



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**INFLUÊNCIA DA ICTIOFAUNA SOBRE AS COMUNIDADES BENTÔNICAS
EM ILHAS COSTEIRAS DE SANTA CATARINA E NO
ARQUIPÉLAGO DOS ABROLHOS, BRASIL**

GUILHERME ORTIGARA LONGO

Curitiba, fevereiro de 2011.



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

INFLUÊNCIA DA ICTIOFAUNA SOBRE AS COMUNIDADES BENTÔNICAS
EM ILHAS COSTEIRAS DE SANTA CATARINA E NO
ARQUIPÉLAGO DOS ABROLHOS, BRASIL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Linha de pesquisa: Ecologia de populações e comunidades.

Orientador: Prof. Dr. Sergio R. Floeter

Co-Orientador: Prof. Dr. Paulo A. Horta

Curitiba, fevereiro de 2011.

LONGO, G.O. Influência da ictiofauna sobre as comunidades bentônicas em ilhas costeiras de Santa Catarina e no Arquipélago dos Abrolhos, Brasil, 2011, 118 f. (Dissertação de Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná, UFPR.

1. Filmagem remota; 2. Papel funcional; 3. Peixes recifais; 4. Contribuição funcional potencial; 5. Recifes rochosos; 6. Recifes de coral em franja; 7. Chapeirão; 8. Manejo funcional



Ministério da Educação
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Setor de Ciências Biológicas
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO



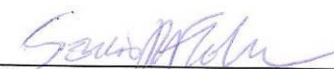
PARECER

Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado, a que se submeteu **Guilherme Ortigara Longo** para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão do candidato.


Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 11 de fevereiro de 2011.


BANCA EXAMINADORA:



Prof. Dr. Sergio Ricardo Floeter
Orientador e Presidente




Prof. Dr. Carlos Eduardo Leite Ferreira
Membro



Prof. Dr. Jean Ricardo Simões Vitule
Membro

Visto:



Prof.ª Dra. Lucélia Donatti
Coordenadora do PPG-ECO

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer à minha mãe e irmã, Silvana e Fabiana, por serem tudo o que são e por me fazer quem eu sou! Essa dissertação também é de vocês! Obrigado pelo apoio e amor incondicionais que me deram durante a vida e carreira como biólogo. Segura que ainda vem muito por aí! Simplesmente não tenho palavras suficientes para vocês! É um amor maior que o mar.

Um obrigado mais que especial à Mari, minha namorada, melhor amiga, companheira e bióloga preferida! Valeu por entender as desistências, cansaço, viagens de campo (se bem que essas você também tem compensado né?hehe), congressos, idas a Curitiba, revisão de paper, capítulo, referências! Enfim, obrigado por tudo! Principalmente por ser meu fim de semana sempre que estamos juntos! É muito bom estar do seu lado (you make it easier).

Obrigado a toda minha família (avós, tios, “irmão cunhado”) que, cada um da sua maneira, contribuiu pra que eu chegasse até aqui. Por falar em família, não posso deixar de agradecer à melhor extensão que de família que eu conheço: o BHF e agregados! Valeu Tzizi, Guri, Racha, José, Luísa, Mi, Letícia, Allan, Camila (sem distinção de ordem hein!); Obrigado pelas piadas, risadas, stress e descobertas. Tanta gente diferente junta mostra quão grande o mundo pode ser! Principalmente obrigado por tentar, da forma de cada um, compreender a vida acadêmica de um biólogo. Vamos nessa galera, ainda tem um longo caminho pela frente!

Agradeço ao professor Sergio (ou Sergiones!hehe) por a dois anos atrás, durante uma reunião rotineira do laboratório, me dar a oportunidade de fazer o projeto conhecido como Jovem Pesquisador uma realidade! Obrigado por me apresentar aos peixes recifais, ao mundo funcional dos processos ecossistêmicos, confiança, amizade e pelo exemplo!! Valeu Sergio!! Temos muito no que trabalhar ainda!

Ao Laboratório de Biogeografia e Macroecologia Marinha (UFSC) por constituir um grupo tão particular, distinto e, com o perdoar da palavra, fodaaasso! Conviver com vocês todos me fez crescer muito pessoal e profissionalmente! Obrigado Diego, Max, Renato, Daniel, Juan, Anderson e Andrea pela ajuda no trabalho de campo! Agradecendo, de novo, o grupo que formamos para produção do capítulo 2 desta dissertação: Renato, Anaide e Max. Vocês reforçaram o quanto é bom trabalhar em grupo e me deram certeza de que tuuudo ia dar certo! Valeu pela dedicação! Demais colegas do LBMM pelas discussões, biológicas ou não, risadas e pelos cafés (claro!): Mari (querida!! Gostei muito de trabalhar no paper com você!!!), Dani, Ana, Lobato's! Desculpe se esqueci de alguém! Mas sintam-se abraçados!hehe

Ao programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da UFPR pelo aprendizado diverso que proporcionou. Um agradecimento especial à atual coordenadora do curso Prof. Lucélia Donatti e à secretária Valéria por, de fato, apoiarem os alunos buscando soluções. Muito obrigado! Aos professores que me deram oportunidade de realizar o estágio de docência Prof. Maria Angélica Haddad, Prof. Emygdio L.A. Monteiro Filho e Prof. Henry Spach. Muito obrigado! Aos amigos do PPGECO, muito especialmente a Ellie, mas também Aline e Fer! Valeu pelas risadas, revoltas, cervejas e abrigos em Curitiba!hehe Jennyfer, muito obrigado por me ajudar com documentos sempre que precisei! Obrigado também Araci e Bidi por também me acolherem e Fá, minha irmã, pela miguelação no hotel fodasso!

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFSC, todos os alunos e professores, por me deixarem sempre muito à vontade, o que por diversas vezes confundiu até eu mesmo sobre a qual programa eu sou filiado!hehe As festinhas valeram muuito! Valeu!!!

Aos professores da UFSC e colegas Paulo Horta, Bárbara Segal e Alberto Lindner pelas discussões e aprendizado. Trabalhar com vocês é muito bom! Obrigado pela oportunidade de crescer! Um agradecimento especial também ao professor Nivaldo Peroni por esclarecer muitos lados obscuros da estatística multivariada! Valeu Nivaldo, estamos esperando a disciplina de Monte Carlo! Sai?hehe

Um agradecimento especial a Roberta M. Bonaldo, João Paulo Krajewski e Cadu pela ajuda em Abrolhos nos trabalhos de campo, imagens e discussões. Obrigado pela disponibilidade em conversar!! Rô, você fez toda a diferença nas revisões! Valeu mesmo!! Temos muito pela frente!

Aos membros da banca examinadora pela disponibilidade em ler esta dissertação e participarem mesmo durante parte de seu período de férias e pelos comentários (no momento) futuros: Carlos Eduardo Leite Ferreira, Jean Vitule, Bárbara Segal e, claro, Sergio Floeter.

Obrigado à galera do curso de campo da UNICAMP (Julho 2009) por compartilhar os momentos “tragicômicos” na Praia da Fazenda, Núcleo Picinguaba, Parque Estadual da Serra do Mar, Ubatuba, Litoral Norte de São Paulo, Estado de São Paulo... o resto vocês já sabem! Cinco e meia pessoal!!

Durante o mestrado, diversos grupos de trabalho se formaram. Estou aqui tentando lembrar de todos, mas tá difícil! Quero agradecer o Sr. Dr. Comendador Maurício Cantor (cabelo) pelas intermináveis conversas de corredor sobre o aninhamento do papel funcional de andorinhas marinhas do pacífico sul. Valeu cara, solta o gambazito aí!hehe Mais um comendador a ser agradecido é o Sr. Fábio Daura-Jorge mestre do Mark e das estimativas! Muito aprendizado! Um obrigado especial à pesquisadora e amiga Alice Grossman pela confiança, perseverância e competência no trabalho! Alice, você é um exemplo a ser seguido! Seguimos trabalhando! Zaira Matheus pelo apoio incondicional aos trabalhos com as tartarugas. Alice e Zaira, obrigado por lutarem pra que nosso trabalho fosse pra Índia! Sou muito grato a vocês por todas as experiências que essa viagem me proporcionou! Falando em tartarugas! Elas seguem em paralelo sim! =D

Por fim quero agradecer minhas amigas biólogas Ceci, Aline e Ellen pelas discussões sobre biologia e futuro da humanidade!hehe Triplets e quadrets, não estamos tão longe quanto parece!

Enfim... o mestrado foi um processo de evolução constante! Pra falar a verdade uma bola de neve que não cabe nas próximas páginas! De qualquer forma, deu pra perceber que é uma construção que envolve muuuitas pessoas! Então, só tenho que agradecer a vocês todos e torcer pra não ter esquecido de ninguém!

Boa leitura....

RESUMO

Os peixes são fundamentais para a estruturação e resiliência de ambientes aquáticos, de forma que o manejo desses ambientes requer um entendimento do impacto da comunidade de peixes sobre a comunidade bentônica. O presente trabalho apresenta uma metodologia para avaliação das interações entre peixes e a comunidade bentônica através da utilização da técnica de filmagem remota. Tal método foi aplicado em diferentes sistemas recifais da costa brasileira (i.e. costões rochosos, recifes de coral em franja e chapeirão), mostrando-se sensível à detecção de riqueza de peixes e efetivo para a avaliação do seu impacto sobre a comunidade bentônica. Além disso, a metodologia permite que tal interação seja avaliada sob uma perspectiva da comunidade de peixes como um todo. Em ecossistemas de costão rochoso do sul do Brasil, avaliou-se a influência da profundidade e cobertura bentônica sobre o impacto dos peixes. Houve uma clara diferença na composição de espécies de peixes que interagiram com a comunidade bentônica entre os dois estratos de profundidade avaliados, ainda que, de maneira geral, o impacto total foi semelhante entre os estratos raso e fundo, com um maior impacto no raso. Os grupos funcionais com impactos mais representativos sobre a comunidade bentônica foram os onívoros (principalmente representados por *Diplodus argenteus*) e os predadores de invertebrados móveis (principalmente representados por *Pseudupeneus maculatus*). Houve relação entre a intensidade do impacto das espécies de peixe em relação à cobertura bentônica e profundidade. No entanto, considerando que a cobertura bentônica variou com a profundidade, a profundidade representou o fator predominante na determinação do impacto dos peixes sobre a comunidade bentônica nesses costões rochosos. Dois sistemas recifais foram identificados no Arquipélago dos Abrolhos: o Chapeirão e os recifes em franja no entorno das Ilhas. Tal diferença se refletiu nos padrões de interação entre peixes e a comunidade bentônica, sendo a cobertura por corais (scleractíneos e zoantídeos) determinante para tais diferenças. Espécies de peixes mais abundantes em biomassa, em geral, interagiram com a comunidade bentônica, mas não necessariamente na mesma proporção. A utilização da Contribuição Funcional Potencial, em ambas as áreas de estudo, demonstrou que espécies muito abundantes, porém com impacto baixo sobre a comunidade bentônica podem na verdade contribuir fortemente nesta interação. Esta abordagem permitiu uma melhor compreensão do papel funcional de peixes nas interações com a comunidade bentônica. Em Abrolhos, o impacto das espécies e grupos funcionais de peixes variou entre os locais, mas, principalmente, em função do período do dia. Detectou-se maior impacto no período da manhã (09:00h – 13:00h), corroborando teorias de variação diária no comportamento alimentar para peixes herbívoros de recife temperado. Identificou-se ainda que a maior parte da contribuição funcional potencial dos peixes tenha sido realizada por acantúrídeos e scarídeos (somando cerca de 90%). Ambos os grupos, especialmente os scarídeos, vem sofrendo ou podem sofrer forte pressão de pesca comprometendo seu papel funcional nos ecossistemas recifais. Tal cenário pode se tornar catastrófico à estabilidade e resiliência dos ecossistemas marinhos, de forma que a melhor compreensão do papel funcional dos peixes nos sistemas recifais brasileiros e o manejo funcional de tais grupos é urgente, podendo representar uma abordagem mais adequada à atual crise dos sistemas recifais.

Palavras-chave: *filmagem remota, papel funcional, peixes recifais, contribuição funcional potencial, recifes rochosos, recifes de coral em franja, chapeirão, manejo funcional.*

ABSTRACT

Reef fishes are keystone species for structuring and resilience of marine ecosystems. The understanding of their ecological roles is fundamental for developing conservation strategies for such habitats. This work describes a methodology to assess reef fish feeding interaction to the benthic community, using remote video techniques. Such method was tested in different Brazilian reef systems (i.e. rocky reefs, fringing coral reefs and coral pinnacles) demonstrating to be suitable for such estimations with a very good reef fish richness detectability. Furthermore, this method enables the observation of such interactions from an entire reef fish community perspective. At rocky reefs of south Brazil, the influence of depth and benthic cover on the impact of fishes over the benthic community was evaluated. There was a clear difference on the composition of fish species interacting to the benthic community between the two evaluated depth strata. Even though the total impact did not vary significantly among them, it demonstrated a trend to be higher in shallow areas. The most representative functional groups were the omnivores (especially *Diplodus argenteus*) and the mobile invertebrate feeders (especially *Pseudupeneus maculatus*). Reef fish impact was related to the benthic cover and depth, however since the benthic cover also varied with depth, the most important factor in determining reef fish impact was in fact the depth variation. At the Abrolhos' Archipelago, two reef systems were identified: the fringing coral reefs rounding the islands and the coral pinnacles. Such differences reflected in the interaction patterns, with the coral cover (Scleractinea and Zoanthidae) being a determinant factor. Most abundant fish species in biomass in general interacted to the benthic community, but not necessarily proportionally to its abundance. The Potential Functional Contribution index, in both areas, demonstrated that very abundant species even with low impact rates may strongly contribute to these interactions. Such approach allows a better comprehension of reef fish real ecological roles in the interactions to the benthic community. Reef fish species and functional groups' impact also varied among the studied sites but mainly with the period of the day. A higher reef fish impact over the benthic community was detected during the morning (09:00h – 13:00h) in comparison to the afternoon (14:00h – 18:00h). It corroborates the diel feeding pattern described for temperate herbivorous reef fishes. The major Potential Functional Contribution was assigned to the reef fish families Acanthuridae and Scaridae (90% when put together) at Abrolhos. Both groups, especially the later, are or could be under strong fisheries pressure which might jeopardize their functional roles in these reef systems. Such scenario may be catastrophic for marine ecosystem's resilience and stability. A better comprehension of reef fishes real ecological roles on Brazilian reef systems is urgently needed and might represent a suitable approach to prevent and contest the global reefs' crisis from a local to regional scale.

Keywords: *remote video, functional roles, reef fishes, potential functional contribution, rocky reefs, fringing coral reefs, coral pinnacle, functional management.*

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Número médio do total de investidas de peixes recifais sobre a comunidade bentônica em 2m ² por 10 minutos, no Arquipélago de Abrolhos-BA e em Santa Catarina.....	12
Figura 2. Exemplos do impacto de peixes no bentos.....	13
Figura 3. Log da média de impacto por 2m ² em 10 minutos no Arquipélago dos Abrolhos. Barras cinzas indicam valores obtidos através de filmagem remota e barras pretas através de observação direta do mergulhador.	14
Figura 4. Mapa das áreas de estudo indicando os locais amostrados na Ilha do Arvoredo e Ilha do Xavier.....	45
Figura 5. Metodologia de filmagem remota	48
Figura 6. Porcentagem média de cobertura bentônica das grandes categorias identificadas em duas profundidades na Ilha do Xavier e na Ilha do Arvoredo (Baía da Tartaruga e Saco do Vidal), SC.....	56
Figura 7. Escalonamento Multi-Dimensional (MDS) da distância euclidiana entre as amostras de cobertura bentônica dos três sítios amostrados com sobreposição da análise de cluster (elipses verdes resultantes do teste de SIMPROF indicando 45% de semelhança, p=0.05).....	57
Figura 8. Biomassa das espécies de peixes das ilhas de Santa Catarina. Barras escuras indicam espécies registradas interagindo com a comunidade bentônica e barras claras as que não foram registradas interagindo	59
Figura 9. Impacto das espécies de peixe sobre a comunidade bentônica nas Ilhas do Xavier e Arvoredo, SC.....	61
Figura 10. Contribuição funcional potencial das espécies observadas investindo contra o substrato na Ilha do Arvoredo, SC.	64
Figura 11. Análise de Correspondência do impacto dos grupos funcionais na cobertura bentônica entre locais e profundidades.....	65
Figura 12. Análise de Correspondência do impacto das espécies na cobertura bentônica entre locais e profundidades.	65
Figura 13. Análise de Correspondência Canônica do impacto das espécies de peixe em relação à cobertura bentônica.....	66
Figura 14. Mapa da área de estudo no Parque Nacional Marinho dos Abrolhos.....	81
Figura 15. Metodologia de filmagem remota	83
Figura 16. Média da cobertura bentônica dos principais grandes grupos de organismos no Arquipélago dos Abrolhos	90

Figura 17. Biomassa média das espécies de peixes nos diferentes locais estudados no Arquipélago dos Abrolhos.....	92
Figura 18. Impacto das espécies de peixe sobre a comunidade bentônica no Arquipélago dos Abrolhos	94
Figura 19. Impacto das espécies de peixe sobre a comunidade bentônica no Arquipélago dos Abrolhos.	95
Figura 10. Análise de Correspondência do impacto dos grupos funcionais na cobertura bentônica entre locais e períodos do dia.....	98
Figura 11. Análise de Correspondência do impacto das espécies na cobertura bentônica entre locais e períodos do dia.....	99
Figura 12. Contribuição funcional potencial das espécies observadas investindo contra a comunidade bentônica em diferentes ambientes no Arquipélago dos Abrolhos	100
Figura 13. Impacto das espécies de peixe sobre a comunidade bentônica no Arquipélago dos Abrolhos e em Ilhas costeiras de Santa Catarina	111

LISTA DE TABELAS

Table 1. List of species detected interacting with the benthic community through underwater remote video records and diver direct observation in two reef systems, rocky and coral reefs.	25
Table 2. Maximum fish richness detected through underwater visual census and video footages at the Rocky and Fringing Reefs	28
Tabela 3. Proporção de cobertura bentônica nos sítios e profundidades investigados nas Ilhas do Xavier e Arvoredo.....	52
Tabela 4. Proporção de cobertura bentônica nos sítios investigados no Arquipélago dos Abrolhos..	87
Tabela 5. Resultados do Teste de Kruskal Wallis ANOVA relativo às diferenças entre o impacto das espécies em cada local, em um mesmo período.....	96
Tabela 6. Resultado do teste de comparações múltiplas entre as médias dos “ranks” de todos os grupos.	96
Tabela 7. Resultados do Teste U de Mann Whitney relativo ao impacto total das espécies nos diferentes períodos do dia nos locais de amostragem como um todo (Abrolhos), e de maneira mais específica no Portinho Norte e Siriba.	97

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	10
CAPÍTULO 1:	16
Abstract	18
Introduction	19
Material and Methods.....	21
Results	25
Discussion	33
Acknowledgements	38
CAPÍTULO 2:	41
RESUMO	42
INTRODUÇÃO	43
MATERIAIS E MÉTODOS	44
RESULTADOS	51
DISCUSSÃO	67
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	72
REFERÊNCIAS	73
CAPÍTULO 3:	77
RESUMO	78
INTRODUÇÃO	79
MATERIAIS E MÉTODOS	80
RESULTADOS	86
DISCUSSÃO	101
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	106
REFERÊNCIAS	107
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	111
REFERÊNCIAS	113

INTRODUÇÃO GERAL

Os peixes são elementos-chave na estruturação e resiliência de ecossistemas aquáticos (Bellwood & Choat, 1990; Steneck et al., 1991; Burkepile & Hay, 2006; Taylor et al., 2006). Entender e quantificar o impacto de peixes nos ecossistemas é, portanto, fundamental para nossa habilidade de desenvolver estratégias de proteção desses ambientes (Hughes et al., 2005; 2007; Mumby et al., 2006; Taylor et al., 2006). A remoção, por exemplo, de peixes herbívoros em ecossistemas coralinos – através da sobrepesca – já se provou catastrófica para as relações de balanço saudáveis entre corais e macroalgas (Hughes, 1994; McClanahan et al., 2003; Bellwood et al., 2004; Mumby et al., 2006).

Diversas pesquisas relacionam a influência da comunidade bentônica sobre a estruturação das comunidades de peixes (e.g., Bell & Galzin, 1984; Ferreira et al., 2001; Floeter et al., 2007; Pérez-Matus et al., 2007). Entretanto, o inverso, i.e., que os diversos grupos funcionais de peixes recifais podem ter efeitos muito importantes e distintos sobre as comunidades bentônicas onde vivem (Hixon, 1991; Hixon & Brostoff, 1996; Hixon, 1997; 2008; Bellwood et al., 2006) é potencialmente mais importante do ponto de vista ecológico e pouco explorado.

A visão funcional das espécies, com ênfase no papel que elas desempenham nos ecossistemas tem sido crescente (Steneck & Dethier 1994; Nymstrom et al. 2008). O grupamento de espécies em categorias funcionais permite que o impacto de cada espécie no ecossistema seja quantificado e, conseqüentemente, que o efeito esperado em decorrência da remoção de tais espécies dos ecossistemas possa ser previsto (Nymstrom 2006, Slade et al. 2007). Em ambientes de recife de coral a abordagem por grupos funcionais tem sido utilizada como uma importante ferramenta de diagnóstico para avaliar a resiliência e/ou vulnerabilidade dos recifes (Bellwood et al. 2003, 2004). Os serviços ecossistêmicos providos pelos herbívoros nestes sistemas, por exemplo, são bem conhecidos e considerados críticos para manutenção da saúde e resiliência dos ecossistemas de recife de coral (Bellwood et al. 2004, Hughes et al. 2007).

Informações sobre a composição das comunidades bentônicas (em nível de grupos funcionais, Steneck & Dethier 1994) podem ser entendidas como o primeiro passo rumo ao entendimento das relações existentes entre peixes e bentos, sendo fundamentais para a identificação dos impactos gerados pelos peixes que habitam suas proximidades.

Sabe-se que nos ambientes marinhos, as comunidades bentônicas sofrem mudanças em sua composição em diferentes profundidades, conseqüência dos diferentes níveis de fotossíntese (incidência de luz) e fluxo hidrodinâmico, por exemplo (Torres et al. 2004). Da mesma maneira, as comunidades de peixes variam tanto em conseqüência da mudança da disponibilidade de recursos dos quais necessitam, como por mecanismos intrínsecos a cada espécie, e, dessa forma, esses fatores podem restringir a distribuição de organismos a certos estratos de profundidade (Lalli & Parsons 1997). Porém, pouco se conhece sobre o impacto dos peixes em diferentes profundidades e suas interações com as comunidades bentônicas (Fox & Bellwood 2007).

Em sistemas de recifes de coral, variações no papel funcional dos peixes herbívoros e sua interação com a comunidade bentônica já foram exploradas, por exemplo, ao longo de gradientes de profundidade (e.g. Fox & Bellwood 2007) e escalas espaciais ao longo de diferentes habitats de um recife (e.g. Hoey & Bellwood 2009). Diversos trabalhos abordam também a variação diária da taxa alimentar de herbívoros (e.g. Zemke-White, Choat & Clements 2002).

Taborsky & Limberger (1980) sugeriram que o padrão diário de alimentação dos peixes herbívoros é uma estratégia de forrageio ótimo, na qual a qualidade nutricional da alga é maior

no período da tarde que da manhã e que esta variação temporal se reflete nos padrões alimentares observados. Por outro lado, Choat & Clements (1993) demonstraram para peixes herbívoros de recifes temperados um pico alimentar no período da manhã.

Choat & Clements (1998) apontaram 3 principais premissas para a hipótese de variação diária do comportamento alimentar de peixes herbívoros: (1) que os níveis de nutrientes das algas flutuam de maneira correlata à sua fotofase e atividade alimentar dos peixes; (2) que os peixes são capazes de perceber tais flutuações; (3) que essas flutuações devem ter algum significado energético e nutricional. Dessa forma, mesmo que os peixes herbívoros (*latu sensu*) sejam apontados como animais que apresentam um pico de atividade alimentar no meio da tarde em função da acumulação fotossintética de carboidratos pelas algas (Tarbosky & Limberger 1980), variações locais no fotoperíodo entre outras condições fisiológicas das algas podem implicar em padrões distintos no comportamento alimentar ao longo do dia (Zemke-White, Choat & Clements 2002).

De maneira semelhante, outros grupos funcionais de peixes recifais apresentam padrões de alimentação orientados por períodos do dia. Espécies da família Haemulidae, por exemplo, em geral especializadas na predação de invertebrados móveis, são consideradas espécies de atividade alimentar noturna que passam os dias descansando nos recifes (Burke 1995; Meyer & Schultz 1985).

A costa de Santa Catarina (27°S) é o limite meridional de muitas espécies de peixes marinhos com afinidades tropicais (Floeter et al. 2001; 2008). Nessa latitude, os ambientes recifais são rochosos, com formação completamente diferente dos recifes biogênicos do nordeste brasileiro (Maida & Ferreira 1997; Floeter et al. 2001). Portanto, uma dada espécie ou grupo funcional de peixes, por exemplo, pode potencialmente ampliar ou diminuir o seu impacto no bentos em diferentes locais (dependendo da disponibilidade de alimentos, riqueza da teia trófica, temperatura da água e tipo da formação do substrato). Apesar da identificação de tais hipóteses, existe carência de informações sobre como e em que intensidade os processos interativos 'peixe-bentos' ocorrem. Saber, por exemplo, se a diferença na distribuição e na abundância de peixes recifais e de seus grupos funcionais (conseqüente de padrões latitudinais) alteram a forma e intensidade do seu impacto nos sistemas bentônicos de diferentes composições, pode permitir uma nova perspectiva sobre a importância dos grupos tróficos na alteração do ambiente.

Sabe-se que o metabolismo dos peixes é dependente e diretamente proporcional a temperatura em que vivem (Clarke & Johnston 1999). É esperado, portanto, que em ambientes tropicais, onde a temperatura das águas rasas é maior, os processos ecológicos sejam mais intensos do que em sistemas subtropicais ou temperados (Polunin & Klumpp 1989; Ferreira et al. 1998). Além disso, as interações intra e interespecíficas são amplificadas nesses ambientes (e.g., competição, predação, herbivoria; ver Hixon & Webster 2002; Hixon 2006) dado que o gradiente latitudinal de diversidade (i.e. diversidade decrescente do trópico para o temperado) é válido também para peixes recifais (Harmelin-Vivien 2002). Tal padrão se reflete nos resultados de Longo et al. (dados não publicados) que observaram um maior número de interações dos peixes recifais com a comunidade bentônica (i.e. investidas, distúrbio) no Arquipélago de Abrolhos-BA em comparação ao litoral de Santa Catarina (Fig.1). Tal resultado ressalta a importância de realizar estudos com essa abordagem ao longo da costa brasileira ampliando e compondo um gradiente latitudinal.

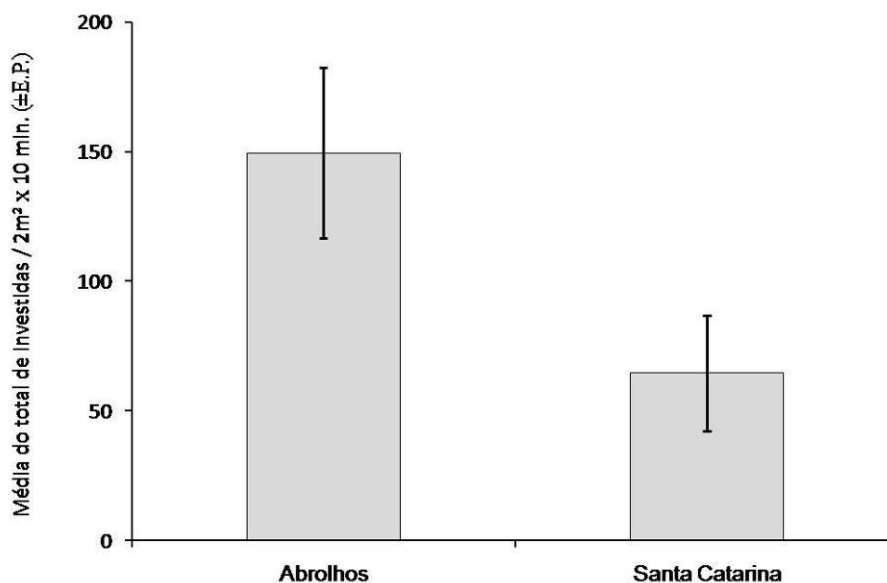


Figura 1. Número médio do total de investidas de peixes recifais sobre a comunidade bentônica em 2m² por 10 minutos, no Arquipélago de Abrolhos-BA e em Santa Catarina. Linhas pretas sobre as barras indicam erro padrão. (Fonte: Longo et al. dados não publicados; para métodos desta figura, ver Capítulos 2 e 3 desta dissertação).

Estudos sobre o papel funcional dos peixes e seu efeito sobre a comunidade bentônica são essenciais para a compreensão do funcionamento e padrões de resiliência de ecossistemas recifais. Tais estudos são geralmente restritos a poucas espécies/grupos funcionais, sobretudo herbívoros, e estão concentrados em ecossistemas de recife de coral (Fox & Bellwood 2008a; Hoey & Bellwood 2009, e.g.). Portanto há uma escassez de trabalhos sob uma perspectiva de comunidade, i.e. incluindo outras espécies e outros grupos funcionais, e também em outros habitats recifais, como os costões rochosos.

Determinados grupos funcionais são conhecidos por causarem a maior parte do impacto nos organismos bentônicos (ver exemplos na Fig. 2). Dentro desses grupos, certos gêneros e/ou famílias exercem importante função relacionada a distúrbios na comunidade bentônica:

- 1) Herbívoros vagueadores – *Acanthurus* spp., *Kyphosus* spp., *Sparisoma* spp. (Ferreira & Gonçalves 2006; Fox & Bellwood 2008a; b).
- 2) Herbívoros territoriais – *Stegastes* spp., *Ophioblennius* spp. (Scott & Russ 1987; Ceccarelli et al. 2001).
- 3) Onívoros – *Diplodus argenteus*, *Abudefduf saxatilis* (Ferreira et al. 2004).
- 4) Detritívoros – *Coryphopterus* spp., *Parablennius* spp., *Scartella* spp. (Wilson et al. 2003; Depczynski et al. 2007).
- 5) Zoobentívoros (i.e., espongiívoros, coralívoros e os que se alimentam de invertebrados móveis) – Pomacanthidae, *Halichoeres* spp., *Chaetodon* spp., *Pseudupeneus* spp., *Haemulon* spp. (Hourigan et al. 1989; Jones et al. 1991; Krajewski et al. 2006;).



Figura 2. Exemplos do impacto de peixes no bentos: a) *Diplodus argenteus* – onívoro (foto: S.R. Floeter) e b) *Sparisoma amplum* – herbívoro vageador (foto: J.P. Krajewski).

O impacto que os peixes recifais causam no bentos é geralmente avaliado com uso de observações comportamentais, utilizando mergulho livre ou autônomo. É possível inferir quantitativamente a modificação que esses animais exercem no fundo através da análise de comportamento de forrageio (taxa) de cada espécie aliada às suas respectivas abundâncias relativas (e.g. Paddock et al. 2006). A presença do mergulhador, todavia, pode afetar o comportamento natural dos indivíduos, dificultando uma melhor compreensão da intensidade do impacto que cada espécie exerce, e quais espécies estão realizando tal atividade.

Na Austrália, vários estudos vêm utilizando câmeras filmadoras subaquáticas sem a presença de mergulhadores (filmagem remota), na tentativa de minimizar a influência do pesquisador no comportamento dos peixes (e.g. Fox & Bellwood 2008a; b). Em um estudo recente na Grande Barreira de Corais, espécies registradas como muito abundantes e com importante impacto de forrageio sobre o bentos (através de observações diretas de pesquisador em mergulho autônomo) não foram as principais responsáveis pelo impacto no bentos quando dados quantitativos foram registrados com uso de filmagens. A espécie responsável pelo maior impacto no bentos em questão — registrada nas filmagens remotas — não havia sequer sido registrada nos dados de abundância obtidos através de censos visuais diretos (Bellwood et al. 2006; Fox & Bellwood 2008a).

No Brasil, a metodologia da filmagem remota já foi utilizada com sucesso em recifes rochosos de Santa Catarina (Capítulo 2) e em diferentes habitats do Arquipélago dos Abrolhos-BA (Capítulo 3), mostrando-se tão sensível a detecção de riqueza quanto os censos visuais (40m² sensu Floeter et al. 2007), sendo em alguns locais ainda mais efetivo (Longo & Floeter submetido; Capítulo 1). Através desta metodologia Longo & Floeter (submetido; Capítulo 1) registraram um número maior de espécies interagindo com a comunidade bentônica que comparado às observações diretas do mergulhador. Esses autores demonstraram ainda que pode haver diferenças no impacto quantificado através das duas metodologias, em função da estratégia de forrageio dos peixes (ver Capítulo 1), por exemplo (Fig. 3).

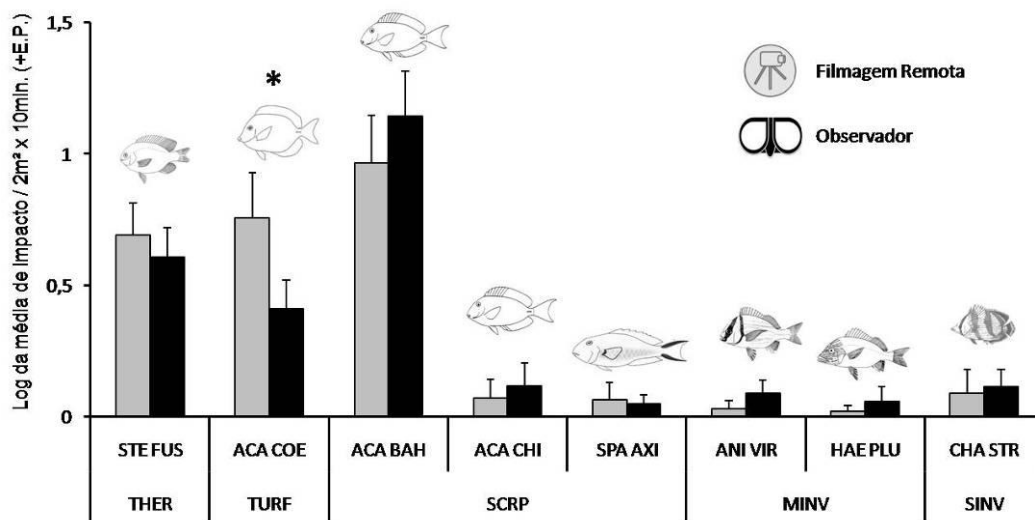


Figura 3. Log da média de impacto por 2m² em 10 minutos no Arquipélago dos Abrolhos. Barras cinzas indicam valores obtidos através de filmagem remota e barras pretas através de observação direta do mergulhador. Linhas sobre as barras indicam erro padrão. (*) Indica espécie onde encontrou-se diferenças significativas nas médias obtidas através das duas metodologias (Wilcoxon paired test; Z=2.24; p=0.02). Espécies: STE FUS = *Stegastes fuscus*; ACA COE = *Acanthurus coeruleus*; ACA BAH = *Acanthurus bahianus*; ACA CHI = *Acanthurus chirurgus*; SPA AXI = *Sparisoma axillare*; ANI VIR = *Anisotremus virginicus*; HAE PLU = *Haemulon plumieri*; CHA STR = *Chaetodon striatus*. Grupos funcionais: THER= herbívoro territorial; TURF= pastador de turf (matriz de alga epilítica); SCRCP= raspador; MINV= predador de invertebrados móveis; SINV= predador de invertebrados sésseis. (Fonte: Longo et al. dados não publicados; para métodos desta figura, ver Capítulo 1 desta dissertação).

Há relativamente poucos esforços relativos ao estudo do papel funcional dos peixes e sua interação com a comunidade bentônica (e.g. Hixon 1991; Hixon & Brostoff 1996; Hixon 1997; 2008; Bellwood et al. 2006), de forma que essa preocupação tem sido crescente. A maior parte destes estudos têm sido restritos a determinados grupos tróficos e/ou espécies, resultando em uma visão fragmentada dos processos ecossistêmicos. Por outro lado, a metodologia proposta por Longo & Floeter (submetido; Capítulo 1) é a primeira a avaliar o papel funcional de peixes recifais sobre o bentos em nível de comunidade. Tal abordagem permite uma compreensão mais ampla e sistêmica do real efeito dos peixes sobre a comunidade bentônica. Além disso, poucos esforços comparáveis têm sido registrados também em relação ao papel funcional dos peixes em ecossistemas de costão rochoso (e.g. Ferreira, Peret & Coutinho 1998; Sala, Boudouresque & Harmelin-Vivien 1998; Bonaldo et al. 2006) e recifes de coral brasileiros (Ferreira & Gonçalves 2006; Francini-Filho et al. 2008, 2009). Ainda assim, os esforços registrados mantêm a tendência de foco em poucas espécies e/ou grupos funcionais.

Os ambientes marinhos estão mundialmente ameaçados e em sério declínio, primariamente como um resultado de ações humanas como sobrepesca, poluição e efeitos diretos e indiretos das mudanças climáticas (Jackson et al. 2001; Pandolfi et al. 2003). Em diversos locais os impactos antrópicos conjuntamente às mudanças climáticas causaram mudanças de grande magnitude na composição das comunidades dos ecossistemas recifais, eventos conhecidos como “mudança de fase”, em geral de longa duração e difícil de reverter (Folke et al. 2004).

O objetivo principal do manejo de ecossistemas recifais é sustentar a habilidade dos recifes em prover bens ecossistêmicos e serviços (pesca, turismo, valores culturais, e.g.), dos quais a vida humana depende (Moberg & Folk 1999). Esses serviços são derivados do funcionamento normal

dos ecossistemas, portanto levantam importantes questões relativas à forma com a qual ecossistemas empobrecidos são menos efetivos que ecossistemas ricos (conservados) e da perda gradual na habilidade de prover serviços ecossistêmicos para a sociedade humana (Loreau 2010). A aceleração dos impactos humanos sobre os ecossistemas recifais requerem uma reavaliação radical de como esses importantes recursos marinhos estão sendo monitorados, manejados e conservados (Bellwood et al. 2004).

Atualmente, o status de conservação dos ecossistemas é tipicamente avaliado através de medidas de abundância e diversidade de determinados grupos. Uma das principais fraquezas de tal abordagem é que mecanismos de variação temporal ou espacial na abundância são pouco conhecidos, e as consequências das mudanças em tais espécies no ecossistema são raramente consideradas (Hughes et al. 2005).

Distorções nas teias tróficas induzidas pela remoção seletiva de predadores de topo ou grandes herbívoros, por exemplo, têm reduzido a resiliência de diversos sistemas marinhos (Bellwood et al. 2004; Hughes et al. 2005, 2007). O desenvolvimento de novas métricas de monitoramento, baseadas em processos ecológicos e que considerem a dinâmica dos ecossistemas, é uma necessidade urgente para o manejo da resiliência marinha (Bellwood et al. 2004). Tal abordagem ressalta a importância de processos-chave e manejo ativo de grupos funcionais responsáveis por processos ecológicos essenciais e que, por consequência, sustentam serviços ecossistêmicos (Hughes et al. 2005).

Nesse sentido, há uma necessidade emergencial de um melhor conhecimento do papel funcional dos peixes na estruturação e resiliência dos ecossistemas recifais brasileiros, utilizando tais informações para a conservação e manejo de processos críticos nesses sistemas. Baseado em Duffy (2002), que utiliza “função ecossistêmica” como um termo geral que pode incluir qualquer processo que influencie no fluxo de energia, matéria e padrões de biomassa, acredita-se que a interação entre peixes e comunidade bentônica, foco deste trabalho, constitui uma importante métrica de avaliação de processos ecossistêmicos. Em consequência, os resultados produzidos a partir de sua melhor compreensão deverão ser utilizados para ações aplicadas de manejo e conservação dos sistemas recifais. A capacidade regenerativa (resiliência) dos ecossistemas precisa ser melhor entendida e manejada, para que os seres humanos possam se tornar componentes mais eficientes e muito menos destrutivos nos ambientes recifais (Bellwood et al. 2004).

Diante deste contexto, este trabalho tem como objetivo avaliar e descrever as interações entre peixes e a comunidade bentônica sob uma perspectiva de comunidade em diferentes sistemas recifais da costa brasileira. O primeiro capítulo traz uma descrição detalhada da metodologia desenvolvida para tal propósito, uma adaptação da filmagem remota, tendo como foco principal as comparações com métodos de observação direta. O segundo capítulo traz a análise das interações entre peixes e a comunidade bentônica em ecossistemas de costão rochoso do sul do Brasil, com ênfase nas diferenças entre estratos de profundidade e na influência da cobertura bentônica sobre o impacto dos peixes. O terceiro capítulo analisa as interações entre peixes e comunidade bentônica em diferentes sistemas de recife de coral do Arquipélago dos Abrolhos, nordeste do Brasil. O foco deste capítulo está nas comparações do impacto dos peixes entre os recifes de coral em franja e os chapeirões (grandes estruturas coralíneas em formato de cogumelo, ver descrição Capítulo 3) e entre os períodos do dia. Por fim, este capítulo traz importantes sugestões das implicações dos resultados obtidos e sua aplicação para a conservação de processos ecossistêmicos.

CAPÍTULO 1:

Comparison of remote video and diver direct observation to quantify the reef fish feeding impact on benthic community in coral and rocky reefs of Brazil

(periodic alvo *Coral Reefs Journal*)

Comparison of remote video and diver direct observation to quantify the reef fish feeding impact on benthic community in coral and rocky reefs of Brazil

Guilherme O. Longo • Sergio R. Floeter

G.O. Longo (✉)

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Paraná, Brasil. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, UFPR, Brasil.

Current Address:

Lab. de Biogeografia e Macroecologia Marinha

Dep. Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil, 88010-970, Florianópolis-SC, Brazil.

email: golerme@yahoo.com.br

S.R. Floeter

Lab. de Biogeografia e Macroecologia Marinha, Dep. de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, Santa Catarina, Brazil.

Keywords Foraging · Feeding behavior · Methodology · Diver effect · Richness detection · Ecosystem processes

Abstract Reef fish impact on benthic community represent an important component of reefs ecosystems functioning. Numerous studies use remote video techniques to evaluate reef fish functional roles in coral reef ecosystems. Most part of these studies, however, is focused on few species or functional groups. This study describes the use of remote video recording to evaluate reef fish feeding impact on benthic community, in different reef systems (a rocky reef and a coral reef), from a community perspective. Furthermore it provides comparisons with diver's direct observation and underwater visual census. Video cameras were as efficient as strip transects to assess the total fish richness, even though both methodologies have recorded exclusive species, thus video recordings provide a reliable overview of reef fish community at the studied sites. Concerning the two studied reef systems jointly, a total of 25 species distributed in 11 families was detected interacting with the benthic community and a slightly higher richness was detected by the video recording in comparison to diver's observation. A similar number of feeding events were recorded between the through the video and direct observation techniques, except for *Acanthurus coeruleus* at the coral reef habitat, for who a higher bite rate was assigned through the video recording. At the coral reef, the fish impact was more intense in comparison to the rocky reef, probably as a result of the site's latitude. Herbivorous fishes were the most effective at the coral reef but poorly represented at the rocky reef. In a general basis, main species regarding impact on benthic community were almost equally detected by the three techniques, demonstrating a certain equivalency in terms of richness detection. Considering that, if the aim is to detect the maximum richness, combining VR and UVC might be a good solution. However, regarding the reef fish impact on benthic community the remote video records might be more appropriate. Among the advantages of using video cameras, the possibility to keep the original data available for reanalysis, allowing other approaches to the same footage should be underlined. In high diversity sites, video records might be even more advantageous, since species identification at the lab would be easier than in the field. The variation of remote video technique here proposed demonstrated to be suitable in different reef systems and it might be used in high diversity reef ecosystems. The association of this approach to other quantitative methods might allow robust conclusions on the role of interactions between reef fishes and the benthic communities in the ecosystem processes.

Introduction

Reef fishes are keystone species for the structure and resilience of marine ecosystems (Bellwood and Choat 1990; Steneck et al. 1991; Bellwood et al. 2004; Burkepile and Hay 2006). As a consequence, the identification of the ecological roles of these species is fundamental for developing conservation strategies for these systems (Bellwood et al. 2003; Hughes et al. 2005; 2007; Mumby et al. 2006). In this context, the quantification of reef fish impact on the benthic community represent an important tool to assess reef ecosystems' functioning and structure (Hixon 1991, 1996; Hixon and Brostoff 1997; Bellwood et al. 2006).

The impact of reef fishes on the benthic community is usually evaluated through behavioral observations, either by snorkeling or scuba diving (Bellwood and Choat 1990; Bonaldo et al. 2006; Fox and Bellwood 2007). Indirect methods such as algal bioassays (Hay 1981; Hoey and Bellwood 2009) and the association of bite rates with species relative abundance (Paddack et al. 2006) may also provide a quantitative analysis of the modifications on the benthic community caused by reef fishes. However, divers' presence may affect fish natural behavior leading to a misinterpretation of such relations (Fox and Bellwood 2008a).

The use of remote video techniques in reef fish studies first rise to evaluate community parameters, i.e. species abundance, richness and biomass (Thresher and Gunn 1986; Thompson and Mapstone 1997; Watson et al. 2005). Most recently, the remote video technique has been used and recommended for answering other reef fish ecology issues, for instance: fish predation on sponges (Dunlap and Pawlik 1996), algal selectivity by herbivores (Mantyka and Bellwood 2007), herbivores' potential feeding impact (Fox and Bellwood 2008b) and among-habitat variation in herbivory (Hoey and Bellwood 2009). This technique, however, depends on its ability to detect a representative fraction

of species from the community. In this sense, the underwater visual census (UVC) has consolidated as one of the most used methodologies for reef fish community assessments (Brock 1954, 1982; Floeter et al. 2007; Samoilys and Carlos 2000) and has being commonly used as a baseline for richness detection, in order to validate the remote video methodology (Fox and Bellwood 2008b).

Numerous studies evaluate fish feeding interactions and their functional roles in coral reef ecosystems (e.g. Bellwood and Choat 1990; Burkepile and Hay 2006; Heithaus et al. 2008). In this systems, variation on reef fish ecological roles have been explored using remote video technique along depth gradients (Fox and Bellwood, 2007), spatial scales (Fox and Bellwood 2008b) and among reef habitats (Hoey and Bellwood, 2009). However, most part of these studies is focused on few species or functional groups, mainly herbivores, and their grazing impact (e.g. Fox and Bellwood 2007; Fox et al. 2009; Hoey and Bellwood 2008, 2009). In contrast, few studies have been conducted in other reef systems, such as rocky reefs, and the existing studies have also been focused in target species or trophic groups rather than the entire fish community (e.g. Ferreira, Peret and Coutinho 1998; Sala et al. 1998; Ferreira and Gonçalves, 2006; Bonaldo et al. 2006). As a result, the knowledge of the extent to which reef fish community as a whole interact to the benthic community and the ecological roles of such interactions is limited for most reef systems worldwide.

In this context, this work compares the use of direct observations and remote video records to evaluate reef fish feeding interactions with the benthic community from a community perspective, in two reef systems in the Brazilian coast. Comparisons between the proposed methodology and diver's direct observation are provided in terms of quantifying interactions and richness detection sensibility. Underwater visual census technique is here presented as a baseline for the total richness comparisons. In summary

this study addresses the following questions: 1) Are there differences in terms of detected richness and accuracy of interaction counts between underwater remote video and diver's direct observations? 2) Are these methodologies suitable for different reef systems? 3) Concerning the total richness detection sensibility, are video records as efficient as underwater visual census?

Material and Methods

Study site

This study was conducted during the austral summer from December 2009 to March 2010 in two reef systems: a rocky reef (RR) at a coastal island in Santa Catarina state, Southern Brazil (27°36'S 48°23'W) and a coral reef (CR) at the Abrolhos Bank, lying 60km off the Southern coast of Bahia state, NE Brazil (17°58'S 38°42'W) (Fig.1). Depth at study sites ranged 4–10m. The study site at Santa Catarina state was the rocky reefs of Xavier's Island, located approximately 3km far from the shore and that may be considered highly fished with no specific protection or conservation measures. On the other hand, the study site in Northeastern Brazil is located within the Abrolhos Marine National Park, which is protected by federal law since 1983 and where fisheries are forbidden. At Abrolhos' Archipelago, coral reefs are not massive coral formations themselves, but are made up by several reef organisms (i.e. corals, sponges and algae) that grow over hard substrata formed from the deposition of dead coral, coralline calcareous algae and other fouling organisms, also filled by sediment deposition (Leão and Kikuchi 2001).

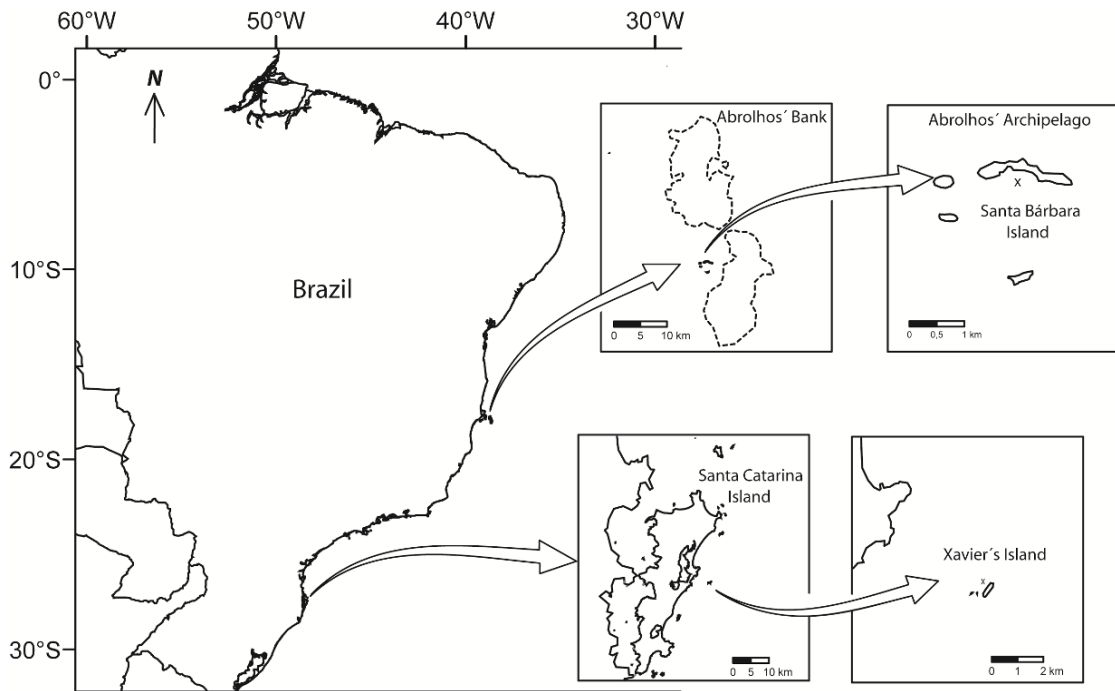


Fig. 1. Study areas in south Brazil (rocky reef) and northeastern Brazil (coral reef).

Reef fish impact on benthic community

In this study, reef fish feeding on benthic community is used as a descriptor of fish impact on benthic community. This is quantified through the number of bites, strikes or perturbations of each fish individual on benthic substrata, per unit of time and area. That is, every time the fish strikes benthic organisms with its jaws opened, closing its mouth subsequently, even though these events do not necessarily result in ingestion. Every bite was counted for all individuals during its entire observation period.

Underwater Remote Video (RV)

Reef fish impact on benthic community (i.e. bites, strikes or perturbations) was recorded using underwater digital video cameras (Sony SR12 HDD with an Ikelite underwater housing) placed on weighted tripods. All the recordings were conducted from 0900 to 1300 hours. Within each site, replicated reef areas were randomly selected and the

camera positioned approximately 1–1.5 m from it for focus adjustments. A 2 m² area was determined by the diver using a 2 m length chain on the recorded reef area (2 m length x 1 m width), which also allowed a calibration for fish size class estimation. This chain was used only in the first minutes to set the observation area and then removed. Recorded areas were at least 20 m apart to ensure the independence among samples. The areas were recorded for 15 min, disregarding the initial and last 5 min in order to minimize diver's presence potential effect on fish behavior. Therefore, the effective recording period was restricted to 5 min. Although this is a short period deployment, it makes the remote footage more comparable to quick underwater visual census by strip transects and allows more spatial replicates.

Video sequences were analyzed and all fish individuals were identified (including those that did not interact to the benthic community) and grouped into size classes (<5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm and >30 cm, when an approximate estimation was provided; sensu Floeter et al. 2007). Individuals recorded feeding on the benthic community were then carefully observed and every bite, strike or perturbation was counted during the entire observation period. As a result, there is a community level approach of reef fish impact on benthic community, per unit of area (recorded/observed area) and time (recording/observation period). Species with cryptic habits (i.e. Blenniidae and Gobiidae) were excluded from the analysis to avoid misidentification in the video footage.

Diver's direct observations (DO)

Reef fish impact on benthic community was also recorded through replicated 5 min diver's direct observations of randomly selected 2 m² reef areas. The observed area size was determined through the same procedure described for the size of video recorded

areas and same data were collected. These observations were conducted in adjacent areas of the same habitats in which each video record was conducted. This sample design ensures that for each video record sample there is a paired diver's direct observation. A total of 13 and 22 paired replicates (VR x DO) were conducted at the rocky and at the coral reef site, respectively. All the observations were also conducted from 0900 to 1300 hours.

Underwater visual census (UVC)

Underwater visual census technique was used to assess reef fish richness and abundance within each reef area. A total of 98 20 m x 2 m strip transects (RR = 48; CR = 50) were conducted between 0900 and 1300 hours, in the same depth strata 4-10m. All fish individuals in the transects were identified into species level and within size class (the same used in the video records; sensu Floeter et al. 2007). The underwater visual census was assumed to establish a baseline of reef fish richness detection at each reef site allowing comparisons with the remote video richness detectability.

Data Analysis

The paired T-test was used to assess differences in the richness detected interacting with the benthic community and total number of interactions among video records and diver's observation. Data were $\log(x+1)$ transformed to meet the parametric assumptions. The non-parametric Wilcoxon T test was used to assess differences in the number of interaction of each reef fish species with the benthic community between the methodologies, since this data did not meet the parametric assumptions.

Results

A total of 25 species distributed in 11 families were detected interacting with the benthic community in the two reef systems together (Table 1). Higher total richness was detected in both habitats through the video record in comparison to diver's observation, although not statistically significant ($RR_{t,12} = 1.98$; $p = 0.07$ and $FR_{t,21} = 0.77$; $p = 0.45$). At the rocky reef all species observed by the diver were also recorded by the video footage, but seven exclusive species were registered by the later technique. In contrast, at the coral reef, six species were exclusively recorded through the VR and three exclusively through DO (*Halichoeres poeyi*, *Scarus trispinosus* and *Sparisoma radians*).

Table 1. List of species detected interacting with the benthic community through underwater remote video records and diver direct observation in two reef systems, rocky and coral reefs. (*) Indicates species exclusively detected through video record.

Family	Rocky Reef		Coral Reef	
	Video	Diver	Video	Diver
Acanthuridae				
<i>Acanthurus bahianus</i>			X	X
<i>Acanthurus chirurgus</i>			X	X
<i>Acanthurus coeruleus</i>			X	X
Chaetodontidae				
<i>Chaetodon striatus</i>	X	X	X	X
Haemulidae				
<i>Anisotremus virginicus</i>			X	X
<i>Haemulon aurolineatum</i>	X			
<i>Haemulon plumieri</i>			X	X
Labridae				
<i>Cryptotomus roseus</i>	X		X	

Family	Rocky Reef		Coral Reef	
	Video	Diver	Video	Diver
<i>Halichoeres poeyi</i>	X			X
<i>Scarus trispinosus</i>				X
<i>Scarus zelindae</i> *			X	
<i>Sparisoma axillare</i>			X	X
<i>Sparisoma frondosum</i> *			X	
<i>Sparisoma radians</i>				X
<i>Sparisoma</i> sp	X		X	
Monacanthidae				
<i>Cantherhines macrocerus</i> *			X	
<i>Stephanolepis hispidus</i>	X	X		
Mullidae				
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	X	X	X	
Pomacanthidae				
<i>Pomacanthus paru</i> *			X	
Pomacentridae				
<i>Abudefduf saxatilis</i>	X			
<i>Stegastes fuscus</i>	X	X	X	X
<i>Stegastes variabilis</i>	X			
Sparidae				
<i>Diplodus argenteus</i>	X	X		
Tetraodontidae				
<i>Spheroides spengleri</i> *	X			
Species exclusively detected	7	0	6	2
Total species number	12	5	15	11

Regarding maximum richness detected, at the rocky reef 31 species were detected through UVC and 28 through the video record (Table 2), with 11 species exclusively

registered by the former and 8 by the latter. From the 17 species that accounted for 95% of fish abundance at this reef site, based on UVC, only 3 were not detected through the video (*Odontoscion dentex*, *Chromis multilineata* and *Mycteroperca acutirostris*). In this site, UVC was more effective to detect species highly attached to the substrata (e.g. *Bothus ocellatus*, *Dactylopterus volitans*), with high mobility (e.g. *Kyphosus* spp.), that use the water column (e.g. *Chromis multilineata*) and those with a more cryptic or nocturnal behaviour (e.g. *Pempheris schomburgkii*).

On the other hand, a higher richness was detected through the camera at the coral reef site (48), counting on 16 exclusively detected species. UVC technique recorded 38 species, 6 of them restricted to this method. Based on the UVC, at this site 18 species accounted for 95% of fish abundance from which 17 were also registered by the video footage. At this reef, UVC detected nocturnal species (e.g. *Apogon* spp.) and also species that live mainly in burrows such as *Gramma brasiliensis* and *Gymnothorax moringa*, the last being the only Muraenidae recorded in this study. The VR, in turn, detected around 85% of the overall species detected by the UVC and additional 16 species not detected by this technique at the coral reef. Additionally, from the 18 most representative species in abundance only one was not detected. Such results demonstrate that the video record methodology may be, in some cases, more sensible to richness detection than UVC.

Table 2. Maximum fish richness detected through underwater visual census and video footages at the Rocky and Fringing Reefs. (*) Indicate species that accounted for 95% of fish abundance at the Rocky Reef site. (◇) Indicate species that accounted for 95% of fish abundance at the Coral Reef site.

Family	Rocky Reef		Coral Reef	
	UVC	Video	UVC	Video
Acanthuridae				
<i>Acanthurus bahianus</i> ◇			X	X
<i>Acanthurus chirurgus</i> ◇			X	X
<i>Acanthurus coeruleus</i> ◇			X	X
Balistidae				
<i>Balistes vetula</i>				X
Bothidae				
<i>Bothus ocellatus</i>	X			
Carangidae				
<i>Caranx latus</i>				X
<i>Pseudocaranx dentex</i>	X	X		X
Chaetodontidae				
<i>Chaetodon striatus</i> * ◇	X	X	X	X
Dactylopteridae				
<i>Dactylopterus volitans</i>	X			
Dasyatidae				
<i>Dasyatis marianae</i>				X
Epinephelidae				
<i>Mycteroperca acutirostris</i> *	X			X
<i>Mycteroperca bonaci</i>			X	X
<i>Mycteroperca marginata</i> *	X	X		
Fistulariidae				
<i>Fistularia tabacaria</i>		X		
Grammatidae				

Family	Rocky Reef		Coral Reef	
	UVC	Video	UVC	Video
<i>Gramma brasiliensis</i>			X	
Haemulidae				
<i>Anisotremus virginicus</i> * \diamond	X	X	X	X
<i>Anisotremus surinamensis</i>	X			
<i>Haemulon aurolineatum</i> * \diamond	X	X	X	X
<i>Haemulon parra</i> \diamond			X	
<i>Haemulon plumieri</i> \diamond			X	X
<i>Haemulon steindachneri</i>		X		X
<i>Orthopristis ruber</i>	X			
Holocentridae				
<i>Holocentrus adscensionis</i> \diamond	X	X	X	X
Kyphosidae				
<i>Kyphosus</i> spp	X		X	X
Labridae				
<i>Bodianus rufus</i> *	X	X		X
<i>Bodianus pulchellus</i>	X			
<i>Cryptotomus roseus</i> *	X	X	X	X
<i>Doratonotus megalepis</i>			X	
<i>Halichoeres brasiliensis</i> \diamond		X	X	X
<i>Halichoeres poeyi</i> * \diamond	X	X	X	X
<i>Halichoeres radiatus</i>				X
<i>Scarus</i> spp \diamond			X	X
<i>Scarus trispinosus</i>			X	X
<i>Scarus zelindae</i> \diamond			X	X
<i>Sparisoma amplum</i>			X	
<i>Sparisoma axillare</i> \diamond	X		X	X
<i>Sparisoma frondosum</i>			X	X

Family	Rocky Reef		Coral Reef	
	UVC	Video	UVC	Video
<i>Sparisoma radians</i>		X		
<i>Sparisoma</i> sp				X
<i>Sparisoma tuiupiranga</i>	X	X		X
Labrisomidae				
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>		X	X	X
Lutjanidae				
<i>Lutjanus jocu</i>			X	X
<i>Ocyurus chrysurus</i>			X	X
Monacanthidae				
<i>Cantherhines macrocerus</i>			X	X
<i>Cantherhines pullus</i>			X	
<i>Aluterus monocerus</i>				X
<i>Aluterus scriptus</i>				X
<i>Stephanolepis hispidus</i> *	X	X		
Mullidae				
<i>Pseudupeneus maculatus</i> *	X	X	X	X
Muraenidae				
<i>Gymnothorax moringa</i>			X	
Ostraciidae				
<i>Acanthostracion</i> spp.				X
<i>Lactophrys trigonus</i>				X
Pempheridae				
<i>Pempheris schomburgkii</i>	X			
Pomacanthidae				
<i>Holacanhtus ciliaris</i>			X	X
<i>Pomacanthus arcuatus</i>			X	X
<i>Pomacanthus paru</i> [◊]			X	X

Family	Rocky Reef		Coral Reef	
	UVC	Video	UVC	Video
Pomacentridae				
<i>Abudefduf saxatilis</i> * [◇]	X	X	X	X
<i>Chromis multilineata</i> *	X			
<i>Stegastes fuscus</i> * [◇]	X	X	X	X
<i>Stegastes pictus</i>	X	X		X
<i>Stegastes variabilis</i> * [◇]	X	X	X	X
Sciaenidae				
<i>Odontoscion dentex</i> *	X			X
Serranidae				
<i>Serranus baldwini</i>		X		
Sparidae				
<i>Diplodus argenteus</i> *	X	X		
Synodontidae				
<i>Synodus intermedius</i>			X	X
<i>Synodus synodus</i>	X	X		
Tetraodontidae				
<i>Canthigaster figuereidoi</i>	X	X	X	X
<i>Spheroides greeleyi</i>		X		
<i>Spheroides spengleri</i> *	X	X	X	X
<i>Spheroides testudineus</i>		X		
Exclusively detected species	11	8	6	16
Total species number	31	28	38	48
Number of samples	48	13	50	22

The total number of interactions did not vary among the methodologies at both reef sites (FR_{t,21} = 0.61; p = 0.54 and RR_{t,12} = 1.36 p = 0.19). Conversely, a higher number of

interactions were registered for *Acanthurus coeruleus* at the coral reef through the video recording in comparison to direct observation (Fig. 2; $Z = 2.24$; $p = 0.02$). Concerning the other detected species, no significant differences were observed in the mean number of interactions between the two techniques.

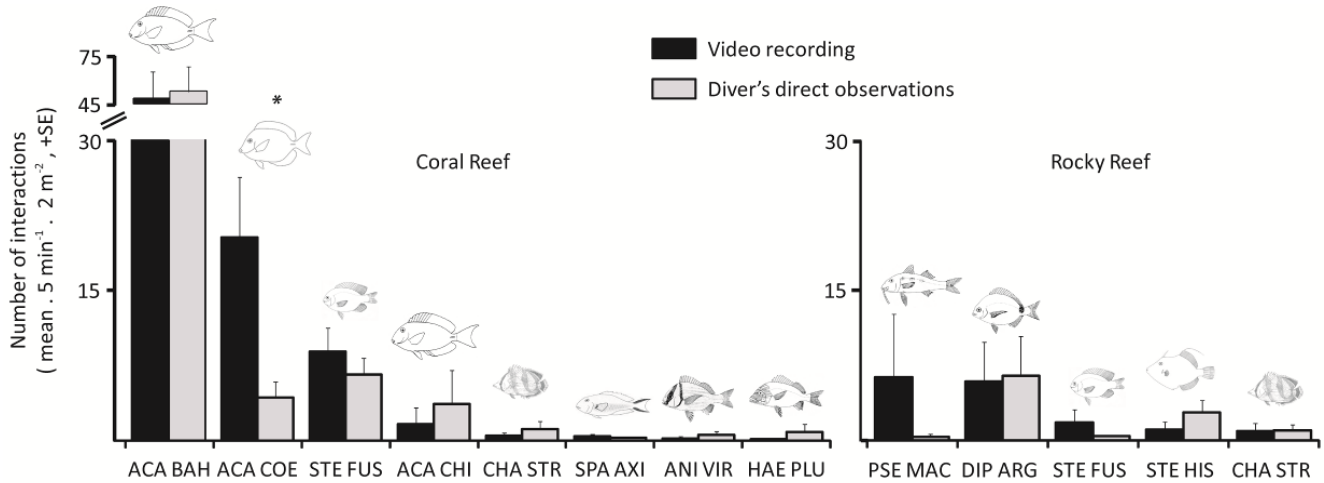


Fig. 2. Number of interactions $\cdot 5 \text{ min}^{-1} \cdot 2 \text{ m}^2$ (Mean + SE) for each species through video record and direct observation at the coral reef in Abrolhos and the rocky reef in Xavier Island, Brazilian coast. (*) Indicates significant difference between the two methodologies ($Z = 2.24$; $p = 0.02$). Species: ACA BAH = *Acanthurus bahianus*; ACA COE = *Acanthurus coeruleus*; STE FUS = *Stegastes fuscus*; ACA CHI = *Acanthurus chirurgus*; CHA STR = *Chaetodon striatus*; SPA AXI = *Sparisoma axilare*; ANI VIR = *Anisotremus virginicus*; HAE PLU = *Haemulon plumieri*; PSE MAC = *Pseudupeneus maculatus*; DIP ARG = *Diplodus argenteus*; STE HIS = *Stephanolepis hispidus*. Only species detected through both methodologies are presented in this figure.

Reef fish impact on benthic community is demonstrated to be more intense at the coral reef system when compared to the rocky reef. Herbivorous fishes were the most responsible for fish impact at the coral reef, highlighting the Acanthuridae species and *Stegastes fuscus*. Conversely at the rocky reef site *S. fuscus* was the only species regarded as an herbivore. Besides that, the main impact was made by *Pseudupeneus maculatus*, *Diplodus argenteus*, *Stephanolepis hispidus* and *Chaetodon striatus*.

Discussion

This study compares two methodologies to assess the impact of fishes on the benthic community, using remote video records and direct diver observations. The main advance provided by the video technique used in the present study, compared to previous publications (e.g. Mantyka and Bellwood 2007; Fox and Bellwood 2008a, 2008b), is the possibility of evaluating fish-benthic substrata interactions from a community perspective, i.e. the impact of the whole fish assemblage on the benthic community. Considering our overall results, the main points to highlight from this technique are: 1) the possibility of evaluating the reef fish community as a whole; 2) the recorded data keep registered for further reconsideration or second analysis (i.e. use of the same footage for different research purposes); 3) the possibility of observing a single interaction at a time and describe reef fish feeding behavior in sense of how individuals are striking the benthic community (food procurement); and 4) the higher species richness detection sensibility. It is also possible that this technique will be even more advantageous in high diversity sites, since species identification at the lab could be easier than in the field.

One important limitation of the video technique presented here is the difficult in identifying species with cryptic habits (i.e. Blenniidae and Gobiidae) and their effect over benthic community. The same constrain applies to UVC, pointed to underestimate reef fishes with cryptic habits (Brock 1982; Ackerman and Bellwood 2000).

Conversely, cryptobenthic reef fishes have a closer relation to the benthic community in comparison to other reef fishes and present a significant contribution to reef trophodynamics (Depczynski and Bellwood 2003). This prompts the necessity of specific efforts to also evaluate the functional roles of cryptobenthic reef fishes and its feeding relations with the benthic communities.

In comparison to diver's direct observation, a slightly higher richness was detected interacting with the benthic community through the video camera in both sites. For example, small Scarinae species, such as *Cryptotomus roseus* and juveniles of *Sparisoma* spp., were only detected by the video record at both sites. It may indicate that these species are more influenced by diver's presence, exhibiting an escape and hide behavior. A higher predation risk is assigned to smaller individuals, which is known as "risk-effect", and may determine for example foraging behavior and habitat use (Preisser et al. 2005). At the rocky reef site, species not detected by the camera exhibit a high vagile, water column or living in burrow behavior.

Equally, some species were only detected interacting with the benthic community through the diver's observation, which was the case of *Halichoeres poeyi*, *Sparisoma radians* and *Scarus trispinosus* at the coral reef site. In this case it is important to consider a possible "camera effect", i.e. some fish species might avoid the camera even though it is operating in the absence of a diver (Fox and Bellwood 2008b). Other points to be regarded are the species' statistical probability of detection and the short time of camera deployment (Watson et al. 2005; Fox and Bellwood 2008b). In this study, the observed area may also affect species richness detection since it is expected that a bigger area would result in a higher detection probability. The exclusively detected species might be an indicative of camera or diver effect, but can also be related to other features (such as random pattern, attraction effect) which underline the need for a cautiously interpretation of this sort of information (Fox and Bellwood 2008b). Though, in the case of those three species it is here regarded as a possibly random result.

The comparison of the maximum richness detected by the VR and the UVC indicates that, at the rocky reef site, the two methodologies have similar efficiencies. Thus, it is suitable to consider that all species strongly associated to rocky reef substrate were

detected through the proposed methodology. Watson et al. (2005) also pointed similar richness detection in a comparison between unbaited remote video and video transects (most comparable to UVC) at a temperate reef. At the coral reef site the higher detected richness by the VR in comparison to UVC demonstrate that the VR might be more sensible to detect rarer species (e.g. the ray *Dasyatis marianae*, in the case of this study) or even those that interact to the benthic community in a lower frequency, since they would not be disturbed by diver's presence.

Nevertheless, the UVC technique is a simple and low cost methodology that allows sampling larger areas being less time consuming. It is also appropriate and efficient in face of habitat heterogeneity (see Brock 1954, 1982; Floeter et al. 2007). As a result, species with a nocturnal, partially cryptic (living in burrows and crevices) or even those presenting high mobility might be more likely to be detected through this technique.

Besides all these issues, most representative species concerning reef fish impact over benthic community were detected by both methodologies the VR and DO, even though both techniques had recorded exclusive species. Likewise, most conspicuous species detected through the UVC were also recorded through VR and DO. It might demonstrate that, at least in terms of richness detection, both methodologies are suitable for the studied areas and, consequently, might also be to these systems in general.

Fox and Bellwood (2008b) demonstrated that herbivores' biomass was little variable between direct (remote video) and indirect (visual census) methods at the Great Barrier Reef. Additionally, those authors did not recommend the stationary diver's direct observation for estimating herbivore grazing activities due to the recording of a low number of bites, compared to the remote video technique.

In the present study, however, a similar number of interactions and species were recorded by direct observation and remote video in both study sites. In addition, VR

provided more accurate estimates of the number of bites of *Acanthurus coeruleus* at the coral reef site. This variation is attributed to the fact that adults of this species generally forage in big schools (e.g. 30–50 individuals) and have high individual bite rates.

Therefore, it is difficult to get accurate counts of the exact number of interactions from direct observation in the field (e.g. Ferreira, Peret and Gonçalves, 1998; Dias et al., 2001). These differences may also suggest that reef fish community at our study areas might be not strongly affected by the diver's presence.

The higher number of interactions observed at the coral reef in comparison to the rocky reef might be related to the latitudes of the study areas. It is known that reef fish metabolism is directly proportional to the water temperature (Clarke & Johnston 1999). It was though expected that in smaller latitudes (such as Abrolhos' reefs), where the water temperature is higher, the ecological processes would be more intense in comparison to temperate or subtropical systems (Polunin & Klumpp 1989; Ferreira et al. 1998), such as Santa Catarina's rocky reefs. In addition, intra and inter-specific interactions might be intensified (e.g. predation, herbivory, competition; see Hixon & Webster 2002; Hixon 2006) since the diversity's latitudinal gradient is also true for reef fishes (Harmelin-Vivien 2002).

The importance of herbivorous fishes at coral reefs is largely documented (e.g. Bellwood and Choat 1990; Bonaldo et al. 2006; Fox and Bellwood 2007, 2008a, 2008b; Bonaldo & Bellwood 2008, 2009; Hoey and Bellwood 2009; Hoey 2010) and also observed here at the Abrolhos' reefs (e.g. Ferreira and Gonçalves 2006; present study). Among these herbivores, Acanthuridae species figure as the most representative in terms of the impact on benthic community, being coincident with reports of its high abundance (Ferreira and Gonçalves 2006). Those species are pointed by these authors to feed basically on filamentous and calcareous algae, with a high importance of detritus in

its diet, though presenting a fundamental role for the dynamic of corals and macroalgae at the Abrolhos' reefs.

At the rocky reef, however, the role of herbivores is clearly reduced in contrast to an increasing importance on omnivores' impact on benthic community (e.g. *Diplodus argenteus*). Such pattern was already discussed by Floeter et al. (2005) based on UVC relative abundance and biomass data.

The territorial herbivore *S. fuscus* presented a relatively high number of interactions at both reef systems first of all because it is a conspicuous and quite abundant species. In addition, it also might be related to its small home ranges and territorial behavior, implying into a higher detection probability (even though this last caveat has been avoided through intensive spatial replicates). Furthermore, the constant interaction with the benthic community through weeding and feeding behavior is intrinsic to this species (Ferreira et al. 1998) and the presented result might represent the real role of this species, though.

In general, video camera detected a higher richness in comparison to DO and UVC even though all these three methodologies had recorded exclusive species. In addition, main species regarding impact on benthic community were almost equally detected by the three techniques, demonstrating a certain equivalency in terms of richness detection.

Considering that, if the aim is to detect the maximum richness, combining VR and UVC might be a good solution, especially in richer systems such as coral reefs. On the other hand if the focus is reef fish impact on benthic community, concentrated on target functional groups or at the community as a whole, it is recommended to use remote video records. It not only allows a more accurate count of interactions as in the present study but keep the data registered for reanalysis, facilitate species identification and the

same footage may be used for different research purposes (e.g. behavior, community structure).

The variation of remote video technique described here has an important potential to be used in different reef systems in order to clarify reef fish ecological roles from a community perspective. Testing and proving the efficiency of this technique in different habitats may qualify it as a good measure of ecosystem process in a broader scale. The association of this approach to other quantitative methods (e.g. specific effort for cryptobenthic species, UVC and gut content analysis) may allow more robust conclusions about the role of interactions between reef fishes and the benthic communities in the ecosystem processes.

Acknowledgements We are grateful to M Levy, R Morais, DR Barneche, and RM Bonaldo for valuable field assistance, MM Teschima and RM Bonaldo for reading and strongly contributing to the earlier drafts, LBMM colleagues for helpful comments and discussions. This work was supported by CNPq through the Grant MCT-Jovens Pesquisadores No6/2008. GO Longo was granted with a scholarship from CAPES, Brazilian Ministry Educational Council.

References

- Ackerman JL, Bellwood DR (2000) Reef fish assemblages: a re-evaluation using enclosed rotenone stations. *Mar Ecol Prog Ser* 206: 227–237
- Bellwood DR, Choat JH (1990) A functional-analysis of grazing in parrotfishes (Family Scaridae) – The ecological implications. *Environ Biol Fish* 28:189-214
- Bellwood DR, Hughes TP, Hoey AS (2006) Sleeping functional group drives coral reef recovery. *Curr Biol* 16: 2434–2439
- Bonaldo RM, Krajewski JP, Sazima C, Sazima I (2006) Foraging activity and resource use by three parrotfish species at Fernando de Noronha Archipelago, tropical West Atlantic. *Mar Biol* 149: 423-433
- Bonaldo RM, Bellwood DR (2008) Size-dependent variation in the functional role of the parrotfish *Scarus rivulatus* on the Great Barrier Reef, Australia. *Mar Ecol Prog Ser* 360: 237-244
- Bonaldo RM, Bellwood DR (2009) Dynamics of parrotfish grazing scars. *Mar Biol* 156: 771-777
- Brock RE (1954) A method of estimating reef fish populations. *J Wildl Manag* 18:297-308
- Brock RE (1982) A critique of visual census method for assessing coral reef fish populations. *Bull Mar Sci* 32:269–276

- Burkepile DE, Hay ME (2010) Impact of Herbivore Identity on Algal Succession and Coral Growth on a Caribbean Reef. *PLoS ONE* 5(1): e8963
- Clarke A and Johnston NM (1999) Scaling of metabolic rate with body mass and temperature in teleost fish. *J Anim Ecol* 68: 893–905
- Depczynski M, Bellwood DR (2003) The role of cryptobenthic reef fishes in coral reef trophodynamics. *Mar Ecol Prog Ser* 256: 183–191
- Dias, T L, Rosa IL, Feitoza, BM (2001) Food resource and habitat sharing by the three western South Atlantic surgeonfishes (Teleostei: Acanthuridae: Acanthurus) off Paraíba coast, North-eastern Brazil. *Aqua J Ichth Aquatic Biol* 5: 1-10
- Dunlap M, Pawlik JR (1996) Video-monitored predation by Caribbean reef fishes on an array of mangrove and reef sponges. *Mar Biol* 126:117–123
- Ferreira CEL, Gonçalves JEA, Coutinho R, Peret AC (1998) Herbivory by the Dusky Damselfish *Stegastes fuscus* (Cuvier, 1830) in a tropical rocky shore: effects on the benthic community. *J Exp Mar Biol Ecol* 229(2): 241–264
- Ferreira CEL, Peret AC, Coutinho R (1998) Seasonal grazing rates and food processing by tropical herbivorous fishes. *J Fish Biol* 53: 222–235
- Ferreira CEL, Floeter SR, Gasparini JL, Joyeux JC & Ferreira BP 2004. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. *J Biogeogr* 31: 1093–1106
- Ferreira CEL, Gonçalves JEA (2006) Community structure and diet of roving herbivorous reef fishes in the Abrolhos Archipelago, south-western Atlantic. *J Fish Biol* 69 (5): 1533–1551
- Floeter SR, Krohling W, Gasparini JL, Ferreira CEL Zalmon I (2007) Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environ Biol Fishes* 78: 147–160
- Floeter SR, Behrens MD, Ferreira CEL, Paddock MJ, Horn MH (2005) Geographical gradients of marine herbivorous fishes: patterns and processes *Mar Biol* 147: 1435–1447
- Fox RJ, Bellwood DR (2007) Quantifying herbivory across a coral reef depth gradient. *Mar Ecol Prog Ser* 339:49-59
- Fox RJ, Bellwood DR (2008a) Remote video bioassays reveal the potential feeding impact of the rabbitfish *Siganus canaliculatus* (f: Siganidae) on an inner-shelf reef of the Great Barrier Reef. *Coral Reefs* 27: 605-615
- Fox RJ, Bellwood DR (2008b) Direct versus indirect methods of quantifying herbivore grazing impact on a coral reef. *Mar Biol* 154(2) : 325–334
- Fox RJ, Sunderland TL, Hoey AS, Bellwood DR (2009) Estimating functional roles in coral reef ecosystems: behaviour drives contrasting roles in herbivorous fishes (f: Siganidae). *Mar Ecol Prog Ser* 385: 261-269
- Harmelin-Vivien ML (2002) Energetics and fish diversity on coral reefs. pp. 265–274. In: *Coral Reef Fishes: Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem*. Sale, P.F. (ed.). Academic Press: San Diego, California
- Hay ME (1981) Herbivory, algal distribution, and the maintenance of between-habitat diversity on a tropical fringing reef. *Amer Nat* 118:520-540
- Heithaus MR, Frid A, Wirsing AJ, Worm B (2008) Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends Eco Evolut* 23: 202–210
- Hixon MA (1991) Predation as a process structuring coral-reef fish communities. In: *The ecology of fishes on coral reefs*. Sale, P.F. (ed.). Academic Press: San Diego, California
- Hixon MA (1997) Effects of reef fishes on corals and algae. In: Birkeland C (ed) *Life and death of coral reefs*. Chapman and Hall, NY

- Hixon MA (2006) Competition. In: *The Ecology of Marine Fishes: California and Adjacent Waters*. Allen, L.G.; Pondella, D. J. & Horn, M.H. (eds.) University of California Press: Berkeley, California
- Hixon MA, Brostoff WN (1996) Succession and herbivory: effects of differential fish grazing on Hawaiian coral-reef algae. *Ecol Monogr* 66 : 67–90
- Hixon MA and Webster MS (2002) Density dependence in reef fish populations. In: *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem*. Sale, P.F. (ed). Academic Press: San Diego, California
- Hoey AS, Bellwood DR (2009) Limited Functional Redundancy in a High Diversity System: Single Species Dominates Key Ecological Process on Coral Reefs. *Ecosystems* 12 : 1316–1328
- Hoey AS (2010) Size matters: macroalgal height influences the feeding response of coral reef herbivores. *Mar Ecol Prog Ser* 411:299-302
- Hughes TP, Bellwood DR, Folke C, Steneck, RS, Wilson J (2005) New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *Trends Ecol Evolut* 20 : 380–386
- Hughes TP, Rodrigues MJ, Bellwood DR, Ceccarelli D, Hoegh-Guldberg O, McCook L, Moltschanivskyj N, Pratchett MS, Steneck RS, Willis B (2007) Phase shifts, herbivory and the resilience of coral reefs to climate change. *Cur Biol* 17: 360–365
- Kulbicki M (1998) How the acquired behaviour of commercial reef fishes may influence the results obtained from visual censuses. *J Exp Mar Biol Ecol* 222: 11–30
- Leão ZMANL, Kikuchi RKP (2001) The Abrolhos reefs of Brazil. In: *Coastal Marine Ecosystems of Latin America – Ecological Studies* (Seeliger, U. & Kjerfve, B., eds) Berlin: Springer-Verlag
- Mantyka CS, Bellwood DR (2007) Direct evaluation of macroalgal removal by herbivorous coral reef fishes. *Coral Reefs* 26: 435–442
- Mumby PJ, Dahlgren CP, Harborne AR, Kappel CV, Micheli F, Brumbaugh DR, Holmes KE, Mendes JM, Broad K, Sanchirico JN, Buch K, Box S, Stoffle RW, Gill, AB (2006) Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. *Science* 311: 98–101
- Paddock MJ, Cowen RK, Sponaugle S (2006) Grazing pressure of herbivorous coral reef fishes on low coral-cover reefs. *Coral Reefs* 25: 461–472
- Polunin NVC and Klumpp DW (1989) Ecological correlates of foraging periodicity in herbivorous reef fishes of the Coral Sea. *J Exp Mar Biol Ecol* 126: 1–20
- Preisser, E.L., Bolnick, D.I. & Bernard, M.F. (2005) Scared to death? The effects of intimidation and consumption in predator–prey interactions. *Ecology*, 86: 501–509
- Sala E, Boudouresque CF, Harmelin-Vivien ML (1998) Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos* 82:425–39
- Samoilys MA, Carlos G (2000) Determining methods of underwater visual census for estimating the abundance of coral reef fishes. *Environ Biol Fishes* 57: 289–304
- Steneck RS, Hacker SD, Dethier MN (1991) Mechanism determining competitive dominance between crustose coralline algae: a herbivore-mediated reversal. *Ecology* 72: 938–950
- Thompson AA, Mapstone BD (1997) Observer effects and training in underwater visual surveys of reef fishes. *Mar Ecol Prog Ser* 154:53–63
- Thresher RE, Gunn JS (1986) Comparative analysis of visual census techniques for highly mobile, reef associated piscivores (Carangidae). *Environ Biol Fish* 17:93–116
- Watson DL, Harvey ES, Anderson MJ, Kendrick GA (2005) A comparison of temperate reef fish assemblages recorded by three underwater stereo–video techniques. *Mar Biol* 148:415–425

CAPÍTULO 2:

**INFLUÊNCIA DA ICTIOFAUNA SOBRE COMUNIDADES BENTÔNICAS EM
DIFERENTES PROFUNDIDADES EM ILHAS COSTEIRAS DE
SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL**

(periódico alvo *Environmental Biology of Fishes*)

Influência da ictiofauna sobre comunidades bentônicas em diferentes profundidades em ilhas costeiras de Santa Catarina, sul do Brasil

Guilherme Ortigara Longo^{1*},
Renato Moraes², Anaide Wrublevski Aued³, Max Levy², Sergio Ricardo Floeter⁴

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, UFPR; ²Graduação em Ciências Biológicas, UFSC; ³Programa de Pós-Graduação em Ecologia, UFSC. ⁴Laboratório de Biogeografia e Macroecologia Marinha, Departamento de Ecologia e Zoologia, UFSC.

*Contato: golerme@yahoo.com.br

RESUMO

Os peixes são fundamentais para a estruturação e resiliência de ambientes aquáticos, de forma que o manejo desses ambientes requer um entendimento do impacto da comunidade de peixes sobre a comunidade bentônica. Este trabalho avalia a influência causada pela ictiofauna sobre a comunidade bentônica de ambientes de costão rochoso em diferentes estratos de profundidades, a partir de uma perspectiva de comunidade. Houve pouca diferença entre a cobertura bentônica e estrutura de comunidade de peixes ao longo dos locais e estratos de profundidade avaliados. No entanto, observou-se uma marcada diferença na composição de espécies de peixes que interagiram com a comunidade bentônica entre os dois estratos de profundidade. Os grupos funcionais que apresentaram impactos mais representativos sobre a comunidade bentônica foram os onívoros (principalmente *Diplodus argenteus*) e os predadores de invertebrados móveis (principalmente *Pseudupeneus maculatus*). A utilização da Contribuição Funcional Potencial demonstrou que espécies muito abundantes, porém com baixo impacto sobre o bentos podem, na verdade, representar forte contribuição para as interações entre peixes e a comunidade bentônica. A relação do impacto dos peixes com os locais e estratos de profundidade demonstra uma separação dos locais em função da profundidade, independente da Ilha. Grupos funcionais de herbívoros (comedores de macroalga e herbívoros territoriais) apresentaram-se fortemente associados ao estrato raso de ambas as Ilhas. Este padrão é corroborado através da mesma avaliação, no entanto utilizando o impacto das espécies de peixes. Houve relação entre a intensidade do impacto das espécies de peixes, a cobertura bentônica e profundidade. No entanto, considerando que a cobertura bentônica variou com a profundidade, fica claro que a profundidade representa o fator predominante na determinação do impacto dos peixes sobre a comunidade bentônica nesses costões rochosos.

Palavras-chave: *peixes recifais, recifes rochosos, papel funcional, contribuição funcional potencial, cobertura bentônica.*

INTRODUÇÃO

Dentre os organismos componentes dos ecossistemas aquáticos, os peixes se destacam por serem fundamentais para a estruturação e resiliência desses ambientes (Bellwood & Choat 1990; Steneck et al. 1991; Burkepille & Hay 2006; Taylor et al. 2006). Entender e quantificar o impacto que são capazes de provocar é, portanto, fundamental para nossa habilidade de desenvolver estratégias de conservação de ecossistemas aquáticos (Hughes et al. 2005, 2007; Mumby et al. 2006; Taylor et al. 2006). A remoção, por exemplo, de peixes herbívoros de ecossistemas de recifes de coral em diferentes locais do mundo através da sobre-pesca resultou na modificação catastrófica das interações entre corais e macroalgas (Hughes 1994; McClanahan et al. 2003; Bellwood et al. 2004; Mumby et al. 2006). A proteção e o manejo dos ambientes aquáticos requerem um entendimento do impacto dos peixes na comunidade bentônica.

Diversas pesquisas relacionam a influência da comunidade bentônica na comunidade de peixes (e.g., Bell & Galzin 1984; Ferreira et al. 2001; Floeter et al. 2007; Perez-Matus et al. 2007). Entretanto, o efeito inverso, i.e., que os diversos grupos funcionais de peixes recifais podem ter efeitos muito importantes e distintos sobre as comunidades bentônicas onde vivem (Hixon 1991; Hixon & Brostoff 1996; Hixon 1997, 2008; Bellwood et al. 2006) é potencialmente mais importante do ponto de vista ecológico e tem recebido proporcionalmente muito menos atenção.

Informações sobre a composição das comunidades bentônicas (em nível de grupos funcionais, Steneck & Dethier 1994) podem ser entendidas como o primeiro passo rumo ao entendimento das relações existentes entre peixes e bentos, sendo fundamentais para a identificação dos impactos gerados pelos peixes que habitam suas proximidades. Sabe-se que nos ambientes marinhos, as comunidades bentônicas sofrem mudanças em sua composição em diferentes profundidades, consequência dos diferentes níveis de fotossíntese e fluxo hidrodinâmico, por exemplo (Torres et al. 2004). Da mesma maneira, as comunidades de peixes variam tanto em consequência da mudança da disponibilidade de recursos dos quais necessitam, como por mecanismos intrínsecos a cada espécie. Dessa forma, esses fatores podem restringir a distribuição de organismos a certos estratos de profundidade (Lalli & Parsons 1997). Porém, pouco se conhece sobre o impacto dos peixes em diferentes profundidades e suas interações com as comunidades bentônicas (Fox & Bellwood 2007).

Diferentes abordagens têm sido utilizadas no sentido de avaliar essa distribuição vertical dos peixes recifais: focado em composição de espécies (Ferreira et al. 2001), em gêneros (Sala & Ballesteros 1997), famílias (Brokovich et al. 2008) ou mesmo classes de tamanho dentro de uma população (La Mesa et al. 2002). Entretanto, mesmo que a distribuição vertical do papel funcional de herbívoros tenha sido mais bem estudada na Grande Barreira de Corais, Austrália (Fox & Bellwood 2007, *e.g.*), há poucos esforços relativos ao efeito da profundidade na distribuição dos grupos funcionais e, principalmente, do seu impacto sobre a comunidade bentônica ao longo desses gradientes.

O impacto que os peixes recifais causam no bentos é geralmente avaliado com uso de observações comportamentais, utilizando mergulho livre ou autônomo. É possível inferir quantitativamente a modificação que esses animais exercem no fundo através da análise de comportamento de forrageio (taxa) de cada espécie aliada às suas respectivas abundâncias relativas (e.g. Paddock et al. 2006). A presença do mergulhador, todavia, pode afetar o comportamento natural dos indivíduos, dificultando melhor compreensão da intensidade do impacto que cada espécie exerce, e quais espécies estão realizando tal atividade. Na Austrália,

vários estudos vêm utilizando câmeras filmadoras subaquáticas sem a presença de mergulhadores (filmagem remota), na tentativa de minimizar a influência do pesquisador no comportamento dos peixes (e.g., Fox & Bellwood 2008a, 2008b). O método de filmagem remota está revolucionando os estudos nessa área do conhecimento e revelando importantes informações desconhecidas até então. Por exemplo, a atividade das diferentes espécies pode ser acompanhada por maiores períodos de tempo (dada a limitação de tempo no mergulho autônomo) e em diferentes horários do dia.

No Brasil, a metodologia da filmagem remota já foi utilizada com sucesso em recifes rochosos de Santa Catarina e em diferentes habitats do Arquipélago dos Abrolhos-BA, mostrando-se tão sensível a detecção de riqueza quanto os censos visuais (40m² *sensu* Floeter et al. 2007), sendo em alguns locais ainda mais efetivo (Longo & Floeter *submetido*). Através desta metodologia, Longo & Floeter (*submetido*) registraram um número maior de espécies interagindo com a comunidade bentônica que comparado às observações diretas do mergulhador.

Há relativamente poucos esforços relativos ao estudo do papel funcional dos peixes e sua interação com a comunidade bentônica (Hixon 1991; Hixon & Brostoff 1996; Hixon 1997, 2008; Bellwood et al. 2006), de forma que essa preocupação tem sido crescente. A maior parte destes estudos têm sido restritos a determinados grupos tróficos e/ou espécies, resultando em uma visão fragmentada dos processos ecossistêmicos. Por outro lado, a metodologia proposta por Longo & Floeter (*submetido*) é a primeira a avaliar o papel funcional de peixes recifais sobre o bentos em nível de comunidade. Tal abordagem permite uma compreensão mais ampla e sistêmica do real efeito dos peixes sobre a comunidade bentônica. Além disso, poucos esforços comparáveis têm sido registrados também em relação ao papel funcional dos peixes em ecossistemas de costão rochoso (e.g. Ferreira, Peret & Coutinho 1998; Sala, Boudouresque & Harmelin-Vivien 1998; Bonaldo et al. 2006). Ainda assim, os esforços registrados mantêm a tendência de foco em poucas espécies e/ou grupos funcionais.

Diante deste contexto, este trabalho avalia o impacto da ictiofauna sobre a comunidade bentônica de ambientes de costão rochoso de Santa Catarina, entendendo o papel funcional dos peixes a partir de uma perspectiva em nível de comunidade. Para tal pretendeu-se: 1) caracterizar os diferentes locais e profundidades investigados a partir de sua cobertura bentônica e da estrutura de comunidades de peixes; 2) descrever o impacto realizado pelos peixes em cada sítio e profundidade, atentando-se para o impacto de diferentes espécies na mesma profundidade e de mesmas espécies em diferentes profundidades; 3) proporcionar uma abordagem de extrapolação do impacto potencial dos peixes no costão rochoso em relação à sua biomassa total no recife; 4) avaliar como o impacto dos grupos funcionais e espécies de peixes se distribuem em relação aos locais e estratos de profundidade investigados; 5) avaliar se há relação entre a cobertura bentônica, profundidades e a intensidade do impacto da comunidade de peixes.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O presente trabalho foi realizado em duas ilhas localizadas no litoral centro norte de Santa Catarina: a Ilha do Arvoredo e a Ilha do Xavier, distantes cerca de 35 km uma da outra (Fig.1). Essa região do litoral catarinense localiza-se próxima ao limite sul de ocorrência de costões rochosos no Brasil e encontra-se sob influência da Convergência Subtropical, o encontro da Corrente das

Malvinas, de sentido sul-norte e águas frias com a Corrente do Brasil, de sentido norte-sul e águas quentes. No inverno há homogeneização da coluna d'água causada pela predominância de ventos do quadrante sul, e no verão há estratificação da coluna d'água com forte termoclina causada pelo afloramento da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) devido a ventos do quadrante norte (Castro 1998). As temperaturas superficiais do mar podem chegar a 29°C no verão e 16°C no inverno, com médias ficando perto de 26°C no verão e 17,5°C no inverno (Matsuura 1986). A presença de intensa termoclina no verão faz com que, entre a superfície da água e profundidades de 40m haja diminuição da temperatura em até 10°C (Castro et al. 1998). Dessa forma, são encontradas tanto espécies de afinidade subtropical como de afinidade tropical. Entretanto, devido a essa ampla variação de temperaturas ao longo do ano, os organismos marinhos tropicais possuem reduzida abundância, configurando-se o limite sul de distribuição de muitas espécies marinhas no Atlântico Sudoeste.

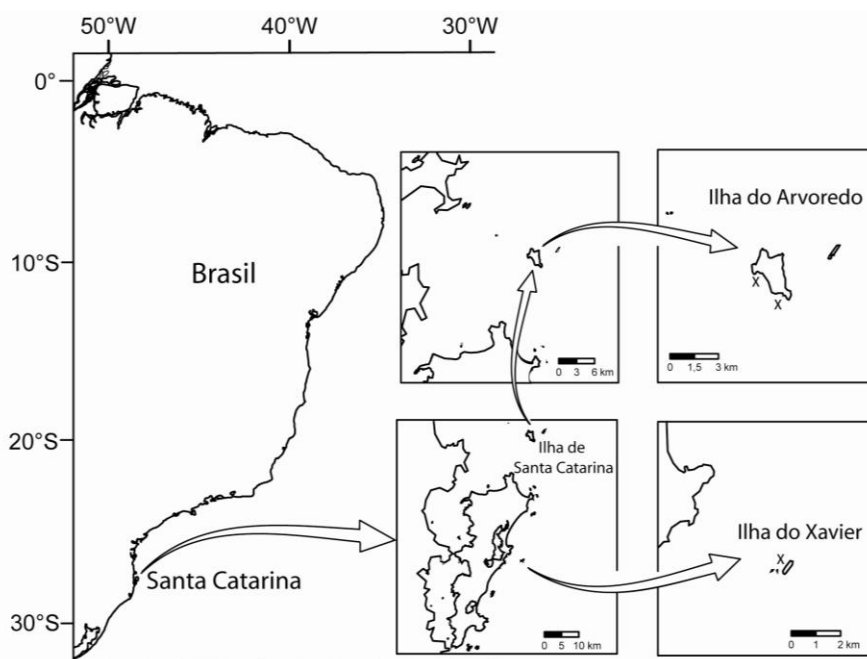


Figura 1. Mapa das áreas de estudo indicando os locais amostrados na Ilha do Arvoredo e Ilha do Xavier (x).

Ilha do Arvoredo

Localizada a cerca de 10,5 km ao norte da Ilha de Santa Catarina, tem sua parte emersa e seu litoral noroeste, norte e leste dentro dos limites da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo. Possui vegetação de Mata Atlântica, abrigando um farol controlado pela Marinha do Brasil, que também possui uma base no local. Desde o fechamento da reserva para outras atividades que não as científicas e educacionais, o mergulho recreativo somente é possível no lado sudoeste da ilha, que sofre constante influência de ventos do quadrante sul. Sua profundidade máxima varia entre 8m, na parte oeste, e 33m, na ponta sul. Ambos os sítios de amostragem estão localizados na face sudoeste, distando cerca de 1,5km um do outro. O costão da Baía da Tartaruga é frequentado rotineiramente por diversos operadores de mergulho recreativo, possui interface arenosa a profundidade de cerca de 9m e é protegido dos ventos de quadrante nordeste. Já o

Saco do Vidal, adjacente à Baía do Farol, possui interface arenosa a profundidades crescentes no sentido sul, atingindo o máximo na extremidade sul da ilha (15-18m). O local é protegido dos ventos de quadrante nordeste.

Ilha do Xavier

Localizada a cerca de 4,5 km a leste da Ilha de Santa Catarina, em frente à Praia Mole, Florianópolis. Devido à proximidade do continente é frequentemente visitada por pescadores e operadoras de mergulho. Apresenta cobertura vegetacional composta principalmente por gramíneas e arbustos. Sua profundidade é variável, atingindo mais de 30 metros em seu lado leste (obs. pess.). Em virtude de condições logísticas, apenas um ponto foi amostrado nesta ilha, localizado na parte oeste, relativamente protegido de ventos do quadrante sudeste, e com interface entre rocha e areia a cerca de 12m de profundidade.

Estrutura da comunidade de peixes

Censos visuais 20 x 2m (40m²) foram realizados nas áreas de estudo, em dois estratos de profundidade (4-6m; 8-12m), para estimativas da densidade de peixes. Esta metodologia tem sido amplamente utilizada em trabalhos diversos ao longo da costa brasileira (Ferreira et al., 2004; Floeter et al., 2007). O mergulhador percorre uma transecção de 20 metros de comprimento, identificando os indivíduos que estão a uma distância de 1m de cada lado do transecto. Os peixes foram classificados em cinco classes de tamanho (<5cm, 5-10cm, 11-20cm, 21-30cm, >30cm) e em categorias funcionais adaptadas de Ferreira et al. (2004) e Floeter et al. (2004), definidas a seguir. A partir dos dados de densidade procedeu-se o cálculo das estimativas de biomassa corpórea. Essa medida é considerada um bom descritor, uma vez que além de levar em conta a abundância, agrega também informações do tamanho de cada indivíduo registrado no censo. O cálculo da biomassa para cada indivíduo é baseado na equação alométrica:

$$B = a \cdot (TL)^b$$

que relaciona o tamanho total estimado de cada peixe (Total Length = TL) com os parâmetros a e b , derivados de relações peso-comprimento já publicadas (e.g., Froese & Pauly 2010). Para cada espécie de peixe há parâmetros específicos para tal formulação e na ausência de informação para a exata espécie, foram utilizados os parâmetros descritos para o gênero.

Classificação funcional adotada

A fim de definir as categorias funcionais adotadas por este trabalho, as categorias tróficas definidas por Ferreira et al. (2004) foram utilizadas e combinadas com informações de mobilidade e comportamento de forrageio das espécies. Tal combinação de informações deriva de observações diretas do comportamento alimentar (anteriores e realizadas ao longo do presente trabalho), identificando dessa forma os principais itens alimentares, corroboradas por análises de conteúdo estomacal (C.E.L. Ferreira, S.R. Floeter, J.L. Gasparini, B.P. Ferreira, J.C. Joyeux & G.O. Longo, dados não publicados) e dados da literatura (e.g. Randall 1967, Dubiaski–Silva & Masunari 2004, 2008). Em relação à mobilidade, foram definidas 3 categorias relativas à capacidade das

espécies em utilizar a área do recife estudado: **Baixa** – espécies mais associadas ao substrato bentônico, algumas podendo ser caracterizadas como territoriais. Utilizam uma pequena área proporcionalmente ao tamanho dos recifes onde vivem sendo frequentemente encontradas nos mesmos locais do recife em mergulhos consecutivos; **Moderada** – espécies vageadoras, no entanto com menor capacidade de natação e utilização do recife em relação à espécies consideradas de alta mobilidade. Tal restrição está frequentemente associada ao tamanho e morfologia das espécies, o que se reflete em seu comportamento de forrageio e utilização de áreas proporcionalmente menores do recife; **Alta** – espécies vageadores com boa capacidade de natação e utilização do recife. São frequentemente observadas forrageando em cardumes ao longo de toda a área do recife.

Diante desse contexto, o presente trabalho utiliza sete categorias funcionais distintas para classificação dos peixes recifais:

- 1) **Comedores de macroalgas (MALG)** – definidos como grupo de herbívoros vageadores de mobilidade alta a moderada, predominantemente consumidores de macroalgas frondosas atuando funcionalmente como “podadores” de tais algas. Ex.: *Kyphosus* spp. e *Sparisoma radians*.
- 2) **Comedores de turf algal (TURF)** – definidos como grupo de herbívoros de mobilidade moderada, consumidores de turf algal (matriz de alga epilítica) atuando funcionalmente como “podadores” desse grupo de algas. Ex.: *Sparisoma* sp.
- 3) **Raspadores (SCRP)** – definidos como grupo de herbívoros de mobilidade baixa a moderada, consumidores de turf algal (matriz de alga epilítica) ou algas de pequeno porte, atuando funcionalmente como raspadores do substrato em busca desses recursos. Ex.: *Sparisoma tuiupiranga* e *Cryptotomus roseus*.
- 4) **Herbívoros territoriais (THER)** – definidos como grupo de herbívoros de baixa mobilidade associada ao seu comportamento territorial. São consumidores de turf algal (matriz de alga epilítica) e algas de pequeno porte. Apresentam papel funcional essencial ao selecionar algas mais palatáveis em seus territórios, alterando a estrutura da comunidade bentônica (Ferreira *et al.* 1998). Ex.: *Stegastes fuscus* e *Stegastes variabilis*.
- 5) **Predadores de invertebrados móveis (MINV)** – definidos como grupo de zoobentívoros de alta mobilidade, predominantemente consumidores de pequenos invertebrados móveis associados ao substrato bentônico. Seu papel funcional está principalmente associado à predação da fauna de fital e de substratos arenosos de interface rocha/areia Ex.: *Anisotremus virginicus*, *Halichoeres poeyi*, *Haemulon aurolineata*, *Stephanolepis hispidus* e *Pseudupeneus maculatus*.
- 6) **Predadores de invertebrados sésseis (SINV)** – definidos como grupo de zoobentívoros de mobilidade moderada, predominantemente consumidores de invertebrados sésseis (*i.e.* cnidários, poríferos e ascídias). Seu papel funcional está principalmente associado ao balanço entre macrofitobentos e macrozoobentos nas comunidades bentônicas. Ex.: *Chaetodon striatus* e *Sphoeroides spengleri*.
- 7) **Onívoros (OMNI)** – definidos como grupo de onívoros de mobilidade moderada. Caracterizam-se por altas taxas de interação com a comunidade bentônica em ambientes de costão rochoso, com grande plasticidade funcional. Nesses ambientes já foi observado atuando de maneira semelhante a grupos funcionais de herbívoros (especialmente MALG e TURF), zoobentívoros (MINV), sendo também constantemente registrados se

alimentando no plâncton (Longo et al. presente trabalho). Ex.: *Abudefduf saxatilis*, *Diplodus argenteus* e *Stegastes pictus*.

Influência da ictiofauna sobre a comunidade bentônica

Medidas de abundância e forrageamento de peixes, por unidade de área e tempo, foram obtidas com uso de câmeras filmadoras, operando na ausência de observadores (filmagem remota, Fig. 2). A câmera era presa a um tripé lastreado e posicionada a aproximadamente 2m de distância de uma área de 2m de comprimento e 1m de largura. Esta área era medida esticando-se uma corrente de 2m em frente à câmera no início da gravação, sendo seu posicionamento também utilizado para estabelecer medidas de referência para as estimativas de tamanho dos peixes. A corrente era retirada tão logo a área era delimitada. Cada sequência de filmagem possui duração aproximada de 15 minutos, sendo que os minutos iniciais e finais foram descartados a fim de minimizar o efeito da presença do mergulhador, o que resultou em um período efetivo de filmagem de 10 minutos. As amostragens foram realizadas no verão de 2009-2010 entre 09:00h e 13:00h, tendo sido realizadas 17 réplicas na Ilha do Xavier (11 no estrato fundo e 6 no raso), 11 na Baía da Tartaruga (6 no estrato fundo e 5 no raso) e 7 no Saco do Vidal (4 no estrato fundo e 3 no raso). O tamanho desigual das amostras reflete restrições logísticas especialmente de condições de mergulho para realização das saídas de campo.

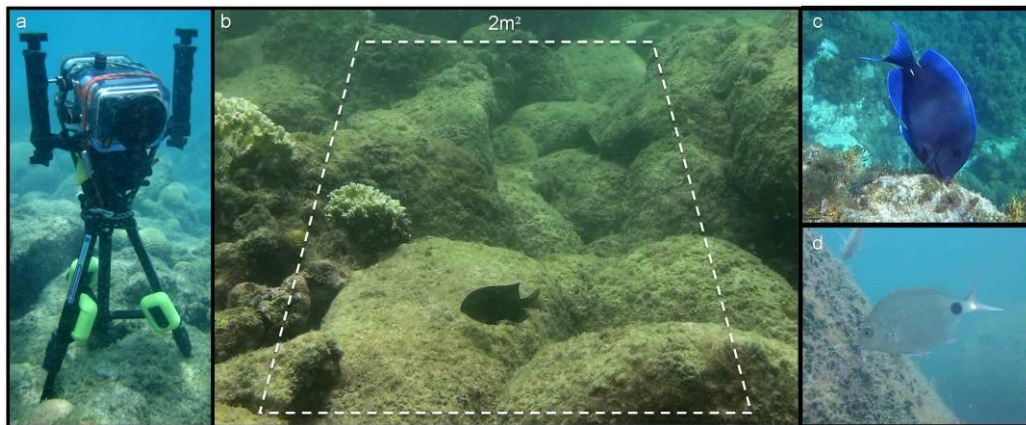


Figura 2. Metodologia de filmagem remota. a) Câmera filmadora presa ao tripé lastreado. b) Imagem retirada de uma filmagem realizada de acordo com a metodologia proposta. A linha tracejada indica a área utilizada para as medidas de forrageamento. c) *Acanthurus coeruleus* investindo contra o substrato. d) *Diplodus argenteus* investindo contra o substrato. Fotos: G.O. Longo e S.R. Floeter.

Avaliação do impacto dos peixes

Para inferir o grau de remoção e/ou distúrbio dos peixes sobre o bentos, as sequências de filmagem foram analisadas e o número de investidas por espécie de peixe quantificadas. Para efeito deste trabalho, considera-se uma mordida quando o indivíduo investe com a mandíbula aberta sobre o substrato, com posterior fechamento da boca, mesmo quando não ocorra ingestão. O tamanho dos peixes foi avaliado através da referência obtida pelo posicionamento da corrente que demarcava a área de filmagem. Os peixes foram agrupados de acordo com as

mesmas classes de tamanho estabelecidas para a técnica de censo visual e grupos funcionais acima descritos.

Correção das investidas pela biomassa

A fim de considerar a variação no impacto da investida gerada pelo tamanho de cada indivíduo, o número de investidas foi corrigido pela biomassa individual do peixe, calculado pelo produto da biomassa corpórea (Kg) e o número de mordidas do indivíduo (Hoey & Bellwood 2009; Hoey 2010). Esta padronização representa também uma forma de diferenciação do impacto da mordida entre espécies, considerando que indivíduos de mesmo tamanho, porém de espécies diferentes não apresentam biomassa coincidente. O número de investidas corrigidas pela biomassa passa a ser referido a partir daqui como impacto. Dessa forma, a medida de impacto dos peixes sobre a comunidade bentônica é aqui apresentada em $(\text{Investidas} \times \text{kg}) / (2\text{m}^2 \times 10\text{min})$.

Contribuição funcional potencial

A Contribuição Funcional Potencial (CFP) é um índice que foi criado para quantificar o potencial de influência de cada espécie da comunidade de peixes considerando sua biomassa média total no recife, quantificada nos censos visuais. A criação deste índice baseia-se no fato de que o método de censo visual provê uma melhor estimativa da comunidade de peixes que a filmagem remota (em virtude da área utilizada e número de réplicas), porém que a filmagem remota provê uma melhor avaliação do impacto dos peixes na comunidade bentônica. A partir disso, a associação de ambas as informações deve prover uma boa aproximação do potencial de impacto que as espécies de peixe apresentam em relação às interações com a comunidade bentônica.

O CFP é resultado de uma regra de três simples, apresentada da seguinte forma: considerando que a biomassa detectada nas filmagens foi responsável por determinado impacto, então a biomassa detectada no censo visual teria a capacidade de exercer um impacto proporcional à sua abundância. Dessa forma, o índice de Contribuição Funcional Potencial (CFP) é demonstrado através do produto da biomassa média da espécie nos censos visuais e o impacto médio da espécie observado nos vídeos, dividido pela biomassa média da espécie nas filmagens, conforme a equação a seguir:

$$\text{CFP} = \frac{(\text{Biomassa média nos censos} \times \text{Impacto médio})}{\text{Biomassa média nas filmagens}}$$

Algumas premissas relativas a esse índice devem ser levadas em conta para melhor interpretação. A primeira delas é de que o impacto dos peixes sobre a comunidade bentônica avaliado a partir da filmagem remota representa bem o efeito real dos peixes nesta interação. Longo & Floeter (*submetido*) indicam que tal metodologia é ainda mais sensível à detecção de riqueza e quantificação do número de interações, validando tal premissa. A segunda premissa é relativa à eficiência do censo visual por transectos para estimativas de biomassa da comunidade de peixes. Esta metodologia tem sido amplamente utilizada para tal avaliação, com múltiplas

abordagens em ambientes recifais (e.g. Ferreira, Gonçalves & Coutinho 2001; Floeter et al. 2007; Hoey & Bellwood 2009). Por fim, a última premissa para esta extrapolação é a de que todos os indivíduos das populações de peixe investem contra a comunidade bentônica em taxas semelhantes, não havendo também variação inter-individual na escolha do substrato de alimentação. Contudo, em virtude de não haver trabalhos testando tais hipóteses na comunidade de peixes recifais, esta tem sido uma premissa bastante utilizada nos trabalhos de papel funcional de peixes nos sistemas recifais (e.g. Fox & Bellwood 2007, 2008a, 2008b; Hoey & Bellwood 2009, Hoey 2010) e também será aceita para efeito deste trabalho.

Optou-se por demonstrar a CFP de maneira relativa à contribuição total da comunidade de peixes (%) a fim de facilitar sua compreensão. Esse procedimento permite avaliar a contribuição potencial de cada espécie/grupo funcional no impacto total dos peixes sobre a comunidade bentônica dos costões rochosos. É importante ressaltar que esta extrapolação é válida para as interações entre as comunidades de peixe e bentônica no ambiente recifal alvo de cada trabalho.

Estimativa da cobertura bentônica

Dentro dos limites das áreas de filmagem foram realizadas amostragens por fotoquadrado (n=10), utilizando-se uma escala de 10cm, objetivando identificar a composição de grupos morfofuncionais da comunidade bentônica. Posteriormente as fotos foram analisadas em laboratório através do software CPCe versão 3.5 (Kohler & Gill 2006), posicionando aleatoriamente 30 pontos sobre as fotografias em uma área de 10x10cm. O grupo morfofuncional localizado imediatamente abaixo do ponto foi identificado e a proporção de cobertura bentônica calculada. Os componentes do zoobentos foram classificados de forma taxonômica, na maior resolução possível, e fitobentos em grupos morfofuncionais adaptados de Littler & Littler (1980, 1984) e Steneck & Dethier (1994).

Análises estatísticas

A fim de avaliar possíveis diferenças entre o impacto das espécies em uma mesma profundidade, utilizou-se o teste não-paramétrico de Kruskal Wallis (ANOVA). A diferença entre o impacto de uma mesma espécie entre os dois estratos de profundidade foi avaliada com o Teste U de Mann-Whitney. Para ambos os testes, considerou-se cada filmagem como uma réplica. Tais análises foram realizadas no programa STATISTICA versão 7 (Statsoft 2004).

Uma média da porcentagem de cobertura foi obtida para cada área de filmagem a partir dos 10 fotoquadrados realizados nessas áreas. Dessa forma, para efeito das análises que envolvem dados de cobertura bentônica, considerou-se uma média de cobertura para cada área filmada, a qual foi tratada como réplica. Os dados da comunidade bentônica dos diferentes pontos amostrais e profundidades foram transformados pelo arco seno da raiz quadrada. As dissimilaridades entre os sítios de amostragem e as profundidades foram calculadas através da Distância Euclidiana, com posterior análise de agrupamento (cluster) pelo método de pesos proporcionais (WPGMA). Além disso, usou-se o teste de SIMPROF para avaliar a significância dos agrupamentos. Com o mesmo conjunto de dados de Distância Euclidiana realizou-se uma análise de escalonamento multidimensional (MDS). Ambos os testes foram então combinados a fim de verificar a consistência mútua de ambas as representações. Estas análises foram realizadas no programa PRIMER (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research, UK) e baseadas em Clarke (1993).

Para verificar o impacto dos peixes, espécies e grupos funcionais, em relação aos locais de amostragem e profundidades, utilizou-se a Análise de Correspondência (CA). Para tanto, os dados de impacto foram utilizados como matriz base sendo local e profundidade os fatores de agrupamento. As relações entre o impacto dos peixes em função da cobertura bentônica foram avaliadas através de uma análise de correspondência canônica (CCA). Para tal análise, os dados de impacto de cada filmagem foram transformados por logaritmo de base 10 e a média da cobertura bentônica correspondente a esta filmagem (amostra) foi utilizada na matriz ambiental. As variáveis utilizadas na análise de correspondência canônica foram selecionadas através de uma prévia análise de componentes principais (PCA) baseada nos dados de cobertura bentônica e profundidade, de forma que as variáveis escolhidas explicaram cerca de 85% da variação nas amostras. Tais análises foram realizadas com o programa MVSP versão 3.13r (Kovach Computing Service 2009).

Foram removidas das análises multivariadas duas amostras da Ilha do Xavier (uma de cada estrato de profundidade) e uma amostra do estrato raso da Baía da Tartaruga em virtude da ausência de dados da comunidade bentônica.

RESULTADOS

Cobertura Bentônica

Foram identificados 37 diferentes componentes da comunidade bentônica, agrupados em 15 categorias e grupos morfofuncionais mais amplos (Tabela 1, Fig. 3). A identificação, sempre que possível, foi realizada ao nível de espécie ou gênero. A ocorrência dos grupos mostrou-se variável entre sítios e, principalmente, entre profundidades. O porífero *Mycale (Carmia) microsigmatosa*, o hidrozoário *Eudendrium carneum*, o antozoário *Palythoa caribaeorum* e as macroalgas *Lobophora variegata*, *Peyssonelya capensis*, *Laurencia* spp. e *Rhodymenia* spp., por exemplo, foram restritos à Ilha do Xavier. Enquanto equinodermos e crustáceos somente foram encontrados nos estratos fundos dos locais amostrados. Este estrato, de forma geral, apresentou maior diversidade de grupos bentônicos do que o estrato raso (embora isso não tenha sido verificado na Baía das Tartarugas), sendo que a Ilha do Xavier apresentou maior diversidade bentônica do que os sítios localizados na Ilha do Arvoredo.

Tabela 1. Proporção de cobertura bentônica nos sítios e profundidades investigados nas Ilhas do Xavier e Arvoredo. Números entre parênteses representam o Erro Padrão da média (%).

PRICIPAIS GRUPOS	ILHA DO ARVOREDO				ILHA DO XAVIER	
	Saco do Vidal		Baía da Tartaruga		Costão Oeste	
	RASO (4-6m)	FUNDO (8-12m)	RASO (4-6m)	FUNDO (8-12m)	RASO (4-6m)	FUNDO (8-12m)
PORIFERA	-	-	1.13%	-	1.92%	0.76%
	-	-	(±0.74)	-	(±1.71)	(±0.36)
<i>Dragmacidon reticulatum</i>	-	-	1.13%	-	0.32%	0.53%
	-	-	(±0.74)	-	(±0.23)	(±0.29)
<i>Mycale (Carmia) microsigmata</i>	-	-	-	-	-	0.23%
	-	-	-	-	-	(±0.17)
Porifera não identificado	-	-	-	-	1.60%	-
	-	-	-	-	(±1.50)	-
HYDROZOA	0.18%	0.37%	-	0.58%	0.63%	-
	(±0.18)	(±0.24)	-	(±0.35)	(±0.52)	-
<i>Eudendrium carneum</i>	-	-	-	-	0.05%	-
	-	-	-	-	(±0.05)	-
<i>Macrorhynchia philippina</i>	0.18%	0.25%	-	0.37%	0.58%	-
	(±0.18)	(±0.14)	-	(±0.27)	(±0.52)	-
Hydrozoa não identificado	-	0.13%	-	0.21%	-	-
	-	(±0.13)	-	(±0.13)	-	-
ANTHOZOA	-	0.57%	1.47%	3.03%	0.05%	-
	-	(±0.57)	(±1.35)	(±1.87)	(±0.05)	-
<i>Palythoa caribaeorum</i>	-	-	1.37%	-	-	-
	-	-	(±1.37)	-	-	-
<i>Protopalythoa variabilis</i>	-	0.57%	0.10%	2.92%	0.05%	-
	-	(±0.57)	(±0.10)	(±1.88)	(±0.05)	-
Anthozoa não identificado	-	-	-	0.11%	-	-
	-	-	-	(±0.11)	-	-
CRUSTACEA	-	0.12%	-	0.57%	-	0.10%
	-	(±0.12)	-	(±0.22)	-	(±0.06)
ASCIDIACEA	0.83%	0.13%	0.12%	0.09%	0.05%	0.21%
	(±0.61)	(±0.13)	(±0.12)	(±0.09)	(±0.05)	(±0.09)
<i>Didemnum spp</i>	0.67%	0.13%	-	-	-	0.05%
	(±0.67)	(±0.13)	-	-	-	(±0.05)
Ascidiacea não identificada	0.16%	-	0.12%	0.09%	0.05%	0.17%
	(±0.16)	-	(±0.12)	(±0.09)	(±0.05)	(±0.09)
ECHINODERMATA	-	-	0.55%	-	0.05%	-
	-	-	(±0.17)	-	(±0.05)	-

PRICIPAIS GRUPOS	ILHA DO ARVOREDO				ILHA DO XAVIER	
	Saco do Vidal		Baía da Tartaruga		Costão Oeste	
	RASO (4-6m)	FUNDO (8-12m)	RASO (4-6m)	FUNDO (8-12m)	RASO (4-6m)	FUNDO (8-12m)
MACROALGAS CORIÁCEAS (MCO)	2.96% (±1.54)	0.11% (±0.11)	1.26% (±0.93)	0.66% (±0.23)	7.32% (±3.31)	3.78% (±1.01)
<i>Lobophora variegata</i>	-	-	-	-	-	0.66% (±0.27)
<i>Padina gymnospora</i>	2.96% (±1.54)	0.11% (±0.11)	1.13% (±0.81)	0.66% (±0.23)	1.75% (±0.87)	0.56% (±0.40)
<i>Peyssonelya capensis</i>	-	-	-	-	-	0.68% (±0.55)
<i>Sargassum</i> spp	-	-	0.12% (±0.12)	-	5.57% (±3.24)	1.62% (±0.60)
MCO não identificada	-	-	-	-	-	0.25% (±0.19)
MACROALGAS CORTICADAS (MCT)	-	-	0.46% (±0.28)	0.30% (±0.30)	0.37% (±0.31)	3.54% (±1.86)
<i>Laurencia</i> spp	-	-	-	-	-	0.16% (±0.11)
<i>Rhodymenia</i> spp	-	-	-	-	-	0.05% (±0.05)
MCT não identificada	-	-	0.46% (±0.28)	0.30% (±0.30)	0.37% (±0.31)	3.32% (±1.89)
MACROALGAS FOLIÁCEAS (MFL)	5.61% (±3.27)	11.82% (±3.27)	4.66% (±0.78)	10.16% (±1.35)	8.86% (±1.99)	11.34% (±3.69)
<i>Dictyopteris</i> spp	-	0.11% (±0.11)	-	0.18% (±0.18)	0.52% (±0.20)	0.05% (±0.05)
<i>Dictyota</i> spp	4.47% (±2.85)	7.71% (±3.29)	2.85% (±1.13)	8.70% (±1.15)	7.52% (±1.50)	10.51% (±3.11)
MF não identificada	1.14% (±0.58)	3.99% (±2.92)	1.80% (±0.87)	1.27% (±0.31)	0.84% (±0.53)	0.79% (±0.68)
MACROALGA FILAMENTOSA (MFI)	6.82% (±3.32)	0.82% (±0.40)	9.97% (±4.53)	0.98% (±0.43)	5.90% (±2.34)	1.12% (±0.87)
MACROALGAS CALCÁREAS ARTICULADAS (MCA)	-	5.69% (±3.30)	9.07% (±3.41)	4.53% (±0.98)	1.01% (±0.40)	5.83% (±2.63)
<i>Amphiroa</i> spp	-	5.45% (±3.15)	8.36% (±3.57)	4.53% (±0.98)	0.11% (±0.11)	5.34% (±2.52)
<i>Jania</i> spp	-	-	0.21% (±0.21)	-	0.37% (±0.37)	0.05% (±0.05)
MCA não identificada	-	0.25% (±0.25)	0.51% (±0.39)	-	0.54% (±0.18)	0.43% (±0.20)

PRICIPAIS GRUPOS	ILHA DO ARVOREDO				ILHA DO XAVIER	
	Saco do Vidal		Baía da Tartaruga		Costão Oeste	
	RASO (4-6m)	FUNDO (8-12m)	RASO (4-6m)	FUNDO (8-12m)	RASO (4-6m)	FUNDO (8-12m)
MACROALGAS CROSTOSAS (MCR)	27.48% (±11.37)	14.13% (±8.35)	16.63% (±4.78)	14.90% (±2.27)	29.32% (±6.01)	15.99% (±1.61)
<i>Codium</i> spp	22.20% (±7.31)	1.33% (±0.79)	1.39% (±0.77)	2.25% (±1.00)	27.63% (±5.63)	4.16% (±1.47)
<i>Colpomenia sinuosa</i>	- -	- -	0.35% (±0.24)	- -	0.69% (±0.69)	0.05% (±0.05)
Calcárias não ramificadas	4.80% (±4.05)	12.02% (±7.13)	14.37% (±4.81)	12.46% (±1.96)	0.84% (±0.40)	11.73% (±2.15)
MCR não identificada	0.48% (±0.26)	0.77% (±0.49)	0.52% (±0.33)	0.19% (±0.12)	0.08% (±0.08)	0.05% (±0.05)
TURF - Matriz de alga epilítica	52.76% (±3.12)	54.11% (±3.51)	49.18% (±8.41)	45.60% (±5.87)	26.47% (±3.46)	23.69% (±2.16)
Turf dominado por alga calcárea	1.23% (±0.80)	1.67% (±0.82)	6.70% (±1.57)	8.16% (±1.71)	5.07% (±1.81)	7.12% (±1.82)
Turf dominado por alga filamentosa	22.84% (±12.37)	2.73% (±1.43)	12.25% (±3.74)	9.62% (±1.75)	13.00% (±3.42)	16.52% (±2.96)
Turf misto (filamentoso e calcárea)	28.68% (±8.86)	49.72% (±2.80)	30.24% (±4.90)	27.82% (±3.50)	8.45% (±3.20)	0.05% (±0.05)
Areia e Cascalho	3.19% (±2.26)	11.78% (±6.63)	5.28% (±2.46)	18.42% (±5.90)	15.36% (±4.93)	20.88% (±3.63)
NÃO IDENTIFICADO	0.17% (±0.17)	0.35% (±0.12)	0.23% (±0.23)	0.20% (±0.12)	2.70% (±1.74)	12.75% (±3.45)

Houve grande importância da Matriz de Alga Epilítica na Ilha do Xavier, entretanto, em nenhuma das profundidades esta representou mais de 27% da cobertura (Fig. 3). As Macroalgas Crostosas apresentaram também grande abundância, sendo responsáveis por cerca de 30% da cobertura no raso e 16% da cobertura no fundo. No entanto, os grupos que mais contribuíram foram diferentes entre as profundidades, com algas incrustantes do gênero *Codium* spp. representando mais de 27% no raso e algas calcárias não ramificadas representando cerca de 12% no fundo. Macroalgas Coriáceas e Filamentosas foram mais abundantes no raso do que no fundo, ao passo que as Macroalgas Calcárias Articuladas e as Corticadas foram mais abundantes no estrato fundo. Nota-se nos dois estratos uma alta proporção de cobertura de Areia, sendo um pouco mais expressiva no estrato fundo onde se observa uma maior proximidade com a interface entre rocha e areia.

Na Baía da Tartaruga, Ilha do Arvoredo, a principal categoria foi a de Matriz de Alga Epilítica, com mais de 45% de cobertura e diferindo pouco entre as profundidades. Em seguida as Macroalgas Crostosas apresentaram muito pouca diferença entre os estratos, sendo responsáveis por cerca de 15% de cobertura em cada estrato. As Macroalgas Filamentosas e as Calcárias Articuladas tenderam a ser mais abundantes no estrato raso do que no fundo (10% contra 1% e

9% contra 5%, respectivamente), ao passo que as Macroalgas Foliáceas e o substrato arenoso foram aparentemente mais abundantes no fundo do que no raso (5% contra 10% e 5% contra 19%, respectivamente). Os zoobentos foram pouco abundantes de forma geral, compreendendo cerca de 5% da cobertura em ambas as profundidades.

A cobertura bentônica no Saco do Vidal foi semelhante à da Baía das Tartarugas (Fig. 3). O principal grupo bentônico encontrado foi o da Matriz de Alga Epilítica (*TURF*), com mais de 50% de cobertura em ambas as profundidades, não diferindo em grande escala entre si. Observou-se uma tendência a maior proporção de cobertura no estrato raso de Macroalgas Crostosas (27% contra 14% no fundo), Macroalgas Filamentosas (7% contra 1%) e Macroalgas Coriáceas (3% contra 0,1%). Alguns grupos foram mais abundantes no estrato fundo do que no raso, como, por exemplo, as Macroalgas Foliáceas (6% contra 12%) e o substrato arenoso (3% contra 12%). As Macroalgas Calcárias Articuladas foram restritas ao estrato fundo. Semelhante ao observado na Baía das Tartarugas os zoobentos foram pouco representativos, perfazendo apenas 2% da cobertura em ambos os estratos de profundidade.

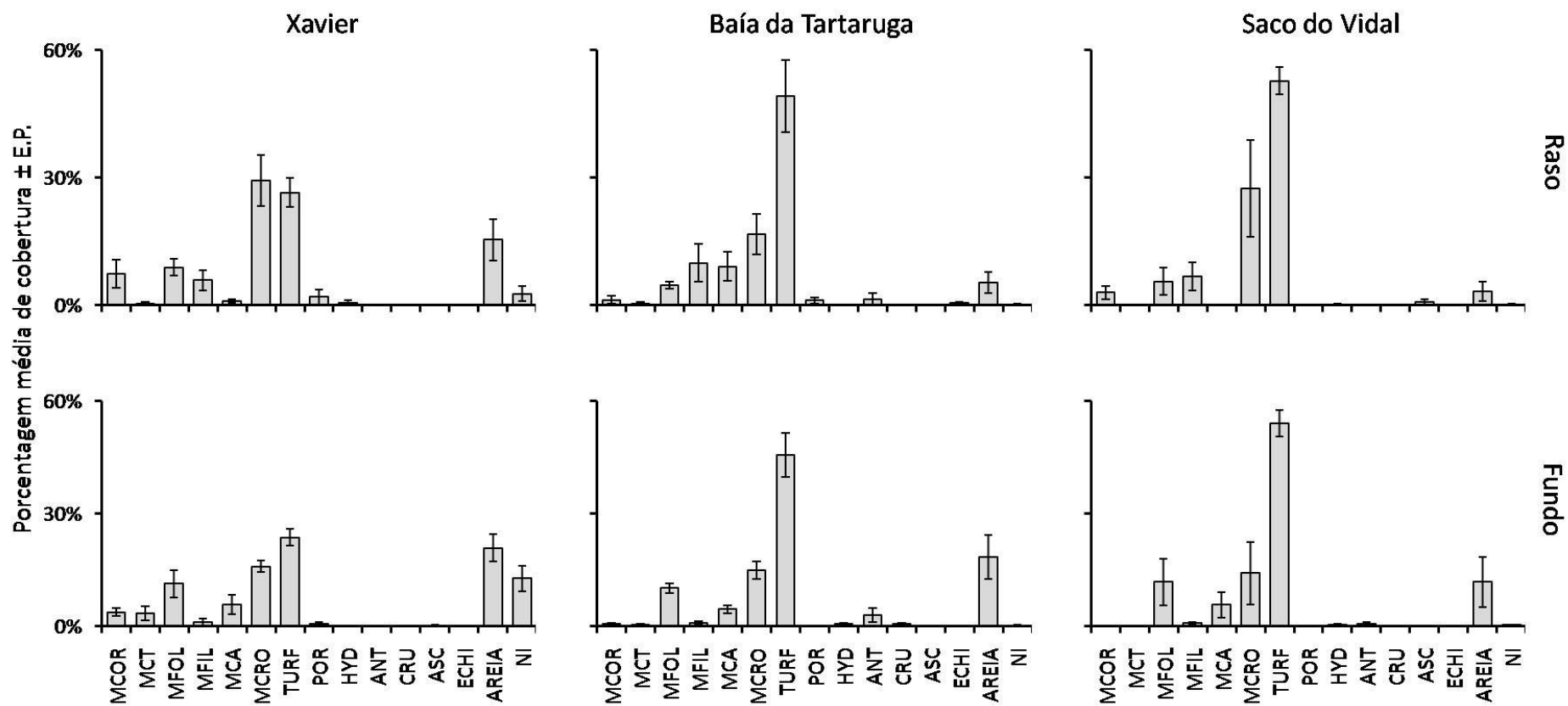


Figura 3. Porcentagem média de cobertura bentônica das grandes categorias identificadas em duas profundidades na Ilha do Xavier e na Ilha do Arvoredo (Baía da Tartaruga e Saco do Vidal), SC. Barras pretas representam erro padrão da média. MCOR = Macroalgas Coriáceas; MCT = Macroalgas Corticadas; MFOL = Macroalgas Foliáceas; MFIL = Macroalgas Filamentosas; MCA = Macroalgas Calcáreas Articuladas; MCRO = Macroalgas Crostosas; *TURF* = Matriz de alga epilítica; POR = Porifera; HYD = Hhydrozoa; ANT = Anthozoa; CRU = Crustacea; ASC = Ascidiacea; ECHI = Echinodermata; AREIA = Areia e cascalho; NI = Não Identificado.

Em relação à cobertura bentônica das amostras dos três sítios e dois estratos de profundidade amostrados observa-se a formação de quatro grupos (Fig. 4, Stress = 0.15) com duas amostras isoladas dos grupos restantes. O teste de SIMPROF ($p=0.05$; elipses verdes Fig. 4) mostrou a significância desses agrupamentos. As amostras da Ilha do Xavier se localizaram a esquerda do gráfico, com separação entre raso e fundo, ao passo que as amostras dos dois sítios da Ilha do Arvoredo se agruparam na porção inferior direita da figura independentemente da profundidade, ainda que se observe uma tendência em haver tal separação. Além disso, observa-se que as amostras do Saco do Vidal e Baía da Tartaruga, embora representem locais diferentes da Ilha do Arvoredo, apresentaram maior similaridade ficando agrupadas nas análises. Dessa forma, a fim de facilitar a compreensão dos resultados relativos à interação dos peixes e a comunidade bentônica, optou-se por tratar os locais Baía da Tartaruga e Saco do Vidal como um único ponto de amostragem (Ilha do Arvoredo, ver seção “Interação entre peixes e a comunidade bentônica”).

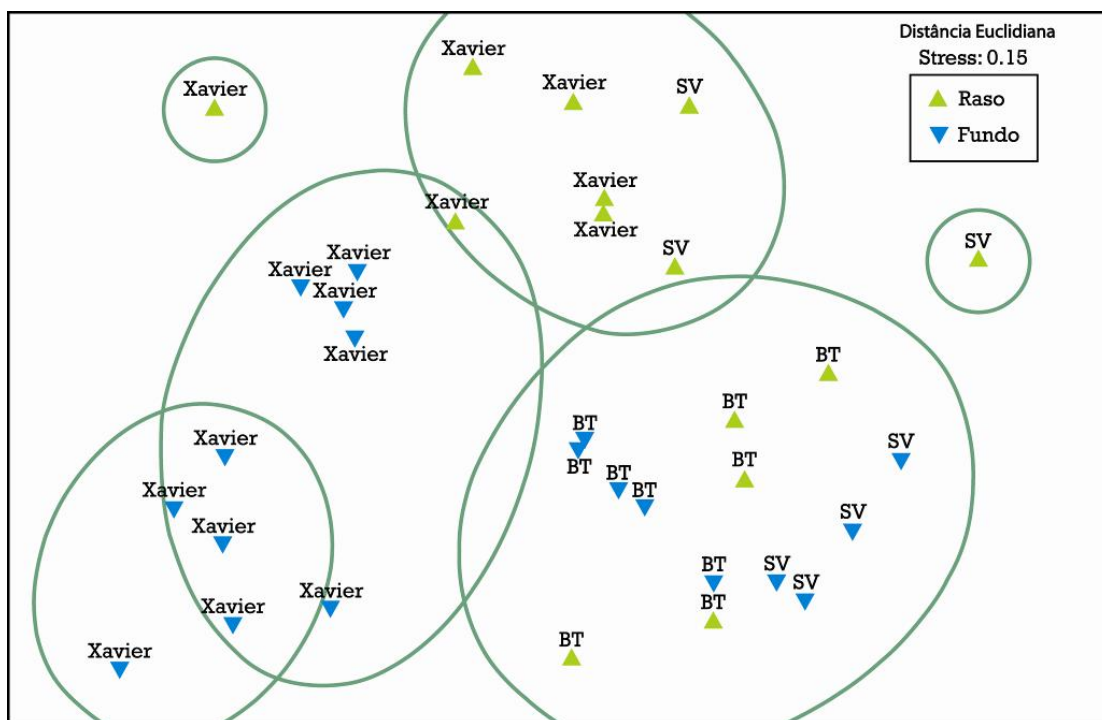


Figura 4. Escalonamento Multi-Dimensional (MDS) da distância euclidiana entre as amostras de cobertura bentônica dos três sítios amostrados com sobreposição da análise de cluster (elipses verdes resultantes do teste de SIMPROF indicando 45% de semelhança, $p=0.05$). Triângulos verdes representam amostras do raso e em azul amostras do fundo. Xavier= Ilha de Xavier; SV= Saco do Vidal – Ilha do Arvoredo; BT= Baía da Tartaruga – Ilha do Arvoredo.

Estrutura da Comunidade de Peixes

Através dos censos visuais foram detectadas 51 espécies no total, 41 em cada estrato de profundidade. A biomassa média do estrato raso foi de $4297.42 \text{ g} \cdot 40\text{m}^{-2}$ ($EP \pm 1959.57$) e do estrato fundo foi de $2297.25 \text{ g} \cdot 40\text{m}^{-2}$ ($EP \pm 305.69$). A fim de descrever, em biomassa, a estrutura da comunidade (Fig.5), optou-se por trabalhar com as espécies mais abundantes que compreenderam entre 85% e 95% da biomassa total de peixes em cada estrato de profundidade dos locais estudados.

De maneira geral as comunidades de peixes são bastante semelhantes entre os locais amostrados, sendo que algumas espécies como *Abudefduf saxatilis*, *Diplodus argenteus*, *Haemulon aurolineatum* e *Anisotremus virginicus* foram abundantes em todos os sítios e em ambas as profundidades. *Stephanolepis hispidus*, entretanto, ocorreu apenas no estrato fundo. A maior parte das espécies mais abundantes em biomassa interagiu com a comunidade bentônica. No entanto é importante pontuar que espécies como *Centropomus undecimalis* e os Epinephelidae (*Mycteroperca marginata*, *Mycteroperca acutirostris* e *Mycteroperca bonaci*), por apresentarem estratégias de forrageio não associadas à comunidade bentônica apresentam probabilidade menor de interação com o bentos.

Na Ilha do Xavier, as cinco espécies mais abundantes foram registradas interagindo com a comunidade bentônica. No estrato fundo desta Ilha observou-se a menor biomassa de peixes dos locais amostrados, representada principalmente por *H. aurolineatum*.

Em relação à Baía da Tartaruga, observa-se no estrato raso o registro de alta biomassa de peixes de passagem que apresentam comportamento de agregação em cardume (*C. undecimalis* e *Caranx crysos*). Já o que chamou atenção no Saco do Vidal foi a abundância de herbívoros no estrato raso e a representatividade de predadores de topo, como *M. acutirostris* e *M. bonaci*, também entre as espécies mais abundantes em biomassa.

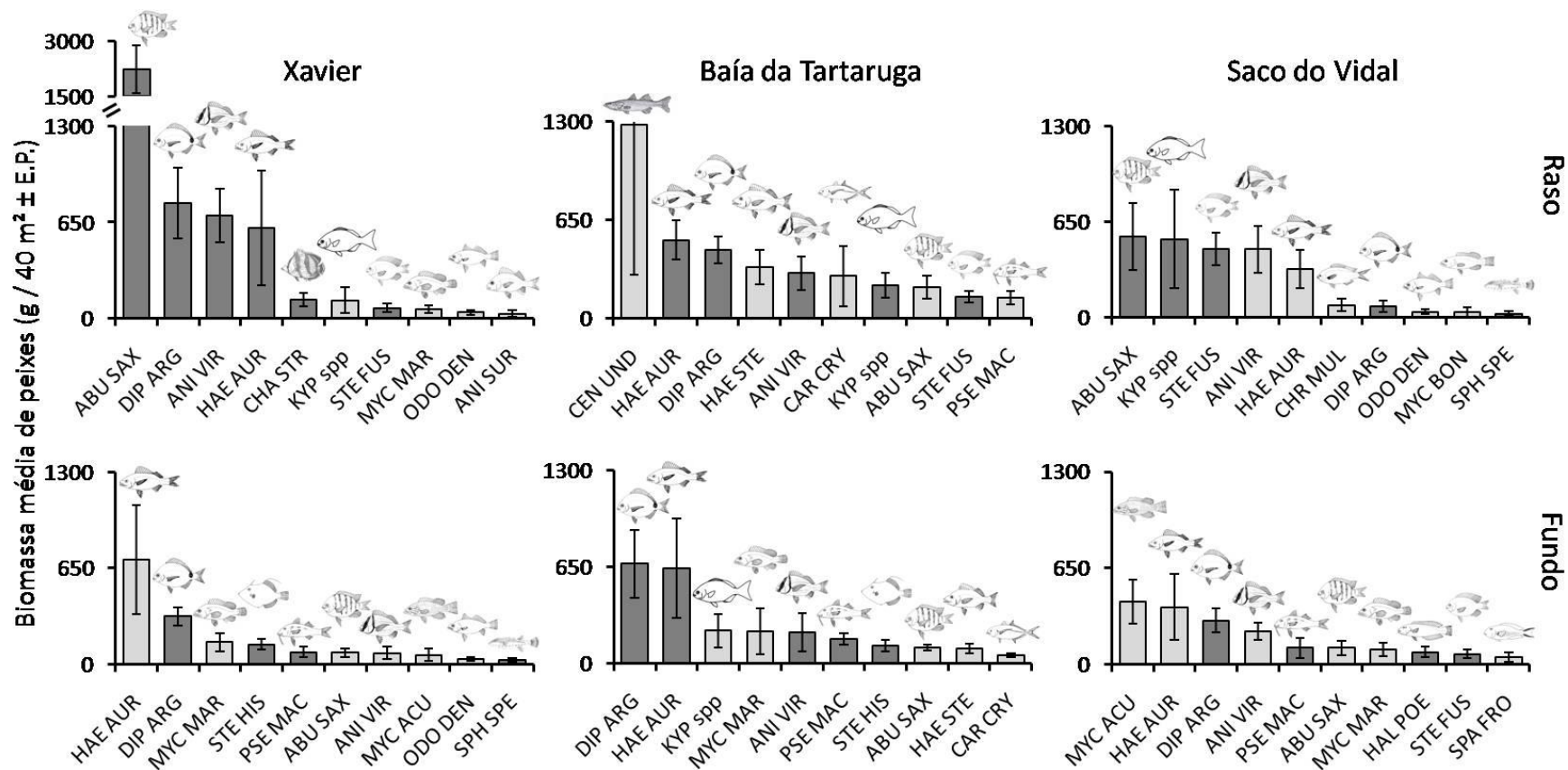


Figura 5. Biomassa das espécies de peixes das ilhas de Santa Catarina. Barras escuras indicam espécies registradas interagindo com a comunidade bentônica e barras claras as que não foram registradas interagindo. N total = 108 censos, sendo 48 na Ilha do Xavier (raso n=21, fundo n=27), 39 na Baía da Tartaruga (raso n=27, fundo n=12) e 19 no Saco do Vidal (raso n=7, fundo n=12). ABU SAX = *Abudefduf saxatilis*; ANI SUR = *Anisotremus surinamensis*; ANI VIR = *Anisotremus virginicus*; CAR CRY = *Caranx crysus*; CEN UND = *Centropomus undecimalis*; CHA STR = *Chaetodon striatus*; CHR MUL = *Chromis multilineata*; DIP ARG = *Diplodus argenteus*; HAE AUR = *Haemulon aurolineatum*; HAE STE = *Haemulon steindachneri*; HAL POE = *Halichoeres poeyi*; KYP spp = *Kyphosus* spp.; MYC ACU = *Mycteroperca acutirostris*; MYC BON = *Mycteroperca bonaci*; MYC MAR = *Mycteroperca marginata*; ODO DEN = *Odontoscion dentex*; PSE MAC = *Pseudupeneus maculatus*; SPA FRO = *Sparisonma frondosum*; SPH SPE = *Sphoeroides spengleri*; STE FUS = *Stegastes fuscus*; STE HIS = *Stephanolepis hispidus*.

Interação entre peixes e a comunidade bentônica

Baseando-se na semelhança encontrada com relação à comunidade bentônica (evidenciada na Fig. 4) foram reunidos para as análises do impacto dos peixes no substrato os dois sítios da Ilha do Arvoredo, sendo as diferenças tratadas entre esta e a Ilha do Xavier (Fig. 6). Quando consideradas ambas as ilhas, não houve diferenças significativas entre o impacto total dos peixes entre as profundidades (Teste U de Mann-Whitney, $U = 128.5$; $p = 0.687$).

Na Ilha do Xavier foram registradas 15 espécies interagindo com o bentos, porém apenas 11 realizaram um impacto considerado significativo (baseando-se nos valores observados, considerado maior do que 0.02 (investidas x kg) / ($2\text{m}^2 \times 10\text{min}$); Fig 6). Neste local, duas espécies interagiram com a comunidade bentônica em ambos os estratos de profundidade, ao passo que 5 se restringiram ao raso e 4 ao fundo. Não houve diferenças significativas entre o impacto das espécies no estrato raso (Kruskal-Wallis ANOVA, $p = 0.712$) nem no estrato fundo (Kruskal-Wallis ANOVA, $p = 1.00$).

Com relação à intensidade do impacto entre as profundidades, houve uma tendência deste ser maior no estrato raso (7.93 ± 3.63 (investidas x kg) / ($2\text{m}^2 \times 10\text{min}$)) que no estrato fundo (2.20 ± 0.91 (investidas x kg) / ($2\text{m}^2 \times 10\text{min}$)), embora essas diferenças não sejam estatisticamente significativas (Teste U de Mann-Whitney, $U = 20.00$, $p = 0.191$).

As principais espécies responsáveis pelo impacto no estrato raso da Ilha do Xavier foram os onívoros *Abudefduf saxatilis* e *Diplodus argenteus*, com participação menor dos predadores de invertebrados móveis, seguidos dos herbívoros territoriais e dos predadores de invertebrados sésseis. O impacto de *D. argenteus* foi significativamente maior no raso que no fundo (Teste U de Mann-Whitney, $U = 8.5$; $p = 0.013$). No fundo o maior número de investidas foi registrado para os predadores de invertebrados móveis *Pseudupeneus maculatus* e *Stephanolepis hispidus*, com discreta participação dos herbívoros raspadores e comedores de *turf*, onívoros e predadores de invertebrados sésseis.

Na Ilha do Arvoredo foram registradas 14 espécies interagindo com a comunidade bentônica, sendo que, assim como na Ilha do Xavier, apenas 11 apresentaram impacto significativo (Fig. 6). Dentre essas espécies, cinco interagiram com o substrato em ambos os estratos de profundidade, ao passo que uma foi restrita ao raso e outras cinco se restringiram a interagir com o bentos no fundo. Assim como na Ilha do Xavier, não houve diferenças significativas entre o impacto das espécies nos estratos raso e fundo (Kruskal-Wallis ANOVA, $p = 1.00$).

Por outro lado, de forma contrária à Ilha do Xavier, observa-se uma tendência a maior impacto no estrato fundo (13.34 ± 9.43 (investidas x kg) / ($2\text{m}^2 \times 10\text{min}$)) do que no raso (4.44 ± 2.72 (investidas x kg) / ($2\text{m}^2 \times 10\text{min}$)), embora também não tenham sido detectadas diferenças significativas (Teste U de Mann-Whitney, $U = 26.0$, $p = 0.336$).

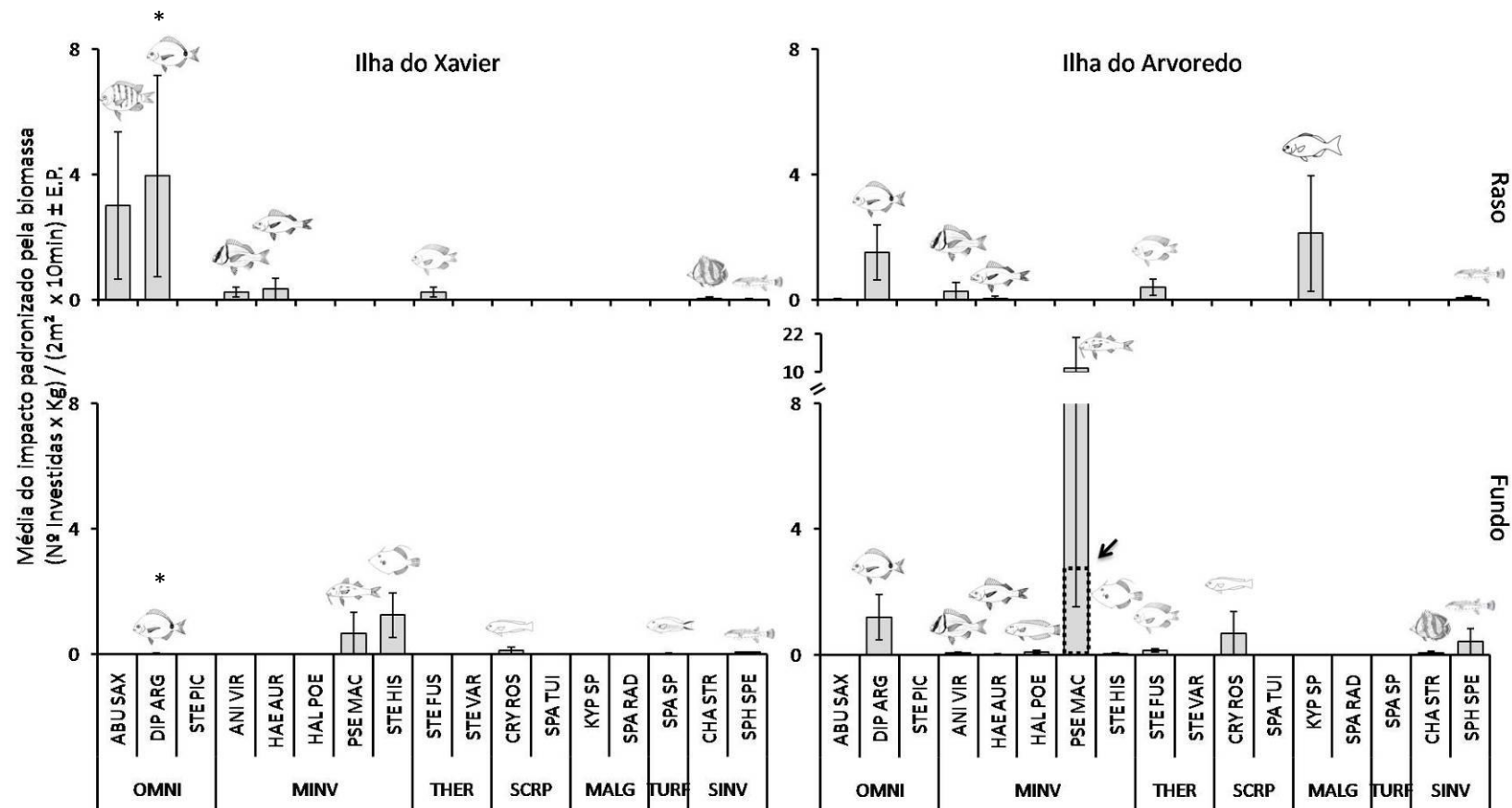


Figura 6. Impacto das espécies de peixe sobre a comunidade bentônica nas Ilhas do Xavier e Arvoredo, SC. Barras verticais representam erro padrão da média. (*) Indica diferença significativa entre o impacto de *Diplodus argenteus* no estrato raso em comparação ao estrato fundo (Teste U de Mann-Whitney, $U = 8.5$; $p = 0.013$). Retângulo pontilhado e seta preta indicam a média de impacto para *Pseudupeneus maculatus* removendo-se uma das amostras que registra o comportamento de um cardume (ver descrição ao longo do texto na seção “Interações entre peixes e a comunidade bentônica” dos Resultados). ABUSAX = *Abudefduf saxatilis*; DIP ARG = *Diplodus argenteus*; STE PIC = *Stegastes pictus*; ANI VIR = *Anisotremus virginicus*; HAE AUR = *Haemulon aurolineatum*; HAL POE = *Halichoeres poeyi*; PSE MAC = *Pseudupeneus maculatus*; STE HIS = *Stephanolepis hispidus*; STE FUS = *Stegastes fuscus*; STE VAR = *Stegastes variabilis*; CRY ROS = *Cryptotomus roseus*; SPA TUI = *Sparisoma tuiupiranga*; KYP spp. = *Kyphosus* spp.; SPA RAD = *Sparisoma radians*; SPA sp. = *Sparisoma* sp.; CHA STR = *Chaetodon striatus*; SPH SPE = *Sphoeroides spengleri*; OMNI = Onívoros; MINV = Predadores de Invertebrados Móveis; THER = Herbívoros territoriais; SCR P = Raspadores; MALG = Comedores de macroalgas; TURF = Comedores de turf; SIN V = Predadores de Invertebrados Sésseis.

Ainda em relação à Ilha do Arvoredo, as espécies que mais impactaram no raso foram *Kyphosus* spp. e *Diplodus argenteus* (MALG e OMNI, respectivamente), observando-se menor participação dos herbívoros territoriais, predadores de invertebrados móveis e sésseis. No fundo o maior número de investidas foi realizado por *Pseudupeneus maculatus* (MINV), embora também tenham sido importantes *D. Argenteus* (OMNI) e *Cryptotomus roseus* (SCRP), seguidos dos predadores de invertebrados sésseis e outras quatro espécies de predadores de invertebrados móveis.

Observa-se um alto erro padrão associado com a média de investidas de *P. maculatus* na Ilha do Arvoredo, o que se deve a um evento registrado em um dos vídeos, em que um cardume de cerca de 30 indivíduos dessa espécie realizou um grande número de investidas. Com vistas a eliminar um possível viés na interpretação da intensidade desse impacto, a Figura 6 apresenta uma barra tracejada sobreposta ao impacto dessa espécie indicando a média do impacto quando removida a referida amostra. Ainda assim é possível notar que *P. maculatus* continua sendo a principal espécie a impactar os sítios na Ilha do Arvoredo no estrato fundo, demonstrando uma redução do impacto de *S. hispidus* em comparação ao observado no mesmo estrato de profundidade na Ilha do Xavier.

Em ambos os locais amostrados nota-se que, embora não haja diferenças significativas no impacto total dos peixes entre os estratos de profundidade, há uma clara mudança na composição das espécies que interagem com a comunidade bentônica nessas profundidades. Dessa forma, é possível notar uma melhor distribuição do impacto entre as espécies, sobretudo no estrato fundo, da Ilha do Arvoredo quando comparado à ilha do Xavier.

Contribuição Funcional Potencial

Na Ilha do Xavier, 10 espécies compuseram a CFP, sendo sete espécies no raso e seis no fundo (Fig. 7). Notou-se uma nítida alteração na composição de espécies que contribuiu funcionalmente para a interação entre peixes e comunidade bentônica nos dois estratos de profundidade. *Abudefduf saxatilis* apresenta a maior proporção de contribuição, especialmente em virtude de sua abundância (Fig. 5). O mesmo aconteceu em relação à *D. argenteus* no estrato fundo que apesar de não apresentar um alto impacto (Fig. 6), por ser muito abundante tem sua proporção de contribuição aumentada. Notou-se ainda que no estrato raso 80% da contribuição funcional é dada pelos onívoros seguidos de 15 % pelos predadores de invertebrados móveis. No estrato fundo, essa proporção se equilibrou em torno dos 45% para ambos os grupos. Dessa forma apenas 3 espécies (*D. argenteus*, *P. maculatus* e *S. hispidus*) responderam por mais de 90% da contribuição funcional. *Haemulon auolineatum* mesmo sendo abundante nesse estrato de profundidade não apresentou contribuição funcional nas interações com a comunidade bentônica.

Na Ilha do Arvoredo 12 espécies compõem o CFP, sendo sete no raso e dez no fundo. No raso, novamente percebeu-se a importância dos onívoros e dos predadores de invertebrados móveis, sendo estes dois grupos, em conjunto, responsáveis por 88% do CFP. Entretanto, dentro desses grupos, as espécies mais importantes no estrato raso foram *D. argenteus* (onívoro com 39%), *A. virginicus* e *H. auolineatum* (predadores de invertebrados móveis com 29 e 18%, respectivamente). Mais uma vez observa-se a potencialização da contribuição funcional das espécies em virtude da utilização da estimativa de abundância para a extrapolação. No estrato raso, por exemplo, *A. saxatilis* teve impacto abaixo do considerado significativo (Fig 6; ver seção

anterior), no entanto apresenta uma contribuição funcional de 2%. Outro ponto importante em relação à contribuição funcional dessa espécie na Ilha do Xavier é que sua contribuição foi cerca de 30 vezes maior do que a observada no mesmo estrato da Ilha do Arvoredo. Ainda em relação ao estrato raso, observa-se maior contribuição do herbívoro *Kyphosus* spp. (comedor de macroalgas com 8%).

No estrato fundo da Ilha do Arvoredo observa-se grande importância dos predadores de invertebrados móveis, perfazendo cerca de 50% do papel funcional dos peixes em relação às suas interações com a comunidade bentônica. Fica claro também que há uma melhor distribuição do impacto entre espécies, de forma que um total de 10 espécies contribuiu para as interações nesse estrato de profundidade. A contribuição de *D. argenteus* e *H. aurolineatum* não variou entre os dois estratos. Em comparação ao estrato fundo da Ilha do Xavier, pode-se observar uma troca na contribuição funcional de *S. hispidus*, mais importante na Ilha do Xavier (31%) que na Ilha do Arvoredo (5%), por *P. maculatus* contribuindo com 16 e 20% respectivamente nas Ilhas. Neste estrato observou-se a maior contribuição funcional de predadores de invertebrados sésseis (total de 7%) e de herbívoros raspadores (4%) observada neste estudo.

O impacto dos peixes em relação aos locais, profundidades e a cobertura bentônica

Quanto ao impacto dos peixes sobre a comunidade bentônica dos locais amostrados, observa-se uma relação entre os grupos funcionais de herbívoros (MALG e THER) e o estrato raso da Ilha do Arvoredo, enquanto os onívoros associaram-se ao estrato raso da Ilha do Xavier (Fig. 8), de forma que houve uma separação entre esses pontos. De maneira contrária, os pontos de estrato fundo de ambas as Ilhas encontram-se bastante próximos na análise de correspondência, associados aos grupos funcionais *TURF*, *SCRP*, *MINV* e *SINV*. Nesse sentido, os dois eixos da análise de correspondência explicam 99% da variação do impacto dos grupos funcionais entre os locais e profundidades.

Ao avaliar a relação entre o impacto das espécies de peixes em relação aos locais e estratos de profundidade amostrados, observa-se que os estratos rasos estão representados de maneira agrupada, compartilhando o mesmo conjunto de espécies (Fig. 9). Os dois eixos apresentados nesta análise de correspondência explicam cerca de 70% da variação do impacto das espécies entre os locais e profundidades. É importante pontuar que nesse conjunto de espécies estão dois grupos funcionais de herbívoros (THER e MALG), duas espécies de predadores de invertebrados móveis e duas espécies de herbívoros. O impacto de *Kyphosus* spp. apresenta-se fortemente associado ao estrato raso da Ilha do Arvoredo já que não foi registrado impactando a comunidade bentônica na Ilha do Xavier.

Por outro lado, os pontos do estrato fundo encontram-se bastante distintos e associados a uma composição de espécies típica de cada ponto amostrada. Na Figura 6 é possível perceber claramente um maior impacto de *S. hispidus* no estrato fundo da Ilha do Xavier do que na Ilha do Arvoredo. Esse padrão se reflete através da associação direta dessa espécie a este ponto amostral. O estrato fundo da Ilha do Arvoredo, por sua vez, associa-se com um conjunto maior de espécies de três grupos funcionais distintos (*MINV*, *SINV* e *SCRP*), refletindo a melhor distribuição do impacto observado neste estrato conforme observado anteriormente.

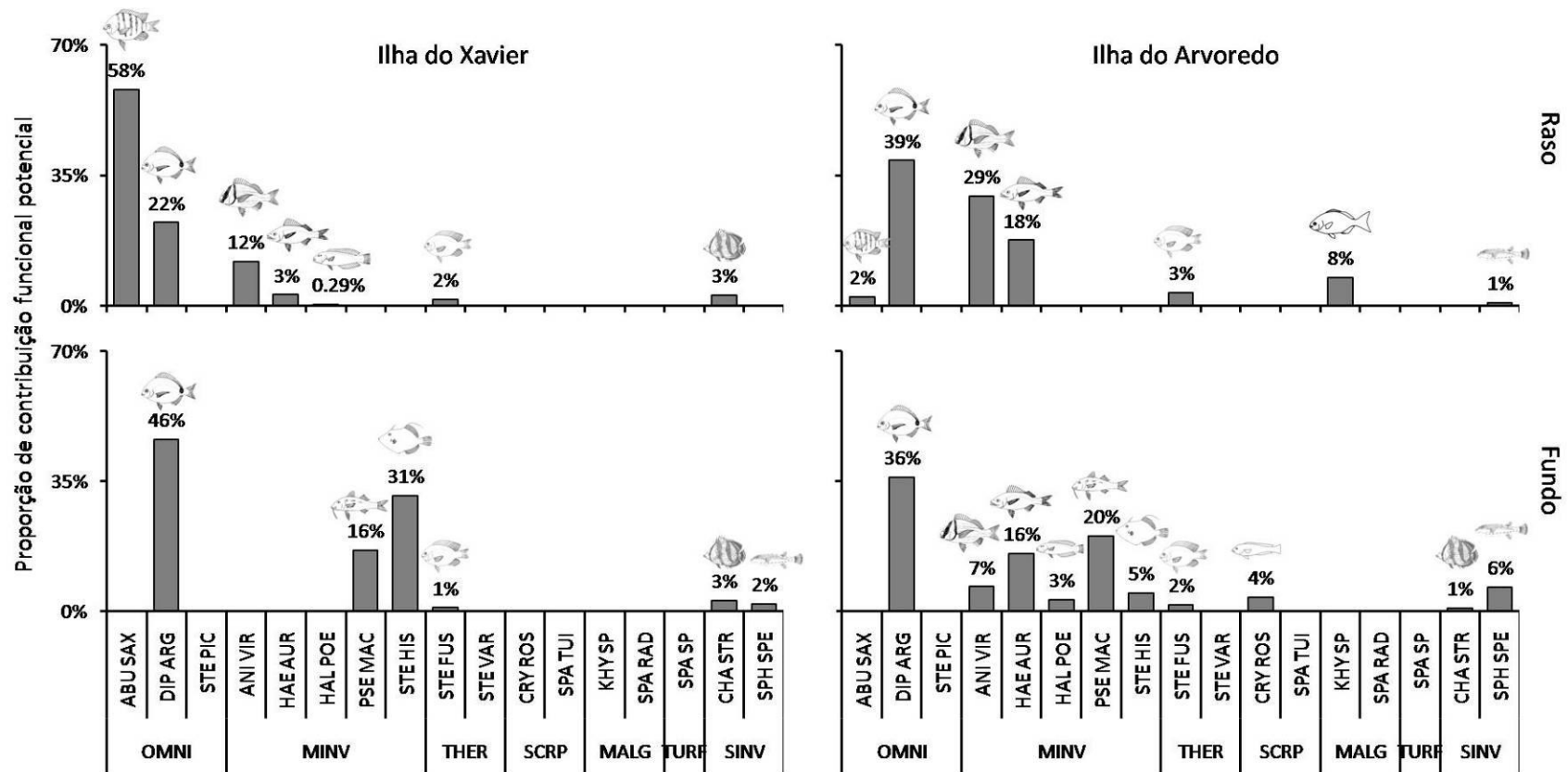


Figura 7. Contribuição funcional potencial das espécies observadas investindo contra o substrato na Ilha do Arvoredo, SC. ABU SAX = *Abudefduf saxatilis*; DIP ARG = *Diplodus argenteus*; STE PIC = *Stegastes pictus*; ANI VIR = *Anisotremus virginicus*; HAE AUR = *Haemulon aurolineatum*; HAL POE = *Halichoeres poeyi*; PSE MAC = *Pseudupeneus maculatus*; STE HIS = *Stephanolepis hispidus*; STE FUS = *Stegastes fuscus*; STE VAR = *Stegastes variabilis*; CRY ROS = *Cryptotomus roseus*; SPA TUI = *Sparisoma tuiupiranga*; KYP spp. = *Kyphosus* spp.; SPA RAD = *Sparisoma radians*; SPA sp. = *Sparisoma* sp.; CHA STR = *Chaetodon striatus*; SPH SPE = *Sphoeroides spengleri*; OMNI = Onívoros; MINV = Predadores de Invertebrados Móveis; THER = Herbívoros territoriais; SCRIP = Raspadores; MALG = Comedores de macroalgas; TURF = Comedores de turf; SINV = Predadores de Invertebrados Sésseis.

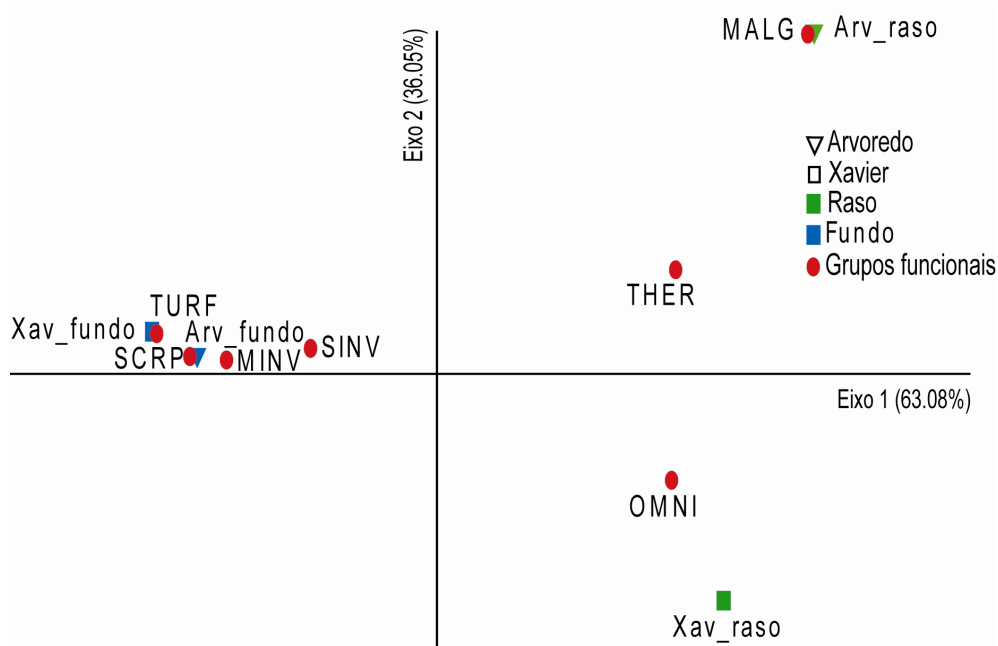


Figura 8. Análise de Correspondência do impacto dos grupos funcionais na cobertura bentônica entre locais e profundidades. MALG= comedores de macroalgas; THER= herbívoros territoriais; OMNI= onívoros; SINV= predadores de invertebrados sésseis; MINV= predadores de invertebrados móveis; SCRIP= raspadores; TURF= comedores de turf.

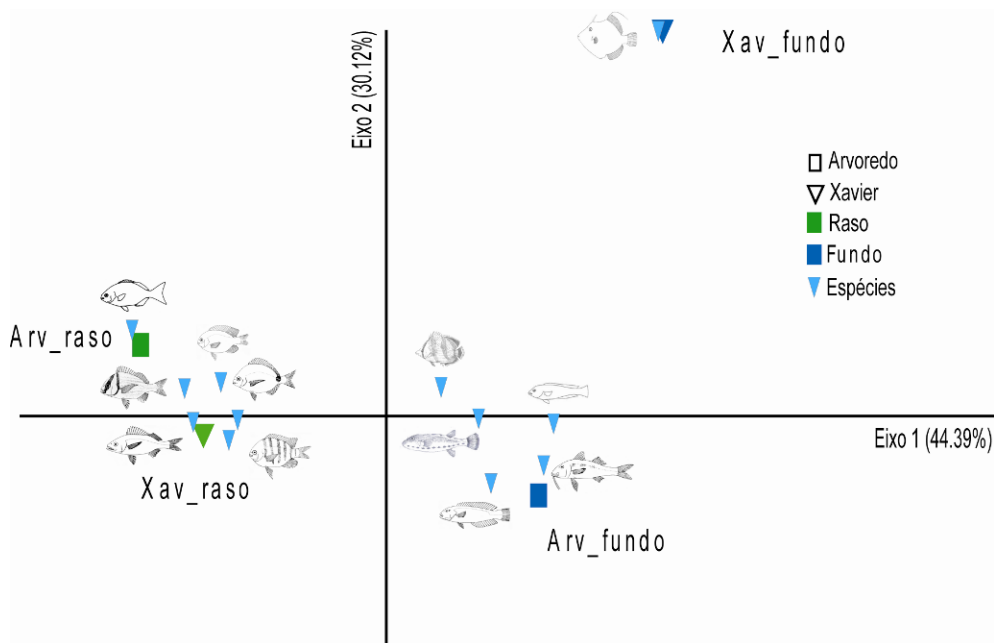


Figura 9. Análise de Correspondência do impacto das espécies na cobertura bentônica entre locais e profundidades. = *Abudefduf saxatilis*; = *Anisotremus virginicus*; = *Chaetodon striatus*; = *Cryptotomus roseus*; = *Diplodus argenteus*; = *Haemulon aurolineatum*; = *Halichoeres poeyi*; = *Kyphosus* spp.; = *Pseudupeneus maculatus*; = *Sphoeroides spengleri*; = *Stegastes fuscus*; = *Stephanolepis hispidus*.

Através desses resultados é possível observar o efeito da profundidade sobre o impacto da ictiofauna na comunidade bentônica, demonstrada através do agrupamento dos pontos amostrais de mesmo estrato de profundidade, independentes da Ilha de amostragem. Nesse caso, o fator profundidade parece ser mais forte que a própria escala espacial envolvida.

Da mesma forma, é possível observar que o efeito da cobertura bentônica no impacto dos peixes apresenta forte relação com a profundidade (Fig. 10). O impacto de espécies como *Stegastes fuscus*, *Abudefduf saxatilis*, *Haemulon aurolineatum*, *Anisotremus virginicus* e *Kyphosus* spp. apresentou-se ligado aos ambientes rasos na análise de correspondência (Fig. 8). De forma complementar, a análise de correspondência canônica (Fig. 10) demonstra o impacto de tais espécies relacionado à cobertura de macroalgas crostosas, mais abundantes no estrato raso de ambas as Ilhas, sobretudo na Ilha do Xavier (Fig.3), corroborando tal informação. A porcentagem de variância acumulada nos eixos (51.91% e 83.37%, respectivamente) e ainda seus valores de correlação entre espécies e variáveis ambientais (0.93% e 0.81%, respectivamente) indicam que as variáveis ambientais selecionadas foram suficientes para explicar a maior parte da variação do impacto das espécies em relação à cobertura bentônica.

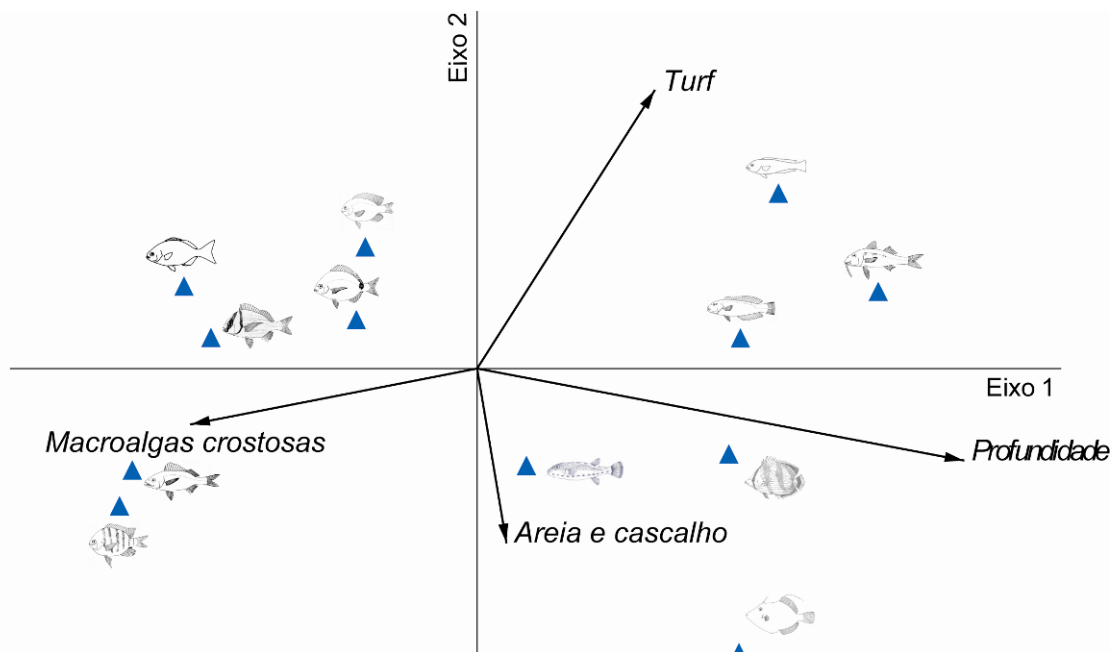


Figura 10. Análise de Correspondência Canônica do impacto das espécies de peixe em relação à cobertura bentônica. = *Abudefduf saxatilis*; = *Anisotremus virginicus*; = *Chaetodon striatus*; = *Cryptotomus roseus*; = *Diplodus argenteus*; = *Haemulon aurolineatum*; = *Halichoeres poeyi*; = *Kyphosus* spp.; = *Pseudupeneus maculatus*; = *Sphoeroides spengleri*; = *Stegastes fuscus*; = *Stephanolepis hispidus*.

Por outro lado, o impacto das demais espécies apresenta-se mais associado aos ambientes de maior profundidade em ambas as análises (Fig. 9 e 10). *Stephanolepis hispidus* e *Sphoeroides spengleri*, apresentam uma relação um pouco mais próxima com a cobertura de areia e cascalho quando comparados com o efeito da profundidade. O mesmo ocorreu em relação a *C. roseus* que se apresenta mais fortemente associado ao *turf* quando comparado com a profundidade.

Chaetodon striatus, *Pseudupeneus maculatus* e *Halichoeres poeyi*, no entanto, apresentam clara relação com a profundidade.

DISCUSSÃO

De maneira geral a cobertura de fitobentos foi predominante com relação ao zoobentos em todas as amostras. Em recifes coralíneos tropicais, grandes coberturas algais são frequentemente consideradas sinônimo de degradação ambiental (Hughes 1994; Hugues et. al. 2007), porém, em publicação recente, Vroom & Braun (2010) chamaram atenção para a grande cobertura de algas em recifes rochosos subtropicais do Hawaí, atentando para a importância desses organismos nesse tipo de ambiente. Na costa brasileira, apesar da ausência de trabalhos tratando de gradientes latitudinais de organismos bentônicos, é bem conhecido que há diminuição da riqueza e biomassa de cnidários sésseis ao sul de Arraial do Cabo, RJ, a cerca de 22°S (Maida e Ferreira 1997). A região do presente estudo localiza-se aos 27°S de latitude e, portanto, não é de se surpreender que a cobertura fitobentônica tenha sido muito mais representativa do que a zoobentônica nos três sítios e em ambas as profundidades.

Além disso, a metodologia de amostragem da cobertura bentônica utilizada neste trabalho consiste no posicionamento aleatório de quadrados fotográficos dentro das áreas filmadas. Acredita-se que a aleatoriedade do método contribua para a detecção da fisionomia dominante, no caso macroalgas. Pode haver uma maior concentração de zoobentos em locais como fendas, cavernas e rochas negativas (Bouzon *in prep.*), que são microhabitats não amostrados pela metodologia aqui empregada.

Ambos os sítios localizados na Ilha do Arvoredo apresentaram semelhanças importantes em sua composição bentônica, o que era esperado, uma vez que distam cerca de 1,5km um do outro e se localizam na mesma face da Ilha. Portanto, ambos os locais estão sujeitos aos mesmos regimes de ventos e ondulação. Tal verificação permite justificar o agrupamento dos dois sítios utilizado para tratar o impacto dos peixes. Observa-se na Ilha do Xavier uma predominância de macroalgas crostosas (especialmente *Codium* spp.) no estrato raso enquanto calcárias articuladas (*Amphiroa* sp.), algas corticadas (*Dictyota* sp.) e areia foram predominantes no estrato fundo. Nos dois sítios da Ilha do Arvoredo a cobertura predominante foi de *turf* também exibindo uma tendência de aumento da cobertura por areia no estrato fundo. Isso se relaciona com o fato de que o ambiente de interface entre rocha e areia, em ambas as Ilhas, está muito próximo dos limites do estrato de profundidade mais fundo. O agrupamento no MDS demonstra uma diferença na composição bentônica da Ilha do Xavier entre os estratos de profundidade e sugere uma possível diferença entre os estratos também da Ilha do Arvoredo. Dessa forma, espera-se que com um aumento no número de amostras na Baía da Tartaruga e Saco do Vidal esse padrão se torne mais evidente.

Pequenas algas que apresentam-se densamente emaranhadas, chamadas de *turf* algal ou matriz de alga epilítica, estão frequentemente entre os principais componentes bentônicos de comunidades de costão rochoso brasileiras (Floeter et al. 2007, Horta et al. 2008, Bouzon *in prep.*), tendo o mesmo ocorrido no presente trabalho. No caso da Ilha do Xavier, entretanto, essa categoria bentônica representou cerca de metade da proporção de cobertura que representou nos sítios da Ilha do Arvoredo. Vale ressaltar também a alta representatividade de macroalgas crostosas nos três sítios, sendo estas compostas principalmente por algas calcáreas não

articuladas (nos estratos fundo da Ilha do Xavier e da Baía das Tartarugas) e de *Codium intertextum* nos estratos rasos desses dois sítios.

Segundo Horta et al. (2008) a heterogeneidade do substrato, o hidrodinamismo, efluentes orgânicos e pressões de herbivoria, distribuídos de forma diferenciada, seriam os principais fatores responsáveis pela estruturação diferenciada dos fitobentos em diferentes ilhas. Um fato a ser salientado é que a Ilha do Xavier, por ter menores dimensões e ter sua face oeste orientada de forma a receber ondulações vindas de nordeste (as mais frequentes durante todo o ano na região), apresenta maior hidrodinâmica do que os sítios na Ilha do Arvoredo. *Turfs* algais claramente sofrem influência de hidrodinâmica, como verificado por Akioka et al. (1999), que percebeu diferenças de composição de espécies, menor biomassa e menor tamanho de *turfs* localizados em áreas de maior hidrodinamismo. De maneira semelhante, Floeter et al. (2007) observaram uma diminuição na cobertura bentônica de *turf* entre ilhas com crescente exposição hidrodinâmica.

Além disso, a maior exposição a ondas poderia estar relacionada com a maior proporção de areia no estrato raso da Ilha do Xavier quando comparado ao mesmo estrato na Ilha do Arvoredo. Na Baía da Tartaruga e no Saco do Vidal, a proporção de areia no estrato raso é menor do que no estrato fundo, o que não ocorre na Ilha do Xavier, onde as proporções de areia entre os estratos são similares. Uma hipótese é que a maior exposição a ondas a que está sujeita a Ilha do Xavier seja responsável pelo transporte de areia da interface arenosa (cerca de 10m de profundidade) até profundidades menores, resultando no padrão observado.

As diferenças encontradas entre as estruturas de comunidades de peixes verificadas em cada estrato de profundidade podem ser devidas a fatores ambientais que variam verticalmente e podem restringir a distribuição dos organismos (Lalli & Parsons 1997). Dessa maneira, enquanto algumas condições ambientais, como complexidade de hábitat, podem favorecer a ocorrência de certas espécies, outras, como maior quantidade de abrigos e menor fluxo hidrodinâmico, podem favorecer outras (Silveira 2010). Estudos recentes demonstraram que a relação entre o fluxo de água e a capacidade de natação de determinadas espécies de peixes pode determinar a suas distribuições no recife (Bellwood & Wainwright 2001; Fulton et al. 2001; Johansen et al. 2008). Diferentes necessidades nutricionais, comportamento e morfologia das espécies, também podem refletir padrões de distribuição nas distintas profundidades (Lalli & Parsons 1997).

A presença de *Abudefduf saxatilis*, *Chromis multilineata* e *Stegastes fuscus* pode estar relacionada com esses fatores, principalmente com a produtividade primária. *Chromis multilineata* e juvenis de *A. saxatilis* atuam como planctívoros nos costões rochosos brasileiros (Floeter & Ferreira *comm. pess.*). A maior incidência de luz em profundidades rasas deve resultar em maior produtividade primária, refletida em maior abundância de fito e zooplâncton nesses ambientes (Brandini 1990), favorecendo a ocorrência dessas espécies. *S. fuscus*, um herbívoro territorial, também pode ser favorecido por tal processo, uma vez que a alta incidência de luz no raso influencia, não só a abundância de plâncton, como a biomassa e até mesmo a qualidade calórica das macroalgas (Klumpp, McKinnon & Daniel 1987). Além disso, no presente estudo, houve uma abundância maior de *S. fuscus* em função de uma maior cobertura por *turf* algal. Com relação ao maior fluxo hidrodinâmico no raso, *A. saxatilis* e *C. multilineata* são considerados bons nadadores, e são frequentemente observados transitando pela coluna d'água em meio a ondulações.

Pode-se notar que erros padrão grandes com relação à biomassa média estão associados em geral a espécies com hábitos gregários, como *Centropomus undecimalis* e *Haemulon*

aurolineatum. No caso da primeira espécie, além do hábito gregário, o grande tamanho corpóreo contribui para o fato de que, mesmo com poucas detecções, essa espécie contribuiu com grande parte da biomassa estimada no estrato raso da Baía da Tartaruga.

Da mesma forma, *H. aurolineatum* freqüentemente forma cardumes durante o dia nos recifes, comportamento comum aos peixes da família Haemulidae (Auster & Lindholm 2002). Esta espécie, um comedor de invertebrados móveis, foi registrada em todas as profundidades de todos os sítios. Seu hábito gregário pode ser responsável pela grande variabilidade de sua densidade entre os diferentes censos. Sua abundância indica que é bastante flexível aos diferentes fatores ambientais encontrados entre as profundidades, conseguindo encontrar alimento e locomover-se entre ambos os estratos analisados.

A intensidade do impacto total dos peixes sobre a comunidade bentônica não variou significativamente entre os estratos de profundidade. O mesmo observou-se em relação à abundância dos grupos tróficos de peixes recifais na Ilha do Arvoredo (Silveira 2010). Acredita-se que tal padrão se relaciona à baixa amplitude de variação entre os estratos de profundidade trabalhados. Luiz-Jr et al. (2008) trabalhando em amplitudes maiores de profundidade pontuam alguns indícios de variação vertical na comunidade de peixes.

Embora tais variações na comunidade de peixes não tenham sido identificadas neste trabalho e, em geral, não tenham sido detectadas diferenças significativas na intensidade do impacto total das espécies entre as profundidades, ficou claro que a composição de espécies de peixes que interagem com a comunidade bentônica varia em função da profundidade. Ou seja, embora a comunidade de peixes possa estar de certa forma homoganeamente distribuída ao longo dos estratos de profundidade, há evidências de que as espécies apresentam estratos preferenciais para interagirem com a comunidade bentônica. Padrões de herbivoria e papel funcional de herbívoros já demonstraram ser variáveis ao longo de gradientes de profundidade (e.g. Fox & Bellwood 2007) e em diferentes habitats (e.g. Hoey & Bellwood 2009) na Grande Barreira de Corais. A falta de abordagens em nível de comunidade e ainda em costões rochosos, como a aqui apresentada, dificulta comparações em escalas maiores. No entanto, Longo et al. (Capítulo 3 desta dissertação) observaram mudanças na composição de espécies de peixe (em escala de comunidade) interagindo com a comunidade bentônica em função do habitat e horários do dia.

Os padrões de estrutura trófica de peixes recifais ao longo da costa brasileira indicam um aumento na abundância de onívoros com o aumento da latitude e uma diminuição de herbívoros vagueadores nesse mesmo sentido (Ferreira et al. 2004). O presente trabalho corrobora o padrão de maior abundância de onívoros nos recifes rochosos de Santa Catarina compondo ainda o grupo que mais interagiu com a comunidade bentônica.

Em relação à comunidade de peixes, *Diplodus argenteus* é a espécie que apresentou maior impacto sobre as comunidades bentônicas. Geralmente considerado um onívoro clássico (Ferreira et al. 2004), essa espécie parece atuar como um herbívoro funcional nos recifes rochosos de Santa Catarina, apresentando até 90 % do volume de seu conteúdo estomacal composto por algas durante overão e outono, com redução dessa proporção nos meses de inverno e primavera (Dubiascki-Silva & Masunari 2004).

Pseudupeneus maculatus e *Stephanolepis hispidus*, por sua vez, foram espécies associadas de maneira geral ao estrato fundo, já que ambos apresentam associação e certa preferência por ambientes mais próximos da interface entre rocha e areia (Krajewski et al. 2006). Houve, no entanto, uma troca no impacto entre essas espécies em relação aos locais amostrados, sendo a primeira mais efetiva na Ilha do Arvoredo e a segunda na Ilha do Xavier. Ainda assim, embora seu

papel funcional nos recifes não esteja claramente compreendido, não se espera que haja equivalência funcional total entre essas espécies tanto em virtude de sua morfologia quanto estratégia de forrageio. Enquanto *P. maculatus* investe de diversas maneiras contra a comunidade bentônica utilizando barbilhões na porção inferior da mandíbula para tatear a comunidade bentônica (ver detalhes em Krajewski et al. 2006), *S. hispidus* tem por hábito “soprar” o substrato antes de investir contra a cobertura bentônicas em busca de sua presa, tornando-os de certa forma funcionalmente diferentes.

P. maculatus apresentou alta variação no seu impacto em virtude de sua estratégia de alimentação em cardumes (Krajewski et al. 2006). Trata-se de um animal com alta mobilidade e que quando registrado interagindo com a comunidade bentônica tinha seu impacto potencializado em virtude do número e tamanho de indivíduos. Dessa forma, optou-se por demonstrar na Figura 6 o cenário que inclui dados bastante variáveis resultado desse comportamento de alimentação em cardume e outro retirando esses dados. Tal situação é semelhante ao que ocorre em recifes tropicais com cardumes de Acanthurídeos, onde centenas de indivíduos investem simultaneamente contra o substrato gerando grande impacto (Barlow 1974, Reinthal & Lewis 1986), porém com grande variabilidade na frequência de ocorrência.

Cryptotomus roseus, foi frequentemente observado seguindo *P. maculatus*, de maneira que sua alimentação parece estar provavelmente associada ao sedimento levantado com a atividade alimentar de *P. maculatus*. Outras espécies de Scarídeos já foram registrados seguindo cardumes de *P. maculatus* em Fernando de Noronha (Sazima et al. 2006). Os autores sugerem que a relação se dá pela suspensão de pequenas partes de algas na coluna d'água, facilitando o consumo pelo herbívoro. Acredita-se que este mesmo mecanismo deva estar orientando tais relação observadas nos recifes rochosos de Santa Catarina.

A contribuição funcional potencial das espécies de peixe leva em conta seu impacto na comunidade bentônica e sua abundância na área total do recife estudado. Dessa forma, acredita-se que obtem-se uma melhor aproximação do real papel funcional dos peixes na relação com a comunidade bentônica. Observa-se este efeito para espécies em que, em alguns casos, registrou-se um baixo nível de impacto, mas que apresentaram grande abundância na comunidade (*A. saxatilis* e *D. argenteus*). Acredita-se que essa abordagem pode ser importante para a compreensão do papel funcional dos peixes, já que nos permite inferir, por exemplo, que cerca de 80% da contribuição funcional dos peixes na interação com a comunidade bentônica é realizada pelo grupo dos onívoros no estrato raso da Ilha do Xavier. Fica evidente também quais espécies contribuem mais com a interação entre a comunidade de peixes e bentônica. Dessa forma, percebe-se que há melhor distribuição do impacto dos peixes no estrato fundo da Ilha do Arvoredo onde pelo menos 10 espécies contribuem de maneira significativa para tal interação.

Informações sobre abundância ou biomassa das espécies de peixe em estudos sobre seu papel funcional tem sido utilizadas de maneira acessória e em caráter mais descritivo, no sentido de viabilizar discussões (e.g. Paddock et al. 2006; Fox & Bellwood 2008b, Hoey & Bellwood 2009). Este trabalho, no entanto, representa uma proposta inovadora de utilização do dado de abundância associado de maneira direta ao dado de papel funcional resultando em uma extrapolação para a comunidade recifal estudada.

Haemulon aurolineatum foi registrado como uma espécie bastante abundante nos recifes estudados, mas com baixo impacto associado. Deve-se considerar, no entanto, que espécies da família Haemulidae apresentam hábito alimentar predominantemente noturno e passam os dias descansando nos recifes (Randall 1967; Burke 1995; Meyer & Schultz 1985). Dessa forma,

considerando a alta abundância dessa espécie nos costões estudados e que a medida de impacto obtida foi no período diurno, uma subestimativa do real papel funcional desta espécie pode estar sendo representado pelo presente trabalho.

A composição e heterogeneidade de habitat tem sido reconhecidos como fatores importantes na determinação da comunidade de peixes e, conseqüentemente, de processos ecológicos (Jones 1991; Levin 1992). Diversos estudos indicam ainda mudanças na abundância ou biomassa de um determinado grupo em função da disponibilidade de item alimentar preferencial (Wilson *et al.* 2006; Pratchett & Berumen 2008). Um trabalho recente mostrou que a taxa de remoção de *Sargassum* sp., apresentou relação direta com a cobertura bentônica (Cvitanovic & Hoey 2010). Os autores pontuam ainda que embora, seja difícil determinar se tal relação se deve de fato à abundância dos itens alimentares preferenciais ou à própria complexidade estrutural do substrato, a relação observada destaca a potencial influência da cobertura bentônica sobre os processos ecológicos.

Em relação aos locais e profundidades amostrados neste trabalho, os grupos funcionais apresentaram-se ligados principalmente ao fator profundidade. Observou-se que comedores de macroalgas e herbívoros territoriais, por exemplo, apresentaram maior impacto em locais mais rasos. O que pode estar relacionado com a possibilidade de haver algas mais produtivas e palatáveis em ambientes mais rasos em virtude da maior atividade fotossintética (Zemke-White & Clements 1999).

Associados ao estrato fundo encontram-se predominantemente grupos funcionais ligados à cobertura por *turf*, em virtude de seu consumo (presença de comedores de *turf*) ou pelo fato de essa cobertura representar um microambiente para pequenos invertebrados (presença dos predadores de invertebrados móveis). Wilson *et al.* (2003) avaliaram a importância do *turf* algal na retenção de detritos (definidos essencialmente como microorganismos) especialmente importante por seu alto teor protéico. Espécies herbívoras que se alimentam de *turf* podem estar na verdade sendo mais beneficiadas pelos nutrientes presentes nos detritos associados do que pelos nutrientes do *turf* em si (Bellwood & Choat 1990).

Foram identificadas espécies mais ligadas ao estrato fundo (*S. hispidus*, *P. maculatus*, *e.g.*) e outras ao estrato raso (*S. fuscus*, *Kyphosus* spp.). Espécies cujo impacto está mais associado ao estrato fundo são frequentemente associadas a ambientes de interface rocha/areia, o que está relacionado ao seu grupo funcional (comedor de invertebrado móvel) devido à maior disponibilidade de presas nesses ambientes. O fato de os herbívoros apresentarem maior impacto no estrato raso também corrobora as hipóteses de produtividade e palatabilidade das algas (Zemke-White & Clements 1999).

Dessa forma, as relações apresentadas entre o impacto dos peixes e a cobertura bentônica parecem estar na verdade respondendo mais ao fator profundidade. Isso porque há uma relação direta entre o aumento da profundidade, cobertura por *turf* e areia. A cobertura por algas crostosas, por outro lado, é notadamente maior nos ambientes mais rasos. Dessa forma, o impacto dos peixes nos diferentes estratos de profundidade é determinado também pela cobertura bentônica que, por sua vez, apresenta clara relação com a profundidade. É possível afirmar, portanto, que a diferença de profundidade avaliada, apesar de ser de amplitude baixa, já se configura como um fator determinante nas interações entre peixes e a comunidade bentônica.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Houve pouca diferença entre a cobertura bentônica dos locais e estratos de profundidade avaliados, refletida principalmente na cobertura de macroalgas crostosas, *turf* e areia. De maneira semelhante, pouca variação foi observada em relação à comunidade de peixes.. Houve, no entanto, uma marcada diferença na composição de espécies de peixes que interagiram com a comunidade bentônica entre as duas profundidades. De maneira geral, o impacto total foi semelhante entre os estratos de profundidade, de forma que o impacto entre espécies em uma mesma profundidade e o impacto de uma mesma espécie em estratos de profundidade diferentes também variaram pouco. No entanto a composição de espécies que impactou variou claramente entre os estratos de profundidade e cobertura bentônica. Os grupos funcionais com impactos mais representativos sobre a comunidade bentônica foram os onívoros (principalmente representados por *Diplodus argenteus*) e os predadores de invertebrados móveis (principalmente representados por *Pseudupeneus maculatus*).

A utilização da Contribuição Funcional Potencial demonstrou que espécies muito abundantes, porém com impacto baixo sobre a comunidade bentônica podem na verdade contribuir fortemente nesta interação. O que permitiu uma melhor compreensão do papel das espécies e grupos funcionais de peixes nas interações com a comunidade bentônica.

A relação do impacto dos peixes com os locais e estratos de profundidade demonstra uma separação dos locais em função da profundidade, independente da Ilha. Com base no impacto dos grupos funcionais de peixes, os ambientes rasos parecem mais distintos entre si com associação dos grupos funcionais de herbívoros MALG e THER no Arvoredo e associação de OMNI ao Xavier. Este padrão foi corroborado através da mesma análise a partir de uma abordagem do impacto das espécies de peixes.

Houve relação entre a intensidade do impacto das espécies de peixe em função da cobertura bentônica e profundidade. No entanto, considerando que a cobertura bentônica variou com a profundidade (em menor intensidade na Ilha do Arvoredo), fica claro que a profundidade representa o fator predominante na determinação do impacto dos peixes sobre a comunidade bentônica nesses costões rochosos.

REFERÊNCIAS

- Akioka H.; Baba M.; Masaki T.; Johansen W. (1999) Rocky shore *turfs* dominated by *Corallina* (Corallinales, Rhodophyta) in northern Japan. *Phycological Research* 47:199–206.
- Auster, P. J.; Lindholm, J. (2002). Patterns in the diversity of coral reef fishes versus rates of social foraging. *Caribbean Journal of Scienc.* Vol. 38, no 3-4, 263-266.
- Barlow, G. W. (1974). Extraspecific imposition of social grouping among surgeonfishes (Pisces: Acanthuridae). *J. Zool., Lond.*, 174: 333-340.
- Bell, J.D.; Galzin, R. (1984). Influence of live coral cover on coral-reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series* 15, 265–274.
- Bellwood, D.R.; Choat, J.H. (1990). A functional analysis of grazing in parrotfishes (family Scaridae): the ecological implications. *Environmental Biology of Fishes* 28, 189–214.
- Bellwood, D. R.; Wainwright, P. C. (2001). Locomotion in labrid fishes: implications for habitat use and cross-shelf biogeography on the Great Barrier Reef. *Coral Reefs* 20, 139–150.
- Bellwood, D.R.; Hughes, T.P.; Folke, C.; Nystrom, M. (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429, 827–833.
- Bellwood, D.R.; Hughes, T.P.; Hoey, A.S. (2006). Sleeping functional group drives coral reef recovery. *Current Biology* 16, 2434–2439.
- Bonaldo, R.M.; Krajewski, J.P.; Sazima, C.; Sazima, I. (2006). Foraging activity and resource use by three parrotfish species at Fernando de Noronha Archipelago, tropical West Atlantic. *Marine Biology*, 149: 423-433.
- Brandini, F.P. (1990). Produção primária e características fotossintéticas do fitoplâncton na região sueste do Brasil. *Boletim do Instituto Oceanográfico, São Paulo*, 38(2): 147-159.
- Brokovich, E.; Einbinder, S.; Shashar, N.; Kiflawi, M.; Kark, S. (2008). Descending to the twilight-zone: changes in coral reef fish assemblages along a depth gradient down to 65 m. *Marine Ecology Progress Series* 371, 253–262.
- Burkpile, D.E.; Hay, M.E. (2006). Herbivore vs. nutrient control of marine primary producers: context-dependent effects. *Ecology* 87, 3128–3139.
- Castro, J.L.B.; Schettini, C.A.F.; T. M. Ribas. (1998). Estrutura termo-halina do litoral centro-norte catarinense. *Notas Tec. Facimar* 2, 181-197.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.*, 18:117-143.
- Cvitanovic, C.; Hoey, A. S. (2010). Benthic community composition influences within-habitat variation in macroalgal browsing on the Great Barrier Reef. *Marine and Freshwater Research* 61, 999–1005.
- Depczynski, M.; Fulton, C.J.; Marnane, M.J.; Bellwood, D.R. (2007). Life history patterns shape energy allocation among fishes on coral reefs. *Oecologia* 153, 111–120.
- Dubiaski-Silva J.; Masunari S. (2004). Ontogenetic and seasonal variation in the diet of marimba, *Diplodus argenteus* (Valenciennes, 1830) (Pisces, Sparidae) associated with the beds of *Sargassum cymosum* C. Agardh, 1820 (Phaeophyta) at Ponta das Garoupas, Bombinhas, Santa Catarina. *Journal of Coastal Research* (Proceedings of the 8th International Coastal Symposium) SI 39, 1190–1192.
- Dubiaski-Silva, J.; Masunari, S. (2008) Natural diet of fish and crabs associated with the phytal community of *Sargassum cymosum* C. Agardh, 1820 (Phaeophyta, Fucales) at Ponta das Garoupas, Bombinhas, Santa Catarina State, Brazil. *Journal of Natural History*, 42:27, 1907 - 1922.
- Ferreira, D. E. L.; Peret, A. C.; Coutinho, R. (1998), Seasonal grazing rates and food processing by tropical herbivorous fishes. *Journal of Fish Biology*, 53: 222–235.
- Ferreira, C.E.L.; Gonçalves, J.E.A.; Coutinho, R.; Peret, A.C. (1998) Herbivory by the dusky damselfish, *Stegastes fuscus* (Cuvier, 1830) in a tropical rocky shore: effects on the benthic community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 229, 241–264.

- Ferreira, C.E.L.; Gonçalves, J.E.A.; Coutinho, R. (2001). Community structure of fishes and habitat complexity in a tropical rocky shore. *Environmental Biology of Fishes* 61, 353–369.
- Ferreira, C.E.L.; Floeter, S.R.; Gasparini, J.L.; Ferreira, B.P.; Joyeux, J.C. (2004). Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. *Journal of Biogeography* 31, 1093–1106.
- Floeter, S.R.; Ferreira, C.E.L.; Dominici-Arosemena, A.; Zalmon, I. (2004). Latitudinal gradients in Atlantic reef fish communities: trophic structure and spatial use patterns. *Journal of Fish Biology* 64: 1680–1699.
- Floeter, S.R.; Krohling, W.; Gasparini, J.L.; Ferreira, C.E.L.; Zalmon, I. (2007). Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environmental Biology of Fishes* 78, 147–160.
- Fox, R.J.; Bellwood, D.R. (2007). Quantifying herbivory across a coral reef depth gradient. *Marine Ecology Progress Series* 339, 49–59.
- Fox, R.J.; Bellwood, D.R. (2008a). Remote video bioassays reveal the potential feeding impact of the rabbitfish *Siganus canaliculatus* (f: Siganidae) on an inner-shelf reef of the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*. 27:605-615.
- Fox, R.J.; Bellwood, D.R. (2008b). Direct versus indirect methods of quantifying herbivore grazing impact on a coral reef. *Marine Biology* 154(2), 325–334.
- Froese, R.; Pauly, D. (eds.) (2010). *FishBase*. World Wide Web, publicação eletrônica. www.fishbase.org, versão (09/2010).
- Fulton, C. J.; Bellwood, D. R.; Wainwright, P. C. (2001). The relationship between swimming ability and habitat use in wrasses (Labridae). *Marine Biology* 139, 25–33.
- Hixon, M.A. (1991). Predation as a process structuring coral-reef fish communities. pp. 475–508. In: *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. Sale, P.F. (ed.). Academic Press: San Diego, California.
- Hixon, M.A.; Brostoff, W.N. (1996). Succession and herbivory: effects of differential fish grazing on Hawaiian coral-reef algae. *Ecological Monographs* 66, 67–90.
- Hixon, M.A. (1997). The effects of reef fishes on corals and algae. pp. 230-248. In: *Life and Death of Coral Reefs*. Birkeland, C. (ed.). Chapman and Hall: New York, New York.
- Hixon, M.A. (2008). Reef fishes, seaweeds, and corals: a complex triangle. In: *Life and Death of Coral Reefs*. C. Birkeland (ed.) 2ª ed. Chapman and Hall; New York, New York. In press.
- Hoey, A. S.; Bellwood, D.R. (2009). Limited Functional Redundancy in a High Diversity System: Single Species Dominates Key Ecological Process on Coral Reefs. *Ecosystems* 12, 1316-1328.
- Hoey, A.S. (2010) Size matters: macroalgal height influences the feeding response of coral reef herbivores. *Marine Ecology Progress Series* 411, 299-302.
- Horta, P. A. ; Salles, J. P. ; Bouzon, J. ; Scherner, F. ; Cabral, D. ; Bouzon, Z. L. ; Zanetti, G. ; Alencar, J. R. .
Composição e estrutura do fitobentos do infralitoral da reserva biológica marinha do arvoredo, santa catarina, brasil implicações para a conservação. *Oecologia Brasiliensis*, v. 12, p. 51-57, 2008
- Hughes, T.P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science* 265, 1547–1551.
- Hughes, T.P.; Bellwood, D.R.; Folke, C.; Steneck, R.S.; Wilson, J. (2005). New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 20, 380–386.
- Hughes, T.P.; Rodrigues, M.J.; Bellwood, D.R.; Ceccarelli, D.; Hoegh-Guldberg, O.; McCook, L.; Moltschanivskyj, N.; Pratchett, M.S.; Steneck, R.S.; Willis, B. (2007). Phase shifts, herbivory and the resilience of coral reefs to climate change. *Current Biology* 17, 360–365.
- Johansen, J. L., Bellwood, D. R.; Fulton, C. J. (2008). Coral reef fishes exploit flow refuges in high-flow habitats. *Marine Ecology Progress Series* 360, 219–226.
- Jones, G.P.; Ferrell, D.J.; Sale, P.F. (1991). Fish predation and its impact on the invertebrates of coral reefs and adjacent sediments. pp. 156–179. In: *The ecology of fishes on coral reefs*. Sale, P.F. (ed.). Academic Press, San Diego, California.

- Klumpp, D.W.; McKinnon, D.; Daniel, P. (1987). Damselfish territories: zones of high productivity on coral reefs. *Marine Ecology Progress Series* 40, 41–51.
- Kohler, K.E.; Gill, S.M. (2006). Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers and Geosciences*, 32(9), 1259–1269.
- Krajewski, J.P.; Bonaldo, R.M.; Sazima, C. & Sazima, I. (2006). Foraging activity and behaviour of two goatfish species (Perciformes: Mullidae) at Fernando de Noronha Archipelago, tropical West Atlantic. *Environmental Biology of Fishes* 77, 01–08.
- La Mesa, G.; Louisy, P.; Vacchi, M. (2002). Assessment of microhabitat preferences in juvenile dusky grouper (*Epinephelus marginatus*) by visual sampling. *Marine Ecology* 140, 175–185.
- Lalli, C.M.; Parsons, T.R. (1997) *Biological Oceanography: An Introduction*. 2 ed. Oxford: The Open University, 1997. 320p.
- Levin, S. A. (1992). The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73, 1943–1967.
- Littler, M.M.; Littler, D.S. (1980). The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae: field and laboratory tests of a functional form model. *The American Naturalist* 116, 25–44.
- Littler, M.M.; Littler, D.S. (1984). Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky intertidal system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 74:13–34.
- Luiz-Jr, O.J.; Carvalho-Filho, A.; Ferreira, C.E.L.; Floeter, S.R.; Gasparini, J.L.; Sazima, I. (2008). The reef fish assemblage of the Laje de Santos Marine State Park, Southwestern Atlantic: annotated checklist with comments on abundance, distribution, trophic structure, mutualistic associations, and conservation. *Zootaxa* 1807: 1–25.
- Maida, M.; Ferreira, B.P. (1997). Coral reefs of Brazil: an overview. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium* 1, 263–274.
- Matsuura, Y. (1986). Contribuição ao estudo da estrutura oceanográfica da região sudeste entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC). *Ciência e Cultura*, 38 (8): 1439–1450.
- McClanahan, T.; Sala, E.; Stickels, P.A.; Cokos, B.A.; Baker, A.C.; Starger, C.J.; Jones, S.H. (2003). Interactions between nutrients and herbivory in controlling algal communities and coral condition on Glover's Reef, Belize. *Marine Ecology Progress Series* 261, 135–147.
- Mumby, P.J.; Dahlgren, C.P.; Harborne, A.R.; Kappel, C.V.; Micheli, F.; Brumbaugh, D.R.; Holmes, K.E.; Mendes, J.M.; Broad, K.; Sanchirico, J.N.; Buch, K.; Box, S.; Stoffle, R.W.; Gill, A.B. (2006). Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. *Science* 311, 98–101.
- Paddack, M.J.; Cowen, R.K.; Sponaugle, S. (2006). Grazing pressure of herbivorous coral reef fishes on low coral-cover reefs. *Coral Reefs* 25, 461–472.
- Pérez-Matus, A.; Ferry-Graham, L.A.; Cea, A.; Vasquez, J.A. (2007). Community structure of temperate reef fishes in kelp-dominated subtidal habitats of northern Chile. *Marine and Freshwater Research* 58, 1069–1085.
- Pratchett, M. S.; Berumen, M. L. (2008). Interspecific variation in the distribution and diets of coral reef butterflyfishes (Teleostei: Chaetodontidae). *Journal of Fish Biology* 73, 1730–1747.
- Randall, J.E. (1967) Food habits of reef fishes of the West Indies. *Studies in Tropical Oceanography*, 5, 665–847.
- Reinthal, P. N.; Lewis, S. M. (1986). Social behavior, foraging efficiency and habitat utilization in a group of tropical herbivorous fish. *Anim. Behav.* 34: 1687–1693.
- Sala, E.; Ballesteros, E. (1997). Partitioning of space and food resources by three fish of the genus *Diplodus* (Sparidae) in a Mediterranean rocky infralittoral ecosystem. *Marine Ecology Progress Series* 152, 273–283.
- Sala E.; Boudouresque C.F.; Harmelin-Vivien M.L. (1998). Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos* 82:425–39.

- Sazima, C.; Krajewski J. P.; Bonaldo, R.M.; Guimarães-Jr, P.R. (2006). The goatfish *Pseudupeneus maculatus* and its follower fishes at an oceanic island in the tropical West Atlantic. *Journal of Fish Biology*. 69: 883-891.
- Silveira M. (2010) Relações entre complexidade de habitats e comunidade de peixes de costão rochoso. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, Brasil.
- StatSoft, Inc. (2004). STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com.
- Steneck, R.S.; Hacker, S.D.; Dethier, M.N. (1991). Mechanism determining competitive dominance between crustose coralline algae: a herbivore-mediated reversal. *Ecology* 72, 938–950.
- Steneck, R.S.; Dethier, M.N. (1994). A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos* 69, 476–498.
- Taylor, B.W.; Flecker, A.S.; Hall Jr, R.O. (2006). Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. *Science* 313, 833–836.
- Torres, A.I.; Gil, M.N.; Esteves, J.L. (2004). Nutrient uptake rates by the alien alga *Undaria pinnatifida* (Phaeophyta) (Nuevo Gulf, Patagonia, Argentina) when exposed to diluted sewage effluent. *Hydrobiologia* 520:1-6.
- Vroom, P. S.; Braun C. L. (2010). Benthic composition of healthy subtropical reef: baseline species-level cover, with an emphasis on algae, in the Northwestern Hawaiian Islands. *PLoS ONE* 5(3):E9733.
- Wilson, J.B.; Bellwood, D.R.; Choat, J.H.; Furnas, M.J. (2003). Detritus in the epilithic algal community and its use by coral reef fishes. *Oceanography and Marine Biology: Annual Review* 41, 279–309.
- Wilson, S. K.; Graham, N. A. J.; Pratchett, M. S.; Jones, G. P.; Polunin, N. V. C. (2006). Multiple disturbances and the global degradation of coral reefs: are reef fishes at risk or resilient? *Global Change Biology* 12, 2220–2234.
- Zemke-White, W.L.; Clements, K.D. (1999). Chlorophyte and rhodophyte starches as factors in diet choice by marine herbivorous fish. *J Exp Biol Ecol* 240, 137–149.

CAPÍTULO 3:

Influência da ictiofauna sobre as comunidades bentônicas no Arquipélago dos Abrolhos-BA em diferentes sistemas recifais e períodos do dia

(periódico alvo *Ecosystems*)

Influência da ictiofauna sobre as comunidades bentônicas no Arquipélago dos Abrolhos-BA em diferentes sistemas recifais e períodos do dia

Guilherme Ortigara Longo^{1,6},
Roberta Martini Bonaldo², Bárbara Segal^{3,4}, Carlos E.L. Ferreira⁵, Sergio R. Floeter^{3,6}

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, UFPR; ²School of Biology, Georgia Institute of Technology, Atlanta, GA, USA; ³Dep. de Ecologia e Zoologia, UFSC; ⁴Laboratório de Ecologia de Sistemas Recifais, UFSC; ⁵Laboratório de Ecologia e Conservação de Ambientes Recifais, Universidade Federal Fluminense; ⁶Laboratório de Biogeografia e Macroecologia Marinha, Departamento de Ecologia e Zoologia, UFSC.

RESUMO

Variações no papel funcional dos peixes, sobretudo herbívoros, e sua interação com a comunidade bentônica já foram exploradas ao longo de gradientes de profundidade, escalas espaciais e períodos do dia. No entanto, há uma escassez de esforços sob uma perspectiva da comunidade de peixes como um todo. Este trabalho avalia a influência causada pela ictiofauna sobre a comunidade bentônica em diferentes sistemas recifais e períodos do dia, utilizando uma perspectiva de comunidade. Dois sistemas recifais foram amostrados no Arquipélago dos Abrolhos: o chapeirão e os recifes de coral em franja no entorno das Ilhas. Tais diferenças se refletiram nos padrões de interação entre peixes e a comunidade bentônica, sendo a cobertura por corais (scleractíneos e zoantídeos), *turf* algal e macroalgas foliáceas determinantes para tais diferenças. Espécies de peixes mais abundantes em biomassa, em geral, interagiram com a comunidade bentônica mas não necessariamente na mesma proporção. O impacto das espécies e grupos funcionais de peixes sobre a comunidade bentônica variou com os locais, mas principalmente, em função do período do dia. Detectou-se maior impacto no período da manhã em comparação ao período da tarde, ainda que não tenha se avaliado em detalhes a variação diária no comportamento alimentar dos peixes. Ressalta-se a importância e representatividade dos grupos funcionais de herbívoros para as interações entre peixes e a comunidade bentônica. Identificou-se que a maior parte da contribuição funcional dos peixes para tal interação é realizada por acanturídeos e scarídeos. Ambos os grupos, especialmente os scarídeos, estão sofrendo ou podem sofrer forte pressão de pesca comprometendo seu papel funcional nos ecossistemas recifais. Tal cenário pode se tornar catastrófico à estabilidade e resiliência dos ecossistemas recifais, de forma que a melhor compreensão do papel funcional dos peixes nos sistemas recifais brasileiros e o manejo funcional de tais grupos pode representar uma abordagem mais adequada à atual crise dos sistemas recifais.

Palavras-chave: *peixes recifais, papel funcional, recifes de coral em franja, chapeirão, filmagem remota; variação diária, contribuição funcional potencial, manejo funcional.*

INTRODUÇÃO

Os peixes são elementos-chave na estruturação e resiliência de ecossistemas aquáticos (Bellwood & Choat 1990; Steneck et al. 1991; Burkepile & Hay 2006; Taylor et al. 2006). Portanto, entender e quantificar o impacto de peixes nos ecossistemas é fundamental para nossa habilidade de desenvolver estratégias de proteção desses ambientes (Hughes et al. 2005, 2007; Mumby et al. 2006; Taylor et al. 2006).

A visão funcional das espécies, com ênfase no papel que elas desempenham nos ecossistemas têm sido crescente (Steneck & Dethier 1994; Nymstrom et al. 2008). O agrupamento de espécies em grupos funcionais permite que o impacto de cada espécie no ecossistema seja quantificado e, conseqüentemente, que o efeito esperado em decorrência da remoção de tais espécies dos ecossistemas possa ser previsto (Nymstrom 2006, Slade et al. 2007). Em ambientes de recife de coral a abordagem por grupos funcionais tem sido utilizada como uma importante ferramenta de diagnóstico para avaliar a resiliência e/ou vulnerabilidade dos recifes (Bellwood et al. 2003, 2004). Os serviços ecossistêmicos providos pelos herbívoros nestes sistemas, por exemplo, são bem conhecidos e considerados críticos para manutenção da saúde e resiliência dos ecossistemas de recife de coral (Bellwood et al. 2004, Hughes et al. 2007). Nesse sentido, em sistemas de recifes de coral, variações no papel funcional dos peixes herbívoros e sua interação com a comunidade bentônica já foram exploradas, por exemplo, ao longo de gradientes de profundidade (e.g. Fox & Bellwood 2007) e escalas espaciais ao longo de diferentes habitats de um recife (e.g. Hoey & Bellwood 2009). Diversos trabalhos abordam também a variação diária da taxa alimentar de herbívoros (e.g. Zemke-White, Choat & Clements 2002).

Taborsky & Limberger (1980) sugeriram que o padrão diário de alimentação dos peixes herbívoros é uma estratégia de forrageio ótimo, na qual a qualidade nutricional da alga é maior no período da tarde que da manhã e que esta variação temporal se reflete nos padrões alimentares observados. Por outro lado, Choat & Clements (1993) demonstraram que para peixes herbívoros (família Odaciidae) de recifes temperados houve um pico alimentar no período da manhã. De maneira semelhante, outros grupos funcionais de peixes recifais apresentam padrões de alimentação orientados por períodos do dia. Espécies da família Haemulidae, por exemplo, em geral especializadas na predação de invertebrados móveis, são consideradas espécies de atividade alimentar noturna que passam os dias descansando nos recifes (Burke 1995; Meyer & Schultz 1985).

Informações sobre a composição das comunidades bentônicas (em nível de grupos funcionais, Steneck & Dethier 1994) podem ser entendidas como o primeiro passo rumo ao entendimento das relações existentes entre peixes e bentos. Diversas pesquisas relacionam a influência da comunidade bentônica sobre a comunidade de peixes (e.g., Bell & Galzin 1984; Ferreira et al. 2001; Floeter et al. 2007; Perez-Matus et al. 2007). Dessa forma, havendo variação na comunidade de peixes em função do habitat, a caracterização dos ambientes/sistemas recifais a partir de sua comunidade bentônica é fundamental para a identificação dos impactos gerados pelos peixes que habitam suas proximidades (Longo et al. ver Capítulo 2).

Estudos que avaliam as interações entre peixes recifais e a comunidade bentônica, bem como seu papel funcional nos ecossistemas, são em geral focados em poucas espécies/grupos funcionais. Além disso, limitam-se a ambientes de recife de coral, havendo uma carência de informações relativas a outros sistemas recifais. Como resultado, há uma visão fragmentada dos

processos ecossistêmicos e o conhecimento sobre o quanto os peixes de fato interagem com a comunidade bentônica, bem como seu papel funcional real nos ecossistemas recifais, é limitado.

A metodologia proposta por Longo & Floeter (*submetido, ver Capítulo 1*) permite avaliar as interações entre peixes e a comunidade bentônica sob uma perspectiva de comunidade. Tal método já foi utilizado em diferentes sistemas recifais na costa brasileira (Longo & Floeter *ver Capítulo 1*; Longo et al. *ver Capítulo 2*) permitindo uma compreensão mais ampla, comparativa e sistêmica do real efeito dos peixes sobre a comunidade bentônica.

Diante desse contexto, os objetivos deste trabalho foram: 1) Caracterizar os sistemas recifais amostrados a partir da cobertura bentônica e descrever a estrutura de comunidade de peixes em cada um deles; 2) Avaliar o impacto dos peixes sobre a comunidade bentônica entre os locais e em diferentes períodos do dia; 3) Avaliar a contribuição funcional das espécies de peixe em relação às interações com a comunidade bentônica, levando em consideração sua biomassa nos locais.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

Este estudo foi realizado durante o verão austral de 2010 no Arquipélago dos Abrolhos (Fig. 1), estado da Bahia, nordeste do Brasil (17º 58'S; 38º 42'S). Distante cerca de 60km da costa, o Arquipélago é uma extensão da plataforma continental, de profundidade máxima média de 30m, que contém estruturas biogênicas recifais em forma de cogumelo (Chapeirão) e ilhas vulcânicas rodeadas por recifes de coral em franja, cuja profundidade não passa de 10m. Esses recifes em franja não constituem formações coralíneas vultuosas, porém constituem-se de organismos recifais (e.g. corais, esponjas, algas) que crescem sobre um substrato duro formado principalmente a partir do crescimento e deposição de algas calcárias (coralíneas) e outros organismos incrustantes, preenchidos também pela deposição de sedimento. Os chapeirões variam de 5 a 30 metros de altura e seus topos compõem complexas estruturas recifais biogênicas com aproximadamente de 20 a 300 metros de raio (Leão 1996, Leão & Kikuchi 2001). Oito das 16 espécies de corais mais comuns de Abrolhos ocorrem apenas no Brasil, representando a maior parte das espécies de corais recifais do Atlântico Sul (Leão & Kikuchi 2001), e a fauna de peixes recifais e costeiros totalizam cerca de 270 espécies (Moura & Francini-Filho 2006). O Arquipélago dos Abrolhos é protegido por lei federal desde 1983 como parte do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, sendo proibidas quaisquer atividades de pesca dentro dos limites do Parque.

As amostragens foram realizadas em quatro pontos do Banco dos Abrolhos distribuídos entre o topo dos Chapeirões e os recifes em franja das ilhas Siriba e Santa Bárbara, esta última ilha contando com dois pontos Mato Verde e Portinho Norte (Fig. 1).

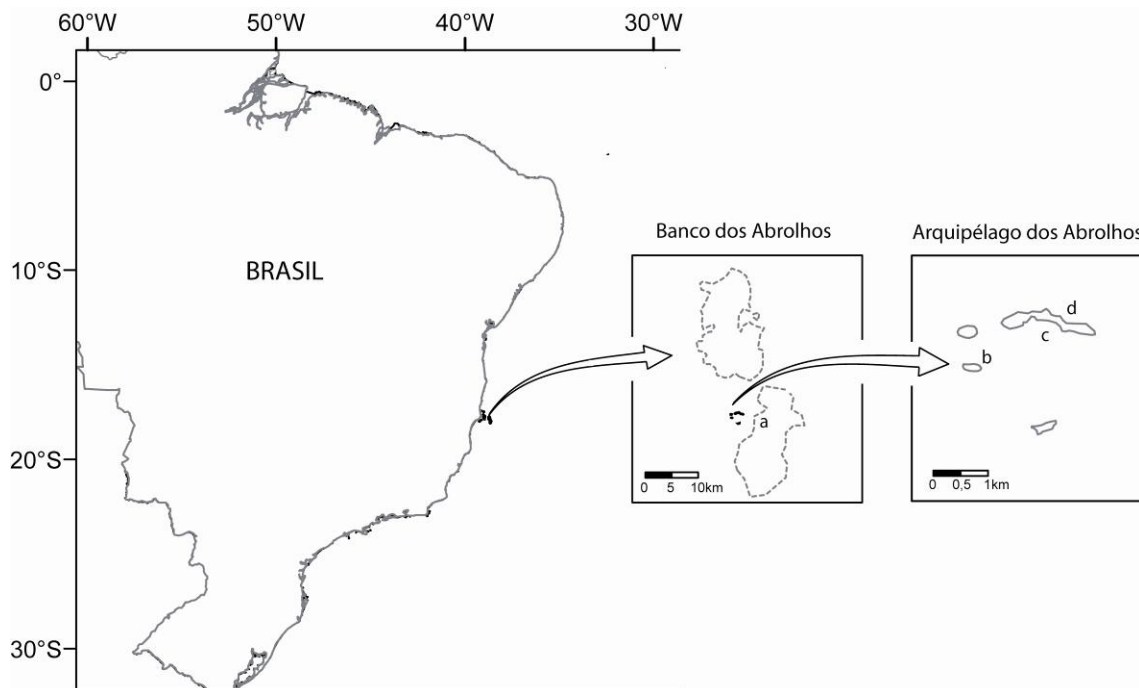


Figura 1.15 Mapa da área de estudo no Parque Nacional Marinho dos Abrolhos. (a) Chapeirão; (b) Siriba; (c) Mato Verde; (d) Portinho Norte.

Estrutura da comunidade de peixes

Censos visuais 20 x 2m (40m²) foram realizados nas áreas de estudo, no estrato entre 3 e 10 metros de profundidade, para estimativas da densidade de peixes. Esta metodologia tem sido amplamente utilizada em trabalhos diversos ao longo da costa brasileira (Ferreira et al., 2004; Floeter et al., 2007). Os peixes foram classificados em cinco classes de tamanho (<5cm, 5-10cm, 11-20cm, 21-30cm, >30cm) e em categorias funcionais adaptadas de Ferreira et al. (2004) e Floeter et al. (2004), definidas a seguir. A partir dos dados de densidade procedeu-se o cálculo das estimativas de biomassa corpórea. Essa medida é considerada um bom descritor, uma vez que além de levar em conta a abundância, agrega também informações do tamanho de cada indivíduo registrado no censo. O cálculo da biomassa para cada indivíduo é baseado na equação alométrica:

$$B = a \cdot (TL)^b$$

que relaciona o tamanho total estimado de cada peixe (Total Length = TL) com os parâmetros a e b , derivados de relações peso-comprimento já publicadas (e.g., Froese & Pauly 2010). Para cada espécie de peixe há parâmetros específicos para tal formulação e na ausência de informação para a exata espécie, foram utilizados os parâmetros descritos para o gênero.

Classificação funcional adotada

A fim de definir as categorias funcionais adotadas por este trabalho, as categorias tróficas definidas por Ferreira et al. (2004) foram utilizadas e combinadas com informações de mobilidade e comportamento de forrageio das espécies. Tal combinação de informações derivam de

observações diretas do comportamento alimentar (anteriores e realizadas ao longo do presente trabalho), identificando dessa forma os principais itens alimentares, corroboradas por análises de conteúdo estomacal (C.E.L. Ferreira, S.R. Floeter, J.L. Gasparini, B.P. Ferreira, J.C. Joyeux & G.O. Longo, dados não publicados) e dados da literatura (*e.g.* Randall 1967). Em relação à mobilidade, foram definidas três categorias relativas à capacidade das espécies em utilizar a área do recife estudado: **Baixa** – espécies mais associadas ao substrato bentônico, algumas podendo ser caracterizadas como territoriais. Utilizam uma pequena área proporcionalmente ao tamanho dos recifes onde vivem sendo frequentemente encontradas nos mesmos locais do recife em mergulhos consecutivos; **Moderada** – espécies vagueadoras, no entanto com menor capacidade de natação e utilização do recife em relação a espécies consideradas de alta mobilidade. Tal restrição está frequentemente associada ao tamanho e morfologia das espécies, o que se reflete em seu comportamento de forrageio e utilização de áreas proporcionalmente menores do recife; **Alta** – espécies vagueadores com boa capacidade de natação e utilização do recife. São frequentemente observadas forrageando em cardumes ao longo de toda a área do recife.

Diante desse contexto, o presente trabalho utiliza sete categorias funcionais distintas para classificação dos peixes recifais:

- 1) **Raspadores (SCRP)** – definidos como grupo de herbívoros de mobilidade baixa à moderada, consumidores de *turf* algal (matriz de alga epilítica) ou algas de pequeno porte, atuando funcionalmente como raspadores do substrato em busca desses recursos. Ex.: *Acanthurus bahianus*, *Acanthurus chirurgus*, *Cryptotomus roseus*, *Scarus* sp. (juvenis), *Scarus zelindae*, *Sparisoma axilare*, *Sparisoma frondosum* e *Sparisoma tuiupiranga*.
- 2) **Comedores de *turf* algal (TURF)** – definidos como grupo de herbívoros de mobilidade moderada, consumidores de *turf* algal (matriz de alga epilítica) atuando funcionalmente como “podadores” desse grupo de algas. Ex.: *Acanthurus coeruleus* e *Sparisoma* sp.
- 3) **Herbívoros territoriais (THER)** – definidos como grupo de herbívoros de baixa mobilidade associada ao seu comportamento territorial. São consumidores de *turf* algal (matriz de alga epilítica) e algas de pequeno porte. Apresentam papel funcional essencial ao selecionar algas mais palatáveis em seus territórios, alterando a estrutura da comunidade bentônica (Ferreira *et al.* 1998). Ex.: *Stegastes fuscus* e *Stegastes variabilis*.
- 4) **Escavadores (EXCV)** – definidos como grupo de herbívoros vagueadores de mobilidade alta à moderada, predominantemente consumidores de macroalgas de pequeno porte e *turf* algal, com registros de predação sobre corais e macroalgas calcárias crostosas (Francini-Filho *et al.* 2008a), atuando funcionalmente como escavadores de papel fundamental na bioerosão de carbonato de cálcio. Ex.: *Sparisoma amplum* e *Scarus trispinosus*.
- 5) **Predadores de invertebrados móveis (MINV)** – definidos como grupo de zoobentívoros de alta mobilidade, predominantemente consumidores de pequenos invertebrados móveis associados ao substrato bentônico. Seu papel funcional está principalmente associado à predação da fauna de fital e de substratos arenosos de interface rocha/areia Ex.: *Anisotremus virginicus*, *Haemulon aurolineata*, *Haemulon plumieri*, *Halichoeres braziliensis*, *Halichoeres poeyi*, *Halichoeres radiatus* e *Pseudupeneus maculatus*.
- 6) **Predadores de invertebrados sésseis (SINV)** – definidos como grupo de zoobentívoros de mobilidade moderada, predominantemente consumidores de invertebrados sésseis (*i.e.* cnidários, poríferos e ascídeas). Seu papel funcional está principalmente associado ao

balanço entre macrofitobentos e macrozoobentos nas comunidades bentônicas. Ex.: *Cantherhines macrocerus* e *Chaetodon striatus*.

- 7) **Onívoros (OMNI)** – definidos como grupo de onívoros de mobilidade moderada. Caracterizam-se por altas taxas de interação com a comunidade bentônica em ambientes de costão rochoso, com grande plasticidade funcional. Nesses ambientes já foi observado atuando de maneira semelhante a grupos funcionais de herbívoros (especialmente MALG e *TURF*), zoobentívoros (MINV), sendo também constantemente registrados se alimentando no plâncton (Longo et al. ver Capítulo 2). Ex.: *Abudefduf saxatilis*, *Holacanthus ciliaris* e *Pomacanthus paru*.

Influência da ictiofauna sobre a comunidade bentônica

Medidas de abundância e forrageamento de peixes, por unidade de área e tempo, foram obtidas com uso de câmeras filmadoras, operando na ausência de observadores (filmagem remota, Fig. 2). A câmera era presa a um tripé lastreado e posicionada a aproximadamente 2m de distância de uma área de 2m de comprimento e 1m de largura. Esta área era medida esticando-se uma corrente de 2m em frente à câmera no início da gravação, sendo seu posicionamento também utilizado para estabelecer medidas de referência para as estimativas de tamanho dos peixes. A corrente era retirada tão logo a área era delimitada. Cada sequência de filmagem possui duração aproximada de 15 minutos, sendo que os minutos iniciais e finais foram descartados a fim de minimizar o efeito da presença do mergulhador, o que resultou em um período efetivo de filmagem de 10 minutos. As amostragens foram realizadas no verão de 2009-2010 em dois períodos do dia denominados manhã (09:00h-13:00h) e tarde (14:00h-18h), sendo analisados separadamente.

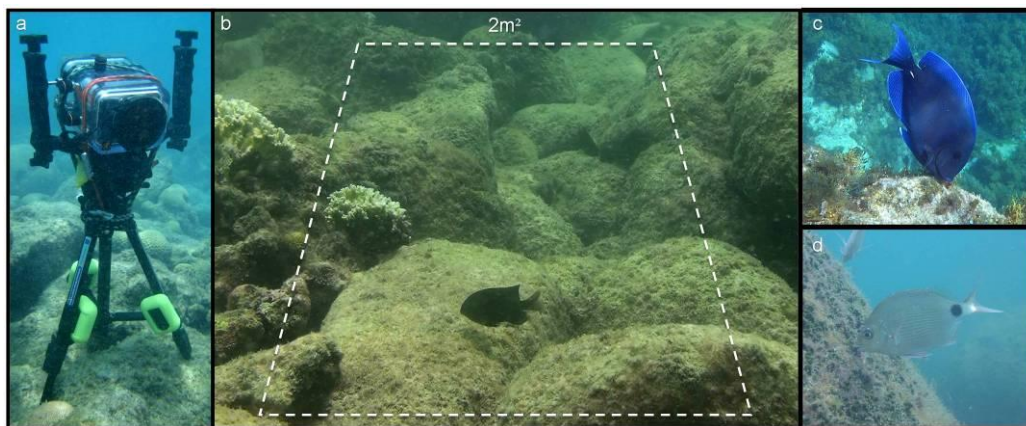


Figura 2. Metodologia de filmagem remota. a) Câmera filmadora presa ao tripé lastreado. b) Imagem retirada de uma filmagem realizada de acordo com a metodologia proposta. A linha tracejada indica a área utilizada para as medidas de forrageamento. c) *Acanthurus coeruleus* investindo contra o substrato. d) *Diplodus argenteus* investindo contra o substrato. Fotos: G.O. Longo e S.R. Floeter.

Foram realizadas um total de 79 filmagens nos locais amostrados das quais 40 no Portinho Norte (24 no período da manhã e 16 no período da tarde), 16 na Siriba (dez de manhã e seis à tarde), oito no Mato Verde durante o período da tarde e 15 réplicas no Chapeirão durante o

período da manhã. O tamanho desigual das amostras reflete restrições logísticas especialmente de condições de mergulho para realização das filmagens.

Avaliação do impacto dos peixes

Para inferir o grau de remoção e/ou distúrbio dos peixes sobre o bentos, as sequências de filmagem foram analisadas e o número de investidas por espécie de peixe quantificadas. Para efeito deste trabalho, considera-se uma mordida quando o indivíduo investe com a mandíbula aberta sobre o substrato, com posterior fechamento da boca, mesmo quando não ocorra ingestão. O tamanho dos peixes foi avaliado através da referência obtida pelo posicionamento da corrente que demarcava a área de filmagem. Os peixes foram agrupados de acordo com as mesmas classes de tamanho estabelecidas para a técnica de censo visual e grupos funcionais acima descritos.

Correção das investidas pela biomassa

A fim de considerar a variação no impacto da investida gerada pelo tamanho de cada indivíduo, o número de investidas foi corrigido pela biomassa individual do peixe, calculado pelo produto da biomassa corpórea (kg) e o número de mordidas do indivíduo (Hoey & Bellwood 2009; Hoey 2010). Esta padronização representa também uma forma de diferenciação do impacto da mordida entre espécies, considerando que indivíduos de mesmo tamanho, porém de espécies diferentes não apresentam biomassa coincidente. O número de investidas corrigidas pela biomassa passa a ser referido a partir daqui como impacto. Dessa forma, a medida de impacto dos peixes sobre a comunidade bentônica é aqui apresentada em $(\text{Investidas} \times \text{kg}) / (2\text{m}^2 \times 10\text{min})$.

Contribuição funcional potencial

A Contribuição Funcional Potencial (CFP) é um índice que foi criado para quantificar o potencial de influência de cada espécie da comunidade de peixes considerando sua biomassa média total no recife, quantificada nos censos visuais. A criação deste índice baseia-se no fato de que o método de censo visual provê uma melhor estimativa da comunidade de peixes que a filmagem remota (em virtude da área utilizada e número de réplicas), porém que a filmagem remota provê uma melhor avaliação do impacto dos peixes na comunidade bentônica. A partir disso, a associação de ambas as informações deve resultar em uma boa aproximação do potencial de impacto que as espécies de peixe apresentam em relação às interações com a comunidade bentônica.

O CFP é resultado de uma regra de três simples, apresentada da seguinte forma: considerando que a biomassa detectada nas filmagens foi responsável por determinado impacto, então a biomassa detectada no censo visual teria a capacidade de exercer um impacto proporcional à sua abundância. Dessa forma, o índice de Contribuição Funcional Potencial (CFP) é demonstrado através do produto da biomassa média da espécie nos censos visuais e o impacto médio da espécie observado nos vídeos, dividido pela biomassa média da espécie nas filmagens, conforme a equação a seguir:

$$\text{CFP} = \frac{(\text{Biomassa média nos censos} \times \text{Impacto médio})}{\text{Biomassa média nas filmagens}}$$

Algumas premissas relativas a esse índice devem ser levadas em conta para melhor interpretação. A primeira delas é de que o impacto dos peixes sobre a comunidade bentônica avaliado a partir da filmagem remota representa bem o efeito real dos peixes nesta interação. Longo & Floeter (*submetido*) indicam que tal metodologia é ainda mais sensível à detecção de riqueza e quantificação do número de interações, validando tal premissa. A segunda premissa é relativa à utilização do censo visual para estimativas de biomassa da comunidade de peixes. Esta metodologia tem sido amplamente utilizada para tal avaliação, com múltiplas abordagens em ambientes recifais (*e.g.* Ferreira, Gonçalves & Coutinho 2001, Floeter et al. 2007; Hoey & Bellwood 2009). Por fim, a última premissa para esta extrapolação é a de que todos os indivíduos das populações de peixe investem contra a comunidade bentônica em taxas semelhantes, não havendo também variação inter-individual na escolha do substrato de alimentação. Contudo, em virtude de não haver trabalhos testando tais hipóteses na comunidade de peixes recifais, esta tem sido uma premissa bastante utilizada nos trabalhos de papel funcional de peixes nos sistemas recifais (*e.g.* Fox & Bellwood 2007, 2008a, 2008b; Hoey & Bellwood 2009, Hoey 2010) e também será aceita para efeito deste trabalho.

Optou-se por demonstrar o CFP de maneira relativa à contribuição total da comunidade de peixes (%) a fim de facilitar sua compreensão. Esse procedimento permite avaliar a contribuição potencial de cada espécie/grupo funcional no impacto total dos peixes sobre a comunidade bentônica dos costões rochosos. É importante ressaltar que esta extrapolação é válida para as interações entre as comunidades de peixe e bentônica no ambiente recifal alvo de cada trabalho.

Estimativa da cobertura bentônica

Dentro dos limites das áreas de filmagem foram realizadas amostragens por fotoquadrado ($n=5$), utilizando-se uma escala de 10cm, objetivando identificar a composição de grupos morfofuncionais da comunidade bentônica. Posteriormente as fotos foram analisadas em laboratório através do software CPCe versão 3.5 (Kohler & Gill 2006), posicionando aleatoriamente 30 pontos sobre as fotografias uma área de 20x20cm. O grupo morfofuncional localizado imediatamente abaixo do ponto foi identificado e a proporção de cobertura bentônica calculada. Zoobentos foram classificados de forma taxonômica, na maior resolução possível, e fitobentos em grupos morfofuncionais adaptados de Littler & Littler (1980, 1984) e Steneck & Dethier (1994).

Análises estatísticas

Uma média da porcentagem de cobertura foi obtida para cada área de filmagem a partir dos 10 fotoquadrados realizados nessas áreas. Dessa forma, para efeito das análises que envolvem dados de cobertura bentônica, considerou-se uma média de cobertura para cada área filmada, a qual foi tratada como réplica. As diferenças na cobertura de grandes grupos da comunidade bentônica entre os locais estudados foram avaliadas através de uma *one-way* ANOVA e o teste de Student-Newman-Keuls *a posteriori* foi aplicado para identificar tais diferenças. Para tal

comparação apenas os grupos que somados representaram entre 80 e 95% da cobertura nos locais estudados foram selecionados. Esta análise foi realizada no programa STATISTICA versão 7 (Statsoft 2004).

Os dados da comunidade bentônica dos diferentes pontos amostrais foram transformados pelo arco seno da raiz quadrada. Os dados da comunidade bentônica dos diferentes pontos amostrais e profundidades foram transformados pelo arco seno da raiz quadrada. As dissimilaridades entre os sítios de amostragem e as profundidades foram calculadas através da Distância Euclidiana, baseada na classificação mais específica dos grupos da comunidade bentônica. A partir dessa matriz, aplicou-se o *one-way* ANOSIM para avaliar a significância dos agrupamentos das amostras dos locais estudados, considerando o local da amostragem como fator de agrupamento. Estas análises foram realizadas no programa PRIMER (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research, UK) e baseadas em Clarke (1993).

A fim de avaliar possíveis diferenças entre o impacto das espécies em um mesmo período do dia, utilizou-se o teste não-paramétrico de Kruskal Wallis e comparações múltiplas entre as médias dos rankings de cada grupo para identificar tais diferenças. A diferença entre o impacto de uma mesma espécie entre os dois períodos do dia foi avaliada com o Teste U de Mann-Whitney. Para ambos os testes, considerou-se cada filmagem como uma réplica. Tais análises foram realizadas no programa STATISTICA versão 7 (Statsoft 2004).

Para verificar o impacto dos peixes, espécies e grupos funcionais, em relação aos locais de amostragem e períodos do dia, utilizou-se a Análise de Correspondência (CA). Para tanto, os dados de impacto foram utilizados como matriz base sendo local e período do dia os fatores de agrupamento. Esta análise foi realizada com o programa MVSP versão 3.13r (Kovach Computing Service 2009).

RESULTADOS

Cobertura bentônica

Ao longo dos ambientes estudados, 28 grupos de organismos bentônicos foram identificados pelo menos ao nível de gênero, reunidos em grupos morfofuncionais mais amplos (Tabela 1). Zoobentos representaram somados uma cobertura média de 30% entre todos os sítios amostrados. Destacando-se entre os organismos nove corais escleractíneos típicos do banco dos Abrolhos, como é o caso de *Mussismilia brasiliensis*. Zoantídeos também foram bastante representativos na cobertura bentônica, sendo representados principalmente por *Palythoa caribaeorum*. De maneira geral, a cobertura predominante foi o *turf* algal, sendo na maior parte das vezes dominado por algas filamentosas, sendo observada sobre rochas, colônias de corais e algas calcárias. Dentre as macroalgas foliáceas, destacam-se *Dictyota* sp, *Dictyopteris* sp. e *Styopodium zonale*, as quais foram bastante representativas nos ambientes de recifes em franja (Portinho Norte e Mato Verde). Entre as macroalgas crostosas, destacam-se as algas calcárias não articuladas (coralíneas) que chegaram a representar cerca de 16% da cobertura total de um dos locais estudados e correspondeu em todos os locais a mais de 95% da proporção de crostosas. Observou-se também, em frequência mais alta no Chapeirão (14.6%), cianofíceas formando finos filamentos avermelhados que, assim com o *turf*, foram observados sobre diversos substratos e inclusive sendo utilizado como recurso alimentar por peixes.

Tabela 1. Proporção de cobertura bentônica nos sítios investigados no Arquipélago dos Abrolhos. Números entre parênteses representam o Erro Padrão da média (%).

PRINCIPAIS GRUPOS	PORTINHO NORTE	SIRIBA	MATO VERDE	CHAPEIRÃO
PORIFERA	1.18% (±0.24)	1.75% (±0.60)	0.57% (±0.30)	1.13% (±0.38)
HYDROZOA MILLEPORIDAE	0.48% (±0.28)	0.13% (±0.13)	- -	0.60% (±0.47)
<i>Millepora alcicornis</i>	0.48% (±0.28)	0.13% (±0.13)	- -	0.60% (±0.47)
ANTHOZOA	0.05% (±0.03)	0.25% (±1.10)	- -	0.40% (±0.19)
Anêmona	- -	0.06% (±0.06)	- -	- -
outro anthozoa	0.05% (±0.03)	0.19% (±0.10)	- -	0.40% (±0.19)
ANTHOZOA SCLERACTINEA	10.88% (±1.70)	6.63% (±1.76)	4.57% (±3.00)	20.47% (±3.30)
<i>Agaricia</i> spp.	0.35% (±0.25)	0.69% (±0.62)	- -	1.13% (±0.68)
<i>Favia</i> spp.	0.68% (±0.20)	0.19% (±0.10)	0.14% (±0.14)	1.67% (±0.56)
<i>Montastrea cavernosa</i>	0.33% (±0.23)	- -	- -	0.80% (±0.80)
<i>Mussismilia braziliensis</i>	6.15% (±1.39)	2.94% (±1.23)	3.14% (±2.82)	5.63% (±1.81)
<i>Mussismilia hartii</i>	0.13% (±0.08)	0.06% (±0.06)	- -	1.07% (±0.63)
<i>Mussismilia hispida</i>	0.43% (±0.16)	0.50% (±0.26)	0.14% (±0.14)	0.73% (±0.56)
<i>Porites astreoides</i>	- -	- -	- -	1.07% (±0.86)
<i>Siderastrea stellata</i>	2.60% (±0.50)	1.94% (±0.64)	1.14% (±0.46)	5.73% (±1.34)
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	0.13% (±0.10)	0.31% (±0.25)	- -	2.53% (±1.48)
ANTHOZOA ZOANTHIDEA	3.63% (±1.10)	3.75% (±2.47)	13.14% (±8.50)	10.67% (±4.90)
<i>Palythoa caribeorum</i>	3.35% (±1.08)	3.63% (±2.47)	12.86% (±8.30)	10.33% (±4.97)
<i>Protopalythoa variabilis</i>	0.05% (±0.03)	- -	- -	0.13% (±0.09)
<i>Zoanthus sociatus</i>	0.23% (±0.08)	0.13% (±0.09)	0.29% (±0.29)	0.20% (±0.11)

PRINCIPAIS GRUPOS	PORTINHO NORTE	SIRIBA	MATO VERDE	CHAPEIRÃO
ANTHOZOA GORGONIIDAE	0.23% (±0.16)	-	-	-
<i>Phyllogorgia dilatata</i>	0.23% (±0.16)	-	-	-
ANTHOZOA PLEXAURIDAE	0.13% (±0.06)	-	0.43% (±0.30)	0.33% (±0.33)
<i>Plexaurella</i> sp.	0.13% (±0.06)	-	0.43% (±0.30)	0.33% (±0.33)
CRUSTACEA	-	-	-	0.13% (±0.19)
ECHINODERMATA	0.65% (±0.25)	0.25% (±0.14)	0.86% (±0.70)	-
Estrela-do-mar	0.05% (±0.03)	-	-	-
Ouriço-do-mar	0.60% (±0.23)	0.25% (±0.14)	0.86% (±0.70)	-
MACROALGAS CORIÁCEAS	0.55% (±0.25)	0.50% (±0.30)	0.14% (±0.14)	-
<i>Lobophora variegata</i>	0.03% (±0.03)	-	-	-
<i>Padina</i> sp.	0.03% (±0.03)	-	-	-
<i>Sargassum</i> sp.	0.50% (±0.25)	0.50% (±0.30)	0.14% (±0.14)	-
MACROALGAS CORTICADAS	0.38% (±0.19)	9.81% (±1.65)	1.86% (±1.24)	0.07% (±0.07)
<i>Gelidium</i> sp.	0.03% (±0.03)	-	-	-
<i>Halimeda</i> sp.	-	6.44% (±1.33)	0.29% (±0.29)	-
Outra macroalga corticada	0.35% (±0.18)	3.38% (±0.69)	1.57% (±1.27)	0.07% (±0.07)
MACROALGAS FOLIÁCEAS	10.95% (±2.72)	4.00% (±0.90)	15.71% (±4.90)	0.07% (±0.07)
<i>Dictyopteris</i> sp.	2.95% (±1.21)	1.19% (±0.34)	0.71% (±0.57)	-
<i>Dictyota</i> sp.	6.35% (±1.55)	1.81% (±0.61)	13.71% (±4.29)	-
<i>Styopodium zonale</i>	1.43% (±0.53)	1.00% (±0.81)	1.29% (±0.84)	-

PRINCIPAIS GRUPOS	PORTINHO NORTE	SIRIBA	MATO VERDE	CHAPEIRÃO
Outra macroalga foliacea	0.23% (±0.23)	- -	- -	0.07% (±0.07)
MACROALGAS CALCÁRIAS ARTICULADAS	0.08% (±0.05)	0.19% (±0.10)	0.14% (±0.14)	0.07% (±0.07)
<i>Amphiroa</i> sp.	- -	0.06% (±0.06)	- -	- -
<i>Arthrocardia</i> sp.	0.03% (±0.03)	0.13% (±0.09)	- -	- -
<i>Jania</i> sp.	0.05% (±0.05)	- -	0.14% (±0.14)	- -
Outra macroalga calcária articulada	- -	- -	- -	0.07% (±0.07)
MACROALGAS CROSTOSAS	8.43% (±1.10)	16.88% (±2.68)	11.00% (±2.90)	14.93% (±2.19)
Calcárias não articuladas	8.03% (±1.11)	16.44% (±2.70)	10.14% (±3.16)	14.93% (±2.19)
<i>Codium intertextum</i>	0.23% (±0.12)	0.31% (±0.18)	0.71% (±0.47)	- -
<i>Dictiosphaeria cavernosa</i>	0.05% (±0.03)	- -	- -	- -
Outra macroalga crostosa	0.13% (±0.05)	0.13% (±0.09)	0.14% (±0.14)	- -
TURF	57.98% (±2.98)	51.44% (±3.42)	49.43% (±7.95)	31.53% (±2.90)
<i>Turf</i> calcáreo	1.50% (±0.37)	0.63% (±0.22)	0.29% (±0.18)	0.40% (±0.19)
<i>Turf</i> filamentosos	38.45% (±2.51)	41.94% (±3.01)	36.14% (±8.34)	18.47% (±3.81)
<i>Turf</i> misto (filamentosos e calcáreo)	18.03% (±1.91)	8.88% (±1.90)	13.00% (±4.60)	12.67% (±2.46)
CIANOFÍCEAS	1.55% (±0.49)	1.00% (±0.29)	0.14% (±0.14)	14.60% (±2.91)
AREIA,CASCALHO	1.95% (±0.87)	3.06% (±1.47)	1.86% (±1.55)	3.93% (±1.24)
DESCONHECIDO	0.03% (±0.03)	0.06% (±0.06)	- -	0.27% (±0.15)

A cobertura bentônica demonstrou ser variável entre as áreas estudadas. Dessa forma, a proporção de cobertura dos grupos morfofuncionais mais representativos (que somados perfazem entre 80 e 95% da cobertura) foram testados em relação aos diferentes locais trabalhados (Fig. 3). É importante notar que a cobertura de diferentes grupos não foi testada em relação ao mesmo local, testou-se apenas a variação de determinada cobertura entre os locais.

Observa-se, claramente, uma maior cobertura de corais escleractíneos no Chapeirão quando em comparação com os outros locais ($F_{3,78} = 4.44, p < 0.001$). O que não ocorre quando se observa a cobertura por zoantídeos que, apesar de variar entre 4% e 13%, não variou de forma significativa entre os locais ($F_{3,78} = 1.65, p = 0.185$). A cobertura por macroalgas crostosas foi significativamente maior na Siriba quando comparada ao Portinho norte ($F_{3,78} = 5.35, p = 0.002$), no entanto a cobertura no Mato Verde e Chapeirão não diferiu em relação a ambos os locais anteriores. O grupo das macroalgas foliáceas apresentou cobertura próxima de zero no Chapeirão, diferindo significativamente dos demais locais onde tal cobertura variou entre 4% e 16% ($F_{3,78} = 5.32, p = 0.002$). O *turf*, ainda que tenha sido o grupo mais abundante nos locais, apresentou cobertura significativamente menor no Chapeirão em relação aos demais locais ($F_{3,78} = 8.13, p < 0.001$). Da mesma forma, as cianobactérias foram mais representativas no Chapeirão ($F_{3,78} = 23.66, p < 0.001$). Diante desse contexto, é possível notar que o Chapeirão representa um sistema recifal bastante distinto em relação aos recifes em franja dos demais locais amostrados.

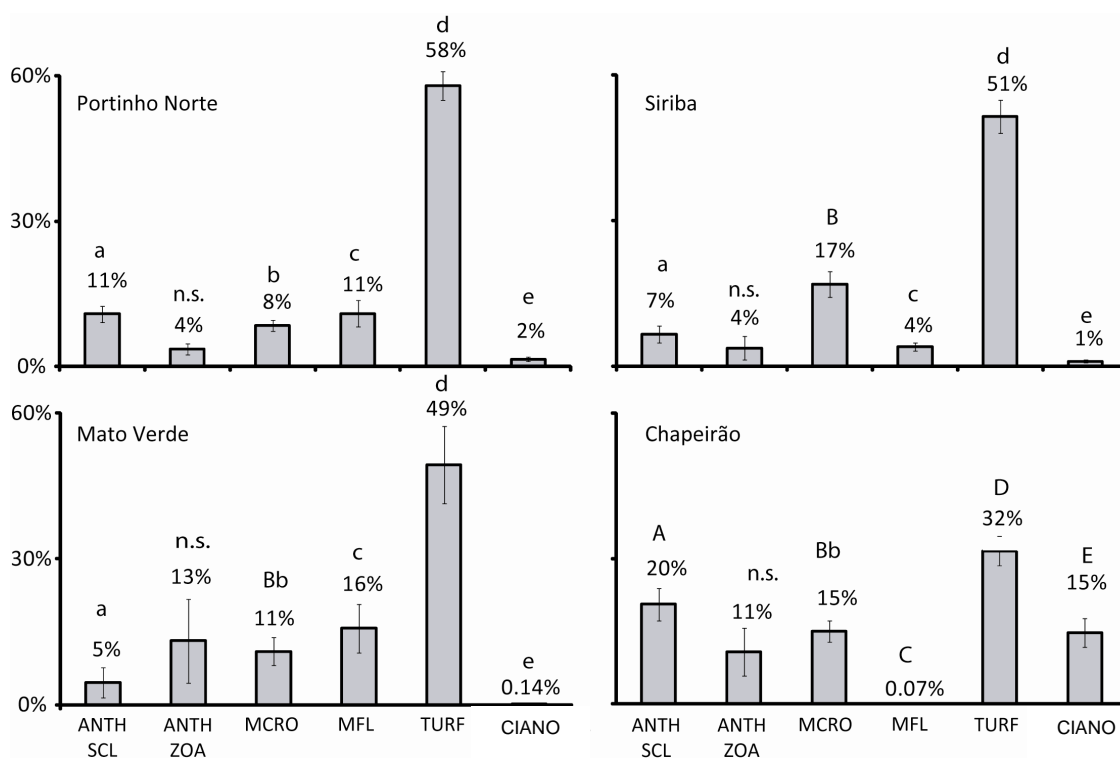


Figura 3. Média da cobertura bentônica dos principais grandes grupos de organismos no Arquipélago dos Abrolhos. ANTH SCL = Anthozoa, Scleractinia; ANTH ZOA = Anthozoa, Zoanthidea; MCRO = Macroalgas crostosas; MFL = Macroalgas foliáceas; TURF = *turf* algal/ matriz de alga epilítica; CIANO = cianobactérias. Letras acima da barra representam as diferenças na cobertura dos grupos entre os locais, resultado do teste de ANOVA e SNK *a posteriori*, de forma que cada letra corresponde a um dos grupos bentônicos.

O teste de ANOSIM, aplicado à matriz de dissimilaridade das amostras utilizando a classificação mais específica dos grupos da comunidade bentônica, indicou haver diferenças significativas na composição da cobertura bentônica entre os locais amostrados (ANOSIM, R Global = 0.303, $p = 0.001$). O Chapeirão apresentou diferenças significativas quando comparado ao Mato Verde (ANOSIM, R = 0.407, $p = 0.001$), à Siriba (ANOSIM, R = 0.501, $p = 0.001$) e ao Portinho Norte (ANOSIM, R = 0.443, $p = 0.001$), corroborando os resultados obtidos a partir dos grupos

morfofuncionais. O que nos permite afirmar que, para efeito deste trabalho, existem de fato dois sistemas recifais distintos: o Chapeirão e os recifes de coral em franja do entorno das Ilhas.

Comunidade de peixes

Um total de 59 espécies foi registrado nos censos visuais, sendo necessárias 15 espécies para representar entre 90% e 95% da biomassa total da comunidade de peixes nos locais amostrados (Fig.4). Observa-se certa homogeneidade na composição das comunidades entre os locais estudados, havendo, no entanto, uma biomassa maior de peixes no Portinho Norte. Neste local, observa-se também uma alta biomassa de espécies da família Haemulidae: *Haemulon parra*, *H. aurolineatum* e *H. plumieri*. Entre todos os locais as famílias que apresentaram maior biomassa foram Haemulidae, Acanthuridae e Scaridae.

Um ponto interessante a se observar é o fato de a biomassa de Scarídeos (*Scarus trispinosus* e *S. zelindae*) ser maior no Chapeirão quando comparado aos recifes em franja das outras áreas amostradas. Ambas as espécies estão entre as 15 em todas as áreas amostradas. A biomassa de *S. trispinosus* não varia em relação ao registrado no Mato Verde, por exemplo. No entanto ao levar em conta a biomassa dessas duas espécies no Chapeirão, percebe-se uma maior representatividade em relação aos outros locais.

De maneira semelhante, *Abudefduf saxatilis* figura em todos os locais como uma das 15 espécies de maior biomassa, no entanto, apenas no Chapeirão esta espécie apresenta a maior biomassa entre elas. *Holacanthus ciliaris*, embora tenha sido observado em mergulhos nas outras áreas de estudo (Longo obs. pess.), apresentou biomassa significativa apenas no Chapeirão. Além disso, predadores de topo como *Epinephelus morio* e *Mycteroperca bonaci*, estão entre as 15 espécies mais abundantes apenas em ambientes de recife em franjas. Estas pequenas diferenças na comunidade de peixes deste local ajudam a reforçar as diferenças entre os sistemas de recifes em franja e o Chapeirão. Com exceção do Mato Verde, a maior parte das 15 espécies mais abundantes nas comunidades foi observada interagindo com a comunidade bentônica.

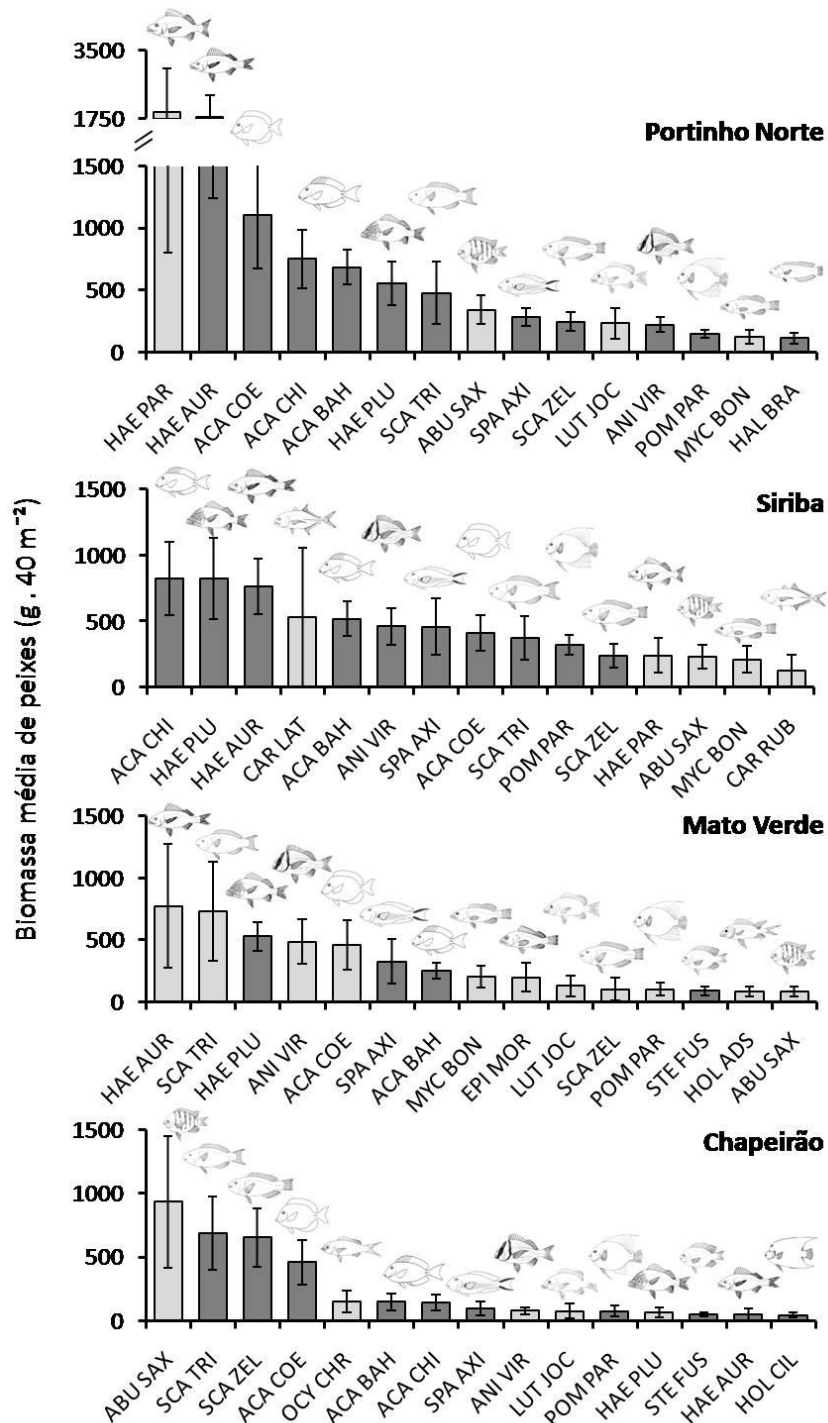


Figura 4. Biomassa média das espécies de peixes nos diferentes locais estudados no Arquipélago dos Abrolhos. Barras escuras indicam espécies registradas interagindo com a comunidade bentônica e barras claras as que não foram registradas interagindo. N total = 144 censos, sendo 50 no Portinho Norte, 45 na Siriba, 25 no Mato Verde e 24 no Chapeirão. ABU SAX = *Abudefduf saxatilis*; ACA BAH = *Acanthurus bahianus*; ACA CHI = *Acanthurus chirurgus*, ACA COE = *Acanthurus coeruleus*; ANI VIR = *Anisotremus virginicus*; CAR LAT = *Caranx latus*; CAR RUB = *Caranx rubra*; EPI MOR = *Epinephelus morio*; HAE AUR = *Haemulon aurolineatum*; HAE PAR = *Haemulon parra*; HAE PLU = *Haemulon plumieri*; HAL BRA = *Halichoeres brasiliensis*; HAL POE = *Halichoeres poeyi*; HOL ADS = *Holocentrus adscensionis*; HOL CIL = *Holacanthus ciliaris*; LUT JOC = *Lutjanus jocu*; MYC BON = *Mycteroperca bonaci*; OCY CHR = *Ocyurus chrysurus*; POM PAR

= *Pomacanthus paru*; SPA AXI = *Sparisonma axilare*; SCA TRI = *Scarus trispinosus*; SCA ZEL = *Scarus zelindae*; STE FUS = *Stegastes fuscus*.

Interação entre peixes e a comunidade bentônica

Das 59 espécies registradas nos censos visuais, 26 foram observadas em interação alimentar com a comunidade bentônica entre os dois períodos estudados (Figs. 5 e 6). No Portinho Norte durante o período matutino, 13 espécies foram responsáveis pelo impacto dos peixes no bentos enquanto que à tarde, apenas quatro foram registradas interagindo. Na Siriba, por outro lado, dez espécies foram registradas no período matutino e nove no período da tarde. Em virtude de questões logísticas, o Chapeirão foi amostrado apenas no período da manhã enquanto o Mato Verde foi amostrado apenas no período da tarde, sendo que no primeiro registraram-se 11 e no segundo seis espécies interagindo com a comunidade bentônica.

Houve diferenças significativas entre o impacto das diferentes espécies em um mesmo local e período (Tabelas 3 e 4). No Portinho Norte as espécies que mais impactaram foram *Acanthurus bahianus*, seguido de *Acanthurus coeruleus* e *Acanthurus chirurgus*, havendo também um impacto substancial de *Pomacanthus paru*. De maneira semelhante, *A. bahianus* foi também a espécie que mais impactou no período da manhã na Siriba e no Chapeirão, e no período da tarde no Mato Verde.

Em relação ao Chapeirão, chama atenção a representatividade do impacto de *Scarus zelindae* e *Scarus trispinosus*, sendo o impacto da primeira espécie no local o dobro do observado na Siriba durante o período da tarde, por exemplo. Nos outros locais, não houve registro do impacto de tais espécies ou estes foram bastante baixos. Os altos erros padrões observados nestas espécies relacionam-se com o fato de que, quando observadas, formavam grandes cardumes mistos de ambas as espécies. *Holacanhtus ciliaris* somente exerceu impacto sobre a comunidade bentônica no Chapeirão, em contrapartida observou-se uma redução do impacto de *Pomacanthus paru* neste local em relação aos demais. *Sparisoma tuiupiranga* foi observado impactando a comunidade bentônica exclusivamente no Chapeirão.

Durante o período da tarde no Portinho Norte *Acanthurus bahianus* e *Stegastes fuscus* foram os principais responsáveis pelo impacto no bentos. No mesmo período na Siriba, não houve diferenças significativas no impacto registrado entre as espécies.

Os grupos funcionais de herbívoros foram, sem dúvida, os que mais impactaram a comunidade bentônica. De maneira geral, os Acanthurídeos foram os que impactaram em todos os locais e períodos amostrados seguidos pelos Scarídeos. Predadores de invertebrados móveis e sésseis apresentaram baixo impacto sobre a comunidade bentônica em todos os locais e períodos. Os onívoros, como *Pomacanthus paru*, apresentaram impacto maior nos ambientes de recife em franja.

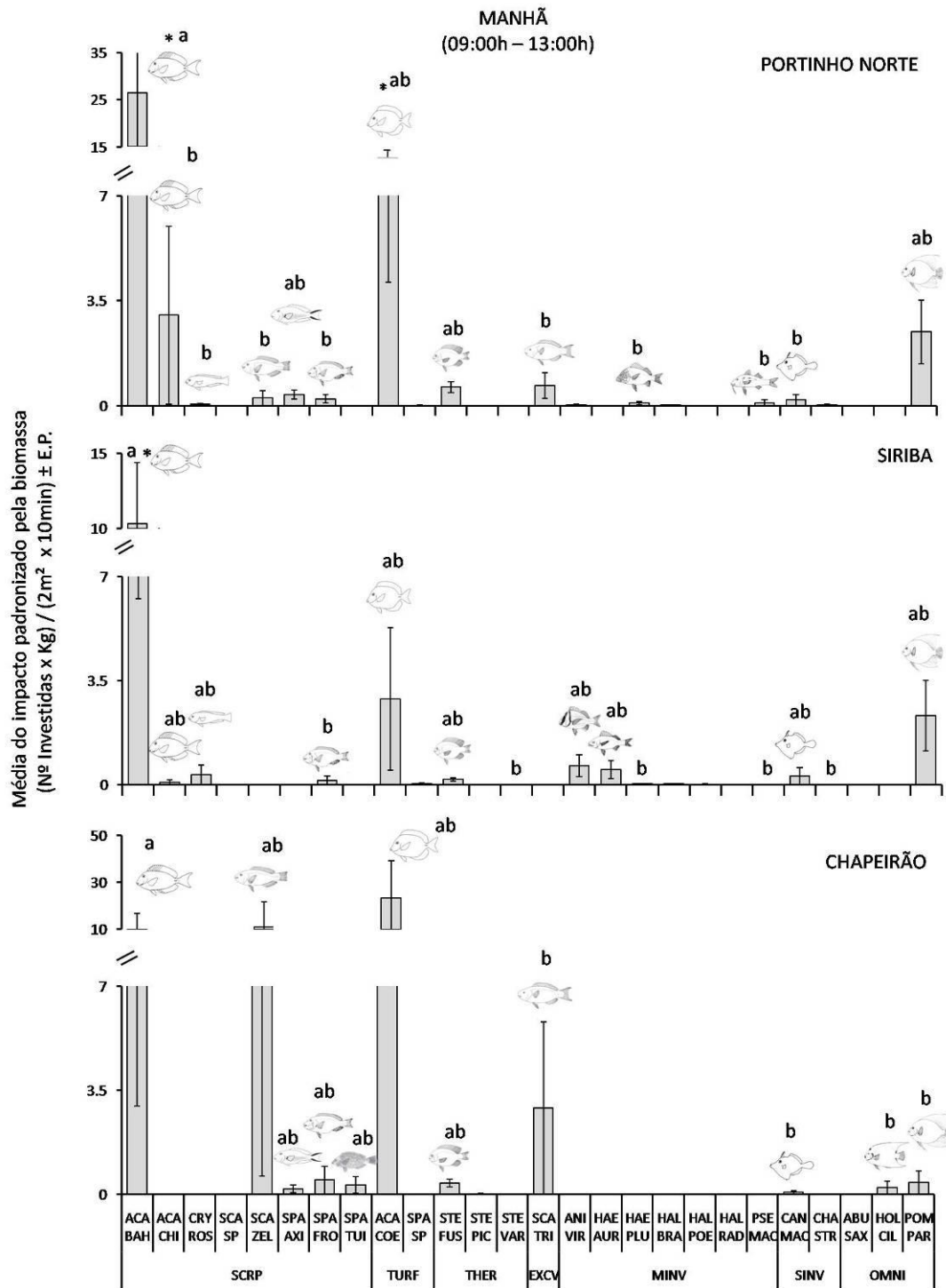


Figura 5. Impacto das espécies de peixe sobre a comunidade bentônica no Arquipélago dos Abrolhos. Barras verticais representam erro padrão da média. (*) Indica diferença significativa no impacto das espécies entre os períodos do dia (ver Fig. 6). Letras indicam diferenças no impacto das diferentes espécies em cada um dos locais, resultado do teste de Kruskal Wallis ANOVA e comparações múltiplas das médias dos ranks de cada grupo. ACA BAH = *Acanthurus bahianus*; ACA CHI = *Acanthurus chirurgus*, CRY ROS = *Cryptotomus roseus*; SCA SP = *Scarus sp.*; SCA ZEL = *Scarus zelindae*; SPA AXI = *Sparisoma axilare*; SPA FRO = *Sparisoma frondosum*; SPA TUI = *Sparisoma tuiupiranga*; ACA COE = *Acanthurus coeruleus*; SPA SP = *Sparisoma sp.*; STE FUS = *Stegastes fuscus*; STE PIC = *Stegastes pictus*; STE VAR = *Stegastes variabilis*; SCA TRI = *Scarus trispinosus*; ANI VIR = *Anisotremus virginicus*; HAE AUR = *Haemulon aurolineatum*; HAE PLU =

Haemulon plumieri; HAL BRA = *Halichoeres brasiliensis*; HAL POE = *Halichoeres poeyi*; HAL RAD = *Halichoeres radiatus*; PSE MAC = *Pseudupeneus maculatus*; CAN MAC = *Cantherhines macrocerus*; CHAE STR = *Chaetodon striatus*; ABU SAX = *Abudefduf saxatilis*; HOL CIL = *Holacanthus ciliaris*; POM PAR = *Pomacanthus paru*. SCRIP = raspadores; TURF = comedores de turf; THER = herbívoros territoriais; EXCV = Escavadores; MINV = predadores de invertebrados móveis; SINV = predadores de invertebrados sésseis; OMNI = onívoros.

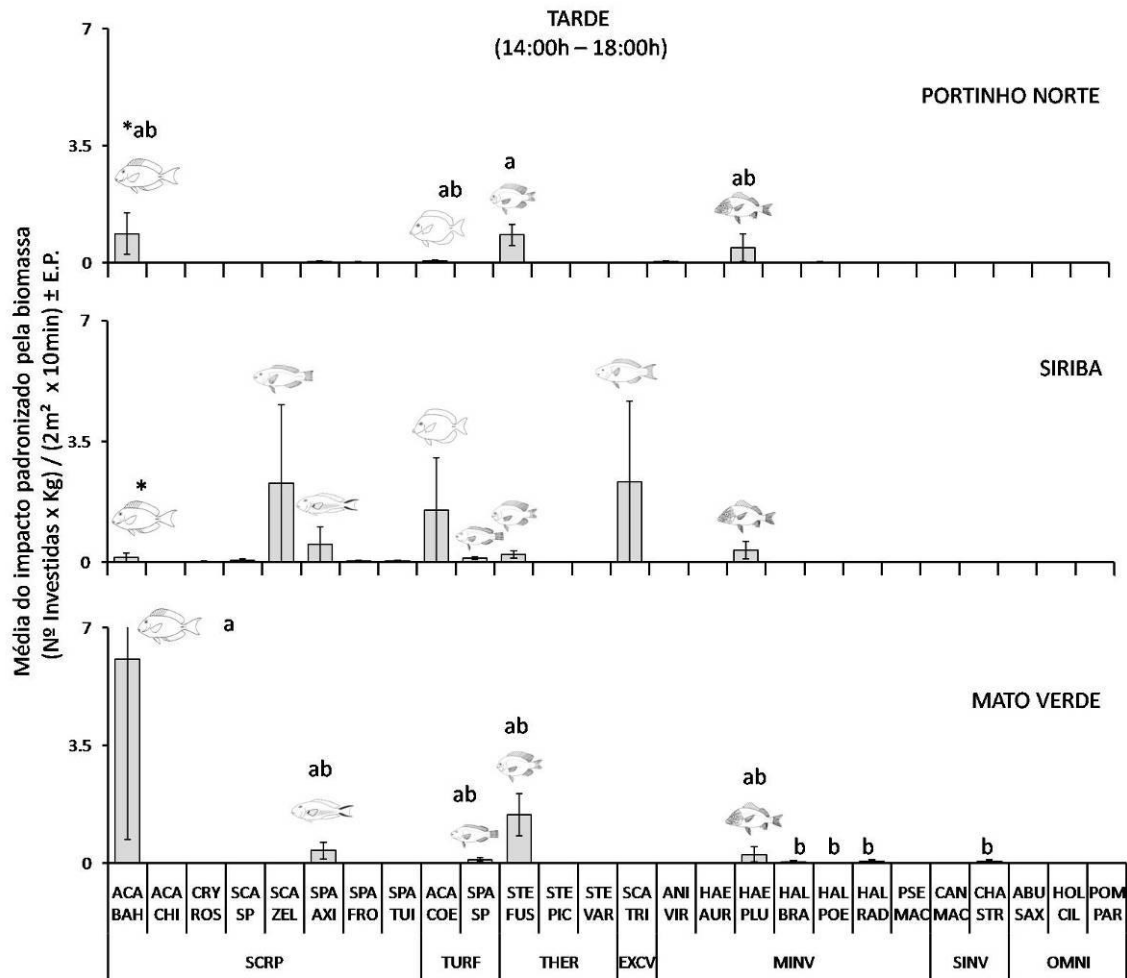


Figura 6. Impacto das espécies de peixe sobre a comunidade bentônica no Arquipélago dos Abrolhos. Barras verticais representam erro padrão da média. (*) Indica diferença significativa no impacto das espécies entre os períodos do dia (ver Fig.5). Letras indicam diferenças no impacto das diferentes espécies em cada um dos locais, resultado do teste de Kruskal Wallis ANOVA e comparações múltiplas das médias dos ranks de cada grupo. ACA BAH = *Acanthurus bahianus*; ACA CHI = *Acanthurus chirurgus*, CRY ROS = *Cryptotomus roseus*; SCA SP = *Scarus sp.*; SCA ZEL = *Scarus zelindae*; SPA AXI = *Sparisoma axilare*; SPA FRO = *Sparisoma frondosum*; SPA TUI = *Sparisoma tuiupiranga*; ACA COE = *Acanthurus coeruleus*; SPA SP = *Sparisoma sp.*; STE FUS = *Stegastes fuscus*; STE PIC = *Stegastes pictus*; STE VAR = *Stegastes variabilis*; SCA TRI = *Scarus trispinosus*; ANI VIR = *Anisotremus virginicus*; HAE AUR = *Haemulon aurolineatum*; HAE PLU = *Haemulon plumieri*; HAL BRA = *Halichoeres brasiliensis*; HAL POE = *Halichoeres poeyi*; HAL RAD = *Halichoeres radiatus*; PSE MAC = *Pseudupeneus maculatus*; CAN MAC = *Cantherhines macrocerus*; CHAE STR = *Chaetodon striatus*; ABU SAX = *Abudefduf saxatilis*; HOL CIL = *Holacanthus ciliaris*; POM PAR = *Pomacanthus paru*. SCRIP = raspadores; TURF = comedores de turf; THER = herbívoros territoriais; EXCV = Escavadores; MINV = predadores de invertebrados móveis; SINV = predadores de invertebrados sésseis; OMNI = onívoros.

Tabela 3. Resultados do Teste de Kruskal Wallis ANOVA relativo às diferenças entre o impacto das espécies em cada local, em um mesmo período.

Local/Período	<i>g.l.</i>	H	<i>p</i>
Portinho Norte			
Manhã	18	130.24	< 0.001*
Tarde	10	57.05	< 0.001*
Siriba			
Manhã	18	62.19	< 0.001*
Tarde	14	19.09	0.161
Mato Verde			
Tarde	10	31.33	< 0.001*
Chapeirão			
Manhã	12	44.73	< 0.001*

Tabela 4. Resultado do teste de comparações múltiplas entre as médias dos “ranks” de todos os grupos. ABU SAX = *Abudefduf saxatilis*; ACA BAH = *Acanthurus bahianus*; ACA CHI = *Acanthurus chirurgus*; ACA COE = *Acanthurus coeruleus*; ANI VIR = *Anisotremus virginicus*; CAN MAC = *Cantherines macrocerus*; CHA STR = *Chaetodon striatus*; CRY ROS = *Cryptotomus roseus*; HAE AUR = *Haemulon aurolineatum*; HAE PLU = *Haemulon plumieri*; HAL BRA = *Halichoeres brasiliensis*; HAL POE = *Halichoeres poeyi*; HAL RAD = *Halichoeres radiatus*; HOL CIL = *Holacanthus ciliaris*; POM PAR = *Pomacanthus paru*; PSE MAC = *Pseudupeneus maculatus*; SCA SP = *Scarus* sp. (jovem); SCA TRI = *Scarus trispinosus*; SCA ZEL = *Scarus zelindae*; SPA AXI = *Sparisoma axilare*; SPA FRO = *Sparisoma frondosum*; SPA SP = *Sparisoma* sp. (jovem); SPA TUI = *Sparisoma tuiupiranga*; STE FUS = *Stegastes fuscus*; STE PIC = *Stegastes pictus*; STE VAR = *Stegastes variabilis*.

Portinho Norte			Siriba			Chapeirão		
Manhã	ACA BAH		Manhã	ACA BAH		Manhã	ACA BAH	
	Z	<i>p</i>		Z	<i>p</i>		Z	<i>p</i>
ACA CHI	4.03	0.009 *	ACA CHI	3.61	0.051	SCA ZEL	2.74	0.474
CRY ROS	3.69	0.039 *	CRY ROS	3.57	0.061	SPA AXI	2.80	0.405
SCA ZEL	4.09	0.007 *	SCA SP	3.42	0.107	SPA FRO	3.17	0.120
SPA AXI	2.68	1.000	SCA ZEL	3.72	0.035 *	SPA TUI	3.19	0.112
SPA FRO	3.81	0.023 *	SPA FRO	3.60	0.055	ACA COE	3.19	0.112
ACA COE	1.00	1.000	ACA COE	1.31	1.000	STE FUS	2.42	1.000
SPA SP	3.38	0.125	SPA SP	3.35	0.136	STE PIC	2.76	0.456
STE FUS	0.88	1.000	STE FUS	1.52	1.000	SCA TRI	3.46	0.042 *
SCA TRI	3.77	0.028 *	STE VAR	3.70	0.037 *	CAN MAC	3.50	0.036 *
ANI VIR	4.32	0.003 *	ANI VIR	2.73	1.000	ABU SAX	3.54	0.031 *
HAE AUR	4.36	0.002 *	HAE AUR	2.76	0.973	HOL CIL	3.49	0.038 *
HAE PLU	3.86	0.019 *	HAE PLU	3.34	0.144	POM PAR	3.48	0.039 *
HAL BRA	4.33	0.003 *	HAL BRA	3.66	0.044 *			

Portinho Norte			Siriba			Chapeirão		
Manhã		ACA BAH	Manhã		ACA BAH	Manhã		ACA BAH
PSE MAC	4.30	0.003 *	HAL POE	3.09	0.342			
CAN MAC	4.07	0.008 *	PSE MAC	3.68	0.040 *			
CHA STR	3.53	0.071	CAN MAC	3.58	0.059			
ABU SAX	4.35	0.002 *	CHA STR	3.68	0.041 *			
POM PAR	2.47	1.000	POM PAR	2.24	1.000			
Portinho Norte			Siriba			Mato Verde		
Tarde		STE FUS	Tarde		N.S.	Tarde		ACA BAH
	Z	p				Z	p	
ACA BAH	2.71	0.366				CRY ROS	1.46	1.000
SCA SP	4.36	0.001 *				SPA AXI	2.98	0.157
SPA AXI	3.71	0.011 *				ACA COE	2.79	0.291
SPA FRO	3.73	0.01 *				SPA SP	3.13	0.096
ACA COE	2.91	0.198				STE FUS	2.16	1.000
SPA SP	3.52	0.024 *				HAE PLU	2.86	0.235
ANI VIR	3.44	0.320				HAL BRA	3.37	0.042 *
HAE AUR	3.76	0.009 *				HAL POE	3.48	0.027 *
HAE PLU	3.10	0.107				HAL RAD	3.34	0.047 *
HAL POE	3.47	0.028 *				CHA STR	3.36	0.043 *

O impacto total das espécies sobre a comunidade bentônica, somando-se todos os locais estudados, foi maior no período da manhã que à tarde ($U=71.0$, $p = 0.05$). Nos locais onde a amostragem foi feita nos dois períodos (Portinho Norte e Siriba) observou-se, além da variação no total do impacto, que as espécies e grupos funcionais apresentaram maior impacto no período da manhã que no período da tarde ou impacto equivalente nos dois períodos, porém não se observaram espécies com impacto maior no período da tarde (Tabela 5).

No Portinho Norte, *Acanthurus bahianus* e *A. coeruleus* impactaram mais no período da manhã que no da tarde. Enquanto que na Siriba, apenas *A. bahianus* impactou mais no período da manhã. Tal variação pode ser observada nas figuras 3 e 4, destacando-se o fato de que o maior impacto de *Scarus trispinosus* e *S. zelindae* em ambientes de recife em franja ocorreu na Siriba no período da tarde.

Tabela 5. Resultados do Teste U de Mann Whitney relativo ao impacto total das espécies nos diferentes períodos do dia nos locais de amostragem como um todo (Abrolhos), e de maneira mais específica no Portinho Norte e Siriba.

Local/Espécies	U	p	Resultado entre períodos
Abrolhos			
Impacto Total	71.0	0.005*	Manhã > Tarde
Portinho Norte			
Impacto Total	5.3	< 0.001*	Manhã > Tarde
<i>Acanthurus bahianus</i>	122.5	0.009 *	Manhã > Tarde

Local/Espécies	U	p	Resultado entre períodos
<i>Sparisoma axilare</i>	174.0	0.181	Manhã = Tarde
<i>Acanthurus coeruleus</i>	138.0	0.027*	Manhã > Tarde
<i>Stegastes fuscus</i>	196.0	0.419	Manhã = Tarde
<i>Haemulon plumieri</i>	245.0	0.727	Manhã = Tarde

Siriba			
Impacto Total	18.0	0.193	Manhã = Tarde
<i>Acanthurus bahianus</i>	6.0	0.009 *	Manhã > Tarde
<i>Cryptotomus roseus</i>	28.5	0.870	Manhã = Tarde
<i>Scarus sp</i>	25.0	0.588	Manhã = Tarde
<i>Sparisoma frondosum</i>	28.5	0.870	Manhã = Tarde
<i>Acanthurus coeruleus</i>	16.5	0.143	Manhã = Tarde
<i>Stegastes fuscus</i>	28.5	0.870	Manhã = Tarde

Interação entre peixes e a comunidade bentônica entre os locais e períodos do dia

O impacto dos grupos funcionais foi relacionado aos locais e períodos estudados de forma que 87% da variação foram explicadas em dois eixos (Figura 7). É possível observar que há uma tendência de os grupos funcionais se aproximarem dos locais amostrados no período da manhã. O grupo dos escavadores, por outro lado, está entre o Chapeirão no período da manhã e a Siriba no período da tarde. O que corrobora o observado nas Figuras 3 e 4 em que *Scarus trispinosus* e *S. zelindae* impactaram apenas nessas situações de amostragem. A partir dessas figuras é possível verificar também que onívoros atuaram mais fortemente no Portinho Norte e Siriba durante a manhã.

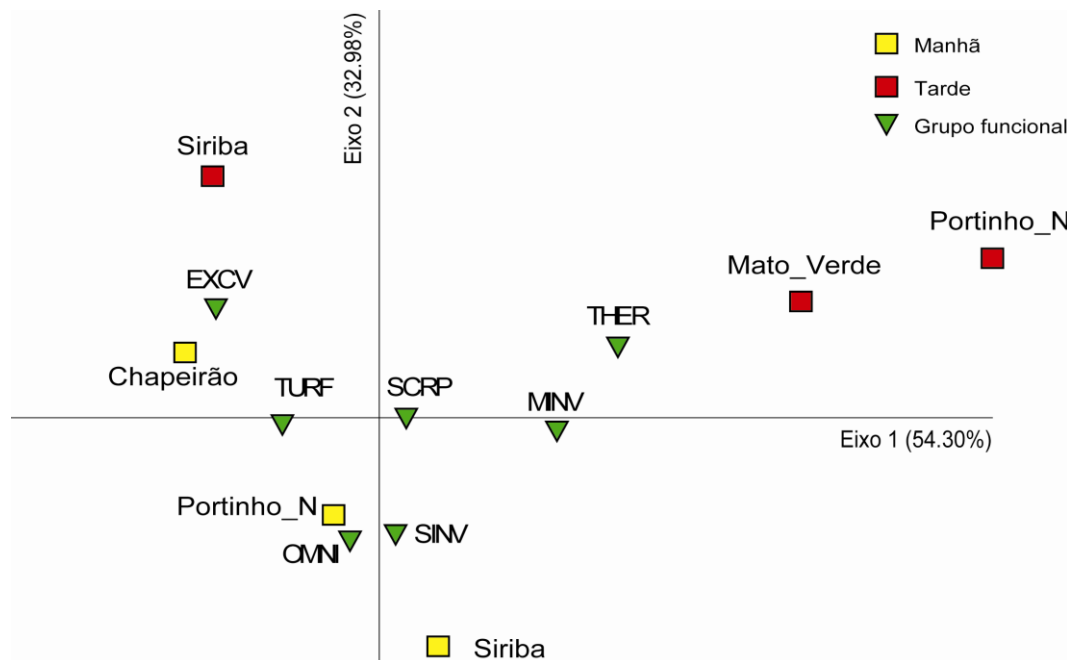


Figura 7. Análise de Correspondência do impacto dos grupos funcionais na cobertura bentônica entre locais e períodos do dia. EXCV = escavadores; TURF= comedores de *turf*; OMNI= onívoros; SINV=

predadores de invertebrados sésseis; MINV= predadores de invertebrados móveis; SCR= raspadores; THER= herbívoros territoriais.

Em relação às espécies, observa-se um maior agrupamento novamente em torno das amostras do período da manhã, de forma que os dois eixos explicaram 72% da variação no impacto (Fig. 8). *Stegastes fuscus* e *Haemulon plumieri* impactaram em proporções semelhantes no período matutino e vespertino, no entanto foram bastante efetivos no período da tarde, portanto, apresentam-se mais distantes das amostragens da manhã. Interessante observar que espécies muito características dos Chapeirões como *Scarus trispinosus*, *Scarus zelindae* e *Holacanthus ciliaris* apresentam-se também associados nesta análise. *Acanthurus chirurgus*, por sua vez, apresenta-se associado à amostra do período matutino do Portinho Norte, onde se mostrou mais efetivo.

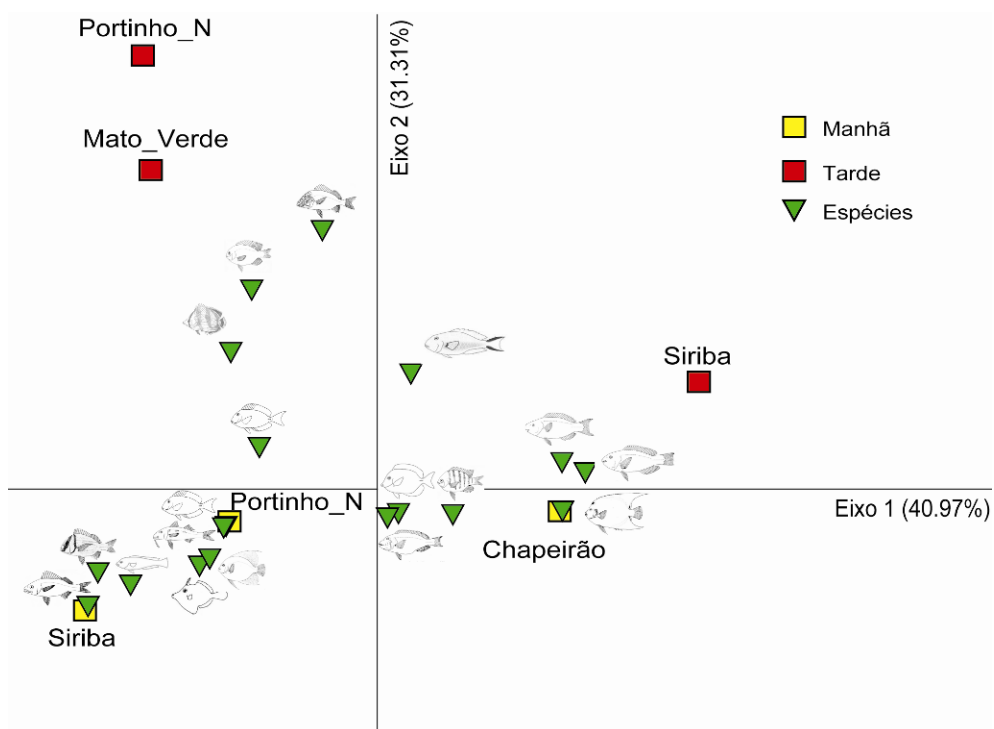


Figura 8. Análise de Correspondência do impacto das espécies na cobertura bentônica entre locais e períodos do dia. = *Abudedefduf saxatilis*; = *Acanthurus bahianus*; = *Acanthurus chirurgus*; = *Acanthurus coeruleus*; = *Anisotremus virginicus*; = *Canterhines macrocerus*; = *Chaetodon striatus*; = *Cryptotomus roseus*; = *Haemulon aurolineatum*; = *Haemulon plumieri*; = *Holacanthus ciliaris*; = *Pomacanthus paru*; = *Pseudupeneus maculatus*; = *Scarus trispinosus*; = *Scarus zelindae*; = *Sparisoma axilare*; = *Sparisoma frondosum*; = *Stegastes fuscus*.

Contribuição funcional potencial (CFP)

Através da contribuição funcional potencial é possível avaliar a proporcionalidade da contribuição de cada espécie/grupo funcional nas interações com a comunidade bentônica. Nesse sentido, observa-se no Portinho Norte uma dominância na contribuição funcional, de forma que os Acanthurídeos, embora representem dois grupos funcionais distintos (SCRP e TURF), contribuem potencialmente com 84% das interações entre peixes e a comunidade bentônica (Fig. 9).

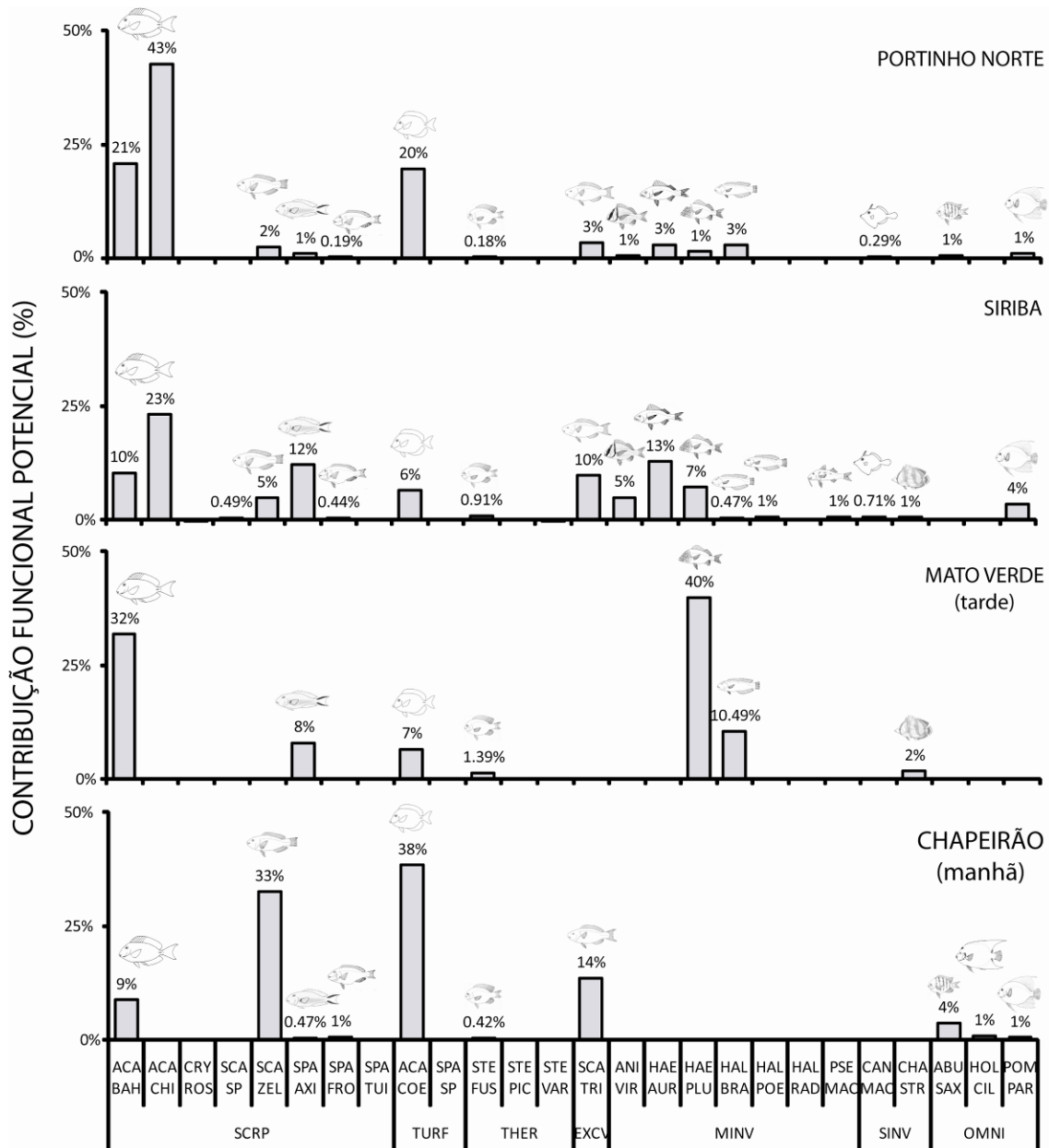


Figura 9. Contribuição funcional potencial das espécies observadas investindo contra a comunidade bentônica em diferentes ambientes no Arquipélago dos Abrolhos. ACA BAH = *Acanthurus bahianus*; ACA CHI = *Acanthurus chirurgus*, CRY ROS = *Cryptotomus roseus*; SCA SP = *Scarus sp.*; SCA ZEL = *Scarus zelindae*; SPA AXI = *Sparisoma axillare*; SPA FRO = *Sparisoma frondosum*; SPA TUI = *Sparisoma tuiupiranga*; ACA COE = *Acanthurus coeruleus*; SPA SP = *Sparisoma sp.*; STE FUS = *Stegastes fuscus*; STE PIC = *Stegastes pictus*; STE VAR = *Stegastes variabilis*; SCA TRI = *Scarus trispinosus*; ANI VIR = *Anisotremus virginicus*; HAE AUR =

Haemulon aurolineatum; HAE PLU = *Haemulon plumieri*; HAL BRA = *Halichoeres brasiliensis*; HAL POE = *Halichoeres poeyi*; HAL RAD = *Halichoeres radiatus*; PSE MAC = *Pseudupeneus maculatus*; CAN MAC = *Cantherhines macrocerus*; CHAE STR = *Chaetodon striatus*; ABU SAX = *Abudefduf saxatilis*; HOL CIL = *Holacanthus ciliaris*; POM PAR = *Pomacanthus paru*. SCRCP = raspadores; TURF = comedores de *turf*; THER = herbívoros territoriais; EXCV = Escavadores; MINV = predadores de invertebrados móveis; SINV = predadores de invertebrados sésseis; OMNI = onívoros.

Por outro lado, observa-se na Siriba uma melhor distribuição da contribuição funcional potencial, de forma que as espécies do gênero *Acanthurus* contribuam com 40%, seguidas por espécies do gênero *Scarus* (15%) e *Sparisoma* (13%). Dessa maneira, três grupos funcionais de herbívoros (SCRCP, TURF e EXCV) respondem por cerca de 70% da CFP em relação às interações com a comunidade bentônica.

O Mato Verde destaca-se por apresentar a maior contribuição funcional de predadores de invertebrados móveis (40%), representados por *Haemulon plumieri*, a terceira espécie mais abundante no local, e *Halichoeres brasiliensis*. Ainda assim, a contribuição das espécies do gênero *Acanthurus* chega a 39% e se somados à contribuição de *Sparisoma axilare* (8%), responderiam por 47% do potencial de interações com a comunidade bentônica. Dessa forma, destacam-se potencialmente três principais grupos funcionais no Mato Verde: MINV, SCRCP e TURF.

No Chapeirão observa-se o maior potencial de contribuição funcional das espécies *Scarus trispinosus* e *Scarus zelindae*. Mais uma vez, ao somarem-se os potenciais de *Acanthurus bahianus* e *Acanthurus coeruleus* tais espécies responderiam potencialmente a 47% das interações entre peixes e a comunidade bentônica. Fica explícito neste caso a importância dos grupos funcionais de herbívoros (SCRCP, TURF, THER e EXCV) que juntos responderiam por cerca de 95% das interações. *Abudefduf saxatilis* tem sua contribuição funcional bastante aumentada em virtude de sua abundância (ver figuras 5 e 6).

DISCUSSÃO

Uma expressiva cobertura por zoobentos foi observada na área de estudo como um todo (30%), especialmente antozoários escleractíneos e zoantídeos. De forma que *Mussismilia brasiliensis*, *Siderastrea stellata* e *Palythoa caribaeorum* foram as espécies que apresentaram maior cobertura bentônica. Resultado semelhante foi encontrado por Lins de Barros et al. (2000), que atribuem a distribuição dos zoobentos no Arquipélago dos Abrolhos especialmente a fatores físicos como exposição a ondas e sedimentação (Segal & Castro *no prelo*).

O *turf* algal foi bastante conspicuo em todas as áreas de estudo, sendo predominantemente dominado por algas filamentosas. *Turfs* algais claramente sofrem influência de hidrodinâmica, havendo diferenças de composição de espécies, menor biomassa e menor tamanho de *turfs* em áreas de maior hidrodinamismo (Steneck & Dethier 1994; Akioka 1999). No presente trabalho, ainda que a variação não tenha sido de grande amplitude, a maior cobertura de *turf* observada foi no Portinho Norte que fica sob a influência direta dos ventos e ondas predominantes na região (N e NE; Barros et al. 2000). Por outro lado, o *turf* algal observado no Chapeirão constituía uma camada mais delgada sobre corais e algas calcárias (Longo *obs. pess*).

Houve uma maior cobertura de escleractíneos no Chapeirão, o que já era esperado já que tal estrutura resulta de um crescimento vertical de corais com posterior crescimento horizontal no topo de tais formações formando estruturas em forma de cogumelo (Leão 1996; Maida & Ferreira

1997). Observou-se também um papel importante das macroalgas crostosas, sobretudo calcárias incrustantes, na bioconstrução dos recifes de Abrolhos, tanto os em franja quanto no Chapeirão. A cobertura de zoantídeos foi conspícua e variou pouco entre os locais, no entanto a cobertura por macroalgas foliáceas no Chapeirão foi muito próxima de zero.

Dessa forma, demonstrou-se uma separação em pelo menos dois sistemas recifais: os recifes de coral em franja do entorno das ilhas e o Chapeirão. Observou-se pequena variação entre os recifes em franja, especialmente quanto à cobertura por zoantídeos e macroalgas foliáceas. Os grupos determinantes desta separação dos habitats foram *Mussismilia brasiliensis*, *Palythoa caribeorum*, *Dictyota* sp. e *turf* filamentoso.

A composição e heterogeneidade de habitat têm sido reconhecidos como fatores importantes na determinação da comunidade de peixes e, conseqüentemente, de processos ecológicos (Jones et al. 1991; Levin 1992). Diversos estudos indicam ainda mudanças na abundância ou biomassa de um determinado grupo em função da disponibilidade de um item alimentar preferencial (Wilson et al. 2006; Pratchett & Berumen 2008). Um trabalho recente mostrou que a taxa de remoção de *Sargassum* sp., na Grande Barreira de Corais, apresentou relação direta com a cobertura bentônica (Cvitanovic & Hoey 2010). Os autores pontuam ainda que embora, seja difícil determinar se tal relação se deve de fato à abundância dos itens alimentares preferenciais ou à própria complexidade estrutural do substrato, a relação observada destaca a potencial influência da cobertura bentônica sobre os processos ecológicos (Longo et al. ver Capítulo 2).

Em relação à comunidade de peixes, as famílias mais abundantes foram Acanthuridae, Haemulidae e Scaridae, o que também, foi observado por Moura & Francini-Filho (2006), Ferreira (2006) e Ferreira & Gonçalves (2006). Observou-se no Portinho Norte uma biomassa maior que nos outros locais amostrados, provavelmente em virtude da alta representatividade dos Haemulidae neste recife. No Chapeirão, observou-se a maior biomassa de Scarídeos, sendo que *Holacanthus ciliaris* foi também mais representativo neste local, semelhante ao observado por Ferreira (2006). Por outro lado, a biomassa de predadores de topo foi menor que quando comparado aos locais de recife em franja, o que pode ter relação com a composição da comunidade de peixes (Pratchett & Berumen 2008), heterogeneidade de habitat (Jones 1991) ou ainda com pressão de pesca e estratégias de manejo (Francini-Filho & Moura 2008b).

De maneira geral, maior parte das espécies de maior biomassa foram registradas interagindo com a comunidade bentônica. O que não significa necessariamente, no entanto, que o impacto que essas espécies exercem sobre a comunidade bentônica é proporcional à sua abundância (Longo et al. ver Capítulo 2).

Espécies do gênero *Acanthurus*, especialmente *A. bahianus*, foram as principais responsáveis pelo impacto dos peixes sobre a comunidade bentônica dos locais estudados. Acredita-se que esse forte impacto seja em virtude de sua abundância nos recifes associada ao comportamento alimentar de formação de cardumes com altas taxas de investidas contra o substrato (Dias et al. 2001; Francini-Filho et al. 2009). A proporção de algas no conteúdo estomacal das espécies deste gênero varia de 50% a 90%, sendo as algas filamentosas o grupo predominante (Ferreira & Gonçalves 2006). Esses autores apontam que 61% do conteúdo estomacal de *A. bahianus* é composto de algas e 36% de detritos, sendo essas proporções 51% e 44%, respectivamente, para *A. chirurgus*. *Acanthurus coeruleus*, no entanto, apresenta 91% de seu conteúdo estomacal composto por algas, destacando-se mais uma vez as filamentosas, de forma que os detritos correspondem a apenas 1% (Ferreira & Gonçalves 2006). Entre os grupos de algas ingeridas pelas

três espécies destacam-se ainda as macroalgas foliáceas (e.g. *Dictyota* sp.) e as macroalgas calcárias articuladas (e.g. *Jania* sp.).

Wilson et al. (2003) avaliaram a importância do *turf* algal na retenção de detritos, especialmente importante por seu alto teor protéico. De forma que acredita-se que a representatividade dos detritos na dieta desses animais está relacionada à ingestão de *turf*. Isso corrobora com a grande cobertura de *turf* filamentoso observado nas áreas estudadas que quando ingeridos resultam em altas proporções de algas filamentosas e detritos no conteúdo estomacal das espécies, observado por Ferreira & Gonçalves (2006). Espécies herbívoras que se alimentam de *turf* podem estar na verdade sendo mais beneficiadas pelos nutrientes presentes nos detritos associados do que pelos nutrientes do *turf* em si (Bellwood & Choat 1990). Francini-Filho et al. (2009) indicam uma seleção do *turf* algal como substrato preferencial da maior parte dos herbívoros vagueadores do Arquipélago dos Abrolhos.

A baixa representatividade de detritos na dieta de *A. coeruleus* é atribuída por Ferreira & Gonçalves (2006) a uma estratégia distinta de alimentação baseada na fermentação e produção de acetato a partir de algas verdes e vermelhas, diferente da estratégia mais detritívora apresentada pelas outras espécies. Acredita-se que tal estratégia se reflita também no comportamento alimentar ("*food procurement pattern*"), de forma que esta espécie aparenta selecionar mais cuidadosamente o substrato sobre o qual investe.

Os Scarídeos, sobretudo *Scarus trispinosus* e *S. zelindae*, apresentaram maior impacto no Chapeirão onde também foram mais abundantes. No conteúdo estomacal dessas espécies Ferreira & Gonçalves (2006) observaram cerca de 40% de alga e 50% de detritos. Dentre os principais grupos de algas estão filamentosas (55-65%) e as calcárias articuladas (15%). Durante o presente estudo, estas espécies foram observadas investindo contra o *turf* algal, tanto dominado por filamentosas quanto o *turf* misto (que conta com a contribuição de calcárias articuladas). Outro substrato frequentemente utilizado por essas espécies é a camada de cianofíceas que, por sua vez, foram mais abundantes no Chapeirão.

Ferreira & Gonçalves (2006) apontam *Scarus trispinosus* como uma espécie de alta plasticidade no comportamento alimentar, podendo atuar como escavador ou podador dependendo da situação. Os autores destacam o surgimento de comportamento seletivo em relação à alimentação em função da heterogeneidade do habitat, exemplificando inclusive através do uso do substrato de cianofíceas. Tal plasticidade e comportamento seletivo também foram observados pelo presente trabalho.

A importância dos Scarídeos para os processos ecossistêmicos tem sido extensamente avaliada em diversos sistemas recifais e espécies (Bellwood & Choat 1990; Bonaldo et al. 2006, Bonaldo & Bellwood 2008, 2009). No Arquipélago dos Abrolhos, esses animais parecem estar atuando na regulação do *turf* algal, impedindo que este cresça sobre os corais, também apresentando importante papel na bioerosão de estruturas de carbonato de cálcio, como macroalgas calcárias incrustantes e colônias de corais (Francini-Filho & Moura 2008a).

O impacto dos peixes sobre a comunidade bentônica foi maior no período da manhã quando comparado ao período da tarde. Considerando que, no presente estudo, a maior parte do impacto dos peixes sobre a comunidade bentônica é exercida por peixes herbívoros.

Ferreira, Peret & Coutinho (1998) assinalaram um pico de atividade alimentar entre 12:00h e 13:00h para *Acanthurus bahianus* e definiram quatro períodos de acordo com a atividade alimentar desta espécie. Sendo que ambos os períodos amostrados pelo presente estudo encontram-se dentro do período de atividade máxima indicado por esses autores. Portanto, ainda

que tenha se detectado uma maior intensidade de impacto dos peixes sobre o bentos no período da manhã, é necessário que se tenha um estudo específico de variação diária no comportamento alimentar dos peixes nos recifes de Abrolhos para realizar generalizações ou conclusões robustas.

Choat & Clements (1998) apontaram 3 principais premissas para a hipótese de variação diária do comportamento alimentar de peixes herbívoros: (1) que os níveis de nutrientes das algas flutuam de maneira correlata à fotofase e atividade alimentar dos peixes; (2) que os peixes são capazes de perceber tais flutuações; (3) que essas flutuações devem ter algum significado energético e nutricional. Dessa forma, mesmo que os peixes herbívoros (*latu sensu*) sejam apontados como animais que apresentam um pico de atividade alimentar no meio da tarde em função da acumulação fotossintética de carboidrato pelas algas (Tarbosky & Limberger 1980), variações locais no fotoperíodo entre outras condições fisiológicas das algas podem implicar em padrões distintos no comportamento alimentar ao longo do dia (Zemke-White, Choat & Clements 2002).

Observou-se que o impacto de determinados grupos funcionais foi característico de alguns locais e períodos de amostragem. Os EXCV, por exemplo, representados por *S. trispinosus* apresentam-se mais associados ao Chapeirão e o Mato Verde no período da tarde. Estes foram os locais com maior impacto desta espécie. Outro fator interessante é que em vistas ao baixo impacto dos peixes durante o período da tarde, os grupos funcionais de maneira geral apresentam-se mais associados às amostras do período da manhã, não necessariamente relacionados a locais específicos. Os OMNI, por sua vez, demonstraram clara relação com as amostras da manhã, o que pode indicar que essas espécies devem estar atuando como herbívoros funcionais assim como observado para *Diplodus argenteus* em recifes rochosos de Santa Catarina (Dubiascki & Masunari 2004; Longo et al. *ver* Capítulo 2).

Da mesma forma que os grupos funcionais, o impacto das espécies também apresentou relação com os locais e períodos de amostragem. *Scarus trispinosus*, *S. zelindae* e *Holacanthus ciliaris* podem ser indicados como espécies cujo impacto é característico do Chapeirão. Em relação ao impacto das demais espécies, observou-se que maior parte delas se relaciona com as amostragens do período da manhã, com exceção de *Haemulon plumieri*. O impacto dessa espécie está mais associado ao período da tarde, o que é comum para espécies de Haemulidae que apresentam comportamento alimentar em geral associado ao crepúsculo ou noturnos, em alguns casos inclusive exibindo migrações verticais na coluna d'água (Meyer & Schultz 1985; Burke 1995).

Ainda que as relações entre o impacto das espécies e grupos funcionais sobre a comunidade bentônica se relacionem aos locais de amostragem, especialmente se considerarmos as diferenças entre Chapeirão e recifes em franja, há uma relação mais clara com os períodos do dia. Sendo que, pra efeito desse trabalho, este é o fator determinante do impacto dos peixes na comunidade bentônica.

A contribuição funcional potencial, leva em consideração não somente o impacto das espécies sobre a comunidade bentônica, mas sua abundância nas áreas estudadas, permitindo inferências quanto ao potencial que as espécies apresentam de impactar a comunidade bentônica. Com isso, espécies mais abundantes, porém que apresentam impacto menor têm seu efeito "corrigido" proporcionalizando à sua abundância. Da mesma forma, isso pode ocorrer com espécies pouco abundantes e de impacto alto na comunidade bentônica.

Dessa forma, os acantúrídeos apresentaram as maiores contribuições ao longo dos ambientes, variando de 40% no Mato Verde a 80% no Portinho Norte. Essas espécies representam dois

grupos funcionais SCRP e *TURF*, tendo função fundamental na estruturação das comunidades bentônicas e processos ecossistêmicos nesses recifes (Ferreira & Gonçalves 2006; Francini-Filho et al. 2009). É interessante destacar o CFP de *Haemulon plumieri* no Mato Verde (40%), provavelmente um resultado da associação de sua alta biomassa no local, estratégia de alimentação em cardumes (Auster & Lindholm 2002) e possível horário preferencial de alimentação de espécies desta família (Meyer & Schultz 1985; Burke 1995).

Os resultados indicam que alterações de habitat como as observadas (chapeirão *versus* recifes em franja, por exemplo) implicam em uma mudança na contribuição funcional potencial dos peixes em relação às interações com a comunidade bentônica. Isso se evidencia tanto na variação na contribuição funcional observada no Chapeirão em relação aos demais locais de amostragem quanto na variação interna dos locais de recifes em franja. Portinho Norte e Siriba apresentam CFP semelhante entre as espécies, havendo, no entanto uma variação em relação ao Mato Verde.

Scarídeos, por sua vez, somados contribuem com até 50% das interações entre peixes e a comunidade bentônica no Chapeirão. Isso ressalta ainda mais a importância de seu papel funcional na manutenção de ecossistemas coralíneos (Bellwood & Choat 1990; Bonaldo et al. 2006, Bonaldo & Bellwood 2008, 2009). Neste local, os Acanthurídeos apresentam somados um CFP de 47%, representando a importância dos diversos grupos funcionais de herbívoros nas interações entre peixes e a comunidade bentônica.

Os resultados indicam que alterações de habitat como as observadas (chapeirão *versus* recifes em franja) implicam em uma mudança na contribuição funcional potencial dos peixes em relação às interações com a comunidade bentônica. Ainda assim, os grupos funcionais de herbívoros representam os grupos chave nas interações entre peixes e comunidade bentônica. Nesse sentido, a remoção de peixes herbívoros de ecossistemas de recifes de coral em diferentes locais do mundo através da sobrepesca resultou em uma modificação catastrófica no balanço entre corais e macroalgas (Hughes 1994; McClanahan et al. 2003; Bellwood et al. 2004; Mumby et al. 2006).

Nos recifes de Abrolhos, assim como em outras regiões tropicais, a escassez de predadores de topo em resultado da sobrepesca pode resultar na exploração de herbívoros de grande porte (Pauly et al. 1998; Ferreira and Gonçalves 1996), especialmente scarídeos como recurso pesqueiro/alimentar. A sobrepesca na região de Abrolhos já tem se refletido através de um maior crescimento de macroalgas nos recifes costeiros (Coutinho et al. 1993; Ferreira and Gonçalves 1999). Ainda que a região estudada seja uma área restrita à pesca (*ver detalhes em* Francini-Filho & Moura 2008), o quanto a pressão de pesca em áreas adjacentes pode afetar até mesmo as áreas protegidas é pouco conhecido.

Scarus trispinosus e *S. zelindae* são apontados como espécies sobre forte pressão de pesca (Floeter, Halpern & Ferreira 2006). Demonstrou-se que a abundância de *S. trispinosus* nos recifes de Arraial do Cabo-RJ caiu de cerca de 10 ind./160m² para zero (Floeter, Ferreira & Gasparini 2007). Tal dado indica que a espécie deve estar funcionalmente extinta deste local, comprometendo o funcionamento do ecossistema recifal como um todo.

Ainda que, de modo geral, os acanturídeos não estejam sob forte pressão de pesca (Floeter, Halpern & Ferreira 2006), Lessa & Nóbrega (2000) registram que espécies de acanturídeos tem sido capturadas na costa nordeste do Brasil, especialmente para suprir necessidades do mercado externo. Essa tendência já havia sido demonstrada por Pauly (1998), em virtude de atributos bioecológicos dos acanturídeos, como, por exemplo, a abundância e tamanho que atingem, colocando-os como alvos sequenciais da atual forte pressão de pesca.

As implicações de uma possível redução na biomassa de scarídeos e acanturídeos nos recifes de Abrolhos, certamente seriam catastróficas para a estruturação das comunidades bentônicas e dinâmica entre corais e macroalgas. Isso porque, perdê-los funcionalmente dos recifes de Abrolhos corresponderia, no caso do Chapeirão, por exemplo, à perda de até 90% das interações entre peixes e a comunidade bentônica. Essas mudanças de grande magnitude na composição das comunidades dos ecossistemas recifais são conhecidas como “mudança de fase”, em geral de longa duração e difíceis de reverter (Folke et al., 2004).

Distorções nas teias tróficas induzidas pela remoção seletiva de predadores de topo ou grandes herbívoros, por exemplo, têm reduzido a resiliência de diversos sistemas marinhos (Bellwood et al., 2004; Hughes et al., 2005, 2007). O desenvolvimento de novas métricas de monitoramento, baseadas em processos ecológicos e que considerem a dinâmica dos ecossistemas, é uma necessidade urgente para o manejo da resiliência marinha (Bellwood et al., 2004). Tal abordagem ressalta a importância de processos-chave e manejo ativo de grupos funcionais responsáveis por processos ecológicos essenciais e que, por consequência, sustentam serviços ecossistêmicos (Hughes et al., 2005).

Nesse sentido, há uma necessidade emergencial de um melhor conhecimento do papel funcional dos peixes na estruturação e resiliência dos ecossistemas recifais brasileiros, utilizando tais informações para a conservação e manejo de processos críticos nesses sistemas. A capacidade regenerativa (resiliência) precisa ser melhor entendida e manejada, para que os seres humanos possam se tornar componentes mais eficientes e muito menos destrutivos nos ambientes recifais (Bellwood et al., 2004).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Dois sistemas recifais foram identificados no Arquipélago dos Abrolhos: o Chapeirão e os recifes em franja no entorno das Ilhas. Tais diferenças se refletiram nos padrões de interação entre peixes e a comunidade bentônica, sendo a cobertura por corais (scleractíneos e zoantídeos), *turf* algal e macroalgas foliáceas determinantes para tais diferenças. Espécies de peixes mais abundantes em biomassa, em geral, interagiram com a comunidade bentônica, mas não necessariamente na mesma proporção. O impacto das espécies e grupos funcionais de peixes sobre a comunidade bentônica variou com os locais, mas, principalmente, em função do período do dia. Detectou-se maior impacto no período da manhã quando comparado ao período da tarde, ainda que seja necessário um estudo específico de variação diária do comportamento alimentar dos peixes nos recifes de Abrolhos para realizar comparações e conclusões mais robustas em relação ao período do dia. Ressalta-se a importância e representatividade dos grupos funcionais de herbívoros para as interações entre peixes e a comunidade bentônica. Identificou-se que a maior parte da contribuição funcional dos peixes pra tal interação é realizada por acanturídeos e scarídeos. Ambos os grupos, especialmente os scarídeos, estão sofrendo ou podem sofrer forte pressão de pesca comprometendo seu papel funcional nos ecossistemas recifais. Tal cenário pode se tornar catastrófico à estabilidade e resiliência desses sistemas, de forma que a melhor compreensão do papel funcional dos peixes nos ecossistemas recifais brasileiros e o manejo funcional de tais grupos pode representar uma abordagem mais adequada à atual crise dos sistemas recifais.

REFERÊNCIAS

- Akioka H.; Baba M.; Masaki T.; Johansen W. (1999) Rocky shore *turfs* dominated by *Corallina* (Corallinales, Rhodophyta) in northern Japan. *Phycological Research* 47:199–206.
- Auster, P. J.; Lindholm, J. (2002). Patterns in the diversity of coral reef fishes versus rates of social foraging. *Caribbean Journal of Science* Vol. 38, no 3-4, 263-266.
- Bell, J.D.; Galzin, R. (1984). Influence of live coral cover on coral-reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series* 15, 265–274.
- Bellwood, D.R.; Choat, J.H. (1990). A functional analysis of grazing in parrotfishes (family Scaridae): the ecological implications. *Environmental Biology of Fishes* 28, 189–214.
- Bellwood D.R.; Hoey A.S.; Choat J.H. (2003). Limited functional redundancy in high diversity systems: resilience and ecosystem function on coral reefs. *Ecology Letters* 6:281–285.
- Bellwood, D.R.; Hughes, T.P.; Folke, C.; Nystrom, M. (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429, 827–833.
- Bonaldo, R.M.; Krajewski, J.P.; Sazima C.; Sazima I. (2006). Foraging activity and resource use by three parrotfish species at Fernando de Noronha Archipelago, tropical West Atlantic. *Marine Biology*, 149: 423-433.
- Bonaldo R.M.; Bellwood, D.R. (2008) Size-dependent variation in the functional role of the parrotfish *Scarus rivulatus* on the Great Barrier Reef, Australia. *Marine Ecology Progress Series* 360, 237-244.
- Bonaldo, R.M.; Bellwood, D.R. (2009) Dynamics of parrotfish grazing scars. *Marine Biology* 156, 771-777.
- Burke, N. C. (1995). Nocturnal foraging habitats of French and bluestriped grunts, *Haemulon flavolineatum* and *H. sciurus*, at Tobacco Caye, Belize. *Environmental Biology of Fishes* 42(4):365-374.
- Burkpile, D.E.; Hay, M.E. (2006). Herbivore vs. nutrient control of marine primary producers: context-dependent effects. *Ecology* 87, 3128–3139.
- Choat J.H.; Clements K.D. (1993). Daily feeding rates in herbivorous labroid fishes. *Marine Biology* 117:205–211.
- Choat J.H.; Clements K.D. (1998) Vertebrate herbivores in marine and terrestrial environments: a nutritional ecology perspective. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:375-403.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.*, 18:117-143.
- Coutinho, R.; Villaça R.C., Magalhães, C.A.; Guimaraens, M.A.; Apolinário, M.; Muricy, G. (1993) Influência antrópica nos ecossistemas coralinos da região de Abrolhos. *Acta Biológica Leopoldensia* 15(1): 133–144.
- Cvitanovic, C.; Hoey, A. S. (2010). Benthic community composition influences within-habitat variation in macroalgal browsing on the Great Barrier Reef. *Marine and Freshwater Research* 61, 999–1005.
- Dias, T. L.; Rosa, I. L.; Feitoza, B. M. (2001). Food resource and habitat sharing by the three western South Atlantic surgeonfishes (Teleostei: Acanthuridae: Acanthurus) off Paraíba coast, North-eastern Brazil. *Journal of Ichthyology and Aquatic Biology*, 5: 1-10.
- Dubiaski-Silva J.; Masunari S. (2004) Ontogenetic and seasonal variation in the diet of marimba, *Diplodus argenteus* (Valenciennes, 1830) (Pisces, Sparidae) associated with the beds of *Sargassum cymosum* C. Agardh, 1820 (Phaeophyta) at Ponta das Garoupas, Bombinhas, Santa Catarina. *Journal of Coastal Research (Proceedings of the 8th International Coastal Symposium)* SI 39, 1190–1192.
- Duffy JE. (2002). Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos* 99:201-19.
- Ferreira, C. E. L.; Peret, A. C.; Coutinho, R. (1998), Seasonal grazing rates and food processing by tropical herbivorous fishes. *Journal of Fish Biology*, 53: 222–235.
- Ferreira, C.E.L.; Gonçalves, J.E.A.; Coutinho, R; Peret, A.C. (1998) Herbivory by the dusky damselfish, *Stegastes fuscus* (Cuvier, 1830) in a tropical rocky shore: effects on the benthic community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 229, 241–264.

- Ferreira, C.E.L.; Gonçalves, J.E.A.; Coutinho, R. (2001). Community structure of fishes and habitat complexity in a tropical rocky shore. *Environmental Biology of Fishes* 61, 353–369.
- Ferreira, C.E.L.; Floeter, S.R.; Gasparini, J.L.; Ferreira, B.P. & Joyeux, J.C. (2004). Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. *Journal of Biogeography* 31, 1093–1106.
- Ferreira, C.E.L.; Gonçalves, J.E.A. (2006). Community structure and diet of roving herbivorous reef fishes in the Abrolhos Archipelago, south-western Atlantic. *Journal of Fish Biology* 69 (5), 1533–1551.
- Ferreira, C.E.L. (2006). The status of target reef fishes. In A Rapid Marine Biodiversity Assessment of the Abrolhos Bank, Bahia, Brazil, Dutra GF, Allen GR, Werner T, McKenna AS (eds). RAP Bulletin of Biological Assessment 38. Conservation International: Washington DC; 40–55.
- Floeter, S.R.; Ferreira, C.E.L.; Dominici-Arosemena, A.; Zalmon, I. (2004). Latitudinal gradients in Atlantic reef fish communities: trophic structure and spatial use patterns. *Journal of Fish Biology* 64: 1680–1699.
- Floeter, S.R.; Behrens, M.D.; Ferreira, C.E.L.; Paddock, M.J.; Horn, M.H. (2005). Geographical gradients of marine herbivorous fishes: patterns and processes. *Marine Biology* 147, 1435–1447.
- Floeter, S.R.; Halpern, B.S; Ferreira, C.E.L. (2006). Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. *Biological Conservation*, 128, 391-402.
- 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. 183–199 pp. In: Série Áreas Protegidas do Brasil, 4: Áreas Aquáticas Protegidas como Instrumento de Gestão Pesqueira. Brasília, MMA
- Floeter, S.R.; Krohling, W.; Gasparini, J.L.; Ferreira, C.E.L. & Zalmon, I. (2007). Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environmental Biology of Fishes* 78, 147–160.
- Folke, C.; Carpenter S.; Walker B.; Scheffer M.; Elmqvist T.; Gunderson L.; Holling C.S. (2004). Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, pp. 557-581
- Fox, R.J.; Bellwood, D.R. (2007). Quantifying herbivory across a coral reef depth gradient. *Marine Ecology Progress Series* 339, 49–59.
- Fox, R.J.; Bellwood, D.R. (2008a). Remote video bioassays reveal the potential feeding impact of the rabbitfish *Siganus canaliculatus* (f: Siganidae) on an inner-shelf reef of the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*. 27:605-615.
- Fox, R.J.; Bellwood, D.R. (2008b). Direct versus indirect methods of quantifying herbivore grazing impact on a coral reef. *Marine Biology* 154(2), 325–334.
- Francini-Filho, R.; Moura, R. L.; Ferreira, C.M.; Coni, E.O.C. (2008a). 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.
- Francini-Filho R.B.; Moura R.L. (2008b). Dynamics of fish assemblages on coral reefs subjected to different management regimes in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 1166-1179.
- Francini-Filho R.B.; Ferreira C.M.; Coni E.O.C.; Moura, R.L.; Kaufman, L. (2009). Foraging activity of roving herbivorous reef fish in eastern Brazil: Influence of resource availability and interference competition. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*.
- Froese, R.; Pauly, D. (eds.) (2010). *FishBase*. World Wide Web, publicação eletrônica. www.fishbase.org, versão (09/2010).
- Hoey, A. S.; Bellwood, D.R. (2009). Limited Functional Redundancy in a High Diversity System: Single Species Dominates Key Ecological Process on Coral Reefs. *Ecosystems* 12, 1316-1328.
- Hoey, A.S. (2010) Size matters: macroalgal height influences the feeding response of coral reef herbivores. *Marine Ecology Progress Series* 411, 299-302.

- Hughes, T.P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science* 265, 1547–1551.
- Hughes, T.P.; Bellwood, D.R.; Folke, C.; Steneck, R.S.; Wilson, J. (2005). New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 20, 380–386.
- Hughes, T.P.; Rodrigues, M.J.; Bellwood, D.R.; Ceccarelli, D.; Hoegh-Guldberg, O.; McCook, L.; Moltschaniwskyj, N.; Pratchett, M.S.; Steneck, R.S. & Willis, B. (2007). Phase shifts, herbivory and the resilience of coral reefs to climate change. *Current Biology* 17, 360–365.
- Jackson, J.B.C.; Kirby, M.X.; Berger, W.H.; Bjorndal, K.A.; Botsford, L.W.; Bourque, B.J.; Bradbury, R.H.; Cooke, R.; Erlandson, J.; Estes, J.A.; Hughes, T.P.; Kidwell, S.; Lange, C.B.; Lenihan, H.S.; Pandolfi, J.M.; Peterson, C.H.; Steneck, R.S.; Tegner, M.J.; Warner, R.R. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293, 629–638.
- Jones, G.P.; Ferrell, D.J. & Sale, P.F. (1991). Fish predation and its impact on the invertebrates of coral reefs and adjacent sediments. pp. 156–179. In: *The ecology of fishes on coral reefs*. Sale, P.F. (ed.). Academic Press, San Diego, California.
- Kohler, K.E.; Gill, S.M. (2006). Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers and Geosciences*, 32(9), 1259–1269.
- Leão, Z. M. A. N. L. (1996). The coral reefs of Bahia: morphology, distribution and the major environmental impacts. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 68, 439–452.
- Leão, Z. M. A. N. L.; Dominguez, J. M. L. (2000). Tropical coast of Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 41, 112–122.
- Leão, Z. M. A. N. L.; Kikuchi, R. K. P. (2001). The Abrolhos reefs of Brazil. In *Coastal Marine Ecosystems of Latin America – Ecological Studies* (Seeliger, U. & Kjerfve, B., eds), pp. 83–96. Berlin: Springer-Verlag.
- Levin, S. A. (1992). The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73, 1943–1967.
- Lessa, R.; Nóbrega, M.F. (2000). Guia de identificação de peixes marinhos da Região Nordeste. Programa REVIZEE, Score-NE. Recife, PE, Brazil, pp. 128.
- Lins de Barros, M.M. ; Castro, C. B. ; Pires, D. de O. ; Segal, B. (2000). Coexistence of reef organisms in the Abrolhos Archipelago, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, San José, v. 48, n. 4, p. 741-747, 2001.
- Littler, M.M.; Littler, D.S. (1980). The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae: field and laboratory tests of a functional form model. *The American Naturalist* 116, 25-44.
- Littler, M.M.; Littler, D.S. (1984). Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky intertidal system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 74:13-34.
- Loreau, M. (2010). Linking biodiversity and ecosystems: towards a unifying ecological theory. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 365: 49–60
- Maida, M. ; Ferreira, B. P. (1997) Coral Reefs of Brazil: Overview e field guide. *International Coral Reef Symposium 8th*, Panamá, v. 1, p. 263-274, 1997.
- McClanahan, T.; Sala, E.; Stickels, P.A.; Cokos, B.A.; Baker, A.C.; Starger, C.J.; Jones, S.H. (2003). Interactions between nutrients and herbivory in controlling algal communities and coral condition on Glover's Reef, Belize. *Marine Ecology Progress Series* 261, 135–147.
- Meyer, J. L.; Schultz, E. T. (1985). Migrating haemulid fishes as a source of nutrients and organic matter on coral reefs. *Limnology and Oceanography* 30(1):146-15.
- Moura R.L.; Francini-Filho R.B. (2006). Reef and shore fishes of the Abrolhos Region, Brazil. In *A Rapid Marine Biodiversity Assessment of the Abrolhos Bank, Bahia, Brazil*, Dutra GF, Allen GR, Werner T, McKenna AS (eds). RAP Bulletin of Biological Assessment 38. Conservation International: Washington DC; 40–55.
- Moberg, F.; Folke C. (1999). Ecological Goods and Services of Coral Reef Ecosystems. *Ecological Economics* 29, no. 2: 215-33.

- Mumby, P.J.; Dahlgren, C.P.; Harborne, A.R.; Kappel, C.V.; Micheli, F.; Brumbaugh, D.R.; Holmes, K.E.; Mendes, J.M.; Broad, K.; Sanchirico, J.N.; Buch, K.; Box, S.; Stoffle, R.W. & Gill, A.B. (2006). Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. *Science* 311, 98–101.
- Nyström, M. (2006) Redundancy and response diversity of functional groups: implications for the resilience of coral reefs. *Ambio* 35:30–35.
- Nyström M.; Graham N.A.J.; Lokrantz J.; Norström A.V. (2008). Capturing the cornerstones of coral reef resilience: linking theory to practice. *Coral Reefs* 27:795–809.
- Pandolfi, J.M.; Bradbury R.H.; Sala E.; Hughes, T.P.; Bjorndal, K.A.; Cooke, R.G.; Macardle, D.; McClenahan, L.; Newman, M.J.H.; Paredes, G.; Warner, R.R.; Jackson, J.B.C. (2003). Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. *Science* 301: 955–958.
- Pauly D.; Christensen V.; Dalsgaard J.; Froese R.; Torres F.C. Jr. (1998). Fishing down marine food webs. *Science* 79:860–863.
- Pérez-Matus, A.; Ferry-Graham, L.A.; Cea, A. & Vasquez, J.A. (2007). Community structure of temperate reef fishes in kelp-dominated subtidal habitats of northern Chile. *Marine and Freshwater Research* 58, 1069–1085.
- Pratchett, M. S.; Berumen, M. L. (2008). Interspecific variation in the distribution and diets of coral reef butterflyfishes (Teleostei: Chaetodontidae). *Journal of Fish Biology* 73, 1730–1747.
- Randall, J.E. (1967) Food habits of reef fishes of the West Indies. *Studies in Tropical Oceanography*, 5, 665–847.
- Segal, B.; Castro, C.B. (no prelo). Coral community structure and sedimentation at different distances from the coast in the Abrolhos Bank, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*.
- Slade E.M.; Mann D.J.; Villanueva J.F.; Lewis O.T. (2007) Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. *Journal of Animal Ecology* 76:1094–1104.
- StatSoft, Inc. (2004). STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com.
- Steneck, R.S.; Hacker, S.D.; Dethier, M.N. (1991). Mechanism determining competitive dominance between crustose coralline algae: a herbivore-mediated reversal. *Ecology* 72, 938–950.
- Steneck, R.S.; Dethier, M.N. (1994). A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos* 69, 476–498.
- Taborsky M.; Limberger D. (1980). The activity rhythm of *Blennius sanguinolentus* Pallus: an adaptation to its food source? *Pubbl Stn Zool Napoli I Marine Ecology* 1:143–153.
- Taylor, B.W.; Flecker, A.S. & Hall Jr, R.O. (2006). Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. *Science* 313, 833–836.
- Wilson, J.B.; Bellwood, D.R.; Choat, J.H. & Furnas, M.J. (2003). Detritus in the epilithic algal community and its use by coral reef fishes. *Oceanography and Marine Biology: Annual Review* 41, 279–309.
- Wilson, S. K.; Graham, N. A. J.; Pratchett, M. S.; Jones, G. P.; Polunin, N. V. C. (2006). Multiple disturbances and the global degradation of coral reefs: are reef fishes at risk or resilient? *Global Change Biology* 12, 2220–2234.
- Zemke-White W.L.; Choat J.H.; Clements K.D. (2002) A reevaluation of the diel feeding hypothesis for marine herbivorous fishes. *Marine Biology* 141:571–579.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho apresenta uma metodologia para avaliação das interações entre peixes e a comunidade bentônica através da utilização da técnica de filmagem remota. Tal método foi aplicado em diferentes sistemas recifais da costa brasileira (i.e. costões rochosos, recifes de coral em franja e chapeirão), mostrando-se bastante sensível à detecção de riqueza de peixes e efetivo para a avaliação do seu impacto sobre a comunidade bentônica. Além disso, a metodologia permite que tal interação seja avaliada sob uma perspectiva de maior parte da comunidade de peixes, sendo que é a primeira vez que se observam a intensidade e composição do impacto dos peixes sobre o bentos sob essa perspectiva (Fig. 1).

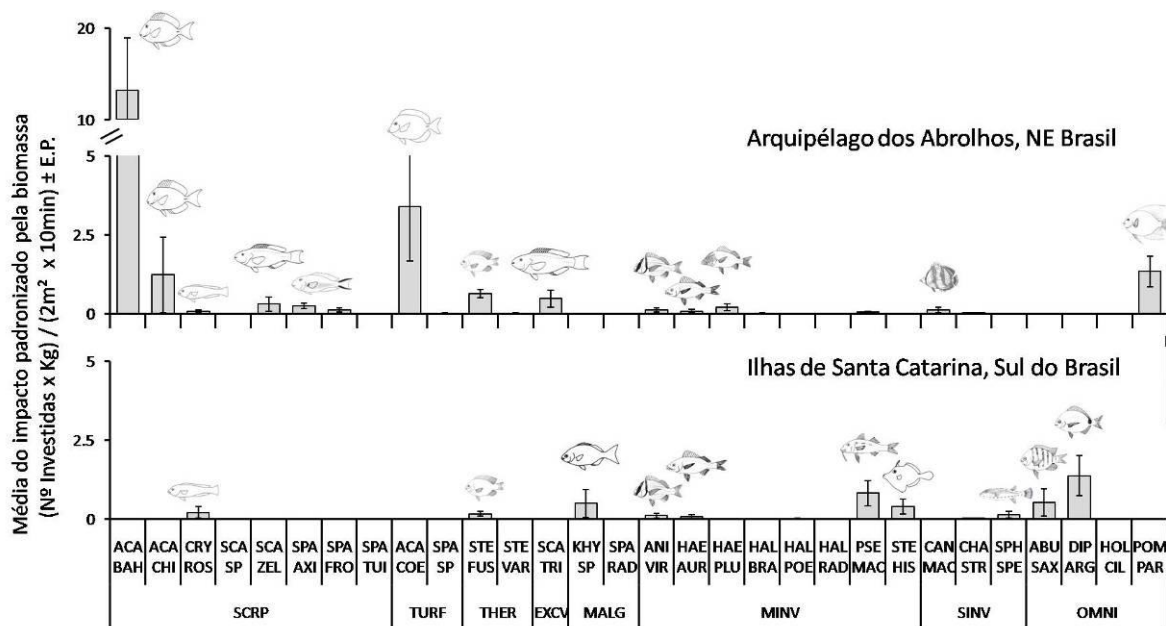


Figura 1. Impacto das espécies de peixe sobre a comunidade bentônica no Arquipélago dos Abrolhos e em ilhas costeiras de Santa Catarina. Barras verticais representam erro padrão da média. ACA BAH = *Acanthurus bahianus*; ACA CHI = *Acanthurus chirurgus*, CRY ROS = *Cryptotomus roseus*; SCA SP = *Scarus* sp.; SCA ZEL = *Scarus zelindae*; SPA AXI = *Sparisoma axillare*; SPA FRO = *Sparisoma frondosum*; SPA TUI = *Sparisoma tuiupiranga*; ACA COE = *Acanthurus coeruleus*; SPA SP = *Sparisoma* sp.; STE FUS = *Stegastes fuscus*; STE VAR = *Stegastes variabilis*; SCA TRI = *Scarus trispinosus*; KHY SP = *Kyphosus* sp.; SPA RAD = *Sparisoma radians*; ANI VIR = *Anisotremus virginicus*; HAE AUR = *Haemulon aurolineatum*; HAE PLU = *Haemulon plumieri*; HAL BRA = *Halichoeres brasiliensis*; HAL POE = *Halichoeres poeyi*; HAL RAD = *Halichoeres radiatus*; PSE MAC = *Pseudupeneus maculatus*; STE HIS = *Stephanolepis hispidus*; CAN MAC = *Cantherhines macrocerus*; CHA STR = *Chaetodon striatus*; SPH SPE = *Spheroides spengleri*; ABU SAX = *Abudefduf saxatilis*; DIP ARG = *Diplodus argenteus*; HOL CIL = *Holacanthus ciliaris*; POM PAR = *Pomacanthus paru*. SCRP = raspadores; TURF = comedores de turf; THER = herbívoros territoriais; EXCV = Escavadores; MALG = comedores de macroalgas; MINV = predadores de invertebrados móveis; SINV = predadores de invertebrados sésseis; OMNI = onívoros.

Esta abordagem nos permite inferir que o número de interações, ou seja, a intensidade com que os peixes interagem com a comunidade bentônica no Arquipélago dos Abrolhos é de fato maior quando comparada a Santa Catarina. Além disso, é possível observar uma maior

importância relativa dos herbívoros no Arquipélago dos Abrolhos e dos onívoros em Santa Catarina. Tal padrão já havia sido descrito por Floeter et al. (2005), porém com base em dados de abundância de herbívoros ao longo da costa brasileira (Ferreira et al. 2004).

Em costões rochosos de Santa Catarina, observou-se que o impacto dos peixes pode ser influenciado pela profundidade, especialmente em relação à composição de espécies que efetivamente realizam tal impacto. Ainda que não de forma significativa, houve também uma tendência de o impacto ser mais intenso em zonas mais rasas. Outro fator que explicou bem a variação no impacto dos peixes nesses locais foi a cobertura bentônica, provendo microhabitats e presas preferenciais.

No Arquipélago dos Abrolhos, dois sistemas recifais foram identificados a partir da cobertura bentônica: as franjas de recife de coral e o chapeirão. Não somente a cobertura bentônica variou entre esses dois sistemas, mas a comunidade de peixes e o impacto que eles exerceram sobre o bentos também variaram. Peixes papagaio do gênero *Scarus*, por exemplo, foram mais abundantes no Chapeirão, apresentando também maior impacto neste local quando comparado às outras áreas amostradas.

Ainda que os diferentes sistemas recifais de Abrolhos tenham determinado diferenças no impacto dos peixes, identificou-se que o fator determinante foi o período do dia. O impacto dos peixes no período da manhã (09:00h-13:00h) foi maior que no período da tarde (14:00h-18:00h). O que se relaciona com o fato de que cerca de 90% da contribuição funcional potencial no Arquipélago dos Abrolhos é realizada por peixes herbívoros, de diversos grupos funcionais e estratégias alimentares.

A utilização da Contribuição Funcional Potencial demonstrou que espécies muito abundantes, porém com impacto baixo sobre a comunidade bentônica podem, na verdade, contribuir fortemente nesta interação. O que permitiu uma melhor compreensão do papel das espécies e grupos funcionais de peixes nas interações com a comunidade bentônica.

Através deste índice, identificou-se no Arquipélago dos Abrolhos, por exemplo, a importância e representatividade dos grupos funcionais de herbívoros para as interações entre peixes e a comunidade bentônica. Neste local, a maior parte da contribuição funcional dos peixes pra tal interação é realizada por acanturídeos e scarídeos. Ambos os grupos, especialmente os scarídeos, estão sofrendo ou podem sofrer forte pressão de pesca comprometendo seu papel funcional nos ecossistemas recifais. A perda funcional de tais grupos pode se tornar catastrófica à estabilidade e resiliência desses ecossistemas.

Dessa forma, sugere-se a utilização da abordagem proposta por este trabalho para uma melhor compreensão do papel funcional dos peixes nos sistemas recifais brasileiros, a fim de promover, através de ações específicas, o manejo funcional de grupos-chave que sustentem processos críticos nos ecossistemas.

REFERÊNCIAS

- Bell, J.D.; Galzin, R. (1984). Influence of live coral cover on coral-reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series* 15, 265–274.
- Bellwood, D.R.; Choat, J.H. (1990). A functional analysis of grazing in parrotfishes (family Scaridae): the ecological implications. *Environmental Biology of Fishes* 28, 189–214.
- Bellwood D.R.; Hoey A.S.; Choat J.H. (2003). Limited functional redundancy in high diversity systems: resilience and ecosystem function on coral reefs. *Ecology Letters* 6:281–285.
- Bellwood, D.R.; Hughes, T.P.; Folke, C. & Nystrom, M. (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429, 827–833.
- Bellwood, D.R.; Hughes, T.P. & Hoey, A.S. (2006). Sleeping functional group drives coral reef recovery. *Current Biology* 16, 2434–2439.
- Bonaldo, R.M.; Krajewski J.P.; Sazima C.; Sazima I. (2006). Foraging activity and resource use by three parrotfish species at Fernando de Noronha Archipelago, tropical West Atlantic. *Marine Biology*, 149: 423-433.
- Burke, N. C. (1995). Nocturnal foraging habitats of French and bluestriped grunts, *Haemulon flavolineatum* and *H. sciurus*, at Tobacco Caye, Belize. *Environmental Biology of Fishes* 42(4):365-374.
- Burkepile, D.E; Hay, M.E. (2006). Herbivore vs. nutrient control of marine primary producers: context-dependent effects. *Ecology* 87, 3128–3139.
- Ceccarelli, D.M.; Jones, G.P.; McCook, L.J. (2001). Territorial damselfishes as determinants of the structure of benthic communities on coral reefs. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 39, 355–389.
- Choat J.H., Clements K.D. (1993). Daily feeding rates in herbivorous labroid fishes. *Marine Biology* 117:205–211.
- Choat J.H.; Clements K.D. (1998). Vertebrate herbivores in marine and terrestrial environments: a nutritional ecology perspective. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:375-403.
- Clarke, A.; Johnston, N.M. (1999). Scaling of metabolic rate with body mass and temperature in teleost fish. *Journal of Animal Ecology* 68, 893–905.
- Depczynski, M.; Fulton, C.J.; Marnane, M.J.; Bellwood, D.R. (2007). Life history patterns shape energy allocation among fishes on coral reefs. *Oecologia* 153, 111–120.
- Ferreira, C. E. L.; Peret, A. C.; Coutinho, R. (1998), Seasonal grazing rates and food processing by tropical herbivorous fishes. *Journal of Fish Biology*, 53: 222–235.
- Ferreira, C.E.L.; Floeter, S.R.; Gasparini, J.L.; Ferreira, B.P. & Joyeux, J.C. (2004). Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. *Journal of Biogeography* 31, 1093–1106.
- Ferreira, C.E.L.; Gonçalves, J.E.A. (2006). Community structure and diet of roving herbivorous reef fishes in the Abrolhos Archipelago, south-western Atlantic. *Journal of Fish Biology* 69 (5), 1533–1551.
- 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 Ecology and Biogeography* 10, 423–433.
- Floeter, S.R.; Krohling, W.; Gasparini, J.L.; Ferreira, C.E.L. & Zalmon, I. (2007). Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environmental Biology of Fishes* 78, 147–160.
- Floeter, S.R.; Rocha, L.A.; Robertson, D.R.; Joyeux, J.C.; Smith-Vaniz, W.F.; Wirtz, P.; Edwards, A.J.; Barreiros, J.P.; Ferreira, C.E.L.; Gasparini, J.L.; Brito, A.; Falcón, J.M.; Bowen, B.W. & Bernardi, G. (2008). Atlantic reef fish biogeography and evolution. *Journal of Biogeography* 35, 22–47.
- Folke, C.; Carpenter S.; Walker B.; Scheffer M.; Elmqvist T.; Gunderson L.; Holling C.S. (2004). Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, pp. 557-581
- Fox, R.J.; Bellwood, D.R. (2007). Quantifying herbivory across a coral reef depth gradient. *Marine Ecology Progress Series* 339, 49–59.

- Fox, R.J.; Bellwood, D.R. (2008a). Remote video bioassays reveal the potential feeding impact of the rabbitfish *Siganus canaliculatus* (f: Siganidae) on an inner-shelf reef of the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*. 27:605-615.
- Fox, R.J.; Bellwood, D.R. (2008b). Direct versus indirect methods of quantifying herbivore grazing impact on a coral reef. *Marine Biology* 154(2), 325–334.
- Francini-Filho, R.; Moura, R. L.; Ferreira, C.M.; Coni, E.O.C. (2008). 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.
- Francini-Filho R.B.; Ferreira C.M.; Coni E.O.C.; Moura, R.L.; Kaufman, L. (2009). Foraging activity of roving herbivorous reef fish in eastern Brazil: Influence of resource availability and interference competition. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*.
- Harmelin-Vivien, M.L. (2002). Energetics and fish diversity on coral reefs. pp. 265–274. In: *Coral Reef Fishes: Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem*. Sale, P.F. (ed.). Academic Press: San Diego, California.
- Hixon, M.A. (1991). Predation as a process structuring coral-reef fish communities. pp. 475–508. In: *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. Sale, P.F. (ed.). Academic Press: San Diego, California.
- Hixon, M.A.; Brostoff, W.N. (1996). Succession and herbivory: effects of differential fish grazing on Hawaiian coral-reef algae. *Ecological Monographs* 66, 67–90.
- Hixon, M.A. (1997). The effects of reef fishes on corals and algae. pp. 230-248. In: *Life and Death of Coral Reefs*. Birkeland, C. (ed.). Chapman and Hall: New York, New York.
- Hixon, M.A.; Webster, M.S. (2002). Density dependence in reef fish populations. pp. 303–325. In: *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem*. Sale, P.F. (ed). Academic Press: San Diego, California.
- Hixon, M.A. (2006). Competition. pp. 449-465. In: *The Ecology of Marine Fishes: California and Adjacent Waters*. Allen, L.G.; Pondella, D. J. & Horn, M.H. (eds.) University of California Press: Berkeley, California.
- Hixon, M.A. (2008). Reef fishes, seaweeds, and corals: a complex triangle. In: *Life and Death of Coral Reefs*. C. Birkeland (ed.) 2^a ed. Chapman and Hall; New York, New York. In press.
- Hoey, A. S.; Bellwood, D.R. (2009). Limited Functional Redundancy in a High Diversity System: Single Species Dominates Key Ecological Process on Coral Reefs. *Ecosystems* 12, 1316-1328.
- Hourigan, T.F.; Stanton, F.G.; Motta, P.J.; Kelley, C.D. & Carlson, B. (1989). The feeding ecology of three species of Caribbean angelfishes (family Pomacanthidae). *Environmental Biology of Fishes* 24, 105–116.
- Hughes, T.P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science* 265, 1547–1551.
- Hughes, T.P.; Bellwood, D.R.; Folke, C.; Steneck, R.S.; Wilson, J. (2005). New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 20, 380–386.
- Hughes, T.P.; Rodrigues, M.J.; Bellwood, D.R.; Ceccarelli, D.; Hoegh-Guldberg, O.; McCook, L.; Moltschanivskyj, N.; Pratchett, M.S.; Steneck, R.S.; Willis, B. (2007). Phase shifts, herbivory and the resilience of coral reefs to climate change. *Current Biology* 17, 360–365.
- Jones, G.P.; Ferrell, D.J.; Sale, P.F. (1991). Fish predation and its impact on the invertebrates of coral reefs and adjacent sediments. pp. 156–179. In: *The ecology of fishes on coral reefs*. Sale, P.F. (ed.). Academic Press, San Diego, California.
- Krajewski, J.P.; Bonaldo, R.M.; Sazima, C.; Sazima, I. (2006). Foraging activity and behaviour of two goatfish species (Perciformes: Mullidae) at Fernando de Noronha Archipelago, tropical West Atlantic. *Environmental Biology of Fishes* 77, 01–08.
- Lalli, C.M.; Parsons, T.R. *Biological Oceanography: An Introduction*. 2 ed. Oxford: The Open University, 1997. 320p.
- Maida, M. ; Ferreira, B. P. (1997) *Coral Reefs of Brazil: Overview e field guide*. International Coral Reef Symposium 8th, Panamá, v. 1, p. 263-274, 1997.

- McClanahan, T.; Sala, E.; Stickels, P.A.; Cokos, B.A.; Baker, A.C.; Starger, C.J.; Jones, S.H. (2003). Interactions between nutrients and herbivory in controlling algal communities and coral condition on Glover's Reef, Belize. *Marine Ecology Progress Series* 261, 135–147.
- Meyer, J. L.; Schultz, E. T. (1985). Migrating haemulid fishes as a source of nutrients and organic matter on coral reefs. *Limnol. Oceanography* 30(1):146-15.
- Mumby, P.J.; Dahlgren, C.P.; Harborne, A.R.; Kappel, C.V.; Micheli, F.; Brumbaugh, D.R.; Holmes, K.E.; Mendes, J.M.; Broad, K.; Sanchirico, J.N.; Buch, K.; Box, S.; Stoffle, R.W.; Gill, A.B. (2006). Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. *Science* 311, 98–101.
- Nyström, M. (2006). Redundancy and response diversity of functional groups: implications for the resilience of coral reefs. *Ambio* 35:30–35.
- Nyström M.; Graham N.A.J.; Lokrantz J.; Norström A.V. (2008) Capturing the cornerstones of coral reef resilience: linking theory to practice. *Coral Reefs* 27:795–809.
- Paddock, M.J.; Cowen, R.K.; Sponaugle, S. (2006). Grazing pressure of herbivorous coral reef fishes on low coral-cover reefs. *Coral Reefs* 25, 461–472.
- Pérez-Matus, A.; Ferry-Graham, L.A.; Cea, A.; Vasquez, J.A. (2007). Community structure of temperate reef fishes in kelp-dominated subtidal habitats of northern Chile. *Marine and Freshwater Research* 58, 1069–1085.
- Polunin, N.V.C.; Klumpp, D.W. (1989). Ecological correlates of foraging periodicity in herbivorous reef fishes of the Coral Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 126, 1–20.
- Sala E.; Boudouresque C.F.; Harmelin-Vivien M.L. (1998). Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos* 82:425–39.
- Scott, F.J.; Russ, G.R. (1987). Effects of grazing on species composition of the epilithic algal community on coral reefs of the central Great Barrier Reef. *Marine Ecology Progress Series* 39, 293–304.
- Slade E.M.; Mann D.J.; Villanueva J.F.; Lewis O.T. (2007) Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. *Journal of Animal Ecology* 76:1094–1104.
- Steneck, R.S.; Hacker, S.D.; Dethier, M.N. (1991). Mechanism determining competitive dominance between crustose coralline algae: a herbivore-mediated reversal. *Ecology* 72, 938–950.
- Steneck, R.S.; Dethier, M.N. (1994). A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos* 69, 476–498.
- Taborsky M.; Limberger D. (1980). The activity rhythm of *Blennius sanguinolentus* Pallus: an adaptation to its food source? *Pubbl Stn Zool Napoli I Marine Ecology* 1:143–153.
- Taylor, B.W.; Flecker, A.S.; Hall Jr, R.O. (2006). Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. *Science* 313, 833–836.
- Torres, A.I.; Gil, M.N.; Esteves, J.L. 2004. Nutrient uptake rates by the alien alga *Undaria pinnatifida* (Phaeophyta) (Nuevo Gulf, Patagonia, Argentina) when exposed to diluted sewage effluent. *Hydrobiologia* 520:1-6.
- Wilson, J.B.; Bellwood, D.R.; Choat, J.H.; Furnas, M.J. (2003). Detritus in the epilithic algal community and its use by coral reef fishes. *Oceanography and Marine Biology: Annual Review* 41, 279–309.
- Zemke-White W.L.; Choat J.H.; Clements K.D. (2002) A reevaluation of the diel feeding hypothesis for marine herbivorous fishes. *Marine Biology* 141:571–579.