</u>					
	<i>Caulerpa cupressoides</i> (Vahl) C.Agardh	-	-	0.1±0.1	2.3±0.6	0.5±0.2
	<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskål) J.Agardh	-	-	1.0±0.5	4.1±1.5	1.5±0.9
	<i>Caulerpa prolifera</i> (Forsskål) J.V.Lamouroux	-	-	0.1±0.0	2.4±0.7	40.1±4.0
	<i>Caulerpa mexicana</i> Sonder ex Kützinger	-	-	-	2.7±0.7	0.5±0.3
	<i>Caulerpa verticillata</i> J.Agardh	-	-	-	0.6±0.4	-
	<i>Halimeda tuna</i> (J.Ellis & Solander) J.V.Lamouroux	1.7±1.2	±0.1	-	0.01±0.07	-
	<i>Udotea flabelum</i> (J.Ellis & Solander) M.A.Howe	-	-	-	0.1±0.06	0.03±0.0
	<i>Penicillus capitatus</i> Lamarck	-	-	-	0.1±0.1	1.2±0.5
	<u>Phaeophyta</u>					
	<i>Dasycladus vermicularis</i> Scopoli Krasser	1.1±1.1	-	1.8±1.0	4.9±2.5	3.4±1.3
	<i>Sargassum hystrix</i> J.Agardh	0.2±0.2	-	-	-	-
Outros		2.8		0.5	3.3	1.2

Tabela 3: Lista das espécies de peixes e respectivos valores de abundância (Média ± Erro Padrão) por zona. Categoria trófica: dpla=planctívoros diurnos, mcar=macro carnívoros, minv=comedores de invertebrados móveis, sinv=comedores de invertebrados sésseis, omni = onívoros, malg=comedores de macroalgas, ther=herbívoros territoriais, scrp=herbívoros raspadores, excv=excavadores, limp=limpadores (HALPERN & FLOETER, 2008).

Classificação	Espécie	Categoria trófica	Recife	Halo	Pradaria
Aulopiformes					
Synodontidae					
	<i>Synodus intermedius</i> (Spix & Agassiz, 1829)	dpla	-	$0.13 \times 10^{-2} \pm 0.02 \times 10^{-2}$	-
Anguilliformes					
Muraenidae					
	<i>Gymnothorax funebris</i> Ranzani, 1839	mcar	$0.06 \times 10^{-2} \pm 0.06 \times 10^{-2}$	$9.6 \times 10^{-2} \pm 1.7 \times 10^{-2}$	-
Beryciformes					
Holocentridae					
	<i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	minv	$0.5 \times 10^{-2} \pm 0.28 \times 10^{-2}$	-	-
Lophiiformes					
Ogcocephalidae					
	<i>Ogcocephalus vespertilio</i> (Linnaeus, 1758)	minv	-	-	$0.09 \times 10^{-2} \pm 0.09 \times 10^{-2}$
Perciformes					
Acanthuridae					
	<i>Acanthurus bahianus</i> Castelnau, 1855	scrp	$6.8 \times 10^{-2} \pm 0.9 \times 10^{-2}$	$4.5 \times 10^{-2} \pm 0.82 \times 10^{-2}$	-
	<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787)	scrp	$5.0 \times 10^{-2} \pm 1.08 \times 10^{-2}$	$1.5 \times 10^{-2} \pm 0.27 \times 10^{-2}$	-
	<i>Acanthurus coeruleus</i> Bloch & Schneider, 1801	turf	$5.3 \times 10^{-2} \pm 1.0 \times 10^{-2}$	$0.64 \times 10^{-2} \pm 0.11 \times 10^{-2}$	-
Bleniidae					
	<i>Parablennius pilicornis</i> (Cuvier, 1829)	omni	$0.06 \times 10^{-2} \pm 0.06 \times 10^{-2}$	-	-
	<i>Parablennius marmoreus</i> (Poey, 1876)	omni	$0.06 \times 10^{-2} \pm 0.06 \times 10^{-2}$	-	-

Cont: Tabela 3

Chaetodontidae					
	<i>Chaetodon striatus</i> Linnaeus, 1758	sinv	$1.18 \times 10^{-2} \pm 0.26 \times 10^{-2}$	-	-
Carangidae					
	<i>Carangoides bartholomaei</i> (Cuvier, 1833)	mcar	$3.4 \times 10^{-2} \pm 2.5 \times 10^{-2}$	$0.32 \times 10^{-2} \pm 0.05 \times 10^{-2}$	$1.45 \times 10^{-2} \pm 0.88 \times 10^{-2}$
	<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	mcar	$0.1 \times 10^{-2} \pm 0.1 \times 10^{-2}$	$0.25 \times 10^{-2} \pm 0.04 \times 10^{-2}$	$0.09 \times 10^{-2} \pm 0.09 \times 10^{-2}$
	<i>Caranx sp.</i>	mcar	-	$0.06 \times 10^{-2} \pm 0.01 \times 10^{-2}$	-
Epinephelidae					
	<i>Epinephelus morio</i> (Valenciennes, 1828)	mcar	$0.06 \times 10^{-2} \pm 0.06 \times 10^{-2}$	-	-
	<i>Mycteroperca bonaci</i> (Poey, 1860)	mcar	$0.5 \times 10^{-2} \pm 0.20 \times 10^{-2}$	$0.07 \times 10^{-2} \pm 0.01 \times 10^{-2}$	$0.09 \times 10^{-2} \pm 0.09 \times 10^{-2}$
Gobiidae					
	<i>Elacatinus figaro</i> Sazima, Moura & Rosa, 1997	limp	$0.44 \times 10^{-2} \pm 0.28 \times 10^{-2}$	-	-
	<i>Coryphopterus dicrus</i> Böhlke & Robins, 1960	omni	$0.13 \times 10^{-2} \pm 0.09 \times 10^{-2}$	-	-
Haemulidae					
	<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	minv	$4.8 \times 10^{-2} \pm 2.1 \times 10^{-2}$	$1.81 \times 10^{-2} \pm 0.32 \times 10^{-2}$	-
	<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier, 1830	minv	$142.81 \times 10^{-2} \pm 51.10 \times 10^{-2}$	$8.58 \times 10^{-2} \pm 1.54 \times 10^{-2}$	$1.36 \times 10^{-2} \pm 1.36 \times 10^{-2}$
	<i>Haemulon parra</i> (Desmarest, 1823)	minv	$58.75 \times 10^{-2} \pm 37.70 \times 10^{-2}$	$8.58 \times 10^{-2} \pm 1.54 \times 10^{-2}$	-
	<i>Haemulon plumierii</i> (Lacepède, 1801)	minv	$49.38 \times 10^{-2} \pm 14.53 \times 10^{-2}$	$1.68 \times 10^{-2} \pm 0.30 \times 10^{-2}$	-
	<i>Haemulon squamipinna</i> Rocha & Rosa, 1999	minv	$0.13 \times 10^{-2} \pm 0.09 \times 10^{-2}$	-	-
Labridae					
	<i>Halichoeres brasiliensis</i> (Bloch, 1791)	minv	$0.06 \times 10^{-2} \pm 0.06 \times 10^{-2}$	-	-
	<i>Halichoeres poeyi</i> (Steindachner, 1867)	minv	$1.94 \times 10^{-2} \pm 0.76 \times 10^{-2}$	$0.52 \times 10^{-2} \pm 0.09 \times 10^{-2}$	$0.36 \times 10^{-2} \pm 0.21 \times 10^{-2}$
Labrissomidae					
	<i>Malacoctenus sp.</i>	minv	$0.44 \times 10^{-2} \pm 0.17 \times 10^{-2}$	-	-
	<i>Labrisomus nuchipinnis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	minv	$0.06 \times 10^{-2} \pm 0.06 \times 10^{-2}$	-	-

Cont: Tabela 3

Lutjanidae					
<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	mcar	$0.38 \times 10^{-2} \pm 0.28 \times 10^{-2}$	$0.45 \times 10^{-2} \pm 0.08 \times 10^{-2}$	-	-
<i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch, 1791)	mcar	$5.25 \times 10^{-2} \pm 1.05 \times 10^{-2}$	$4.52 \times 10^{-2} \pm 0.81 \times 10^{-2}$	-	-
Mullidae					
<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch, 1793)	excw	$1.44 \times 10^{-2} \pm 0.48 \times 10^{-2}$	$2.97 \times 10^{-2} \pm 0.53 \times 10^{-2}$	-	-
Opistognathidae					
<i>Opistognathus brasiliensis</i> Smith-Vaniz, 1997	dpla	-	$0.39 \times 10^{-2} \pm 0.07 \times 10^{-2}$	-	-
Pomacanthidae					
<i>Holacanthus ciliaris</i> (Linnaeus, 1758)	sinv	$0.5 \times 10^{-2} \pm 0.22 \times 10^{-2}$	-	-	-
<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch, 1787)	omni	$2.38 \times 10^{-2} \pm 0.40 \times 10^{-2}$	$0.65 \times 10^{-2} \pm 0.12 \times 10^{-2}$	$0.27 \times 10^{-2} \pm 0.20 \times 10^{-2}$	-
<i>Pomacanthus arcuatus</i> (Linnaeus, 1758)	omni	$0.81 \times 10^{-2} \pm 0.28 \times 10^{-2}$	$0.32 \times 10^{-2} \pm 0.06 \times 10^{-2}$	-	-
Pomacentridae					
<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	omni	$1.5 \times 10^{-2} \pm 0.92 \times 10^{-2}$	-	-	-
<i>Stegastes fuscus</i> (Cuvier, 1830)	ther	$1.38 \times 10^{-2} \pm 0.47 \times 10^{-2}$	-	-	-
<i>Stegastes pictus</i> (Castelnau, 1855)	ther	$1.81 \times 10^{-2} \pm 0.53 \times 10^{-2}$	-	-	-
<i>Stegastes variabilis</i> (Castelnau, 1855)	ther	$1.81 \times 10^{-2} \pm 0.39 \times 10^{-2}$	-	-	-
Scaridae					
<i>Cryptotomus roseus</i> Cope, 1871	scrp	-	-	$0.09 \times 10^{-2} \pm 0.09 \times 10^{-2}$	-
<i>Scarus trispinosus</i> Valenciennes, 1840	scrp	$0.5 \times 10^{-2} \pm 0.18 \times 10^{-2}$	$0.13 \times 10^{-2} \pm 0.02 \times 10^{-2}$	-	-
<i>Scaruszelindae</i> Moura, Figueiredo & Sazima, 2001		$0.25 \times 10^{-2} \pm 0.17 \times 10^{-2}$	-	-	-
<i>Sparisoma axillare</i> (Steindachner, 1878)	scrp	$1 \times 10^{-2} \pm 0.25 \times 10^{-2}$	$0.45 \times 10^{-2} \pm 0.08 \times 10^{-2}$	$0.09 \times 10^{-2} \pm 0.09 \times 10^{-2}$	-
<i>Sparisoma frondosum</i> (Agassiz, 1831)	malg	$0.56 \times 10^{-2} \pm 0.19 \times 10^{-2}$	$0.19 \times 10^{-2} \pm 0.04 \times 10^{-2}$	-	-
<i>Sparisoma radians</i> (Valenciennes, 1840)	mcar	$0.06 \times 10^{-2} \pm 0.06 \times 10^{-2}$	-	-	-
<i>Spa sp.</i>		$0.25 \times 10^{-2} \pm 0.20 \times 10^{-2}$	$0.19 \times 10^{-2} \pm 0.04 \times 10^{-2}$	-	-
Scianidae					
<i>Pareques acuminatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	minv	$0.06 \times 10^{-2} \pm 0.06 \times 10^{-2}$	-	-	-

Cont: Tabela 3

Serranidae					
	<i>Cephalopholis fulva</i> (Linnaeus, 1758)	mcar	$0.13 \times 10^{-2} \pm 0.09 \times 10^{-2}$	-	-
Sparidae					
	<i>Calamus penna</i> (Valenciennes, 1830)	minv	-	$0.13 \times 10^{-2} \pm 0.02 \times 10^{-2}$	-
Tetraodontiformes					
Balistidae					
	<i>Balistes vetula</i> Linnaeus, 1758	minv	$0.25 \times 10^{-2} \pm 0.15 \times 10^{-2}$	$0.19 \times 10^{-2} \pm 0.04 \times 10^{-2}$	$0.09 \times 10^{-2} \pm 0.09 \times 10^{-2}$
