



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ

# **As Áreas Marinhas Protegidas do nordeste do Brasil são eficientes na proteção de espécies de peixes recifais ameaçadas de extinção?**

**Jessyca Luana Silva Teixeira**

**ILHÉUS –BAHIA  
FEVEREIRO-2017**

**Jessyca Luana Silva Teixeira**

**As Áreas Marinhas Protegidas do nordeste do Brasil  
são eficientes na proteção das espécies de peixes  
recifais ameaçadas de extinção?**

Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais, à Universidade Estadual de Santa Cruz.

Área de Concentração: Ecologia de comunidades e Ecossistemas Aquáticos Tropicais

Orientador: Dr. Carlos Werner Hackradt

Coorientadora: Dr<sup>a</sup>. Fabiana César Félix Hackradt

**ILHÉUS –BAHIA  
FEVEREIRO-2017**

T266

Teixeira, Jessyca Luana Silva.

As áreas marinhas protegidas do nordeste do Brasil são eficientes na proteção de espécies de peixes recifais ameaçadas de extinção? / Jessyca Luana Silva Teixeira. – Ilhéus, BA: UESC, 2017. 52f. : il.

Orientador: Carlos Werner Hackradt.

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

Inclui referências.

1. Áreas de conservação de recursos naturais. 2. Animais em extinção. 3. Peixes. 4. Áreas protegidas. 5. Recifes e ilha de coral. 6. Reservas naturais. I. Título.

CDD 333.72

Jessyca Luana Silva Teixeira

**As Áreas Marinhas Protegidas do nordeste do Brasil  
são eficientes na proteção das espécies de peixes  
recifais ameaçadas de extinção?**

Comissão examinadora

---

Dr. Carlos Werner Hackradt

UFSB/ Professor Adjunto da Universidade Federal do Sul da Bahia  
(orientador)

---

Dr. Alexandre Schiavetti

UESC/ Professor Pleno da Universidade Estadual de Santa Cruz  
(membro interno)

---

Dr. Maurício Hostim Silva

UFES/ Professor Adjunto da Universidade Federal do Espírito Santo  
(membro externo)

## RESUMO

Atualmente as espécies marinhas vêm sofrendo efeitos diretos pelas ações antrópicas, dentre elas, a sobre-presca vêm depauperando populações de espécies de peixes com valor econômico, ameaçando sua existência. Como forma de dirimir estes efeitos, sabe-se que as áreas marinhas protegidas (AMPs), que apresentam áreas de exclusão de pesca, podem servir como ferramenta efetiva pra conservação de espécies ameaçadas. Desta forma, buscou-se avaliar o efeito das medidas de proteção sobre populações de peixes recifais listadas na Lista Vermelha (Red List) da IUCN e na Portaria 445/2014 MMA, em três AMPs: APA Recife de Corais (APARC) (RN); RESEX do Corumbau (RESEXCo) (BA) e o Parque Nacional Marinho de Abrolhos (PNMAB) (BA). Para este estudo foi utilizada a metodologia de censo visual subaquático, seguindo um desenho *Beyond-BACI* com uma zona de no-take (NTZ) e duas zonas desprotegidas adjacentes (UNP). Ao todo foram registradas nove espécies categorizadas sob algum tipo de ameaça: Quase ameaçada: *Balistes vetula*; Vulnerável: *Elacatinus figaro*, *Epinephelus morio*, *Microspathodon chrysurus*, *Mycteroperca bonaci*, *Scarus trispinosus*, *Sparisoma axillare* e *Sparisoma frondosum*; e Em perigo: *Scarus zelindae*. A reserva mais eficiente na proteção para um maior número de espécies foi o PNMAB. A APARC, ainda que visto um aumento da biomassa e abundância, não constatou-se o efeito da proteção. A RESEXCo foi a reserva menos eficiente na proteção das espécies estudadas. O estudo também evidenciou que as variáveis ambientais influenciaram na ocorrência das espécies. Observou-se que a rugosidade, profundidade e o fator proteção foram as variáveis que mais explicaram a distribuição das espécies, indicados na maioria dos modelos selecionados.

Palavras-chave: Efeito Reserva, Conservação de Espécies Ameaçadas, Unidades de Conservação.

## ABSTRACT

Marine species have been suffering the effects of anthropogenic actions, amongst them overexploitation have been depleting fish populations, mainly those of economic value, threatening their existence. As a way to minimize these problems is there the establishment of marine protected areas (MPAs), which have no-take zones in which fishing is prohibited, and therefore can act as an effective tool for conservation of endangered species. The aim of this study was to evaluate the effect of protection measures on reef fish species listed in the IUCN Red List and in the 445/2014 MMA Brazilian red list in three MPAs: - Environmental Protected Area of Recifes de Coral (APARC -RN); Marine Reserve of Corumbau (RESEXCo -(BA) and National Marine Park of Abrolhos (PNMAB - BA). For this study, the underwater visual census methodology was applied, following a Beyond-BACI sampling design with one no-take zone (NTZ) and two adjacent unprotected zones (UNP). We used nine species which were classified in some level of threat: Nearly threatened: *Balistes vetula*; Vulnerable: *Elacatinus figaro*, *Epinephelus morio*, *Microspathodon chrysurus*, *Mycteroperca bonaci*, *Scarus trispinosus*, *Sparisoma axillare* and *Sparisoma frondosum*; and Endangered: *Scarus zelindae*. The most efficient reserve, that protected a greater number of species was the PNMAB. The APARC, although differences inside vs outside the NTZ on fish biomass and abundance was observed, we did not find a significant effect of protection; as well as for RESEXCo, which was the least efficient reserve for species protection. The study also showed that the environmental variables were determinant for species occurrence. Using the Akaike information criterion (AIC), it was observed that the roughness, depth and protection factor were the variables that most explained the species occurrence, indicated in most of the selected models.

**Keywords:** Reserve effect, Conservation of endangered species, Managed areas.

## **Lista de abreviaturas**

AMP – Área Marinha Protegida

ANP- Agência Nacional *do Petróleo*, Gás Natural e Biocombustíveis

APA – Área de Proteção Ambiental

APARC- Área de Proteção Ambiental Recife dos Corais

BACI - Before After Control Impact

CDB- Convenção Sobre Diversidade Biológica

GCRMN - Global Coral Reef Monitoring Network

IDEMA- Instituto de Defesa do Meio Ambiente

IUCN- International Union for Conservation of Nature

MMA- Ministério do Meio Ambiente

PNMAB- Parque Nacional Marinho Abrolhos

PCA- Análise de Componentes Principais

PNAP- Plano Nacional de Área Protegida

RESEX- Reserva Extrativista

RESEXCo- RESEX do Corumbau

SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC)

UC- Unidades de Conservação

UCB- Unidades de conservação no Brasil

## Lista de figuras

**Figura 1** Mapa das Áreas Marinhas Protegidas estudadas. A: Nordeste do Brasil. B: APA Recife de Corais (APARC-RN). C: RESEX do Corumbau (RESEXCo-BA). D: Parque Nacional Marinho de Abrolhos (PNMAB-BA).....7

**Figura 2.** A) Zona P: Zona Protegida; Zona -D: Zona Desprotegida. B) Desenho Beyond-BACI e seus níveis de análise.....9

**Figura 3** Análise de Componentes Principais entre as variáveis ambientais das Áreas Marinhas estudadas (Parrachos de Maracajaú (RN) - APA Recife de Corais (APARC); O Corumbau- RESEX do Corumbau (RESEXCo) e Abrolhos (BA) (PNMAB).....16

**Figura 4** Abundância (média + erro padrão) das espécies, considerando-se a zonas protegidas (P e P2) e as zonas desprotegidas (D1 e D2) na RESEX do Corumbau-Ba (RESEXCo), Parrachos de Maracaju RN (APARC) e Abrolhos-BA (PNMAB). As letras A, B, C e D indicam a similaridade entre os setores para cada área onde foi exibido efeito da proteção na PERMANOVA PAIR-WISE TESTS aplicada à abundância das espécies.....23

**Figura 5** Biomassa (média + erro padrão) das espécies, considerando-se a zonas protegidas (P e P2) e as zonas desprotegidas (D1 e D2) na RESEX do Corumbau-Ba (RESEXCo), Parrachos de Maracaju RN (APARC) e Abrolhos-BA (PNMAB). As letras A, B, C e D indicam a similaridade entre setores para cada área onde foi exibido efeito da proteção na PERMANOVA PAIR-WISE TESTS aplicada à biomassa das espécies.....25

**Figura 6** Classe de tamanho (em %) das espécies: *Balistes vetula* (A), *Elacatinus figaro*(B), *Epinephelus morio* (C), *Microspathodon chrysurus*(D), *Mycteroperca bonaci* (E), *Scarus trispinosus* (F), *Scarus zelindae* (G), *Sparisoma axillare* (H) e *Sparisoma frondosum* (I), considerando-se a zonas protegidas (P e P2) e as zonas desprotegidas (D1 e D2) na RESEX do Corumbau-Ba (RESEXCo), Parrachos de Maracaju-RN (APARC) e Abrolhos-BA (PNMAB). .....26



## Lista de tabelas

- Tabela 1** Espécies que estão categorizadas pela IUCN e a Lista Vermelha Nacional Portaria 445/2014 como VU=Vulnerável\* EN=Em perigo\* ou NT=Quase ameaçada\*, publicado em 2014, observadas em APARC, Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais (RN); PNMAB, Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (BA) e RESEXCo nos bancos recifais de Itacolomis em Corumbau (BA ). .....29
- Tabela 2** Resultados das Análises de Variância Multivariada por Permutação (PERMANOVA) aplicada às variáveis de habitat nas áreas da RESEX do Corumbau-Ba (RESEXCo), Abrolhos-BA (PNMAB) e Parrachos de Maracaju-RN (APARC). .....30
- Tabela 3** Modelo de variáveis do habitat selecionado usando AIC (critérios de informação de Akaike) para todas as espécies ameaçadas determinadas por regressão múltipla, para as três áreas estudadas. ....33
- Tabela 4** Resultados da PERMANOVA aplicada à abundância das espécies ameaçadas, tendo como co-variáveis as características do habitat para todas as localidades estudadas. ....34
- Tabela 5** Resultados da PERMANOVA aplicada à biomassa das espécies ameaçadas, tendo como co-variáveis as características do habitat para todas as localidades estudadas. ....34
- Tabela 6** Resultados das Análises de Variância de Permutação Multivariada (PERMANOVA) aplicada à abundância para as espécies, tendo como co-variáveis as características do habitat nas áreas da RESEX do Corumbau-Ba (RESEXCo), Parrachos de Maracaju-RN (APARC) e Abrolhos-BA (PNMAB). .....37
- Tabela 7** Resultados das Análises de Variância de Permutação Multivariada (PERMANOVA) aplicada à biomassa para as espécies, tendo como co-variáveis as características do habitat nas áreas da RESEX do Corumbau-Ba (RESEXCo), Parrachos de Maracaju-RN (APARC) e Abrolhos-BA (PNMAB). .....40

## Sumário

RESUMO .....	5
ABSTRACT.....	6
Lista de abreviaturas.....	7
Lista de figuras.....	8
Lista de tabelas.....	9
Sumário.....	10
1. INTRODUÇÃO.....	1
MATERIAL E MÉTODOS.....	6
<i>Área de estudo</i> .....	6
<i>Desenho amostral</i> .....	8
<i>Análise de dados</i> .....	11
RESULTADOS.....	13
<i>Efeito do habitat</i> .....	14
<i>Efeito da proteção</i> .....	18
DISCUSSÃO .....	28
<i>Efeito do habitat</i> .....	29
<i>Efeito da proteção</i> .....	31
CONCLUSÃO .....	35
REFERÊNCIAS .....	36

## 1. INTRODUÇÃO

Os ambientes recifais são sistemas marinhos constituídos por um fundo consolidado, podendo ter origem biogênica (quando originado de uma fonte orgânica, como corais ou algas calcárias) ou abiogênica (quando originado de uma fonte inorgânica, como as rochas), e muitas vezes compõem mosaicos de habitats com fundos arenosos, pradeiras de grama marinha, cascalho, dentre outros (Jones & Syms, 1998).

Essa quantidade de habitats disponíveis e a complexidade do ambiente recifal refletem diretamente em uma grande diversidade de corais e de algas calcárias (Jones & Syms, 1998), que influenciam de forma permanente ou temporária a distribuição espacial de uma gama de espécies de peixes (Hackradt et al., 2011).

Os recifes de coral possuem grande importância socioeconômica, representando uma das principais fontes de alimento e emprego para milhões de pessoas em regiões costeiras de países tropicais (Russ, 1991; Russ & Alcala, 1999). De tal modo, também possuem grande importância ecológica, por ser um dos ecossistemas com maior biodiversidade e produtividade do planeta (Reaka-Kudla, 1997; Adey, 2000). Visto que toda espécie de peixe que utiliza o recife como área de refúgio (Mumby et al., 2004), alimentação (McKenzie & Yoshida, 2009), reprodução (Dorenbosch et al., 2006) ou apenas de passagem, pode ser considerada uma espécie recifal. Estas espécies podem variar em tamanho, cor, forma, hábito trófico, comportamento reprodutivo e associações intra e interespecíficas, condizente com o ambiente em que vivem.

No Brasil, os recifes de coral do tipo biogênico se distribuem desde o Parcel de Manoel Luís, no estado do Maranhão até estado do Espírito Santo, estando distribuídos ao longo de aproximadamente 3.000 km de costa (Floeter et al., 2001; Kikuchi et al., 2003; Maida, 2006). As assembleias de peixes recifais do Brasil são extremamente ricas (Floeter & Gasparini, 2000), quando comparadas com outros ambientes, e apresentam um alto percentual (mais de

10%) de espécies endêmicas (Floeter & Gasparini, 2000; Rocha & Rosa, 2001; Floeter et al., 2007).

Essa distribuição das assembleias de peixes recifais é influenciada, *a priori* pela temperatura da água, riqueza de corais, produção primária, distância do continente, largura da plataforma continental e províncias zoogeográficas (Floeter et al., 2001; Hackradt & Félix, 2009). As províncias zoogeográficas se aplicam as sub-regiões que se agrupam devido ao clima ou/e por razões geohistórias (a geografia do local ou região e suas mudanças temporais por interações diversas) e assim compartilham as mesmas espécies (Floeter et al., 2001).

A complexidade do habitat também tem forte influência na distribuição dos peixes recifais (Carpenter et al., 1981; Friedlander & Parrish, 1998), e o principal fator explicativo seria uma possível redução da competição (Hixon & Menge, 1991). A diminuição da competição intraespecífica e interespecífica seria a consequência de uma maior quantidade e disponibilidade de recursos alimentares e microhabitats, beneficiando a ocupação de nichos entre espécies semelhantes ecologicamente e a colonização de áreas distintas por várias espécies (Smith & Tyler, 1972; Almany, 2004; Floeter et al., 2007).

Entretanto essa complexidade ambiental, a qual modela a diversidade recifal, encontra-se ameaçada diante de diversos distúrbios antrópicos (Knox, 2000; McLachlan & Brown, 2006) que vêm degradando de forma acelerada estes ambientes. Os efeitos sinérgicos das atividades humanas, ampliados pelos efeitos das mudanças climáticas globais têm potencializado estes efeitos (Nystrom et al., 2000; Pandolfi et al., 2003; Belwood et al., 2004). Segundo a “Global Coral Reef Monitoring Network” (GCRMN), aproximadamente 27% dos recifes de coral do mundo estão definitivamente perdidos, podendo se agravar se não houver medidas de proteção e conservação para conter a degradação destes ambientes.

Danos infligidos ao ecossistema recifal são decorrentes do pisoteamento durante a prática do turismo, o tráfego e ancoragem desordenados de embarcações, patologias em corais (Francini-Filho et al., 2008), o crescimento populacional na costa e o despejo de resíduos sólidos (Leão & Dominguez,

2000; Reynolds et al., 2001; Gasparini et al., 2005; Ferreira et al., 2006; Olden et al., 2007). Outras atividades que causam efeitos aos ambientes recifais são as diferentes práticas de pesca (artesanal e/ou comercial) descontrolada e a coleta de espécies ornamentais (Gasparini et al., 2005). A extração de indivíduos modifica o tamanho e a estrutura populacional das espécies de peixes (Gasparini et al., 2005; Frédou et al., 2006; Floeter et al., 2006; Francini-Filho & Moura, 2008), afetando de forma significativa diferentes grupos funcionais (Floeter et al., 2014).

Levando em consideração que tais efeitos podem levar a irreversíveis extinções de espécies, inventários são realizados e podem servir de subsídio para identificar espécies sob risco de extinção – Listas Vermelhas (Red Lists) – nos quais distintos níveis de ameaça são baseados em padrões e critérios quantitativos (Lamoreux et al., 2003). Recentemente, no ano de 2015, o Ministério do Meio Ambiente publicou uma nova avaliação das espécies brasileiras ameaçadas de extinção (Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção), na qual constam 98 espécies de peixes marinhos, sendo 56 espécies de peixes consideradas recifais. Estes inventários servem de instrumentos para a elaboração de programas nacionais de conservação e manejo da fauna (MMA, 2008) e podem servir de base para ações globais (Lamoreux et al., 2003), permitindo visualizar áreas mais sensíveis voltadas a recuperação das espécies ameaçadas.

A criação de reservas voltadas à proteção de espécies ameaçadas é reconhecida mundialmente por ser um mecanismo eficiente para a conservação e uso sustentável da biodiversidade marinha (Palumbi, 2002). Estudos demonstraram que dentro das Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) ocorre o aumento médio na densidade dos peixes em até duas vezes, da biomassa em até três vezes e aumento no tamanho médio das espécies alvo da pesca (Russ, 1991; Roberts, 1995; Rodwell et al., 2002; Russ et al., 2005; Hawkins et al., 2006; McClanahan, 2007; Hackradt et al., 2014).

Foi evidenciado também um benefício direto sobre a diversidade local, pois propicia um incremento de 20 a 30% em comparação com as áreas desprotegidas do entorno (Russ et al., 2005). Este fato demonstra a inerente

capacidade das áreas marinhas protegidas em manterem e restaurarem a biomassa das espécies de um local, principalmente quando falamos dos estoques de recursos marinhos, que já se encontram em sua maioria sobre-explotadas (Floeter et al., 2007). Essa recuperação pode beneficiar áreas adjacentes sem proteção, através da exportação de larvas e ovos pelas correntes marinhas circundantes (Crec'hriou et al., 2010; López-Sanz et al., 2011; Félix-Hackradt 2012) e da imigração de indivíduos, tanto jovens como adultos, efeito conhecido como “spillover” (Russ & Alcala, 1996; Gell & Roberts, 2003; Harmelin-Vivien et al., 2008; Hackradt et al., 2014).

Para a implantação de AMPs, é necessário eleger locais com extensa diversidade de habitats (Roberts et al., 2003), bem como o conhecimento do uso dos habitats pelas espécies, para a proteção de um maior número de espécies de animais que utilizam estes ambientes nos mais variados estágios de vida (Dorembosch et al., 2006; McKenzie & Yoshida, 2009), com objetivo de atingir abrangência, adequação, representatividade e eficiência (Wilson et al. 2009). Desta forma, a escassez de conhecimento acerca dos organismos explorados em uma dada área, como taxa de recrutamento, taxa de mortalidade ou de crescimento, pode implicar em desenhos de AMPs pouco eficientes quanto à seus objetivos (Russ e Alcala, 1996; McClanahan, 2000; Polunin, 2002; Russ, 2002; Russ & Alcala, 2004; Edgar et al., 2005).

No Brasil as AMPs são legalmente constituídas pelo Poder Público e denominadas de Unidades de Conservação (UCs), podendo ser criadas nas três esferas do governo, federal, estadual ou municipal, sendo constituídas e gerenciadas através dos Sistemas Federais, Estaduais ou Municipais de Unidades de Conservação (UCB, 2016; MMA, 2016). Ao longo da costa brasileira, existem 163 UCs marinhas, que perfazem cerca de 1,6% do mar territorial e a zona econômica exclusiva do país (CNUC/MMA, 2016). Considerando a ampla faixa litorânea, destacada pela alta taxa de endemismo de espécies de corais e peixes (Mora, 2002; Floeter et al., 2007), os recifes brasileiros possuem características que as tornam áreas prioritárias para conservação segundo a lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) (Lei 9.985/2000) (MMA, 2016).

O SNUC define 12 categorias de Ucs, distribuídas em dois tipos de unidades. As Unidades de Proteção Integral, que se subdividem em cinco categorias (Estação Ecológica, Monumento Natural, Parques, Refúgio da Vida Silvestre e Reserva Biológica) e seu objetivo principal é a manutenção dos ecossistemas sem a interferência humana, permitindo apenas o uso indireto de seus recursos naturais, proibindo atividades que envolvam consumo, coleta, dano ou destruição destes recursos. Já o segundo tipo são as unidades de Uso Sustentável, que se subdividem em sete categorias (Florestas, Reservas Extrativistas, Reserva do Desenvolvimento Sustentável, Reserva de Fauna, Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico e Reserva Particular do Patrimônio Natural), e se propõem a compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável dos recursos, permitindo a presença humana nas áreas protegidas (MMA, 2016; WWF Brasil, 2016; UCB, 2016).

Buscou-se no presente trabalho responder à pergunta de se as áreas marinhas protegidas brasileiras cumprem o papel de proteger as populações das espécies de peixes recifais ameaçadas de extinção? Avaliamos o efeito das medidas de proteção sobre a abundância e a biomassa das espécies de peixes recifais listadas tanto na lista vermelha da IUCN como na Portaria 445/2014 do MMA. Para este estudo partimos da hipótese de que dentro de AMPs as abundâncias, biomassa e o tamanho médio das espécies de peixes ameaçadas ocorrem com médias maiores que nas áreas desprotegidas adjacentes.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

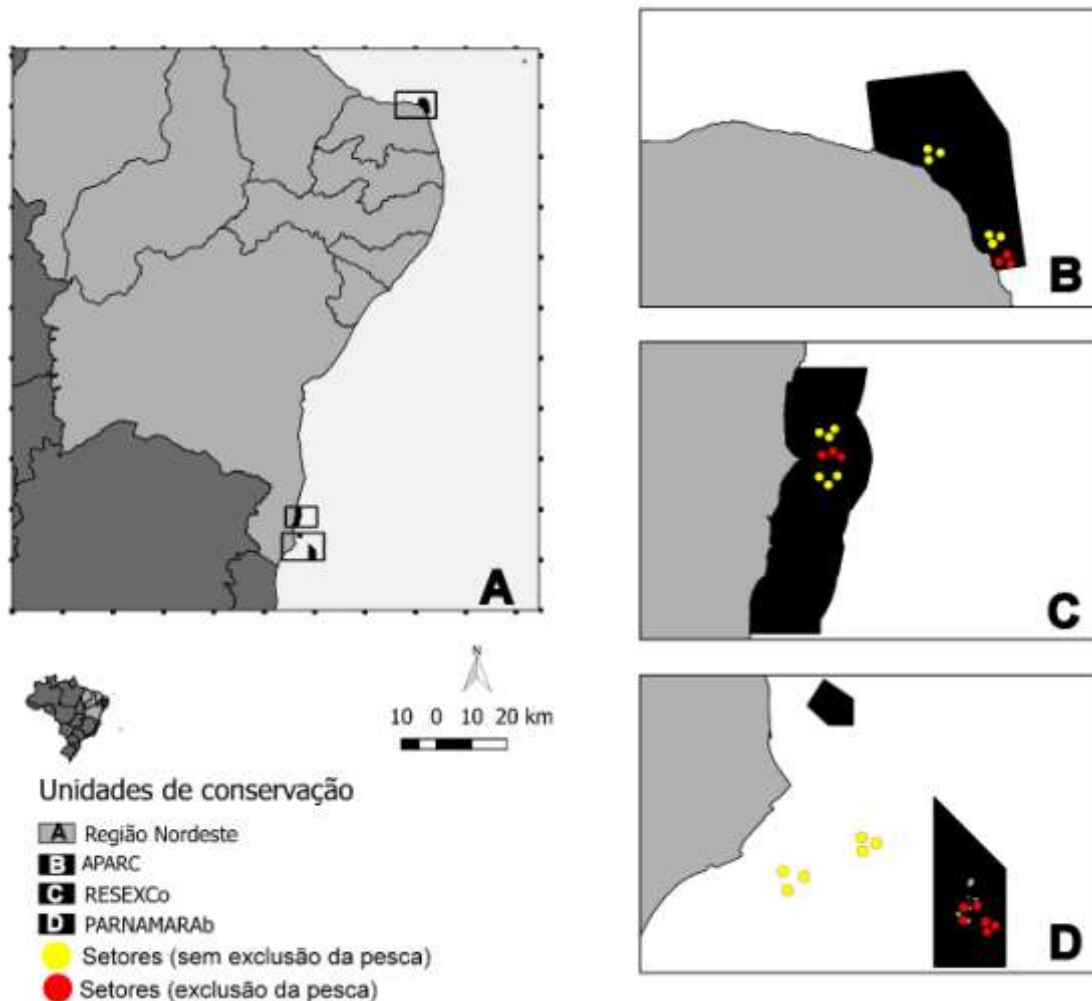
### 2.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado em três localidades com recifes de coral ao longo da costa nordeste do Brasil, onde encontram-se as principais formações recifais no Atlântico Sul. Os locais do estudo escolhidos foram: I) Parrachos de Maracajaú (RN) (APA Recife de Corais), II) o recife de Itacolomis em Corumbau (RESEX do Corumbau) e III) os chapeirões de Abrolhos (BA) (PARNAMAR Abrolhos) (Figura 1).

O critério de escolha das áreas para realização da pesquisa considerou AMPs com representatividade de ambientes recifais nas quais estivesse previsto e implementado zonas com atividade de pesca em seu entorno e zonas com exclusão de pesca (áreas fechadas – do inglês “no-take zones”), possíveis à realização do estudo. Estas áreas ou zonas de exclusão de pesca correspondem ao fechamento permanente do local, com o objetivo de viabilizar a recuperação de estoques pesqueiros de espécies sobreexploradas (Roberts & Polunin, 1991, Dayton et al., 2000; Gell & Roberts, 2002; Plano Nacional de Área protegida – PNAP, 2010). Não foram levadas em consideração a idade, tamanho, categoria ou esforço na fiscalização das áreas.

A distância da costa foi diferente para cada AMP estudada, possibilitando a avaliação das prováveis implicações na efetividade das AMP.





**Figura 1** Mapa das Áreas Marinhas Protegidas estudadas. A: costa nordeste do Brasil. B: Parrachos de Maracajaú (RN) - APA Recife de Corais (APARC). C: Os recifes de Itacolomis em Corumbau- RESEX do Corumbau (RESEXCo) (BA). D: Parque Nacional Marinho de Abrolhos (PNMAB) (BA). Pontos em amarelo indicam os setores onde ocorre a atividade de pesca, e pontos em vermelho indicam os setores que estão localizados em áreas fechadas, com exclusão da atividade de pesca.

A Área de Proteção Ambiental Recifes de Corais (APARC), situada no litoral norte do estado do Rio Grande do Norte engloba os municípios de Maxaranguape, Rio do Fogo e Touros, possui uma área com mais de 136 mil hectares, foi criada por meio do Decreto nº 15.746, de 6 de junho de 2001. Tem por objetivo proteger a região marinha costeira onde se encontram bancos coralíneos, conhecidos localmente por “parrachos”. Os parrachos são constituídos na plataforma rasa sobre estruturas de arenito, onde se alojam espécies de corais e as mais variadas formas de vida marinha (Amaral et al.,

2005). Há registro da ocorrência de espécies ameaçadas de extinção, porém a pesca continua a ocorrer, agravando o cenário (IDEMA, 2015).

Para a gestão apropriada e eficiente, a partir das características bioecológicas de cada área, foi definido o zoneamento da APARC, determinando as zonas onde é permitido o uso para turismo e para pesca, e ainda áreas de proteção integral, onde apenas serão permitidas as atividades de pesquisa, monitoramento e fiscalização (IDEMA, 2015).

A Reserva Extrativista Marinha do Corumbau (Resex do Corumbau), criada em 21 de setembro de 2000, tem uma área equivalente a 89.596,75 hectares, sua criação teve por objetivo garantir a exploração autossustentável e a conservação dos recursos naturais renováveis, utilizados tradicionalmente pela população extrativista da área. Possuem recifes com grande variabilidade de habitats, de ambientes com arquitetura mais complexas à ambientes compostos de areia ou lama, resultando em uma grande diversidade na fauna bentônica, servindo de alimento para muitas espécies de peixes (Carvalho, 2014). Na RESEX do Corumbau há uma pequena porção da área delimitada por um experimento com a exclusão da pesca, e que abrange uma área de 1.850 ha (cerca de 20% do total da área) (Moura et al., 2007).

O Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, com área de cerca de 91.300 hectares, foi criado pelo Decreto nº 88.218, de 6 de abril de 1983 (MMA, 2015). O complexo recifal de Abrolhos abrange recifes de corais, ilhas vulcânicas, bancos rasos e canais, ocupando uma área de aproximadamente 6.000 km<sup>2</sup> na parte norte do banco de Abrolhos (entre as coordenadas de 17 o 20-18 o 10'S e 38 o 35'-39 o 20'W) (ANP, 2015). Seus recifes são os maiores e os mais ricos recifes de corais do Brasil, possuindo grande quantidade de espécies de corais, espécies endêmicas e grande diversidade na ictiofauna (Leão, 1999).

## 2.2 Desenho amostral

Para entender o efeito da proteção sobre a abundância, biomassa e estrutura em classe de tamanhos das espécies de peixes recifais ameaçadas de extinção, utilizou-se um desenho amostral do tipo *Bayond - BACI* (Bayond

Before After Control Impact) (Underwood, 1994). Em cada uma das localidades de estudo, o fator fixo proteção (P), com dois níveis (reserva (R) e desprotegido (D)), foi testado através da comparação das médias e da variância dos locais desprotegidos frente ao local protegido. Para cada nível do fator proteção também foram avaliados os contrastes entre seus níveis - R *versus* D (R vs. D) e entre os locais desprotegidos (D). Adicionalmente, um fator aleatório espacial, setor (S), com três níveis, foi testado de forma aninhada ao fator proteção, assim com seus respectivos contrastes, a fim de controlar a variabilidade existente a pequena escala.

Segundo Underwood (1997), o efeito da proteção (ou “impacto” como nomeado em um desenho BACI) sobre a estrutura das espécies ameaçadas, é avaliado através da significância do fator proteção, e no contraste entre a reserva e os locais desprotegidos (R vs. D). Adicionalmente, o mesmo também pode ser detectado, porém diferencialmente para cada localidade estudada, através da significância da interação dos fatores dentro dos setores estudados, considerando-se a variabilidade a pequena escala espacial (Underwood 1994; Glasby 1997; Benedetti-Cecchi 2001).

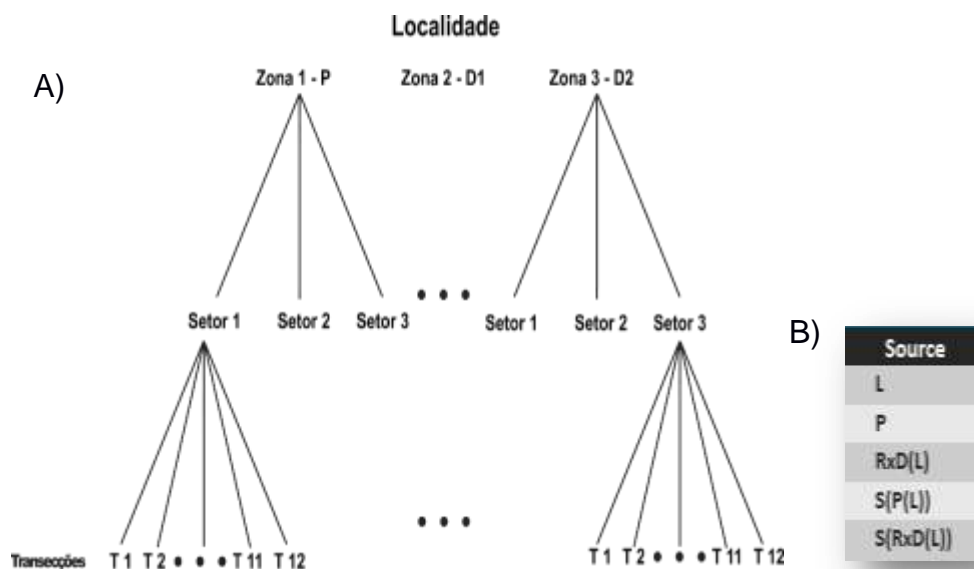


Figura 2. A) Zona P: Zona Protegida; Zona -D: Zona Desprotegida. B) Desenho Beyond-BACI e seus níveis de análise. L: localidade; P: Proteção; RxD(L): Zona protegida em contraste com as zonas desprotegidas da localidade.

S(P(L)): Setores das zonas Protegidas dentro da localidade; S(RxD(L)): Contraste dos setores entre as zonas protegidas com as desprotegidas.

### 2.3 Coleta de dados

Os dados foram obtidos através de censos visuais subaquáticos (Brock, 1954), conduzidos através de transecções realizadas com auxílio de equipamento SCUBA. Em cada setor, de acordo com o desenho amostral disposto acima, foram conduzidas 12 transecções de 20 metros de comprimento por 5 metros de largura (20 x 5 m) utilizados para avaliar a estrutura da assembleia de peixes. As transecções foram feitas com o auxílio de uma trena estendida sobre o fundo, onde o observador (mergulhador equipado com equipamento SCUBA) percorreu inicialmente a distancia determinada, estendendo a trena e contabilizando todas as espécies de peixes que poderiam ser observadas até uma distancia lateral máxima de 2,5 m para cada lado do transecto (totalizando 5 m de largura). Espécies crípticas e indivíduos menores que 20 cm foram contabilizados a uma distancia lateral máxima de 1 m para evitar problemas com a subestimativa desses (cf. Minter-Vera et al., 2008).

Conjuntamente à identificação da espécie, o observador estimou a abundância da mesma em classes de uma escala geométrica (cf. Harmelin 1987, García-Charton & Pérez-Ruzafa 2001, Hackradt et al., 2011), além de estimar o tamanho em classes de 2 cm (p. ex. Hackradt et al., 2011). Depois de terminado o percurso de ida, o observador retornou estimando parâmetros abióticos a cada trecho de 5 m: a) Heterogeneidade - Tipo de substrato (estimando visualmente a % de recife, % de areia; % de cascalho; % de pradeira); b) Cobertura (estimando visualmente % de coral, % de algas, % de *Palythoa*, % esponja); c) Rugosidade – em escala de 1 a 5, sendo 1 o terreno liso e 5 o mais arrugado e alto possível (modificado de Félix-Hackradt et al., 2014), além da profundidade e temperatura da água. No total foram realizadas 108 transecções por cada localidade estudada, todos os observadores foram previamente treinados para identificar e realizar as estimativas das classes de abundância e tamanho para as espécies de peixes ocorrentes.

A técnica do censo visual tem o benefício de ser uma metodologia não destrutiva, que causa pouco efeito na estrutura da assembleia de peixes recifais. Contudo, todo método é passivo de erros, seja pela alteração do comportamento dos peixes na presença do homem, como pela inexperiência do observador (Samoilys & Carlos, 2000; Labrosse, 2002). Para minimizar tais erros, os observadores (três) que realizaram o trabalho foram sempre os mesmos e possuem mais de dez anos de experiência em censos visuais cada um.

#### *2.4 Análise de dados*

Inicialmente foram catalogadas as espécies observadas em campo e selecionadas para avaliação apenas as espécies que estão categorizadas pela IUCN e a Lista Vermelha Nacional Portaria 445/2014 em algum nível de ameaça, como: Vulnerável (Vulnerable) (VU): Uma espécie é considerada Vulnerável quando estudos indicam que enfrenta um risco elevado de extinção na natureza em um futuro bem próximo caso não sejam tomadas medidas para sua conservação (IUCN, 2016); Em perigo (Endangered) (EN): Quando estudos indicam que uma espécie provavelmente será extinta em breve; Criticamente em Perigo ou Em Perigo Crítico (Critically Endangered)(CR): É a categoria de maior risco atribuído pela Lista Vermelha da IUCN, categorizada as espécies que enfrentam risco extremamente elevado de extinção na natureza; E a categoria Quase ameaçada (Near Threatened)(NT). Vale ressaltar que a categoria NT não é necessariamente um nível de ameaça, a espécie que está incluída nesta categoria quando, avaliada pelos critérios de classificação, está perto de ser classificada ou provavelmente será incluída numa das categorias de ameaça ('Criticamente em Perigo', 'Em Perigo' ou 'Vulnerável') em pouco tempo (IUCN, 2016).

Utilizou-se a análise de variância multivariada por permutações (PERMANOVA – Permutational Multivariate Analysis of Variance), com base no desenho amostral descrito acima, a partir de uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis, para avaliar se existiam diferenças quanto a estrutura do habitat entre as localidades estudadas. Realizamos 9.999 permutações para

determinar o valor de pseudo-F. Quando o número total de permutações mínimas alcançadas foi menor que 70% do total de permutações, o teste de Monte Carlo (MC) foi aplicado para obtenção do valor de p (Anderson 2001).

Utilizou-se uma análise de ordenação, a partir das variáveis ambientais estudadas, por meio da análise dos componentes principais (PCA), com intuito de identificar possíveis variáveis explicativas que definissem diferenças estruturais entre o habitat dentro x fora das zonas fechadas das AMPs estudadas.

Para determinar a influência das variáveis abióticas e da cobertura do substrato sob a espécie deste estudo foram utilizados modelos lineares generalizados (GLM). Os GLMs são uma extensão dos modelos lineares normais, podendo incluir fatores aleatórios e covariáveis, assegurando flexibilidade estatística (Cordeiro & Demétrio, 2013). As covariáveis podem ser cruzadas entre si ou com fatores, ou aninhadas dentro de fatores, sendo os dados balanceados ou não, havendo diversas comparações entre médias de níveis de fatores, encontrando as diferenças significativas (Mondardo & Lemma, 1998; Cordeiro & Demétrio, 2013). A variável explicativa do modelo foi a Abundância, possuindo as características do habitat como co-variáveis (Consolidado; Seagrass; Cascalho; Coral; Gorgônia; Palitoa; Esponja; Alga; Profundidade; Rugosidade e Fator Proteção), mas anteriormente foram realizados testes de correlação quanto a colinearidade. Sendo esse o seu maior diferencial, criam-se diferentes modelos estatísticos que possibilitam visualizar as variáveis explicativas determinantes, como também apontar o modelo que melhor se ajusta aos dados (Mondardo & Lemma, 1998; Turkman & Silva, 2000; Cordeiro & Demétrio, 2013).

Para determinar o modelo que melhor explicou a variável resposta foi utilizado o critério de informação Akaike (AIC), onde o menor peso ( $w_i$ ) indicou o modelo com melhor balanço entre ajuste e precisão (Burnham & Anderson, 2004). Para compor os modelos usados, utilizou-se como ferramenta o software R (R Core Team, 2015), nos quais apresentaram como variável resposta o número total de cada espécie de peixe ameaçado em cada área.

Para avaliar o efeito da proteção sobre a abundância, biomassa e estrutura das populações de peixes recifais também utilizamos a PERMANOVA com o desenho amostral Beyond-BACI. Para minimizar o efeito do habitat sobre os dados de abundância e biomassa, utilizamos a matriz de dados ambientais como uma matriz de co-variáveis na PERMANOVA. As rotinas da PERMANOVA foram realizadas com o software Primer. Nos casos onde foram detectadas diferenças significativas para as análises de variância (PERMANOVA), uma PERMANOVA pair-wise foi utilizada como teste de *post hoc*, conforme recomendado por Anderson (2001).

### 3. RESULTADOS

Durante as observações subaquáticas foram registrados 2.340 avistagens, pertencentes a nove espécies que estão categorizadas pela IUCN (*International Union for Conservation of Nature*) como ameaçada, em perigo ou quase ameaçada, segundo a lista Nacional mais recente publicada, em 2014 (Tabela 1).

Do total de nove espécies categorizadas pela IUCN e/ou Lista Nacional 2014, na APA Recife de Corais foi registradas seis espécies e na RESEX do Corumbau como no PNMAB foram contabilizadas oito espécies (Tabela 1).

**Tabela 1** Espécies que estão categorizadas pela IUCN e a Lista Vermelha Nacional Portaria 445/2014, publicado em 2014 como: NE- Não avaliada (Not Evaluated); DD-Dados Insuficientes (Data Deficient); EN-Em perigo (Endangered); LC-Segura ou pouco preocupante (Least Concern); VU-Vulnerável (Vulnerable) e NT-Quase ameaçada (Near Threatened), observadas em APARC, Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais (RN); PNMAB, Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (BA) e RESEXCo nos bancos recifais de Itacolomis em Corumbau (BA). P: Protegido, D:Desprotegido, n: número de indivíduos.

Espécie	IUCN	Lista Nacional 2014	PNMAB (n)		APARC (n)		RESEXCo (n)	
	Nível de ameaça	Nível de ameaça	P	D	P	D	P	D
<i>Balistes vetula</i>	NT	NT	4	1	0	0	0	0
<i>Elacatinus figaro</i>	NE	VU	20	4	0	0	6	2
<i>Epinephelus morio</i>	NT	VU	4	10	0	0	0	1

<i>Microspathodon chrysurus</i>	LC	VU	0	0	7	3	22	65
<i>Mycteroperca bonaci</i>	NT	VU	53	2	3	3	8	14
<i>Scarus trispinosus</i>	EN	VU	252	128	311	148	103	180
<i>Scarus zelindae</i>	DD	EN	60	19	20	36	3	4
<i>Sparisoma axillare</i>	DD	VU	222	254	246	525	79	448
<i>Sparisoma frondosum</i>	DD	VU	19	4	349	315	50	12
Total de Indivíduos			634	422	936	1030	271	726

Houveram espécies que não foram registradas nas três AMPs estudadas, como por exemplo, *E. morio*, registrado apenas nas áreas da RESEXCo e PNMA B, e *B. vetula*, encontrado unicamente no PNMA B. As espécies que foram encontradas em duas áreas foram o *E. figaro* como *M. chrysurus*, ambos registradas na RESEX, porém, também registradas respectivamente no PNMA B e a outra na APARC.

### 3.1 Efeito do habitat

Inicialmente buscou-se determinar a existência de similaridades entre os habitats dos locais estudados. Utilizou-se a PERMANOVA frente às variáveis do habitat, e determinamos que o habitat entre áreas marinhas estudadas (localidades) são similares entre si. Contudo observamos diferenças significativas entre os níveis do fator proteção e a pequena escala espacial, entre setores (Tabela 2).

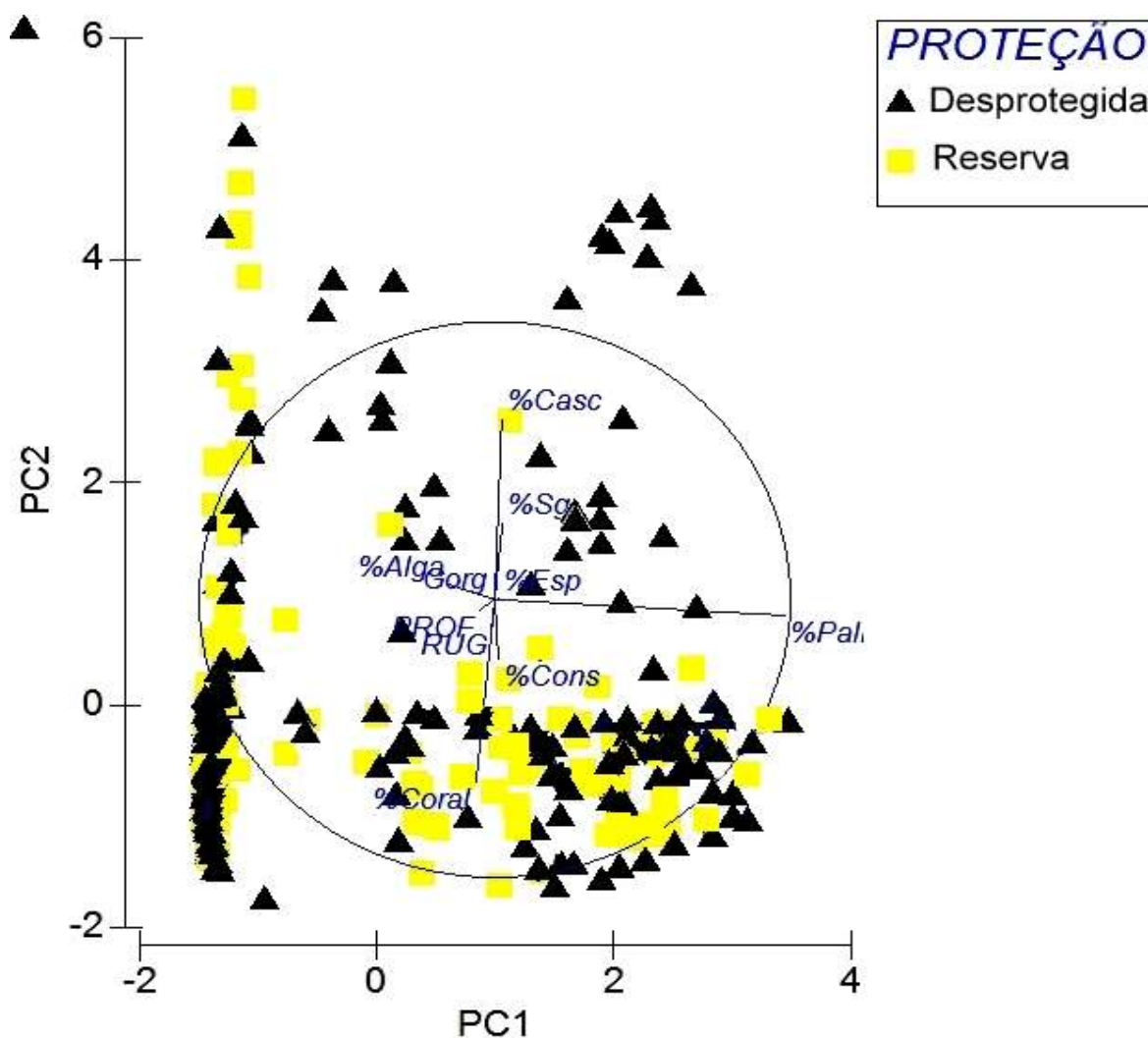


**Tabela 2** Resultados das Análises de Variância Multivariada por Permutações (PERMANOVA) aplicada às variáveis do habitat nas áreas da RESEX do Corumbau-Ba (RESEX), Abrolhos-BA (PNMAB) e Parrachos de Maracaju-RN (APARC). L: localidade; P: Proteção; RxD(L): Zona protegida em contraste com as zonas desprotegidas por localidade. S(P(L)): Setores das zonas Protegidas por localidade; S(RxD(L)): Contraste dos setores entre as zonas protegidas com as desprotegidas; df: *graus* de liberdade; MS: média dos quadrados; pseudo-F: valor de F do teste. Valores de p-MC em negrito indicam significância estatística ( $p < 0,05$ ) obtida pelo teste de Monte Carlo.

Modelo	df	MS	Pseudo-F	p(MC)
L	3	5174.8	1.0524	0.4192
P	7	5027.6	2.3662	<b>0.0011</b>
RxD(L)	4	4349.7	2.3589	<b>0.005</b>
S(P(L))	22	2151.9	5.166	<b>0.0001</b>
S(RxD(L))	16	1923.8	3.9189	<b>0.0001</b>
Res	400	416.55		

Para entendermos as diferenças entre os habitats dentro x fora das AMPs utilizamos a análise de PCA, e identificamos uma ordenação, principalmente de alguns pontos dentro das reservas (R), com o eixo PC2, estruturado pela cobertura de cascalho (% casc), grama marinha (% seag) e a cobertura coralínea (coral). Enquanto que a cobertura por *Palitoea caribaeorum* foi o fator estruturante das localidades associadas ao eixo PC1 (Figura 2).

Pode ser observado que os vetores que representam substrato consolidado, coral, rugosidade, alga, *gorgônia* e profundidade explicaram nos dois primeiros eixos, 64,7% da variabilidade total dos dados, sendo estes eixos retidos para interpretação. No primeiro eixo, coral, *gorgônia*, alga, profundidade e rugosidade foram correlacionados negativamente. No segundo eixo, apenas consolidado, coral, palitoea, profundidade e rugosidade correlacionaram a maioria negativamente (Figura 2).



**Figura 2** Análise de Componentes Principais entre as variáveis ambientais (Cons: consolidado; Sg: grama marinha; Casc: cascalho; Coral: coral; Gor: gorgônia; Pal: *Palitua caribeorum*; Esp: esponja; Alga: macroalgas; Prof: profundidade e Rug: rugosidade) das Áreas Marinhas estudadas (Parrachos de Maracajaú (RN) - APA Recife de Corais (APARC); O Corumbau- RESEX do Corumbau (RESEXCo) e Abrolhos (BA) (PNMAB), para os locais de estudos agrupadas pelo nível de proteção: D: Desprotegida ▲ e R: Reserva ■.

Ao determinar os efeitos das variáveis ambientais sobre abundância das espécies ameaçadas, através do GLM seguido do critério de AIC, observou-se que o fator proteção foi a variável que mais afetou a ocorrência das espécies. Seis das nove espécies analisadas obtiveram sua ocorrência associada positivamente ao fator proteção (*E. figaro*, *M. chrysurus*, *M. bonaci*, *S. trispinosus*, *S. Zelindae*, *S. frondosum*).

Outras variáveis que demonstraram afetar a ocorrência das espécies estudadas foram a rugosidade e a profundidade com 19%, seguidos de macroalgas (12%), cascalho (11%), esponja (8%), *gorgônia*, coral e substrato consolidado (4%) (tabela 2). A variável porcentagem de *Palitua caribeorum* foi a única a não ter representatividade nos modelos gerados.

O modelo para a espécie *B. vetula* indicou que sua ocorrência está fortemente associada a ambientes homogêneos, constituídos principalmente de cascalho. O modelo de *E. figaro* evidenciou que sua ocorrência está associada a locais com grande profundidade, enquanto que para *M. chrysurus* evidenciamos uma relação com pequenas profundidades, com alta rugosidade, com cobertura de gorgônias e macroalgas (Tabela 3). O modelo para *E. morio*, indicou uma relação positiva com ambientes de alta rugosidade e com cobertura de macroalgas (tabela 3).

Já as variáveis que melhor explicaram a presença de *M. bonaci* foram locais com pouco ou nenhum cascalho e com a presença de esponjas. Para o *S. trispinosus*, sua ocorrência foi mais relacionada a habitat com alta rugosidade e pouco profundo (Tabela 3). O mesmo para a rugosidade foi observado no modelo para o *S. zelindae*, relacionando também a ambientes cobertos por esponjas e sem a presença de corais. O modelo para a espécie *S. frondosum* apontou que sua ocorrência está mais relacionada a ambientes rasos com pouco ou nenhum substrato consolidado e a presença de cascalho. Ambiente pouco profundo também aparece como variável explicativa para *S. axillare*, que também indicou relação positiva a locais com alto percentual de macroalgas e seagrass (Tabela 3).

**Tabela 3** Modelo de variáveis do habitat selecionado usando AIC (critérios de informação de Akaike) para todas as espécies ameaçadas determinadas por regressão múltipla, para as três áreas estudadas. Parrachos de Maracaju-RN (APARC); RESEX do Corumbau-Ba (RESEXCo); Abrolhos-BA (PNMAB); df: graus de liberdade; AIC: valor do AIC; wi: Pesos Akaike; Intercept e  $\beta$  coefficient: modelo linear e símbolos "+" e "-" indicam inclinação. (MALG: Macro alga, CAS: cascalho, CON: consolidado, COR: coral, ESP: esponja, GOR: gorgônia, PAL: palitoa, PRO: profundidade, FATP: Fator proteção, RG: rugosidade, SG: Seagrass).

Espécie	Modelo	df	AIC	Wi	Intercept	$\beta$ coeficiente
<i>B. vetula</i>	CAS – RUG	4	-213.8095	0.007724	0.067	0.004 - 0.018
<i>E. figaro</i>	FATP + PROF	4	-206.7149	0.020391	-0.011	0.01
<i>E. morio</i>	MALG + RG	4	-333.2576	0.009771	-0.05	0.0005 + 0.012
<i>M. chrysurus</i>	MALG + FATP + GORG - PROF +RG	7	22.218299	0.020015	-0.052	0.001 + FATP + 0.006 - 0.034 + 0.056
<i>M. bonaci</i>	-CAS+ESP+FATP	5	161.65955	0.016166	0.04	-0.001 + 0.025 + FATP
<i>S. trispinosus</i>	FATP - PROF + RG	5	718.37247	0.038629	0.222	+ FATP -0.031 + 0.108
<i>S. zelidae</i>	-COR+ESP+FATP+RG	6	314.27296	0.016806	0.081	-0.003+0.034+FATP + 0.033
<i>S. axillare</i>	MALG-PROF+SG	5	793.86709	0.011051	0.962	0.002-0.04+0.009
<i>S. frondosum</i>	-CAS-CON+FATP-PROF	6	628.93497	0.017882	0.828	0.828-0.004- 0.005+FATP-0.037

### 3.2 Efeito da proteção

Ao aplicar a PERMANOVA para entender às relações de abundância e biomassa das espécies ameaçadas de extinção dentro e fora das áreas protegidas estudadas, foram encontradas diferenças significativas entre as localidades (L) e para o fator proteção (P) (Tabela 4 e 5).

**Tabela 4** Resultados da PERMANOVA aplicada à abundância das espécies ameaçadas, tendo como co-variáveis as características do habitat para todas as localidades estudadas. L: localidade; P: Proteção; RxD(L): Zona protegida em contraste com as zonas desprotegidas por localidade. S(P(L)): Setores das zonas Protegidas por localidade; S(RxD(L)): Contraste dos setores entre as zonas protegidas com as desprotegidas; df: graus de liberdade; MS: média dos quadrados; pseudo-F: valor de F. Valores de p-MC em negrito indicam significância estatística ( $p < 0,05$ ) obtida pelo teste de permutação de Monte Carlo.

Modelo	df	MS	Pseudo-F	p(MC)
L	2	14326	3,721	<b>0,0126</b>

P	7	4739,4	2,335	<b>0,0062</b>
RxD(L)	3	3934,2	1,9351	0,0779
S(P(L))	20	2202,6	3,0722	<b>0,0001</b>
S(RxD(L))	12	2232,3	2,792	<b>0,0001</b>
Res	319	716,95		

**Tabela 5** Resultados da PERMANOVA aplicada à biomassa das espécies ameaçadas, tendo como co-variáveis as características do habitat para todas as localidades estudadas. L: localidade; P: Proteção; RxD(L): Zona protegida em contraste com as zonas desprotegidas por localidade. S(P(L)): Setores das zonas Protegidas por localidade; S(RxD(L)): Contraste dos setores entre as zonas protegidas com as desprotegidas; df: graus de liberdade; MS: média dos quadrados; pseudo-F: valor de F. Valores de p-MC em negrito indicam significância estatística ( $p < 0,05$ ) obtida pelo teste de permutação de Monte Carlo.

Source	df	MS	Pseudo-F	p(MC)
L	2	24821	4,0541	<b>0,0097</b>
P	7	6130,9	2,7836	<b>0,0019</b>
RxD(L)	3	5858	2,5075	0,0338
S(P(L))	20	2200,1	3,0056	<b>0,0001</b>
S(RxD(L))	12	2534,4	3,2156	<b>0,0001</b>
Res	332	732,01		

A análise da PERMANOVA aplicada à abundância das espécies ameaçadas evidenciou efeito da proteção frente aos dois níveis P para: *M. bonaci*, *S. zelindae*, *S. axillare* e *S. frondosum*. E no contraste entre seus níveis (R x D) indicaram efeito da proteção para cinco das espécies estudadas, *E. figaro*, *M. bonaci*, *S. zelindae*, *S. axillare* e *S. frondosum* (Tabela 4 e 6).

Diante do mesmo desenho de análise aplicada à biomassa das espécies ameaçadas, foi possível identificar efeito da proteção frente aos dois níveis P para *E. figaro*, *M. bonaci* e *S. frondosum*. No contraste entre seus níveis (RxD) indicaram efeito da proteção para as espécies *B. vetula*, *E. figaro*, *M. bonaci* (Tabela 5 e 7).

Os resultados identificando efeito da proteção frente aos dois níveis e entre seus níveis foram encontrados apenas para espécies observadas no PNMA B, tendo valores de abundância e biomassa superiores dentro da reserva (Figura 3 e 4). Salvo a espécie *S. axillare*, que em seus dados de abundância

indicou efeito da proteção na RESEX, porém, sua maior média de abundância foi encontrada nas áreas desprotegidas (Tabela 5 e 6).

As PERMANOVAs dos dados de abundância e biomassa, no contraste entre setores protegidos e desprotegidos (S(RxD(L))), constatou-se o efeito da proteção para as mesmas espécies: *S. trispinosus*, *S. zelindae*, *S. frondosum*, *S. axillare* e *M. chrysurus* (Tabela 6 e 7). Tais resultados podem ter sido interpretados como efeito positivo do efeito da proteção. Pois ao analisar onde ocorreram as maiores taxas de abundância e biomassa, observa-se que para algumas espécies as áreas protegidas foram divergentes ao efeito da proteção, possivelmente pela influencia das flutuações naturais (efeito do habitat).

No caso específico de *E. Morio*, esta foi a única espécie para qual os dados não foram capazes de detectar resposta ao efeito da proteção em nenhum nível, possivelmente pelo baixo número de registros nas localidades. A espécie foi contabilizada na RESEX e no PNMAB. Para as espécies *M. bonaci*, o efeito da proteção foi de fato detectada no PNMAB, onde encontramos maiores médias para a abundância, tamanho dos indivíduos e biomassa dentro da área protegida. O contrário é observado nos recifes da RESEX (Tabela 5 e 6).

O *E. figaro* foi encontrada na RESEX e no PNMAB, apresentando aumento significativo nas taxas de abundância e biomassa nas áreas protegidas com relação as áreas desprotegidas do entorno de em ambas as AMPs (Figura 3, 4). Porém, o efeito da proteção só foi significativo para o PNMAB (Tabela 5 e 6).

As grandes espécies herbívoras também apresentaram efeito significativo da proteção em áreas distintas. A exemplo, a espécie *B. vetula*, observada apenas no PNMAB, foi censada em diversas classes de tamanho dentro da reserva, com ênfase nos indivíduos maiores. Sua biomassa apontou efeito da proteção (Figura 3, 4 e 5). Assim também respondeu a biomassa e abundância do *S. trispinosus*, indicando efeito da proteção a pequena escala espacial (S(RxD(L))) na APARC, na RESEXCo, o *S. trispinosus* obteve maiores valores de abundância dentro da reserva e maiores taxas de biomassa nas áreas não protegidas (Tabela 5 e 6).

A abundância de outro grande herbívoro, o *S. zelindae*, evidenciou efeito da proteção no PNMAB, porém a pequena escala espacial (S(RxD(L))) na APARC, assim como a biomassa (Tabela 5 e 6). O mesmo resultado foi encontrado para o *S. frondosum*, no qual veio a responder de forma esperada em todas as AMPs estudadas, detectando-se maiores médias na abundância, biomassa das suas populações dentro das áreas protegidas. Já o *S. axillare*, os dados de abundância indicaram efeito da proteção na RESEX, e os maiores valores de abundância e biomassa foram registrados fora da reserva (Figura 3, 4 e 5). No PNMAB, maiores taxas de ambas as variáveis foram nas áreas protegidas, o efeito da proteção entre os setores estudados (S(RxD(L))) foi identificado.

A espécie associadas a coral, como o *M. chrysurus*, foi observada na APARC, e na RESEXCo onde a o aumento da abundância e biomassa nas áreas protegidas evidenciou efeito da proteção apenas a pequena escala espacial, entre os setores (S(RxD(L))) (Tabela 6 e 7).

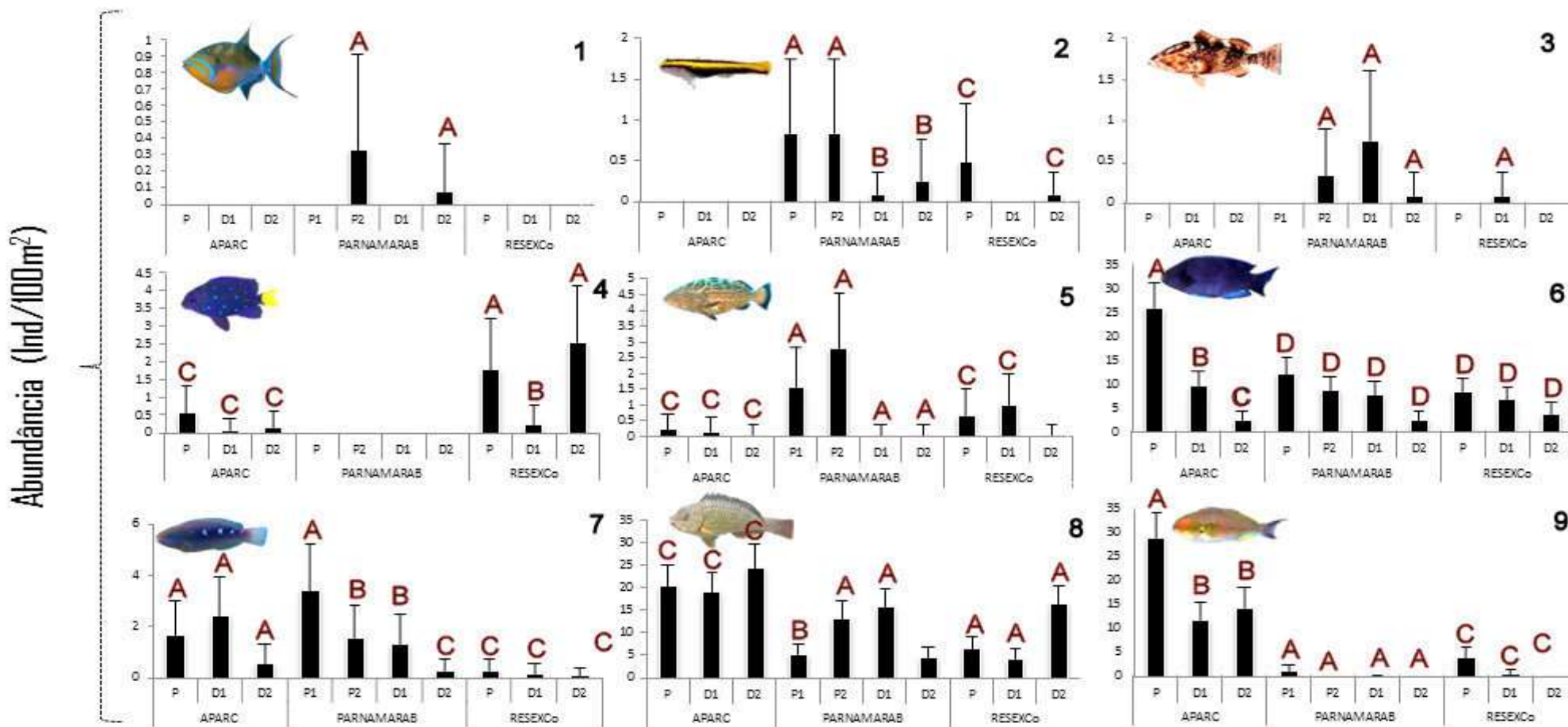
A PEMANOVA par a par indicou que a abundância como a biomassa das espécies que exibiram efeito da proteção, pouco variaram entre os setores (S(RxD(LO))). Dessa forma, a análise serviu para basear a percentagem de similaridade entre os setores, permitindo inferir quais são mais e menos similares entre si. A similaridade entre os setores levando em conta a abundância variou de 73% a 91,6%, evidenciando um percentual relativamente alto de semelhança, enquanto que a similaridade levando em conta a biomassa variou de 55% a 92%, exibindo maior variação de semelhança entre os setores (Figura4).



**Tabela 6** Resultados das Análises de Variância de Permutação Multivariada (PERMANOVA) aplicada à abundância para as espécies *B. vetula* (BALVET), *E. figaro* (ELAFIG), *E. morio* (EPIMOR), *M. chrysurus* (MICCHR), *M. bonaci* (MYCBON), *S. trispinosus* (SCATRI), *S. zelindae* (SCAZEL), *S. axillare* (SPAAXI) e *S. frondosum* (SPAFRO), tendo como co-variáveis as características do habitat nas áreas do Arolhos-BA (PNMAB). df: graus de liberdade; MS: média dos quadrados; pF: valor de F do teste. Valores de p-MC em negrito indicam significância estatística ( $p < 0,05$ ) obtida pelo teste de permutação de Monte Carlo. Prot: Proteção; RxD: Contraste reserva x desprotegido; Se: Setor.

ABUNDÂNCIA		BALVET		ELAFIG		EPIMOR		MICCHR		MYCBON		SCATRI		SCAZEL		SPAAXI		SPAFRO		
AMP	Source	df	pF	P(MC)	pF	P(MC)	pF	P(MC)	pF	P(MC)	pF	P(MC)	pF	P(MC)	pF	P(MC)	pF	P(MC)	pF	P(MC)
APARC	Prot	2	-	-	-	-	-	-	0,06	0,94	0,11	0,90	0,47	0,66	0,95	0,43	0,27	0,82	1,17	0,37
	RxD	1	-	-	-	-	-	-	0,04	0,87	0,20	0,66	0,89	0,39	0,37	0,56	0,40	0,58	0,81	0,42
	Se(Prot)	6	-	-	-	-	-	-	1,23	0,30	0,99	0,44	8,28	<b>0,00</b>	2,90	<b>0,01</b>	2,28	0,03	4,59	<b>0,00</b>
	Se(RxD)	4	-	-	-	-	-	-	1,80	0,11	1,41	0,23	11,99	<b>0,00</b>	3,94	<b>0,00</b>	1,24	0,29	7,25	<b>0,00</b>
RESEXCo	Prot	2	-	-	2,81	0,13	0,35	0,72	0,39	0,73	1,19	0,31	0,71	0,52	0,43	0,80	6,33	<b>0,02</b>	3,28	0,10
	RxD	1	-	-	4,01	0,12	0,79	0,43	0,01	1,00	0,02	0,91	0,08	0,89	0,49	0,53	11,8	<b>0,02</b>	4,51	0,10
	Se(Prot)	5	-	-	1,00	0,43	1,33	0,25	7,58	<b>0,00</b>	0,43	0,83	1,53	0,17	1,27	0,28	0,60	0,75	1,07	0,38
	Se(RxD)	3	-	-	0,81	0,52	0,42	0,79	7,17	<b>0,00</b>	0,82	0,49	1,72	0,15	1,84	0,13	0,42	0,83	1,46	0,21
PNMAB	Prot	3	1,11	0,37	2,37	0,10	1,97	0,14	-	-	5,79	<b>0,01</b>	2,40	0,11	3,61	<b>0,04</b>	2,44	0,11	8,07	<b>0,00</b>
	RxD	1	0,72	0,43	8,83	<b>0,02</b>	2,01	0,19	-	-	40,83	<b>0,00</b>	1,85	0,21	9,42	<b>0,02</b>	1,18	0,33	9,19	<b>0,03</b>
	Se(Prot)	8	1,79	0,08	1,75	0,09	1,03	0,41	-	-	2,53	<b>0,01</b>	3,44	<b>0,00</b>	1,52	0,15	3,94	<b>0,00</b>	2,09	<b>0,04</b>
	Se(RxD)	4	1,05	0,39	1,18	0,32	0,75	0,56	-	-	0,38	0,83	1,27	0,28	0,80	0,53	2,50	<b>0,04</b>	3,90	<b>0,00</b>

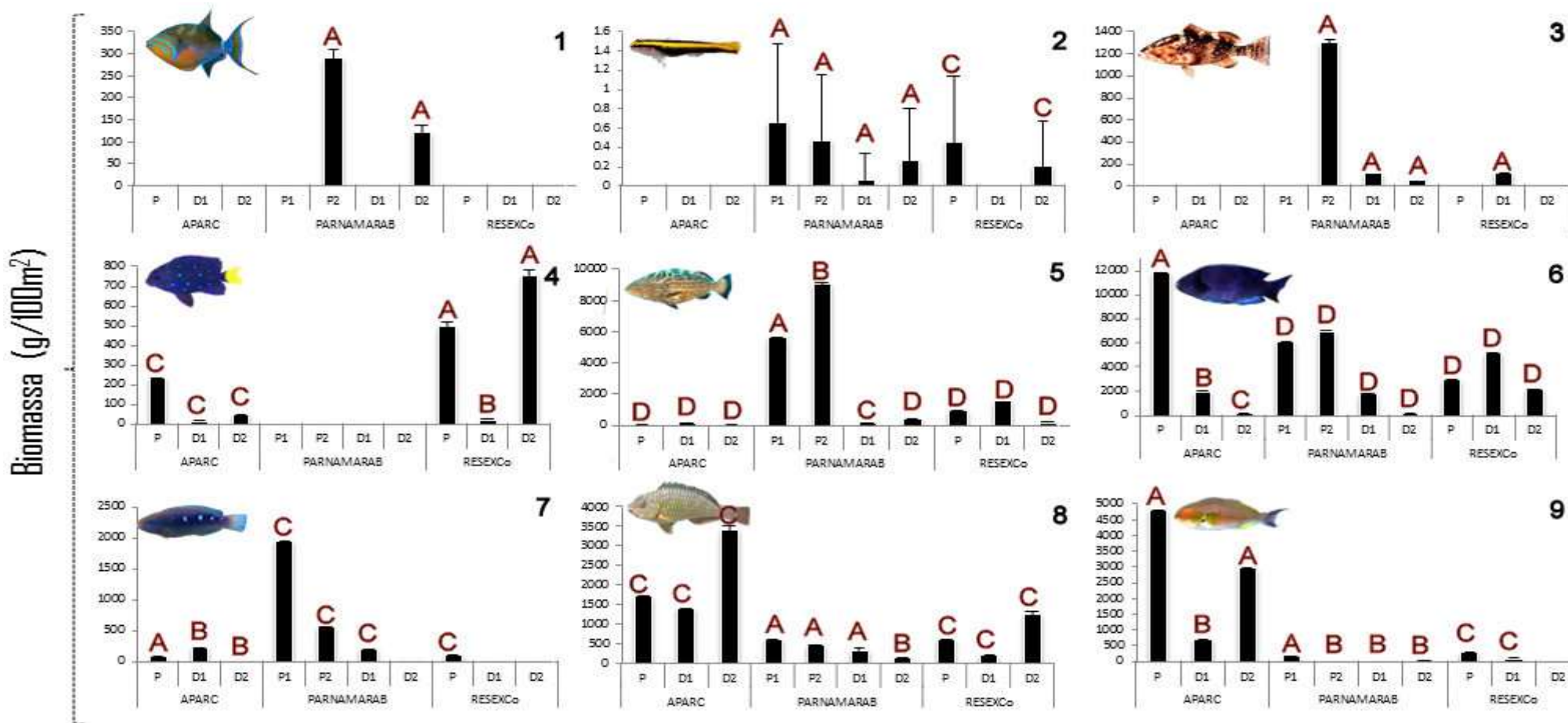




**Figura 3** Abundância (média  $\pm$  erro padrão) das espécies: *Balistes vetula* (1), *Elacatinus figaro* (2), *Epinephelus morio* (3), *Microspathodon chrysurus* (4), *Mycteroperca bonaci* (5), *Scarus trispinosus* (6), *Scarus zelindae* (7), *Sparisoma axillare* (8) e *Sparisoma frondosum* (9), considerando-se a zonas protegidas (P e P2) e as zonas desprotegidas (D1 e D2) na RESEX do Corumbau-Ba (RESEXCo), Parrachos de Maracaju RN (APARC) e Abrolhos-BA (PNMAB). As letras A, B, C e D indicam a similaridade entre os setores para cada área onde foi exibido efeito da proteção na PERMANOVA PAIR-WISE TESTS aplicada à abundância das espécies.

**Tabela 7** Resultados das Análises de Variância de Permutação Multivariada (PERMANOVA) aplicada à biomassa para as espécies *B. vetula* (BALVET), *E. figaro* (ELAFIG), *E. morio* (EPIMOR), *M. chrysurus* (MICCHR), *M. bonaci* (MYCBON), *S. trispinosus* (SCATRI), *S. zelindae* (SCAZEL), *S. axillare* (SPAAXI) e *S. frondosum* (SPAFRO), tendo como co-variáveis as características do habitat nas áreas da RESEX do Corumbau-Ba (RESEXCo), Parrachos de Maracaju-RN (APARC) e Abrolhos-BA (PNMAB). df: graus de liberdade; MS: média dos quadrados; pF: valor de F do teste. Valores de p-MC em negrito indicam significância estatística (p<0,05) obtida pelo teste de permutação de Monte Carlo. Prot: Proteção; RxD: Contraste reserva x desprotegido; Se: Setor.

BIOMASSA		BALVET		ELAFIG		EPIMOR		MICCHR		MYCBON		SCATRI		SCAZEL		SPAAXI		SPAFRO		
AMP	Source	df	pF	P(MC)	pF	P(MC)	pF	P(MC)	pF	P(MC)	pF	P(MC)	pF	P(MC)	pF	P(MC)	pF	P(MC)	pF	p(MC)
APARC	Prot	2	-	-	-	-	-	-	0,39	0,7	0,06	0,94	1,31	0,33	0,76	0,51	0,96	0,44	1,24	0,35
	RxD	1	-	-	-	-	-	-	0,3	0,61	0,01	0,96	1,97	0,22	0,60	0,48	0,38	0,64	1,74	0,24
	Se(Prot)	6	-	-	-	-	-	-	1,23	0,29	0,90	0,49	5,60	<b>0,00</b>	2,77	<b>0,01</b>	1,63	0,12	3,90	<b>0,00</b>
	Se(RxD)	4	-	-	-	-	-	-	1,76	0,15	1,27	0,28	8,06	<b>0,00</b>	3,15	<b>0,02</b>	1,22	0,30	6,16	<b>0,00</b>
RESEX	Prot	2	-	-	2,51	0,16	0,35	0,72	0,88	0,46	1,39	0,31	0,75	0,51	0,24	0,81	1,76	0,22	2,32	0,17
	RxD	1	-	-	4,44	0,11	0,79	0,44	<b>0,01</b>	1	1,14	0,35	0,05	0,98	0,22	0,70	3,56	0,11	3,84	0,11
	Se(Prot)	5	-	-	0,88	0,51	1,33	0,25	8,1	0	0,65	0,69	0,92	0,48	1,30	0,26	0,90	0,51	0,89	0,52
	Se(RxD)	3	-	-	0,58	0,68	0,42	0,79	7,41	<b>0</b>	1,05	0,38	1,14	0,34	1,89	0,12	0,71	0,61	1,16	0,33
PNMAB	Prot	3	2,55	0,07	3,28	<b>0,04</b>	2,43	0,12	-	-	10,50	<b>0,00</b>	1,84	0,18	2,23	0,12	2,12	0,13	6,57	<b>0,00</b>
	RxD	1	6,66	<b>0,03</b>	15,7	<b>0,00</b>	3,37	0,11	-	-	62,31	<b>0,00</b>	1,67	0,23	1,60	0,24	0,44	0,58	3,49	0,11
	Se(Prot)	8	0,66	0,72	1,92	0,06	1,08	0,38	-	-	1,54	0,15	2,56	<b>0,01</b>	2,38	0,02	3,73	0,00	2,14	<b>0,03</b>
	Se(RxD)	4	0,63	0,64	0,73	0,57	0,92	0,46	-	-	0,53	0,73	1,37	0,23	1,23	0,30	2,34	<b>0,05</b>	2,77	<b>0,03</b>

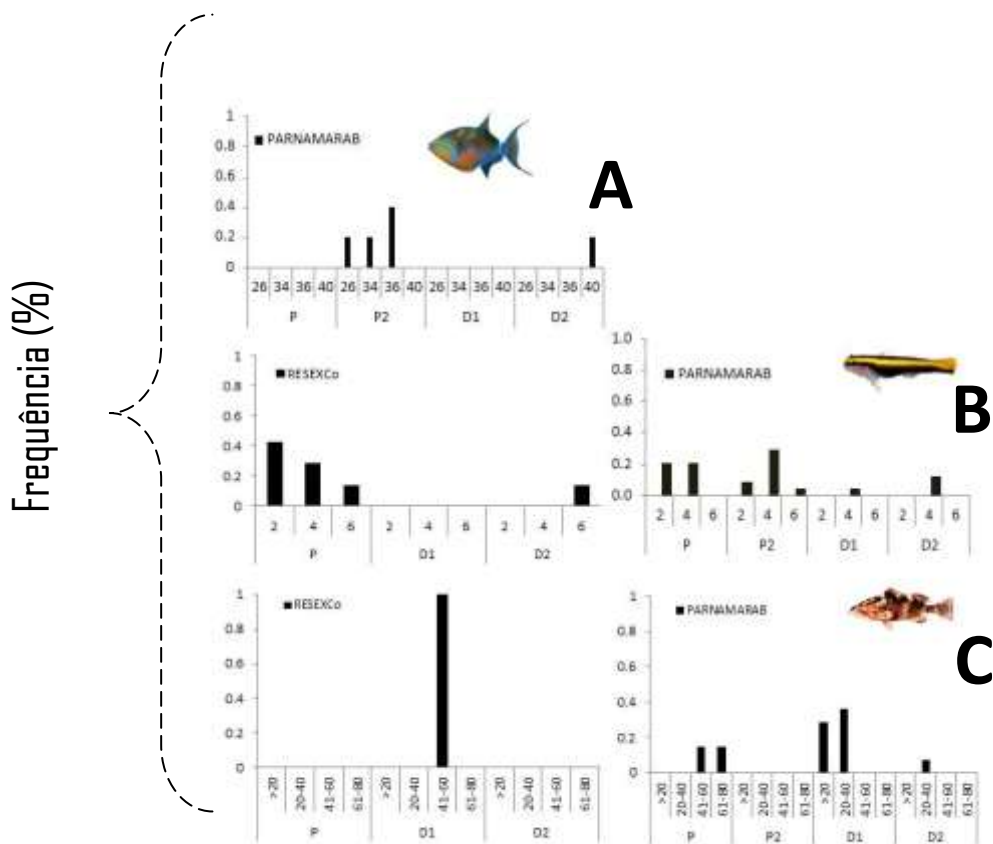


**Figura 4** Biomassa (média  $\pm$  erro padrão) das espécies: *Balistes vetula* (1), *Elacatinus figaro*(2), *Epinephelus morio* (3), *Microspathodon chrysurus*(4), *Mycteroperca bonaci* (5), *Scarus trispinosus* (6), *Scarus zelindae* (7), *Sparisoma axillare* (8) e *Sparisoma frondosum* (9), considerando-se a zonas protegidas (P e P2) e as zonas desprotegidas (D1 e D2) na RESEX do Corumbau-Ba (RESEXCo), Parrachos de Maracaju RN (APARC) e Abrolhos-BA (PNMAB). As letras A, B, C e D indicam a similaridade entre setores para cada área onde foi exibido efeito da proteção na PERMANOVA PAIR-WISE TESTS aplicada à biomassa das espécies.

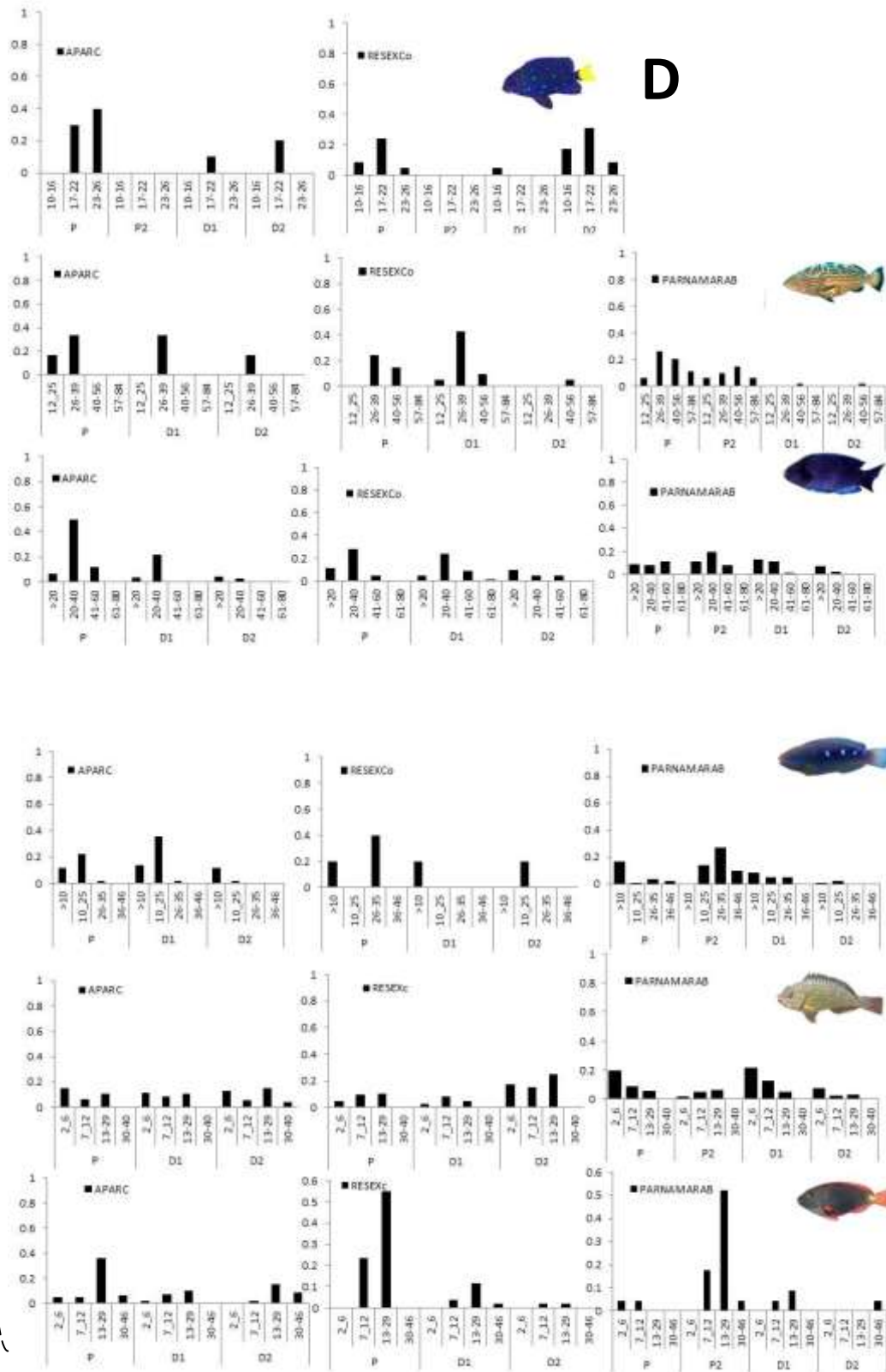
Através da análise das frequências de classes de tamanhos, foi possível identificar a composição das assembleias (juvenil e adulto) dentro e fora das AMPs.

A relação das maiores frequências nas maiores classes de tamanhos seguiu o mesmo padrão da biomassa para a maioria das espécies. Foi possível verificar que dentro das áreas protegidas, com relação as áreas desprotegidas, possuíram indivíduos dos mais variados tamanhos e com uma grande representação dos indivíduos de maior porte.

As espécies *B. vetula*, *E. figaro*, *S. frondosum*, *S. trispinosus*, *S. zelindae*, *M. bonaci* e *M. chrysurus* seguiram o padrão de ocorrência de indivíduos de classes maiores nas áreas protegidas, tais resultados podem ter sido interpretados como efeito positivo do efeito da proteção. As únicas espécies que não obtiveram tais resultados foram o *E. morio* e *S. axillare*, tendo efeito inverso, possivelmente pela influencia das flutuações naturais (efeito do habitat).



Frequência (%)



**Figura 5** Classe de tamanho (em %) das espécies: *Balistes ventula* (A), *Elacatinus figaro* (B), *Epinephelus morio* (C), *Microspathodon chrysurus* (D), *Mycteroperca bonaci* (E), *Scarus trispinosus* (F), *Scarus zelindae* (G), *Sparisoma axillare* (H) e *Sparisoma frondosum* (I), considerando-se a zonas protegidas (P e P2) e as zonas desprotegidas (D1 e D2) na RESEX do Corumbau-Ba (RESEXCo), Parrachos de Maracaju-RN (APARC) e Abrolhos-BA (PNMAB).



#### 4. DISCUSSÃO

As análises com a PERMANOVA aplicada às variáveis do habitat indicaram que as Áreas Marinhas estudadas são similares, quanto a composição do habitat, entre si. A similaridade entre as áreas ocorre a grande escala por se tratar do mesmo tipo de ecossistema, constituído de recifes coralíneos e padrões nos aspectos bióticos e abióticos característicos da costa nordestina brasileira (Maida & Ferreira, 2004).

Porém, a uma pequena escala espacial, entre os setores, detectamos uma grande variabilidade espacial na estrutura do habitat. Essa heterogeneidade a pequena escala nas características do habitat pode vir a determinar as variações dentro e fora das AMPs, implicando diretamente na ocorrência das espécies de peixes estudadas (Ruitton et al., 2000, García-Charton e Pérez Ruzafa, 2001; Letourneu et al., 2003; Russ & Alcalá, 2004; Forcada et al., 2008).

Apesar do deslocamento constante dos peixes marinhos, as espécies de peixes recifais não se distribuem aleatoriamente (Kritzer & Sale, 2004). A distribuição das assembleias de peixes marinhos são determinadas e estruturadas pelas condições físicas do habitat, que variam em função dos fenômenos oceanográficos (Chabanet et al., 1997; Ornellas & Coutinho, 1998; Ferreira et al., 2001; Arbutó-Oropeza & Balart, 2001; Pereira & Soares-Gomes, 2009; Rocha, 2010).

À vista disso, apenas a existência da proteção contra a pesca, o turismo ou qualquer outra atividade que cause distúrbios no ecossistema recifal, não garante maior riqueza, abundância e/ou biomassa dentro dos limites da AMP. Então faz-se necessária a inclusão de grande diversidade de habitats dentro dos limites da AMP, para que possa acomodar uma vasta gama de espécies de peixes (Ruitton et al., 2000; Friedlander et al., 2003). Considerando também sua capacidade de suporte, zoneamento e o tamanho da AMP ao estimar seu potencial para transbordamento (Hackradt et al., 2014), permitindo o direcionamento das medidas de conservação e manejo para as espécies ameaçadas de extinção (Benderet et al., 2009).

#### 4.1 Efeito do habitat

Os componentes estruturais do habitat são sabidamente características ambientais extremamente importantes na estruturação das populações de peixes recifais e apresentam alta relevância na composição de suas assembleias (Ferreira et al., 2001; García-Chartron et al., 2004). Segundo os resultados deste estudo, a proteção contra a pesca conferida pelas áreas estudadas e a complexidade do habitat revelaram ser determinantes na ocorrência das espécies de peixes estudadas.

Para algumas espécies, como o *S. trispinosus* na APARC, as maiores taxas tanto de abundância como de biomassa dentro das AMPs, em relação às áreas desprotegidas, pode ser indicativo do efeito da proteção nas áreas estudadas, sendo que as mesmas servem de refúgio para esta espécie (Gell & Roberts, 2003). Entretanto, outras espécies como *S. axillare* e não mostraram evidências do efeito da proteção, contudo as variáveis do habitat podem ser preponderantes para uma espécie que responde primariamente à qualidade do habitat. Neste caso, onde o habitat tem é preponderante a proteção, pode ser um forte indicativo de uma má escolha no local de implantação da AMP (Sala et al., 2012). Este processo pode trazer implicação para a efetividade de áreas marinhas protegidas (Forcada et al., 2009; Hackradt et al., 2014).

Os corais, estruturas biológicas importantes na modelagem das assembleias de peixes (Bell & Galzin, 1984), não apresentaram influência positiva na ocorrência das espécies de peixes ameaçadas no presente estudo. Essa fraca associação dos corais com as espécies de peixes estudadas provavelmente deve-se ao fato de que os locais estudados são compostos por recifes de coral, tornando homogêneas às amostras. A relação entre algumas espécies com a presença de corais é bem clara na literatura (Ferreira & Maida, 2006), como a espécie *M. chrysurus*, avistada em nosso estudo, que utiliza os corais da espécie

*Millepora alcicornis* como recurso alimentar (Coni et al., 2013). Contudo não foi detectada essa relação com corais, pois não foi avaliada a quantidade do coral da espécie *M. alcicornis* separadamente, além de que este estudo não se prestava a avaliar a relação entre espécie e coral.

Por outro lado, as macroalgas foram selecionadas como variáveis de importância para as espécies, visto que servem de fonte de alimento para peixes herbívoros e locais de refúgio para outras espécies. Atualmente sabemos que a abundância e biomassa das espécies de peixes herbívoros afeta diretamente na qualidade do habitat recifal, sendo sua presença de extrema importância para o equilíbrio e funcionamento destes ecossistemas (Floeter et al., 2007). Os herbívoros modelam a distribuição, abundância e evolução das algas em recifes tropicais (Hay, 1991; Bellwood, 2003); quando há um declínio da sua população, ocorrem mudanças drásticas no recife, que acarretam em um novo regime para o ambiente recifal, vista a alta capacidade competitiva destas com os corais (Hatcher, 1981; Polunin & Klumpp, 1992; Hughes, 1994; Bruggemann, 1994; Hay, 1991; Ferreira et al., 1998).

Pode-se deduzir também, ainda que pouco representado nas análises, a influência direta do substrato consolidado sob a ocorrência das espécies. Levando em consideração que a rugosidade, composição da cobertura recifal (alga, corais, etc) e a profundidade, configuram-se em variáveis dependentes do fator substrato consolidado (Roberts & Ormond, 1987; Lara & Gonzalez, 1998). Este molda a complexidade, altura da coluna d'água e viabiliza locais para o estabelecimento de organismos sésseis como corais, esponjas e algas (Abelson et al., 1993).

No ambiente recifal, a junção das características de substrato consolidado com acentuada rugosidade estabelece fendas e buracos, modelando a riqueza e a abundância das assembleias de peixes (García-Charton & Pérez-Ruzafa, 2001; Angel & Ojeda, 2001; Gratwicke & Speight, 2005; Reis-Filho et al., 2010; Hackradt et al., 2011). Sendo



assim, quanto maior o grau de complexidade do substrato, maior riqueza e abundância (Luckhurst & Luckhurst, 1978; Friedlander & Parrish, 1998), uma vez que proporciona abrigo permanente e/ou temporário para uma gama de espécies de peixes (Sherman et al., 2002; Charbonnel et al., 2002; Hostim-Silva, et al., 2005; Jordan et al., 2005).

Acerca da influência negativa da profundidade sob algumas espécies foi em decorrência dos locais avaliados com habitats constituídos de substrato não consolidado, implicando baixa complexidade, localizados em áreas mais profundas. Observando essas inter-relações das variáveis ambientais, pode-se afirmar que, ao avaliar isoladamente a profundidade, espera-se que áreas com complexidade semelhantes relacionem a profundidade positivamente às assembleias de peixes, favorecendo espécies maiores e menos sedentárias.

Como visto a estrutura e característica do habitat interferem diretamente na ocorrência das espécies de peixes recifais. Diante disso, podemos afirmar que a desestruturação dos ambientes recifais resulta no declínio de algumas espécies de peixes nos recifes, podendo levar à extinção local de populações (Mumby, 2004). Dessa forma, as áreas marinhas protegidas devem ser criadas a partir do conhecimento do habitat e das preferências das espécies alvo da proteção. Caso tais condicionantes não sejam levadas em consideração, em alguns casos, a proteção pode ser até inutilizada, pois teremos a proteção da área marinha, porém, as características do habitat podem não ser favoráveis a ocorrência das espécies.

#### *4.2 Efeito da proteção*

As Áreas Marinhas Protegidas avaliadas neste estudo possuíram efeitos diferentes sob a proteção das espécies ameaçadas. O PNMAB foi a AMP mais eficiente para a proteção, exibindo o efeito da proteção para cinco espécies, composto por peixes herbívoros e carnívoros. Espécies dos mais variados tamanhos e níveis tróficos, insinuando ser

ambientes com habitats bem estruturados, oferecendo grande variedade de recursos e menor pressão da pesca.

O contrário foi observado nos recifes da RESEXCo, no qual não foi identificado o efeito da proteção para nenhuma espécie. A ausência dos predadores de topo, e a exploração excessiva dessas espécies na RESEXCo resultou no aumento da abundância das populações de peixes de menores tamanhos, como a espécie *E. figaro*.

A APARC, apesar de não indicar efeito da proteção nos resultados, foi notada o crescimento da abundância, biomassa e tamanho dos indivíduos dentro das áreas de exclusão de pesca. Indicando que apesar do efeito da proteção estar ocorrendo, ainda existe a pressão da pesca nas suas áreas de exclusão da pesca.

De fato, nas áreas do PNMAB foram detectadas impacto da proteção para um maior número de espécies (*B. vetula*, *E. figaro*, *M. bonaci*, *S. zelidae* e *S. frondosum*). A área do PNMAB mostrou-se importante e eficiente ferramenta para a conservação da biodiversidade marinha. Provavelmente a proibição da atividade pesqueira, restrições rigorosas a sua visitação, um maior distanciamento até o continente (i.e. 80 km) (dificultando o acesso, os impactos da poluição e outros distúrbios provenientes da ocupação humana) (Floeter et al., 2006) em comparação com as outras AMPs, e uma maior eficiência na fiscalização (observação pessoal), foram os principais atributos inerentes que favorecem a conservação de mais de 50% das espécies ameaçadas avaliadas no presente estudo.

Os dados sugerem ainda que a abundância, biomassa como também as grandes classes de tamanhos da maioria das espécies de peixes ameaçadas, podem aumentar, ainda que pouco, quando dentro das reservas marinhas (Russ e Alcalá, 2003; 2004). Essa resposta positiva diante da proteção depende, segundo alguns autores, do dinamismo dos peixes, sendo assim, as espécies que são relativamente sedentárias e passam grande parte do tempo nas áreas dentro da reservas, respondem mais intensamente a proteção (Russ & Alcala, 1996; Roberts et al.,2001; Galal et al.,2002; Gell & Roberts, 2003),

permitindo maior concentração de biomassa dentro da reserva (Gell & Roberts, 2003).

O PNMAB e a APARC possuem maiores indivíduos e maiores taxas de abundância e biomassa das espécies dentro das áreas de exclusão da pesca.

O mesmo não foi observado para RESEXCo, onde espécies de topo e grandes herbívoros não possuíram maiores taxas de abundância e biomassa dentro da área de exclusão de pesca. Tal resultado pode estar relacionado ao desenho da reserva, que não engloba diferentes habitats os quais diferentes grupos necessitam. Não descartando a hipótese da falha na fiscalização dos locais de exclusão de pesca, pois os pescadores que utilizam os sítios de pesca de forma intensiva, como meio de subsistência, estão também realizando pesca dentro das áreas que são proibidas para a prática (Hackradt, C.W., observação pessoal), dificultando a recuperação das populações de peixes recifais. Isso implica diretamente na eficiência da AMP, pois não convém criar reservas em ambientes marinhos complexos e propícios a uma gama de espécies, e não ter uma fiscalização eficiente.

Segundo Francini-Filho et al. 2005, as mudanças climáticas globais e a sobrepesca de grandes herbívoros na RESEXCo comprometem a integridade do habitat e assim, prejudicando as populações de peixes recifais como um todo. Os herbívoros de grande porte têm sido afetados com a sobrepesca, resultante do fenômeno “fishing down the food webs” (Pauly et al., 1998), que compete a sucessão da pressão pesqueira em virtude do esgotamento dos estoques de espécies de topo, então outras espécies de grande porte viram alvo da pesca, sendo explorados (Floter et al., 2007).

A não efetividade na proteção das espécies ameaçadas em AMPs, observada para algumas áreas neste estudo, está em desacordo com o que se esperava. Pois as áreas marinhas proporcionam uma maior estabilidade na dinâmica da população explorada (Sladek Nowlis & Friedlander, 2003). Tendendo a aumentar a biomassa, densidade, tamanho médio e fecundidade dos peixes (Russ, 1991; Roberts, 1995;

Rodwell et al., 2002; Russ et al., 2005; Hawkins et al., 2006; McClanahan, 2007; Oropeza et al., 2011).

A proteção de áreas marinhas é essencial, pois atenua os efeitos diretos da pesca, podendo ajudar a proteger e manter a complexidade e qualidade do habitat para os peixes (Auster & Shackell, 1997; Yoklavich, 1998). Além do mais as AMPs com áreas de exclusão da pesca servem como ferramenta eficiente para a gestão pesqueira (Goñi et al. 2008), permitindo o aumento das capturas no entorno da reserva pelo efeito de transbordamento (Harmelin-Vivien et al. 2008).

No estudo das áreas pescadas e áreas com exclusão de pesca, foram consideradas as variáveis ambientais e a proteção de três de reservas marinhas, a fim de avaliar o sucesso da AMP em proteger espécies ameaçadas de extinção. As reservas necessitam constantemente de programas de monitoramento de longo prazo, permitindo uma melhor eficácia do plano de zoneamento e manejo, permitindo apontar modificações para que aumente o seu potencial. Ao estabelecer a reserva marinha, devem ser consideradas as necessidades e histórias de vida das espécies que precisam de proteção (Medeiros, 2011).

## 5. CONCLUSÃO

Foi possível observar que a proteção conferida pelas áreas marinhas protegidas resulta em um aumento, mesmo que pouco, na abundância, biomassa e tamanho médio das espécies de peixes ameaçadas de extinção em comparação com as áreas de pesca. Essas diferenças possivelmente são resultados principalmente da redução da pesca.

O estudo também mostrou que as variáveis ambientais interferem diretamente na ocorrência das espécies. As características do habitat, como rugosidade e profundidade alteram o padrão de ocorrência das espécies de peixes e esse fato tem implicações diretas no funcionamento das AMPs para estas espécies. Caso uma AMP seja estabelecida em locais com habitats não adequados seu funcionamento pode se ver comprimido.

Por fim, a proibição da atividade da pesca, rigorosas restrições de atividades e distanciamento da costa das AMP podem influenciar positivamente na efetividade das AMPs.

## 6. REFERÊNCIAS

- ADEY, W. H. 2000. Coral reef Ecosystems and Human Health: Biodiversity Counts. Ecosystem health, 227-236.
- ASHWORTH, J. S., & ORMOND, R. F. G. 2005. Effects of fishing pressure and trophic group on abundance and spillover across boundaries of a no-take zone. *Biological conservation*, 333-344.
- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. 2007. Stream ecology: structure and function of running waters. 2 ed. Dordrecht: Springer, 436 p.
- ALMANY, G. R. 2004. Differential effects of habitat complexity, predators and competitors on abundance of juvenile and adult coral reef fishes. *Oecologia*, 105-113.
- AMARAL, A.Z.C.; JABLONSKY, S. 2005. Conservation of Marine and Coastal Biodiversity in Brazil. *Conserv. Biol.*, 625 - 631.
- ANP- Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustível. 2015. Disponível em:  
<[http://www.anp.gov.br/brasilrounds/round9/round9/guias\\_R9/perfuracao\\_R9/Bibliografia/LE\\_O\\_ZMA\\_ABROLHOS.PDF](http://www.anp.gov.br/brasilrounds/round9/round9/guias_R9/perfuracao_R9/Bibliografia/LE_O_ZMA_ABROLHOS.PDF)>. Acesso em 20 maio 2015.
- ARAÚJO, M.B.; NEW. M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecol Evol* 22:42–7.
- ARAÚJO, N. B.; TEJERINA-GARRO, F. L. 2007. Composição e diversidade da ictiofauna em riachos do Cerrado, bacia do ribeirão Ouvidor, alto rio Paraná, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, v. 24, n. 4, p. 981-990.
- ARAÚJO, N. B.; TEJERINA-GARRO, F. L. 2009. Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre, v. 7, n. 1, p. 31-38.
- BAIL, G. C & BRANCO, J. O. 2003. Ocorrência, abundância e diversidade da ictiofauna na pesca do camarão sete-barbas, na região de Penha, SC. Centro de

- BELL, J. D. & GALZIN, R. 1984. Influence of live coral cover on coral-reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series*, 15(3), 265-274.
- BELLWOOD, D. R., HUGHES, T. P., FOLKE, C., & NYSTRÖM, M. 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429(6994), 827-833.
- BENDER, M.; VILA-NOVA, D. A.; FLOETER, S. 2009. Uso de habitats das espécies de peixes recifais ameaçadas no Brasil: considerações para o design de áreas marinhas protegidas.
- BENNETT, C. L.; BAY, M.; HALPERN, M.; HINSHAW, G.; JACKSON, C.; JAROSIK, N.; SPERGEL, D. N. 2003. The Microwave Anisotropy ProbeMAP is the result of a partnership between Princeton University and the NASA Goddard Space Flight Center. Scientific guidance is provided by the MAP Science Team. Mission. *The Astrophysical Journal*, 583.
- BODILIS, P.; GANTEAUME, A.; FRANCOUR, P. 2003. Presence of 1 year-old dusky groupers along the French Mediterranean coast. *Journal of Fish Biology* 62: 242–246.
- BROTTO, D. S. 1997. O uso de estruturas artificiais como habitat por organismo marinhos na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro, 1997.p ; Tese(Doutorado em Biologia Animal), UFRRJ.
- BSHARY, R. 2003. The cleaner wrasse, *Labroides dimidiatus* is a key organism for reef fish diversity at Ras Mohammed National Park, Egypt. *J. Anim. Ecol.* 72: 169–176.
- CARVALHO-FILHO, A.; BERTONCINI, A.A.; BONALDO, R.M.; FERREIRA, C.L.; GADIG, O.B.; FLOETER, S.R.; GASPARINI, J.L.; GERHARDINGUER, L.C.; GODOY, E.A.S.; JOYEX, J.C.; KRAJEWSKI, J.P.; KUITER, R.; HOSTIM-SILVA, M.; LOUIZ JR., O.; MASQUES, S.; MENDEZ, L.; RANGEL, C.A.; ROCHA, L.A.; ROSA, I.L.; SAMPAIO, C.L.S.; SAZIMA, C. & SAZIMA, I. 2005. Peixes Recifais do Brasil, uma síntese.
- CASTILLO, M. M. 1995. Stream ecology structure and function of running waters. 2. ed. Dordrecht: Springer, p. 117-187.

- CONI, E. O. C., FERREIRA, C. M., DE MOURA, R. L., MEIRELLES, P. M., KAUFMAN, L., & FRANCINI-FILHO, R. B. 2013. An evaluation of the use of branching fire-corals (*Millepora* spp.) as refuge by reef fish in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 96(1), 45-55.
- COSTA, P.A.S., BRAGA, A.C., ROCHA, L.O.F. 2003. Reef fisheries in Porto Seguro, eastern Brazilian coast. *Fish. Res.* 60: 577–583.
- CREC'HRIOU, R.; ALEMANY F.; ROUSSEL, E.; CHASSANITE, A.; MARINARO, J.; MADER, J.; ROCHEL, E.; PLANES, S. 2010. Fisheries replenishment of early life taxa: potential export of fish eggs and larvae from a temperate marine protected area. *Fish Oceanogr* 19: 135-150
- DE GIROLAMO M. & MAZZOLDI C. 2001. The application of visual census on Mediterranean rocky habitats. *Mar. Envir. Res.* 51 (2001): 1-16
- DORENBOSCH, M.; GROL, M. G. G.; NAGELKERKEN, I.; VAN DER VELDE, G. 2006. Seagrass beds and mangroves as potential nurseries for the threatened Indo-Pacific humphead wrasse, *Cheilinus undulatus* and Caribbean rainbow parrotfish, *Scarus guacamaia*. *Biological Conservation*, 129(2), 277-282.
- EDGAR, G.J.; BUSTAMANTE, R.H.; FARINA, J.M.; CALVOPINA, M.; MARTINEZ, C.; TORAL-GRANDA, M.V. 2005. Bias in evaluating the effects of marine protected areas: the importance of base-line data for the Galapagos Marine Reserve. *Environ Conserv* 31:212–218 English S, Wilkinson C, serv 31:212–218
- FÉLIX-HACKRADT, F.C. 2012. Ecology of Mediterranean reef fish early life history stages, population connectivity and implications for marine protected areas design. PhD. Thesis. Department of Ecology and Hidrology. University of Murcia. 210p.
- FERREIRA, B. P., & MAIDA, M. 2006. *Monitoramento dos recifes de coral do Brasil*. MMA, Secretaria de Biodiversidade e Florestas.
- FERREIRA, C. E.; GONÇALVES, J. E.; COUTINHO, R. 2001. ENVIRONMENTAL BIOLOGY OF FISHES. 61: 353. doi:10.1023/A:1011609617330



- FLOETER, S. & GASPARINI, J.L. 2000. The southwestern Atlantic reef fish fauna: composition and zoogeographic patterns. *Journal of Fish Biology*, 56:1099-1114.
- FLOETER, S.R., FERREIRA, C.E.L. & GASPARINI, J.L. 2007. Os efeitos da pesca e da proteção através de UC's marinhas: três estudos de caso e implicações para os grupos funcionais de peixes recifais no Brasil. In *Áreas Aquáticas Protegidas como Instrumento de Gestão Pesqueira* (Brasil. Ministério do Meio Ambiente - MMA, org.). MMA, Brasília. v.4, p.183-199. (Série Áreas Protegidas do Brasil).
- FLOETER, S.R., HALPERN, B.S.; FERREIRA, C.E.L. 2006. Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. *Biol. Conserv.* 128: 391– 402.
- FLOETER, S.R.; GASPARINI, J.L. 2001. The Brazilian endemic reef fishes. *Coral Reefs* 19:292.
- FLOETER, S.R.; GUIMARÃES, R.Z.P.; ROCHA, L.A.; FERREIRA, C.E.L.; RANGEL, C.A., GASPARINI, J.L. 2001. Geographic variation in reef-fish assemblages along the Brazilian coast. *Global Ecol. Biogeogr.* 10: 423–433.
- FLOETER, S.R.; VÁZQUEZ, D.P.; GRUTTER, A.S. 2007. The macroecology of marine cleaning mutualisms. *J. Anim. Ecol.* 76: 105–111.
- FORCADA; A.; VALLE, C.; BONHOMME, P.; CRIQUET, G.; CADIOU, G. 2009. Effects of habitat on spillover from marine protected areas to artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series* 379, 197–211.
- FOX, B.J. & BROWN, J.H. 1993. Assembly rules for functional groups in North American desert rodent communities. *Oikos*. 67:358-370. doi:10.2307/3545483
- FOX, B.J. 1987. Species assembly and the evolution of community structure. *Evol. Ecol.* 1: 201-213. doi:10.1007/BF02067551
- FRANCINI-FILHO, R. B. & MOURA, R.L. 2008. Dynamics of fish assemblages on coral reefs subjected to different management regimes in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.

- FRANCINI-FILHO, R. B. 2005. Estrutura e dinâmica das assembléias de peixes recifais no Banco dos Abrolhos, Bahia: subsídios para conservação e manejo. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.
- FRANCINI-FILHO, R. B.; MOURA, R. L.; THOMPSON, F. L.; REIS, R. M.; KAUFMAN, L.; KIKUCHI, R. K.; LEÃO, Z. M. 2008. Diseases leading to accelerated decline of reef corals in the largest South Atlantic reef complex (Abrolhos Bank, eastern Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, 56(5), 1008-1014.
- FRANCINI-FILHO, R.B.; MOURA, R.L.; FERREIRA, C.M. & CONI, E.O.C., 2007, Live coral predation by parrotfishes (Perciformes:Scaridae) in the Abrolhos Bank, eastern Brazil, with comments on the classification of species into functional groups., *Neotropical Ichthyology*, 6(2): 191-200.
- FRÉDOU, T., FERREIRA, B.P.; LETOUNEUR, Y. 2006. A univariate and multivariate study of reef fisheries in the Northeast Brazil. *ICES J. Mar. Sci. L. U.K.* 63: 883–896.
- FREITAS, M. O.; MOURA, R. L.; FRANCINI-FILHO, B.; MINTE- VERA, C. V. 2011. Spawning patterns of commercially important reef fishes (Lutjanidae and Serranidae) in the tropical Western South Atlantic. *Scientia Marina*, 75(1): 135-146.
- FRIEDLANDER, A. M., & PARRISH, J. D. 1998. Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 224(1), 1-30.
- GALAL, N., ORMOND, R. F. G.; HASSAN, O. 2002. Effect of a network of no-take reserves in increasing catch per unit effort and stocks of exploited reef fish at Nabq, South Sinai, Egypt. *Marine and freshwater Research*, 53(2), 199-205.
- GARCÍA-CHARTON, J. A.; PÉREZ-RUZAFÁ, A. 2001. Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Mar Biol* 138:917–934.
- GARCÍA-CHARTON, J.A., PÉREZ-RUZAFÁ, Á., SÁNCHEZ-JEREZ, P. ET AL. MARINE BIOLOGY. 2004. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages 144: 161. doi:10.1007/s00227-003-1170-0.

- GARCÍA-CHARTON, J.A.; PÉREZ-RUZAFÁ, A.; MARCOS, C.; CLAUDET, J. BADALAMENTI, F.; BENEDETTI-CECCHI, L.; FALCÓN, J.M.; MILAZZO, M.; SCHEMBRI, P.J.; STOBART, B.; VANDEPERRE, F.; BRITO, A.; CHEMELLO, R.; DIMECH, M.; DOMENICI, P.; GUALA, I.; LE DIRÉACH, L.; MAGGI, E.; PLANES, S. 2008. Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: Do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems. *Journal for Nature Conservation* 16: 193—221
- GARRY, R.; RUSS, BRIAN. STOCKWELL, ANGEL, C.; ALCALA .2005. Inferring versus measuring rates of recovery in no-take marine reserves. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES Mar Ecol Prog Ser*
- GASPARINI, J.L. & FLOETER, S.R. 2001. The shore fishes of Trindade Island, western South Atlantic. *Journal of Natural History*, v.35, pp.1639-1656. State, northeast Brazil. *Biodiversity and Conservation*, v. 12, pp.1287-1295.
- GASPARINI, J.L.; FLOETER, S.R.; FERREIRA, C.E.L.; SAZIMA, I. 2005. Marine ornamental trade in Brazil. *Biodiv. Conserv.* 14: 2883–2899.
- GIBBS, R. A.; BELMONT, J. W.; HARDENBOL, P.; WILLIS, T. D.; YU, F.; YANG, H.; TAM, P. K. H. 2003. The international HapMap project. *Nature*, 426(6968), 789-796.
- GRUTTER, A.S., MURPHY, J.M.; CHOAT, J.H. 2003. Cleaner fish drives local fish diversity on coral reefs. *Curr. Biol.* 13: 64–67.
- GUIDETTI, P. 2006. Marine reserves reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. *Ecological Applications* 16(3): 963–976.
- HACKRADT, C.W.; FÉLIX-HACKRADT, F. C. 2009. Assembléia de peixes associados a ambientes consolidados no litoral do Paraná, Brasil: Uma análise qualitativa com notas sobre sua bioecologia. *Inst. Nautilus de Pesq. e Conserv. da Biodiversidade. Curitiba. PR, Brasil.*
- HACKRADT, C.W.; FÉLIX-HACKRADT, F.C.; GARCÍA-CHARTON, J.A. 2011. Influence of habitat structure on fish assemblage of an artificial reef in southern Brazil. *Mar Environ Res* 72:235–47

- HACKRADT, C.W.; GARCÍA-CHARTON, J.A.; HARMELIN-VIVIEN, M.; PÉREZ-RUZAFÁ, Á.; DIRÉACH, L. LE.; BAYLE-SEMPERE, J.; CHARBONNEL, E.; ODY, D.; REÑONES, O.; SANCHEZ-JEREZ, P.; VALLE, C. 2014. Response of rocky reef top predators (Serranidae: Epinephelinae) in and around Marine Protected Areas in the Western Mediterranean Sea. *PLoS One* 9:e98206
- HALPERN, B. S. 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter. *Ecological Applications* 13: 117-S137. DOI 10.1890/1051-0761.
- HARMELIN-VIVIEN, M.; DIRÉACH, L. LE.; BAYLE-SEMPERE, J.T.; CHARBONNEL, E.; GARCÍA-CHARTON, J.Á.; ODY, D.; PÉREZ-RUZAFÁ, A.; REÑONES, O.; SÁNCHEZ-JEREZ, P.; VALLE, C. 2008. Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spillover? *Biol Conserv* 141:1829–1839
- HAWKINS, J.P.; ROBERTS, C.M.; DYTHAM, C.; SCHELLEN, C.; NUGUES, M.M. 2006. Effects of habitat characteristics and sedimentation on performance of marine reserves in St. Lucia. *Biological Conservation* 127: 487–499.
- HAY, M.E. 1991. 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..
- HEREU, B.; DIAZ, D.; PASQUAL, J.; ZABALA, M.; SALA, E. 2006. Temporal predictability of spawning of the dusky grouper, *Epinephelus marginatus*, in relation to environmental factors. *Marine Ecology Progress Series* 325: 187–194.
- HIXON, M. A.; MENGE, B. A. 1991. Species diversity: prey refuges modify the interactive effects of predation and competition. *Theoretical Population Biology*, 39(2), 178-200.
- HOSTIM-SILVA, M., BERTONCINI, Á. A., MACHADO, L. F., GERHARDINGER, L. C., DAROS, F. A., BARREIROS, J. P., & GODOY, E. 2006. Peixes de Costão Rochoso de Santa Catarina. I. Arvoredo.

- HOSTIM-SILVA, M; ANDRADE, A.B; MACHADO, L. F.; GERHARDINGER, L.C.; DAROS, F. A; BARREIROS J.P.; GODOY, E. 2005. Santa Catarina Peixes de Costão Rochoso de Santa Catarina. Santa Catarina, RS.
- HUGHES, T. P.; BAIRD, A. H.; BELLWOOD, D. R.; CARD, M.; CONNOLLY, S. R.; FOLKE, C.; LOUGH, J. M. 2003. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *science*, 301(5635), 929-933.
- IUCN –International Union for Conservation of Nature. 2015 .The IUCN red list of threatened species. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org> Acesso em 20 maio 2015.
- JACKSON, J. B. C. 2008. Ecological extinction and evolution in the brave new ocean. *Proceedings of the National Academy of Science* 105: 11458–11465.
- JENNINGS, G. 2001. *Tourism research*. John Wiley and sons Australia, Ltd.
- JENNINGS, S. 2001. Patterns and prediction of population recovery in marine reserves. *Rev Fish Biol Fish* 10: 209–231
- JONES, G. & SYMS, C. 1998. DISTURBANCE, HABITAT STRUCTURE AND THE ECOLOGY OF FISHES ON CORAL REEFS. *Australian journal of ecology*, 23(3), 287-297.
- JONES, G.P.; COLE, R.C.; BATTERSHILL, C.N. 1993. Marine reserves: do they work. In: Battershill CN, Schiel DR, Jones GP, Creese RG, MacDiarmid AB (eds) *Proc 2nd Int Temperate Reef Symp*. National Institute of Water and Atmospheric Research, Wellington, p 29–45.
- KIKUCHI, S.; SATOH, K.; NAGATA, T.; KAWAGASHIRA, N.; DOI, K.; KISHIMOTO, N.; HOTTA, I. 2003. Collection, mapping, and annotation of over 28,000 cDNA clones from japonica rice. *science*, 301(5631), 376-379.
- KNOX, G. A. 2000. *The ecology of seashores*. CRC Press. 544p.
- KRITZER, J. P. & SALE, P. F. 2004. Metapopulation ecology in the sea: from Levins' model to marine ecology and fisheries science. *Fish and Fisheries*, 5(2), 131-140.
- LABROSSE, P. 2002. *Underwater visual fish census surveys: Proper use and implementation*. Noumea: Secretariat of the Pacific Community

- LEÃO, Z.M.A.N.; DOMINGUEZ, J.M. 2000. Tropical coast of Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 41: 112–122.
- LEI DO SNUC (LEI 9.985/2000) D.O.U. de 19.7.2000. o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. [http://www.mma.gov.br/estruturas/240/\\_arquivos/snuc\\_240.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/240/_arquivos/snuc_240.pdf)
- LÓPEZ-SANZ, A.; STELZENMÜLLER, V.; MAYNOU, F.; SABATÉS, A. 2011. The influence of environmental characteristics on fish larvae spatial patterns related to a marine protected area: The Medes islands (NW Mediterranean). *Est Coast Shelf Sci* 92: 521-533
- M. HARMELIN-VIVIEN, L.; LE DIRÉACH, J.; BAYLE-SEMPERE, E.; CHARBONNEL, J.A.; GARCÍA-CHARTON, D.; ODY, A.; PÉREZ-RUZAFÁ, O.; REÑONES, P.; SÁNCHEZ, C. VALLE. 2008. Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: evidence of fish spillover? *Biol. Cons.*, 141, pp. 1829–1839
- MAIDA, M., FERREIRA, B.P. 1997. Coral reefs of Brazil: an overview. *Proc. 8th Int. Coral Reef Symp.* 1: 263–274.
- MAIDA, M.; FERREIRA, B. 2004. Os recifes de coral brasileiros p.617-640, in Eskinazi-Leça et al. *Oceanografia, um cenário tropical*. Bagaço, 761p., Recife.
- MARMION, M.; PARVIAINEN, M.; LUOTO, M.; HEIKKINEN, R. K.; THUILLER, W. 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Divers Distrib* 15:59–69
- MARQUES, S.; MACHADO, L; LUIZ-JÚNIOR, O.; BARREIROS, J.P. metodologias de censo visual subaquáticos como ferramentas de estudos ecológicos de peixes pelágicos. Instituto Mar Adentro: Promoção e Gestão do Conhecimento de Ecossistemas Aquáticos, Rio de Janeiro/ RJ.
- McCLANAHAN, T. N.; POLUNIN, T. DONE. 2002. Ecological states and the resilience of coral reefs. *Conservation Ecology* 6(2): 18. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss2/art18/>
- McCLANAHAN, T. R. 2000. Recovery of a coral reef keystone predator, *Balistapus undulatus*, in East African marine parks. *Biol Conserv* 94:191–198.

- MCCLANAHAN, T. R.; ATEWEBERHAN, M.; GRAHAM, N. A. J.; WILSON, S. K.; SEBASTIAN, C. R.; GUILLAUME, M. M.; BRUGGEMANN, J. H. 2007. Western Indian Ocean coral communities: bleaching responses and susceptibility to extinction. *Marine Ecology Progress Series*, 337, 1-13.
- McCLANAHAN, T. R.; GRAHAM, N. A. J.; CALNAN, J. M.; MACNEIL, M. A. 2007. Toward pristine biomass: reef fish recovery in coral reef marine protected areas in Kenya. *Ecological Applications* 17: 1055–1067.
- 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.
- McCLANAHAN, T.R.; GLAESEL, H.; RUBENS, J.; KIAMBO, R. 1997. The effects of traditional fisheries management on fisheries yields and the coral-reef ecosystems of southern Kenya. *Environ. Conserv.* 24: 105–120.
- McLACHLAN, A.; BROWN, A. C. 2006. *The Ecology of Sandy Shores*. 2a ed. Academic Press. 373p.
- MEDEIROS, P. R. D. 2011. Distribuição e uso de habitat por peixes recifais e sua relação com a complexidade ambiental no arquipélago Fernando de Noronha, Nordeste do Brasil.
- MENEZES, N.A. 2003. Família Balistidae, p.108-109. In Menezes, N.A., Buckup, P.A., Figueiredo, J.L de & Moura, R.L. de. *Catálogo das espécies de peixes marinhos do Brasil*. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. p. 159
- MICHELI, F.; HALPERN, B.S.; BOTSFORD, L.W.; WARNER, R.R. 2005. Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecol. Appl.* 14: 1709–1723.
- Ministério do Meio Ambiente - MMA. 2014. Lista Nacional das Espécies de Invertebrados Aquáticos e Peixes ameaçados de Extinção. Instrução Normativa nº 5, de 21 de maio de 2004. Ministério do Meio Ambiente (MMA), *Diário Oficial da União*, nº 102, Seção 1, pp.136-142, Brasília, DF, Brasil. Disponível em <<http://www.jusbrasil.com.br/diarios/290995/dou-secao-3-28-05-2004-pg-136/pdf>>. Acessado em 2 de novembro de 2015.



- Ministério do Meio Ambiente - MMA. 2015. Áreas Protegidas. Disponível em: <[www.mma.gov.br/areas-protegidas/unidades-de-conservacao/criacao-ucs](http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/unidades-de-conservacao/criacao-ucs)> Acessado em 09/04/2015.
- MMA, 2016. Ministério do Meio Ambiente. *Disponível:* [www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs](http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs). Acessado em 27 de janeiro de 2016.
- MONTEIRO-NETO, C.; CUNHA, F.E.A.; NOTTINGHAM, M.C.; ARAÚJO, M.E.; ROSA, I.L.; BARROS, G.M.L. 2003. Analysis of the marine ornamental fish trade at Ceará State, northeast Brazil. *Biodiversity and Conservation*, v. 12, pp.1287-1295.
- MORA, C.; SALE, P. 2002. Are populations of coral reef fish open or closed. *Trends in Ecology & Evolution* 17(9): 422-428. DOI 10.1016/S0169-5347(02)02584-3.
- MOURA, R. L., DUTRA, G. F., FRANCINI-FILHO, R. B., MINTE-VERA, C. V., CURADO, I. B., GUIMARÃES, F. J., ALVES, D. C. 2007. Gestão do uso de recursos pesqueiros na Reserva Extrativista Marinha do Corumbau-Bahia. *Áreas Aquáticas Protegidas como Instrumento de Gestão Pesqueira-Série Áreas Protegidas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente*, 168-181.
- MOURA, R.L. 2002. Brazilian reefs as priority areas for biodiversity conservation in the Atlantic Ocean. *Proc. 9th Int. Coral Reef Symp.* 2: 917–920.
- MOURA, R.L.; FIGUEIREDO, J.L.; SAZIMA, I. 2001, A new parrotfish (Scaridae) from Brazil, and revalidation of *Sparisoma amplum* (Ranzani, 1842), *Sparisoma frondosum* (Agassiz, 1831), *Sparisoma axillare* (Steindachner, 1878) and *Scarus trispinosus* Valenciennes, 1840. *Bull. Mar. Sci.* 3, 505-524.
- MOURA, R.L.; MENEZES, N.A. 2003. Família Pomacentridae in Menezes, N.A., Buckup, P.A., Figueiredo, J.L de & Moura, R.L. de. 2003. Catálogo das espécies de peixes marinhos do Brasil. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. p. 159.
- MUMBY, P. J.; EDWARDS, A. J.; ARIAS-GONZÁLEZ, J. E.; LINDEMAN, K. C.; BLACKWELL, P. G.; GALL, A.; WABNITZ, C. C. 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature*, 427(6974), 533-536.



- MUMBY, P. J.; SKIRVING, W.; STRONG, A. E., HARDY, J. T.; LEDREW, E. F., HOCHBERG, E. J.; DAVID, L. T. 2004. Remote sensing of coral reefs and their physical environment. *Marine pollution bulletin*, 48(3), 219-228.
- NASCIMENTO, A. R.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A. 2001. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS. *Ciência Florestal*, vol. 11, núm. 1, 2001, pp. 105-119, Universidade Federal de Santa Maria, Brasil.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL- NRC. 2001. Marine protected areas: tools for sustaining ocean ecosystems. Washington, DC, National Academy Press, 272 pp.
- NELSON, J. S. 1994. Fishes of the world. 3 rd ed. New York: John Wiley & Sons.
- NYSTRÖM, M., FOLKE, C., & MOBERG, F. 2000. Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(10), 413-417.
- OLDEN, J. D. 2006. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. *Journal of Biogeography*, 33(12), 2027-2039.
- OROPEZA, O. A.; ERISMAN, B.; GALLAND, G. R.; OSORIO, I. M.; SALA, E.; EZCURRA, E. 2011. Large Recovery of Fish Biomass in a No-Take Marine Reserve. *PLoS ONE*, August 2011, Volume 6, e23601.
- PALUMBI, S.R. 2002. Marine reserves: a tool for ecosystem management. Arlington, VA, Pew Oceans Commission.
- PANDOLFI, J. M.; BRADBURY, R. H.; SALA, E.; HUGHES, T. P.; BJORN DAL, K. A.; COOKE, R. G.; WARNER, R. R. 2003. Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. *Science*, 301(5635), 955-958.
- PASTOR, J.; VERDOIT-JARRAYA, M.; ASTRUCH, P.; DALIAS, N.; PASQUAL, J.S.N. 2009. Acoustic telemetry survey of the dusky grouper (*Epinephelus marginatus*) in the Marine Reserve of Cerbère-Banyuls: information on the territoriality of this emblematic species. *Comptes Rendus Biologies* 332: 732–740.
- PAULY, D., CHRISTENSEN, V., DALSGAARD, J., FROESE, R. & TORRES, F., Jr. 1998. Fishing Down Marine Food Webs. *Science* 279: 860–863.

- POLUNIN, N.V.C. 2002 Marine protected areas, fish and fisheries. In: Hart PJB, Reynolds JD (eds) Handbook of fish and fisheries, Vol 2. Blackwell Science, Oxford, p 293–318.
- POLUNIN, N.V.C.; KLUMPP, D. W. 1992. A trophodynamic model of fish production on a windward coral-reef tract. In: John DM, Hawkins SJ, Price JH (eds) Plant-animal interactions in the marine benthos. Systematics Association Special Publication. Vol. 46. Clarendon, Oxford, pp 213–233.
- R Development Core Team (2013) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, accessible at <http://www.R-project.org/> (accessed 07/01/2016).
- REAKA-KUDLA, M. L. 1997. The Global Biodiversity of Coral Reefs: a Comparison with Rain Forests. In: Reaka-Kudla, M. L.; Wilson, E. D. e Wilson, E. O. (Edts.) Biodiversity II: Understanding and Protecting our Biological Resources. J. H. Press. Washington, D. C. p. 83-108.
- REÑONES, O.; GRAU, A.; MAS, X.; RIERA, F.; SABORIDO-REY, F. 2010. Reproductive pattern of an exploited dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe 1834) (Pisces: Serranidae) population in the western Mediterranean. *Scientia Marina* 74: 523– 537.
- RINCÓN, P. A. 1999. Uso do micro-habitat em peixes de riachos: métodos e perspectiva. In: CARAMASCHI, P. E.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (Ed.). *Ecologia de peixes de riachos*. Vol. 6. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, Série Oecologia Brasiliensis, p. 23-90.
- ROBERTS, C. M. 1995. Rapid Build-up of fish biomass in a Caribbean marine reserve. *Conservation Biology* 9: 815–826.
- ROBERTS, C. M.; BOHNSACK, J. A.; GELL, F.; HAWKINS, J. P.; GOODRIDGE, R. 2001. Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *science*, 294(5548), 1920-1923.
- ROCHA, L. A.; ROSA, I. L. 2001. Baseline assessment of reef fish assemblages of Parcel Manuel Luiz Marine State Park, Maranhão, north-east Brazil. *Journal of Fish Biology*, 58(4), 985-998.
- ROCHA, L.A.; ROSA, I.L.; ROSA, R.S. 1998. Peixes recifais da costa da Paraíba, Brasil. *Revta. Bras. Zool.* n.15 (2), pp. 553-566.

- RODWELL, L. D.; BARBIER, E. B.; ROBERTS, C. M.; MCCLANAHAN, T. I. M. 2002. A model of tropical marine reserve-fishery linkages. *natural Resource Modeling*, 15(4), 453-486.
- Russ GR 2002. Yet another review of marine reserves as reef fisheries management tools. In: Sale PF (ed) *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem*. Academic Press, San Diego, CA, p 421–443
- RUSS, G. R., & ALCALA, A. C. 1996. Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Marine Ecology Progress Series*, 132, 1-9.
- RUSS, G. R.; ALCALA, A. C. 1996. Marine reserves: rates and patterns of recovery and decline in abundance of large predatory fish. *Ecol Appl* 6:947–961.
- RUSS, G. R.; STOCKWELL, B.; ALCALA, A. C. 2005. Inferring versus measuring rates of recovery in no-take marine reserves. *Marine Ecology Progress Series* 292: 1–12.
- RUSS, G. R.; ALCALA, C. A. 1999. Management histories of Sumilon and Apo Marine Reserves, Philippines, and their influence on national marine policy. *Coral Reefs*, n.18, p. 307-319.
- RUSS, G.R. 1991. Coral reef fisheries: effects and yields. In: Sale, P. F. (ed.). *The ecology of fishes on coral reefs*. Academic Press, San Diego, p. 600-635.
- RUSS, GARRY R. 2002. Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools. *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem* :421-443.
- S HATCHER, B.G. 1981. The interaction between grazing organisms and the epilithic algal community of a coral reef: a quantitative assessment. *Proc. 4th Int. Coral Reef Symp.* 2:515–524.
- SALA E, BALLESTEROS E, DENDRINOS P, DI FRANCO A, FERRETTI F, FOLEY D, ET AL. 2012. The Structure of Mediterranean Rocky Reef Ecosystems across Environmental and Human Gradients, and Conservation Implications. *PLoS ONE* 7(2): e32742. doi:10.1371/journal.pone.0032742
- SALE, P. F. 1980. The ecology of fishes on coral reefs. *Oceanography and Marine Biology, Annual Review* 18, 367-421.

- SALE, P. F. 1991. Reef fish communities: Open nonequilibrium systems. In: The Ecology of Fishes on Coral Reefs. pp. 564-98. Academic Press, San Diego.
- SAMOILYS, M.A.; CARLOS, G. 2000. Determining methods of underwater visual census for estimating the abundance of coral reef fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 57(3):289-304.
- SÁNCHEZ-LIZASO, JL.; GOÑI, R.; REÑONES, O.; GARCIA-CHARTÓN, J. A.; GALZIN, R. 2000. Density dependence in marine protected populations: A review. *Environmental Conservation* 27: 144–158.
- SANDIN, S. A.; SMITH, J. E.; DE MARTINI, E. E.; DINSDALE, E. A.; DONNER, S. D. 2008. Baselines and degradation of coral reefs in the Northern Line Islands. *PLoS ONE* 3(2), e1548.
- SANDIN, S. A.; SMITH, J. E.; DEMARTINI, E. E.; DINSDALE, E. A.; DONNER, S. D.; FRIEDLANDER, A. M.; PANTOS, O. 2008. Baselines and degradation of coral reefs in the northern Line Islands. *PloS one*, 3(2), e1548.
- SANTOS, A. L. B. 2007. Sedimento e comunidades de peixes como indicadores da qualidade ambiental em praias insulares e continentais na Baía de Sepetiba, RJ. Monografia apresentada ao Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, para obtenção do título de Engenheiro Florestal.
- SAZIMA, I.; MOURA, R. L.; ROSA, R. S. 1997. *Elacatinus figaro* sp. n. (Perciformes: Gobiidae), a new cleaner goby from the coast of Brazil. *Aqua J. Ichthyol. Aquat. Biol.* 2:33-38.
- SAZIMA, I.; MOURA, R. L.; SAZIMA, C. 1999. Cleaning activity of juvenile angelfish, *Pomacanthus paru*, on the reefs of the Abrolhos Archipelago, western South Atlantic. *Environ. Biol. Fish.* 56: 399–407.
- SAZIMA, I; SAZIMA, C, FRANCINI-FILHO, R. B.; MOURA, R. L. 2000. *Daily cleaning activity and diversity of clients of the barber goby, Elacatinus figaro, on rocky reefs in southeastern Brazil.* *Environmental Biology of Fishes* 59: 69–77, 2000.

- SMITH, I. W.; TYLER, R. J. 1972. Internal burning of pulverized semi-anthracite: the relation between particle structure and reactivity. *Fuel*, 51(4), 312-321.
- SPLINK, 2015. Disponível na rede SpeciesLink (<http://www.splink.org.br>) em Junho de 2015.
- STENECK, R.S. 1988. Herbivory on coral reefs: a synthesis. In Proc 6th Int. Coral Reef Symp., Townsville. J.H. Choat (ed). 1: 37–49.
- STENZENMULLER, V. MAYNOU, F.; BERNARD, G.; CADIOU, G.; CAMILLERI, M. 2008. Spatial assessment of fishing effort around European marine reserves: Implications for successful fisheries management. *Marine Pollution Bulletin* 56: 2018–2026.
- TEWFIK.; BENE, C. 2003. Effects of natural barriers on the spillover of a marine mollusc: implications for fisheries reserves. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13(6): 473-488.
- THUILLER, W.; LAFOURCADE, B.; ENGLER, R.; ARAUJO, M. B. 2009. BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography (Cop)* 32:369–373
- UCB. 2015. Unidades de conservação no Brasil. 20016. <https://uc.socioambiental.org/o-snuc/categorias-de-ucs>
- UC. 2015. Unidades de conservação – OECO. 2015. Disponível em: <<http://www.oeco.org.br/especial/27099-o-que-sao-unidades-de-conservacao>>. Acessado em: 02 de maio de 2015.
- WILKINSON, C. 1998. Status of Coral reefs of the World: 1998. Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science and the Global Coral Reef Monitoring Network, p 184..
- WILLIS, T. J.; MILLAR, R. B.; BABCOCK, R. C. TOLIMIERI, N. 2003. Burdens of evidence and the benefits of marine reserves: putting Descartes before des horse. *Environ Conserv* 30:97–103
- WINEMILLER, K. O.; AGOSTINHO, A. A.; CARAMASCHI, É. P. 2008. Fish ecology in tropical streams. In: DUDGEON, D. (Ed.). *Tropical stream ecology*. 1. ed. Amsterdam: Academic Press, p. 107-146.
- WWF Brasil, 2016. Disponível em: [www.wwf.org.br](http://www.wwf.org.br). Acessado em: 05 de junho de 2016.

XIMENES, L. Q. L.; FATIMA, L. A.; PENHA, J. M. F. 2011. Variação temporal e espacial na composição de guildas alimentares da ictiofauna em lagoas marginais do Rio Cuiabá, Pantanal Norte

ZABALA, M.; GARCIA-RUBES, A.; LOISY, P.; SALA, E. 1997. Spawning behavior of the Mediterranean dusky grouper, *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces, Serranidae) in the Medes Islands Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain). *Scientia Marina* 61: 65–77.