

UFRRJ
INSTITUTO DE BIOLOGIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
ANIMAL

DISSERTAÇÃO

DINÂMICAS ESPACIAIS E TEMPORAIS DA
ASSEMBLEIA DE PEIXES RECIFAIS DA BAÍA DA
ILHA GRANDE, RJ

Maria Dávila Rodrigues Maciel

2024



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE BIOLOGIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

DINÂMICAS ESPACIAIS E TEMPORAIS DA ASSEMBLEIA DE PEIXES
RECIFAIS DA BAÍA DA ILHA GRANDE, RJ

MARIA DÁVILA RODRIGUES MACIEL

Sob a Orientação do Professor Dr.
Leonardo Mitrano Neves

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Biologia Animal**, no Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal, área de Concentração em Biodiversidade Animal, linha de pesquisa Ecologia Marinha.

Seropédica, RJ

Abril de 2024

M152d - Maciel, Maria Dávila Rodrigues, 1995-
Dinâmicas espaciais e temporais da assembleia de peixes recifais da baía da Ilha Grande, RJ/ Maria Dávila Rodrigues Maciel. - Rio de Janeiro, 2024.
75f. : grafs.16, tabs. 22.

Orientador: Leonardo Mitrano Neves.

Dissertação (mestrado).--Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal, 2024.

1. Mudança espaço-temporal. 2. Áreas Marinhas Protegidas. 3. Assembleia de peixes recifais. 4. Grupos tróficos. 5. Impactos Antropogênicos. I. Maciel, Dávila Rodrigues Maciel. II. Neves, Leonardo Mitrano. III. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Programa de Pós Graduação em Biologia Animal. IV. Dinâmicas espaciais e temporais da assembleia de peixes recifais da baía da Ilha Grande, RJ



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**



TERMO Nº 407 / 2024 - PPGBA (12.28.01.00.00.00.42)

Nº do Protocolo: 23083.027179/2024-51

Seropédica-RJ, 10 de junho de 2024.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO INSTITUTO
DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

MARIA DAVILA RODRIGUES MACIEL

**Dissertação como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre(a) em Ciências, no Curso de pós-graduação em BIOLOGIA
ANIMAL,
área de concentração em BIODIVERSIDADE ANIMAL**

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 19/04/2024

(Assinado digitalmente em 10/06/2024 13:33)

LEONARDO MITRANO NEVES
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptCMA (12.28.01.00.00.00.18)
Matrícula: 2143107

(Assinado digitalmente em 10/06/2024 09:48)

RAFAEL DE ALMEIDA TUBINO
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptBA (12.28.01.00.00.00.45)
Matrícula: 1341945

(Assinado digitalmente em 10/06/2024 13:26)

LUÍS FELIPE SKINNER
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 008.985.457-81

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrj.br/public/documentos/index.jsp>
informando seu número: **407**, ano: **2024**, tipo: **TERMO**, data de emissão: **10/06/2024** e o
código de verificação: **3897e14469**

“Aos meus pais, minhas irmãs, família e amigos que, com muito amor e apoio, não mediram esforços para que essa jornada se tornasse possível.”

AGRADECIMENTOS

Nesses anos de mestrado, de muito estudo, esforço e empenho, gostaria de agradecer a algumas pessoas que me acompanharam e foram fundamentais para a realização desse sonho. Como parte de um processo de amadurecimento da Dávila Maciel enquanto pesquisadora e enquanto pessoa, separo as palavras a seguir para agradecer as pessoas que deram cor a esses anos e sempre me encorajaram a seguir em frente.

Agradeço primeiramente a Deus por estar viva, pela saúde e proteção ao longo de todos esses anos e por colocar pessoas tão incríveis em meu caminho nessa longa jornada do mestrado. Sem eles nada disso seria possível.

Agradeço também aos meus pais (Maria das Graças e José Edson), essenciais em minha vida, obrigada por toda compreensão e amor incondicional, por estarem sempre comigo mesmo na distância, pelos ensinamentos e incentivos, obrigada por sonharem esse sonho comigo e por sempre me lembrarem que desistir nunca foi parte do plano. Às minhas irmãs (Danielle, Gabrielle e Gracielle), essas que tantas vezes me consolaram nos momentos difíceis, daqueles quando a gente se sente perdida e por um milésimo de segundo se sente incapaz. Vocês são tudo na minha vida, obrigada por sempre me mostrarem que nunca estou sozinha, em especial Gabi e Graci por compartilharem da mesma jornada de Pós-graduação comigo. Ao meu sobrinho Miguelzinho, por tornar meus dias mais alegres e coloridos em meio as travessuras. Agradeço também as minhas tias e minha avó (*in memória*) pela alegria de cada reencontro e abraço apertado depois de uma longa saudade. Agradeço ainda aos meus tios, José Ataliba e Nazaré (*in memória*) pelo carinho e por me acolherem tão bem no início dessa jornada, não mediram esforços para tal.

Não poderia esquecer de agradecer aos meus amigos, em especial as queridas amigas Erika Samylly e Lorryne Rodrigues obrigada pelos nossos encontros anuais de descontração e muita conversa que me faziam esquecer por um momento dessa minha vida paralela e por sempre entenderem minhas ausências. Obrigada por demonstrarem tanto orgulho das escolhas que fiz.

Ao meu orientador, professor Dr. Leonardo Mitrano Neves (Léo) por me aceitar e me acolher como parte de sua equipe de pesquisa. Sou grata pela orientação, amizade e confiança que recebi ao longo de todo mestrado. Não há dúvidas de que amadureci como pessoa e como pesquisadora durante esse tempo e grande parte desse crescimento foi devido a ele. Os diversos conselhos compartilhados dentro ou fora do trabalho, trocas de experiências e cuidado durante as saídas de campo são pontos de uma formação extracurricular que sem dúvida levarei por toda a minha vida.

Agradeço aos companheiros e amigos de laboratório Milaine, Lécio, Alan e Larissa, por me acolherem como parte dessa equipe, pelas contribuições diretas ou indiretas para o trabalho, pela troca de experiências e conhecimentos sobre o trabalho e sobre a vida. A Milaine por ter me acolhido nos meus primeiros dias em Três Rios antes mesmo de entrar no mestrado. Ao Lécio, pelo companheirismo e trocas de experiência e ajuda em campo. Ao Alan, por compartilhar comigo os primeiros dias na Rural, longos caminhos percorridos a pé, os almoços em frente ao lago do IA. A Lari pela grande amizade que construímos ao longo desses anos, as tardes contemplando o por do sol, as brucacas divididas no lanche da tarde, e as “loucuras” de bike (risos). Obrigada pela parceria em tudo e por me apoiar sempre que precisei.

Aos amigos que o mestrado me deu, Daniella Monteiro, Luciene Marque, obrigada por compartilharem comigo essa jornada, momentos em disciplinas, aperreios, risadas, desabafos, experiências, carnaval (risos) e todo apoio compartilhado. Sou grata a vocês por tornarem esses anos de mestrado mais leves e únicos na minha vida.

Agradeço ainda ao grande amigo Samuel Oliveira (*in memória*) por ser um grande companheiro e um ponto de refúgio sempre que eu precisava desacelerar e desabafar sobre “a vida, o universo e tudo mais”, além de compartilhar grandes conquistas desde a graduação.

À Bianca Terra (minha professora e orientadora de IC na graduação), por ser a ponte que me fez chegar até aqui. Ela que foi a primeira a me apresentar os peixinhos (de rios intermitentes) e me fez amar a ecologia como ninguém fez antes (impossível não amar ecologia com essa mulher haha). Ela é fonte de inspiração e dedicação, um exemplo a ser seguido, como pessoa, mulher, cientista e professora. Sou extremamente grata por cada ensinamento e conselhos trocados desde a graduação.

Agradeço também aos professores que fazem parte do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, pelos ensinamentos passados através de suas aulas ministradas de maneira singular, obrigada por fazerem parte desse crescimento profissional.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. “This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) - Finance Code 001.”

*"Olhe profundamente a natureza e então você
entenderá tudo melhor."*

- Albert Einstein

RESUMO

MACIEL, Maria Dávila Rodrigues. **Dinâmicas espaciais e temporais da assembleia de peixes recifais da baía da Ilha Grande, RJ.** 2024. 75p. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal, Biodiversidade Animal). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2024.

Os ambientes recifais encontram-se ameaçados por múltiplos distúrbios que operam em diferentes escalas espaciais e temporais, promovendo mudanças na diversidade, na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas. Compreender como as assembleias de peixes recifais respondem às influências ambientais e antrópicas no espaço e a longo prazo é essencial para implementar estratégias de gestão e reduzir os efeitos da perda de biodiversidade nos ambientes recifais. O presente estudo teve como objetivo investigar as mudanças temporais na estrutura e composição das assembleias de peixes recifais da baía da Ilha Grande através de um gradiente de distância da costa, contrastando interior e adjacências da unidade de proteção integral Estação Ecológica de Tamoios. Censos visuais subaquáticos foram realizados em locais próximos (<2km) e intermediários (~4,5km, área protegida pela ESEC) da costa nos períodos de 2010 e 2019, bem como em locais mais distantes (área não protegida) em 2010/2011 e 2015. O nível de impacto nos locais da unidade de conservação foi mensurado através do Índice de Impacto Humano (IIH). Os parâmetros da assembleia de peixes conhecidos por responderem aos impactos antrópicos de longo prazo como sobrepesca e a destruição de habitats (estrutura da assembleia de peixes, riqueza, abundância, e diversidade de grupos tróficos) foram registrados. Análises multivariadas de variância permutacional e Análises de Coordenadas Principais (PCO) foram utilizadas para testar e explorar a variação espacial nos parâmetros da assembleia de peixes entre recifes (próximos, intermediários e distantes da costa) e entre períodos (2010 vs. 2019 e 2010/2011 vs. 2015). A estrutura da assembleia de peixes não variou entre períodos nos locais mais próximos da costa, enquanto mudanças significativas foram registradas para os locais intermediários e distantes (PERMANOVA; $P < 0,01$). Uma marcante mudança na composição da assembleia de peixes recifais entre o período de 2010 e 2019 foi observada, principalmente nos locais intermediários da costa (Ilha de Búzios). As espécies alvo da pesca recreativa e subaquática foram as mais afetadas, com destaque para *Epinephelus marginatus* (Garoupa-verdadeira), *Mycteroperca acutirostris* (Badejo-mira) e *Sparisoma frondosum* (peixe Papagaio), que não foram registradas em 2019 nos locais intermediários. Os grupos tróficos também diferiram entre os períodos, com maior destaque para carnívoros, herbívoros raspadores e predadores de invertebrados vágéis. O valor de IIH foi maior nos locais próximos da costa (Ilha do Sandri e Ilha da Samambaia), seguido pelos locais intermediários (Ilha dos Búzios). A assembleia de peixes recifais mudou de uma estrutura mais diversa, com maior número de espécies e abundância de grupos chave e importantes para a pesca para uma comunidade menos diversa, dominada principalmente por predadores de invertebrados vágéis. A redução na abundância de mesopredadores e herbívoros raspadores alvos da pesca destaca a urgência de implementar planos de recuperação de espécies e intensificar as ações de proteção na ESEC Tamoios. Essas ações são fundamentais para restaurar a funcionalidade dos recifes e prevenir que recifes distantes sofram o mesmo declínio observado nos recifes próximos e intermediários da costa.

Palavras-chave: mudança espaço-temporal, Áreas Marinhas Protegidas, assembleia de peixes, grupos tróficos, impactos antropogênicos

ABSTRACT

MACIEL, Maria Dávila Rodrigues. Spatial and temporal dynamics in **reef fish assemblages of Ilha Grande Bay – RJ**. 2024. 75p. Dissertation (Master in Animal Biology). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2024.

Reef environments are threatened by multiple disturbances that operate at different spatial and temporal scales, promoting changes in the diversity, structure and functioning of ecosystems. Understanding how reef fish assemblages respond to environmental and anthropogenic influences over space and the long term is essential for implementing management strategies and reducing the effects of biodiversity loss in reef environments. The aim of this study was to investigate temporal changes in the structure and composition of reef fish assemblages in the bay of Ilha Grande across a gradient of distance from the coast, contrasting inland and adjacent to the fully protected Tamoios Ecological Station. Underwater visual surveys were carried out at sites close (<2km) and intermediate (~4.5km, area protected by the ESEC) to the coast in 2010 and 2019, as well as at more distant sites (non-protected area) in 2010/2011 and 2015. The level of impact on the sites of the conservation unit was measured using the Human Impact Index (HII). Fish assemblage parameters known to respond to long-term anthropogenic impacts such as overfishing and habitat destruction (fish assemblage structure, richness, abundance, and trophic group diversity) were recorded. Multivariate analyses of permutational variance and Principal Coordinate Analyses (PCO) were used to test and explore spatial variation in fish assemblage parameters between reefs (near, intermediate and far shore) and between periods (2010 vs. 2019 and 2010/2011 vs. 2015). The structure of the fish assembly did not vary between periods at the sites closest to the coast, while significant changes were recorded for the intermediate and distant sites (PERMANOVA; $P < 0.01$). A marked change in the composition of the reef fish assemblage between the period 2010 and 2019 was observed, especially at the intermediate sites on the coast (Ilha de Búzios). The species targeted by recreational and underwater fishing were the most affected, especially *Epinephelus marginatus* (Dusky grouper), *Mycteroperca acutirostris* (Whiting) and *Sparisoma frondosum* (Parrotfish), which were not recorded in 2019 at the intermediate sites. Trophic groups also differed between periods, with carnivores, scraping herbivores and predators of fragile invertebrates standing out. The HII value was higher at sites close to the coast (Sandri Island and Samambaia Island), followed by intermediate sites (Búzios Island). The reef fish assemblage changed from a more diverse structure, with a greater number of species and abundance of key groups important for fishing, to a less diverse community, dominated mainly by predators of fragile invertebrates. The reduction in the abundance of mesopredators and scraping herbivores targeted by fisheries highlights the urgency of implementing species recovery plans and intensifying protection actions in the Tamoios ESEC. These actions are fundamental to restoring the functionality of the reefs and preventing distant reefs from suffering the same decline observed in reefs near and intermediate to the coast.

Key words: Spatio-temporal change, Marine Protected Areas, fish assemblages, trophic groups, anthropogenic impacts

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Locais de amostragem na baía da Ilha Grande através de um gradiente de distância da costa. 1 e 2 – Ilha do Sandri; 3 – Ilha da Samambaia; 4 e 5 - Ilha dos Búzios; 6 e 7 - Ilha Grande (Alvo e Longa respectivamente). Os círculos em rosa são as áreas protegidas ESEC Tamoios.....5
- Figura 2.** Número de espécies por família (espécies com abundância > 5) entre os períodos (2010 vs. 2019 e 2010/2011 vs. 2015)..... 15
- Figura 3.** Análise de Coordenadas Principais (PCO) mostrando variação nas assembleias de peixes recifais entre distâncias da costa (locais próximos ~2km e intermediários ~4,5km) dentro da área protegida em 2010 e 2019 com base na abundância transformada em $\log(X+1)$. Comparações par a par para período: 2010 = próximo \neq intermediário ($P < 0,001$); 2019 = próximo \neq intermediário ($P = 0,02$). Comparações par a par para distância: ~ 2 km = 2010 = 2019 ($P = 0,24$); ~ 4,5 km = 2010 \neq 2019 ($P < 0,001$). Códigos das espécies: Abusax: *Abudefduf saxatilis*; Anivir: *Anisotremus virginicus*; Diparg: *Diplodus argenteus*; Haeaur: *Haemulon aurolineatum*; Haeste: *Haemulon steindachneri*; Halpoe: *Halichoeres poeyi*; Holads: *Holocentrus adscensionis*; Mycacu: *Mycteroperca acutirostris*; Spafro: *Sparisoma frondosum*..... 17
- Figura 4.** Boxplot da abundância de indivíduos e riqueza de espécies por transecto (40 m²) da assembleia de peixes recifais. Letras diferentes indicam resultados de par a par entre períodos e distâncias da costa. Letras minúsculas para locais próximos da costa e maiúsculas para locais intermediários. Comparações par a par para períodos entre distâncias: Abundância: 2010 = ns; 2019 = ns; Riqueza: 2010 = Intermediário > Próximo ($P < 0,001$); 2019 = ns.20
- Figura 5.** curva de rarefação e extrapolação de espécies entre períodos (2010 e 2019) e distâncias (Próximo e Intermediário).20
- Figura 6.** Análise de Coordenadas Principais (PCO) mostrando a variação nos grupos tróficos de peixes recifais entre distâncias da costa (locais próximos ~2km e intermediários ~4,5km) dentro da área protegida em 2010 e 2019 com base na abundância de cada grupo transformada em $\log(X+1)$. Vetor em cima do gráfico representa correlações de Pearson >0,4 com os dois primeiros eixos do PCO. Códigos dos grupos: ONIV: Onívoro; HETE: Herbívoro territorialista; PINV: Predadores de invertebrados vágéis; PINS: Predadores de invertebrados sésseis; CARN: Carnívoros; HERA: Herbívoros raspadores.22
- Figura 7.** Abundância (média \pm EP) de grupos tróficos entre anos e distâncias da costa. Letras diferentes indicam resultados aos pares (PAIR-WISE PERMANOVA) entre os tratamentos (períodos e faixa de distância da costa). Letras minúsculas locais próximos da costa e maiúsculas locais intermediários.24
- Figura 8.** Riqueza (média \pm EP) de grupos tróficos entre anos e distâncias da costa. Letras diferentes indicam resultados aos pares (PAIR-WISE PERMANOVA) entre os tratamentos (períodos e faixa de distância da costa). Letras minúsculas locais próximos da costa e maiúsculas locais intermediários.26
- Figura 9.** Análise de Coordenadas Principais (PCO) mostrando variação nas assembleias de peixes recifais entre locais distantes da costa fora da área protegida (Alvo e Longa) em 2010/2011 e 2015 com base na abundância transformada em $\log(X+1)$ e dissimilaridade de Bray-Curtis. Vetor em cima do gráfico representa correlações de Pearson >0,4 com os dois primeiros eixos do PCO. Comparações par a par para período: 2010/2011: Alvo = Longa;

2015: Alvo = Longa. Comparações par a par para Locais: Alvo: 2010/2011 = 2015; Longa: 2010/2011 \neq 2015 ($P = 0,0008$). Códigos das espécies: Abusax: *Abudefduf saxatilis*; Kyphsp: *Kyphosus* sp.; Stefus: *Stegastes fuscus*; Diparg: *Diplodus argenteus*; Labcri: *Labrisomus cricota*; Haeaur: *Haemulon aurolineatum*; Corgla: *Coryphopterus glaucofraenum*; Pompar: *Pomacanthus paru*; Epimar: *Epinephelus marginatus*; Halpoe: *Halichoeres poeyi*.28

Figura 10. Boxplot com valores de abundância de peixes e riqueza de espécies por transecto (40 m²) da assembleia de peixes recifais. Letras diferentes indicam resultados par a par entre períodos e locais distantes da costa. Letras minúsculas indicam Alvo e maiúsculas Longa. Comparações par a par para períodos entre locais: Abundância: 2010/2011 = ns; 2015 = ns; Riqueza: 2010/2011 = Alvo < Longa ($P = 0,01$); 2015 = ns.30

Figura 11. Curva de rarefação e extrapolação da riqueza de espécies entre períodos (2010/2011 e 2015) e locais distantes da costa (Alvo e Longa).31

Figura 12. Análise de Coordenadas Principais (PCO) mostrando variação nos grupos tróficos de peixes recifais entre locais distantes da costa fora da área protegida (Alvo e Longa) em 2010/2011 e 2015 com base na abundância de cada grupo transformada em Log(X+1) e dissimilaridade de Bray-Curtis. Vetor em cima do gráfico representa correlações de Pearson >0,4 com os dois primeiros eixos do PCO. Códigos dos grupos tróficos: ONIV: onívoros; HERA: herbívoros raspadores; HETE: herbívoros territorialistas; CARN: carnívoros; PINS: predadores de invertebrados sésseis; PINV: predadores de invertebrados vágéis.32

Figura 13. Abundância (média \pm EP) de grupos tróficos entre períodos e locais distantes da costa. Letras diferentes indicam resultados aos pares (PAIR-WISE PERMANOVA) entre os tratamentos (períodos e locais distantes da costa). Letras minúsculas indicam Alvo e maiúsculas Longa.35

Figura 14. Abundância (média \pm EP) de grupos tróficos entre períodos e locais distantes da costa. Letras diferentes indicam resultados aos pares (PAIR-WISE PERMANOVA) entre os tratamentos (períodos e locais distantes da costa). Letras minúsculas indicam Alvo e maiúsculas Longa.38

Figura 15. Preditores descritos na melhor solução geral do DistLM para Abundância. .40

Figura 16. Preditores descritos na melhor solução geral do DistLM para riqueza de espécies.41

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Índice de Impacto Humano (IIH) aplicado a cada local de amostragem (Ilhas) da Baía da Ilha Grande - RJ seguindo um gradiente de distância da costa.	7
Tabela 2. Composição de espécies, abundância relativa (Ar) e frequência de ocorrência (FO) observadas entre anos (2010 vs. 2019 e 2010/2011 vs. 2015) através de um gradiente de distância da costa (~2 km - próximo; ~4.5 km - intermediário; Alvo e Longa - Distante). Números em negrito indicam as espécies dominantes (AR > 1%; FO > 30%).....	11
Tabela 3. Análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) baseada na distância de Bray - Curtis testando as diferenças na estrutura da assembleia de peixes recifais em resposta à períodos (2010 vs. 2019) e faixa de distância da costa (~2km vs. ~4,5km) e interações.....	16
Tabela 4. Espécies com correlação de Pearson > 0.4 com os dois primeiros eixos da análise de coordenadas principais (PCO).	18
Tabela 5. Análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) baseada na distância de Bray - Curtis testando a contribuição das espécies de peixes recifais em resposta à períodos (2010 e 2019) e faixa de distância da costa (~2km vs. ~4,5km). Em negrito estão indicadas as porcentagens de contribuição >25%.....	19
Tabela 6. Resultados da PERMANOVA testando as diferenças na riqueza de espécies e abundância de peixes recifais em resposta à período (2010 vs. 2019) e distância da costa (~2km vs. ~4,5km) e interações.	19
Tabela 7. Resultados da PERMANOVA testando as diferenças na composição de grupos tróficos de peixes recifais em resposta a períodos (2010 vs. 2019) e distâncias da costa (~2km vs. ~4,5km) e interações.	21
Tabela 8. Análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) baseada na distância Euclidiana testando as diferenças na abundância entre grupos tróficos de peixes recifais em resposta à períodos (2010 vs. 2019) e distância da costa (~ 2km vs. ~ 4,5km) e interações. Em negrito estão indicados os valores significativos.....	23
Tabela 9. Comparações par a par (PAIR-WISE PERMANOVA) da abundância de grupos tróficos entre distância (~ 2km vs. ~ 4,5km) e períodos (2010 e 2019) foram realizados para cada grupo separadamente. Na tabela consta apenas os grupos que apresentaram valores significativos na PERMANOVA. Em negrito estão indicados os valores significativos.....	23
Tabela 10. Análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) baseada na distância Euclidiana testando as diferenças na riqueza entre grupos tróficos de peixes recifais em resposta à períodos (2010 vs. 2019) e distância da costa (~ 2km vs. ~ 4,5km) e interações.	25
Tabela 11. Comparações par a par (PAIR-WISE PERMANOVA) da riqueza de grupos tróficos entre distâncias (~ 2km vs. ~ 4,5km) e períodos (2010 e 2019) foram realizados para cada grupo separadamente. Na tabela consta apenas os grupos que apresentaram valores significativos na PERMANOVA.	25
Tabela 12. Análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) baseada na distância de Bray - Curtis testando as diferenças na estrutura da assembleia de peixes recifais em resposta à períodos (2010/2011 vs. 2015) entre locais distantes da costa (Alvo e Longa) e interações.....	27

Tabela 13. Espécies com correlação de Pearson $> 0,4$ com os dois primeiros eixos da análise de coordenadas principais (PCO).	28
Tabela 14. Análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) baseada na distância de Bray - Curtis testando a contribuição das espécies de peixes recifais em resposta à períodos (2010/2011 vs. 2015) e locais distantes da costa (Alvo e Longa). Em negrito estão indicadas as porcentagens de contribuição $>25\%$	29
Tabela 15. Análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) baseada na distância de euclidiana testando as diferenças na riqueza de espécies e abundância de peixes recifais em resposta à período (2010/2011 vs. 2015) e locais distantes da costa (Alvo e Longa) e interações.....	30
Tabela 16. Análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) baseada na distância de Bray - Curtis testando as diferenças na composição de grupos tróficos em resposta à período (2010/2011 vs. 2015) e locais distantes da costa (Alvo e Longa) e interações. Em negrito estão indicados os valores significativos.	31
Tabela 17. Análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) baseada na distância Euclidiana testando as diferenças na abundância entre os grupos tróficos em resposta à períodos (2010/2011 vs. 2015) e locais distantes da costa (Alvo e Longa) e interações.	33
Tabela 18. Comparações par a par (PAIR-WISE PERMANOVA) da abundância de grupos tróficos entre locais distantes (Alvo vs. Longa) e períodos (2010/2011 vs. 2015) foram realizados para cada grupo separadamente. Na tabela consta apenas os grupos que apresentaram valores significativos na PERMANOVA.....	34
Tabela 19. Análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) baseada na distância Euclidiana testando as diferenças na riqueza entre os grupos tróficos de peixes recifais em resposta à períodos (2010/2011 vs. 2015) e locais distantes da costa (Alvo e Longa) e interações.....	36
Tabela 20. Comparações par a par (PAIR-WISE PERMANOVA) da riqueza de grupos tróficos entre locais distantes (Alvo vs. Longa) e períodos (2010/2011 vs. 2015) foram realizados para cada grupo separadamente. Na tabela consta apenas os grupos que apresentaram valores significativos na PERMANOVA. Em negrito estão indicados os valores significativos.	37
Tabela 21. Fatores potencialmente impactantes aos ecossistemas marinhos e a sua biodiversidade e Índice de Impacto Humano (IIH) para os locais de estudo na Baía da Ilha Grande, RJ.	38
Tabela 22. Modelo linear baseado em matriz de distância (DistLM) para a assembleia de peixes recifais da baía da Ilha Grande, com indicação do Marginal test (teste de cada preditor individualmente) e melhor solução geral (modelo mais parcimonioso). Em negrito estão indicados os valores significativos.	39

LISTA DE ABREVIACÕES E SÍMBOLOS

AMPs - Áreas Marinhas Protegidas

BIG - Baía da Ilha Grande

DistLM - Modelo Linear Baseado na Matriz de Distância

CARN - Carnívoros

ESEC - Estação Ecológica

HERA - Herbívoros raspadores

HETE - Herbívoros territorialistas

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

IIH - Índice de Impacto Humano

INTER10 - Locais intermediários da costa no período de 2010

INTER19 - Locais intermediários da costa no período de 2019

MMA - Ministério do Meio Ambiente

ONIV - Onívoros

PCO - Análise de Coordenadas Principais

PERMANOVA - Análise de Variância Permutacional

PINS - Predadores de invertebrados sésseis

PINV - Predadores de Invertebrados Vágeis

PLAN - Planctívoros

PROX10 - Locais próximos da costa no período de 2010

PROX19 - Locais próximos da costa no período de 2019

SIMPER - análise de porcentagem de similaridade

SISBIO - Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade

SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Objetivo geral	3
1.2. Objetivos específicos	3
2. MATERIAIS E MÉTODOS	4
2.1. Área de Estudo	4
2.2. Programa de amostragem.....	5
2.3. Fatores Antrópicos	7
2.4. Análise de Dados	7
3. RESULTADOS.....	9
3.1. Composição de espécies de peixes recifais.....	9
3.2. Mudanças espaço-temporais da assembleia de peixes recifais	16
3.3. Mudanças espaço temporais na Abundância e Riqueza de peixes recifais	19
3.4. Mudanças espaço temporais na distribuição dos grupos tróficos	21
3.5. Mudanças temporais para os locais distantes da costa.....	26
3.6. Mudanças temporais na distribuição dos grupos tróficos em locais mais distantes da costa	31
3.7. Impactos Antrópicos	38
4. DISCUSSÃO.....	42
4.1. Mudanças espaço temporais na assembleia de peixes recifais	42
4.2. Mudanças espaço temporais na abundância e riqueza.....	43
4.3. Mudanças espaço temporais nos grupos tróficos.....	45
5. CONCLUSÕES	50
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51

1. INTRODUÇÃO

Os ambientes recifais encontram-se ameaçados por múltiplos distúrbios, que operam em diferentes escalas espaciais e temporais, como: sobrepesca, anomalias térmicas, mudanças climáticas, destruição do habitat, poluição e aumento da sedimentação (Bellwood et al., 2004; Neves et al., 2016; Banha et al., 2020). Estes impactos promovem mudanças da diversidade e estrutura de comunidades marinhas podendo comprometer funções ecológicas importantes realizadas dentro da comunidade (Bellwood et al., 2004). Frente à degradação intensa e acelerada nos ecossistemas marinhos, a busca por estratégias de compreensão de sua biota torna-se essencial, visando implementar medidas eficazes de conservação, uso sustentável e restauração de sua funcionalidade, bem como a capacidade de prover serviços ecossistêmicos (Norse & Crowder, 2005; Halpern et al., 2012).

As assembleias de peixes recifais são componentes fundamentais para a determinação e manutenção da estrutura e resiliência do ambiente marinho (Mumby et al., 2012; Graham et al., 2013). Os peixes recifais são altamente suscetíveis a distúrbios que afetam a estrutura e a saúde do ambiente recifal (Gratwicke & Speight 2005). A diversidade de peixes recifais podem ser intesamente afetada em ambientes degradados que estão sujeitos a uma variedade de distúrbios (Mouillot et al., 2013), como o impacto da pesca, desgradação ambientes de berçário e poluição marinha (Teixeira-Neves et al., 2016, Ross et al., 2020). A abundância de peixes é considerada uma boa medida da integridade da comunidade, pois o aumento da poluição leva principalmente a uma diminuição na abundância de peixes (Teixeira-Neves et al., 2016), enquanto a redução da biomassa está associada aos efeitos da pressão da pesca (Rolim et al., 2019).

Impactos antropogênicos de longo prazo (exploração de recursos e a perda de habitat) podem causar grandes mudanças na estrutura de assembleias de peixes, tornando-se uma grande ameaça a diversidade de peixes, podendo levar ao declínio e até extinção de muitas espécies (Dulvy et al., 2003; Reynolds et al., 2005; Bender et al., 2013). Isso se deve à sensibilidade dos processos ecológicos das comunidades naturais a distúrbios que afetam não apenas os peixes locais, mas também toda a estrutura da comunidade (Graham et al., 2006; Wilson et al., 2010; Pratchett et al., 2011). O declínio na abundância e diversidade dos peixes recifais é uma preocupação considerável, dada a potencial perda da função do ecossistema (Pratchett et al., 2011).

Em um cenário global de perda de biodiversidade e degradação de habitats, as Áreas

Marinhas Protegidas (AMPs) foram definidas como um dos principais meios para proteger a biodiversidade e habitats críticos (Martín-García et al., 2015; Sala et al., 2018). As AMPs são importantes ferramentas para proteção e restauração de múltiplas espécies e função dos ecossistemas marinhos, atuando especialmente na preservação da fauna vágil dos efeitos prejudiciais da pesca e outros distúrbios antrópicos (Halpern, 2003; (Micheli et al., 2004; Claudet et al., 2006; Rolim et al., 2019). Diversos estudos demonstraram que as AMPs promovem o aumento no tamanho médio e na biomassa das espécies de peixes alvo da pesca, podendo ocorrer o transbordamento (*spillover effect*) para áreas circunvizinhas fora dos limites da reserva, favorecendo atividade pesqueira da região (Francini-Filho & Moura, 2008; Halpern et al., 2009; Lester et al., 2009; Anderson et al., 2014). Um estudo global indicou que as AMPs, quando efetivas, apresentaram biomassa de peixes cinco vezes maior do que áreas onde a pesca é permitida (Edgar et al., 2014). Além dos efeitos da proibição da pesca, a recuperação dos habitats pode promover um aumento da riqueza de espécies, e diversidade de grupos funcionais (Halpern & Warner 2002; Bellier 2013).

No sudeste da costa brasileira (zona de transição tropical-subtropical) os costões rochosos representam o principal habitat para peixes recifais e biota associada a recifes (Floeter et al., 2001). A baía da Ilha Grande (BIG), um complexo insular no sul do estado do Rio de Janeiro, possui costões rochosos situados ao longo de um gradiente de distância da costa, permitindo o estudo da variabilidade espacial e temporal de peixes recifais através de gradientes ambientais naturais e antropogênicos. Além disso, a região da BIG apresenta o maior número de unidades de conservação do Estado do Rio de Janeiro, sendo classificada como “Área de Extrema Importância Biológica” pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2002).

Dentre as unidades de conservação da região, destaca-se a Estação Ecológica de Tamoios (ESEC-Tamoios). A ESEC-Tamoios abrange 29 locais, incluindo ilhas, lajes e rochedos nos quais o acesso e o uso dos recursos naturais à 1km de raio são vedados, à exceção de atividades de pesquisa científica e educação ambiental (ICMBio 2009). Apesar de ter sido criada a mais de 20 anos (1990) como contrapartida do estabelecimento de Usinas Nucleares, sua implementação foi tardia (apenas a partir de 2008) e conflituosa, pois a unidade foi criada sem um embasamento sistemático de conhecimento científico e sem qualquer engajamento dos usuários locais (Begossi et al., 2011). Um amplo estudo realizado em 2010/2011 não registrou nenhum efeito da proteção da ESEC- Tamoios para as comunidades de peixes dos recifes rochosos da BIG (Teixeira-Neves et al., 2015).

Entretanto, benefícios sobre a biota recifal podem ter sido produzidos após os 10 anos da ampliação dos esforços em proteção na unidade, como ações de fiscalização da pesca ilegal e educação ambiental. Apesar de muitos estudos empíricos terem sido realizados em reservas marinhas, apenas uma pequena parcela incluiu dados coletados antes e após o estabelecimento da AMP (Willis et al., 2003; Claudet et al., 2006), os quais são os mais indicados para investigar a efetividade das reservas. Neste sentido, percebe-se a extrema importância de avaliar dados coletados em períodos anteriores em contraste com dados atuais, a fim de visualizar a eficácia de proteção no ecossistema recifal e toda biota associada a ele, uma vez que esse estudo identificará debilidades e fornecerá subsídios para a elaboração de políticas efetivas de conservação e manejo, auxiliando a balizar medidas de conservação, educação e monitoramento ambiental, fornecendo patamares de referência para a mudança temporal das assembleias nas ilhas da unidade.

Nesse contexto o presente estudo teve como objetivo investigar, através de um gradiente de distância da costa, quais mudanças ocorreram nas assembleias de peixes associadas aos costões rochosos da Baía da Ilha Grande, após quase 10 anos de ampliação dos esforços de proteção da Estação Ecológica dos Tamoios.

1.1. Objetivo geral

Investigar as mudanças temporais na estrutura e composição das assembleias de peixes recifais da baía da Ilha Grande através de um gradiente de distância da costa.

1.2. Objetivos específicos

- I. Caracterizar a estrutura das assembleias de peixes recifais ao longo do gradiente de distância da costa na baía da Ilha Grande;
- II. Identificar padrões temporais na composição das assembleias de peixes recifais ao longo de um período de 10 anos;
- III. Avaliar a influência dos fatores ambientais e antrópicos na estrutura da assembleias de peixes recifais;

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

Este estudo foi realizado em recifes rochosos da Baía da Ilha Grande (BIG), Sul do estado do Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil. A BIG está localizada entre o extremo oeste da restinga da Marambaia (23° 04'36 S; 44° 01'18W) e a ponta da Joatinga (23°17'36S; 44°30'06W), possui uma área de cerca de 1.000 km² sendo delimitada pela Ilha Grande. Apresenta diversos ecossistemas marinhos em águas abrigadas, e um litoral continental de 470 km² e uma largura máxima de aproximadamente 25 km (Kjerfve et al., 2021), onde se alternam costões rochosos, praias, manguezais e aproximadamente 170 ilhas/ilhotas rodeadas por águas rasas, geralmente não mais que 8 m de profundidade (Ignacio et al., 2010; Neves et al., 2016; Johnsson e Ikemoto, 2015). A área é caracterizada por recifes marginais, fundos rochosos compostos por rochas graníticas que se estendem até a interface com o substrato arenoso. A região apresenta um clima tropical úmido, com uma média anual de temperatura acima de 18 °C e chuvas concentradas de dezembro a março (IBGE 2002). A temperatura da água varia entre 20°C a 31°C, enquanto a salinidade varia entre 29 a 36 (De Oliveira Dias & Bonecker, 2008) e apresenta um acúmulo médio anual de precipitação de 1770 mm, variando de 180 mm durante a estação seca/inverno (Junho-Agosto) a 750 mm durante a estação chuvosa/verão (Janeiro-Março). As massas d'água locais são influenciadas pelos ventos e marés com uma média de amplitude de 1,6 m (Nogueira et al., 1991).

O BIG possui uma Área Marinha de Protegida (AMP) de Proteção Integral, a Estação Ecológica de Tamoios (ESEC – Tamoios), que compreende vinte e nove ilhotas, ilhas, rochas e lajes e seus respectivos entornos marinhos em um raio de 1 km de extensão. A pesca é proibida nas Estações Ecológicas, que permitem apenas pesquisas científicas e ações de educação ambiental (SNUC, 2000). As atividades econômicas conduzidas na BIG incluem: turismo; geração de energia (usinas nucleares); estaleiros; marinas privadas; terminais de petróleo e atividades de pesca. As ameaças progressivamente crescentes para a baía incluem descarga de esgoto do desenvolvimento costeiro, pesca industrial (incluindo pesca de arrasto destrutiva de fundo) e pesca recreativa voltada para peixes de recife rochoso (pesca subaquática com arpão e anzol com linha) (Freret-Meurer et al., 2010; Teixeira-Neves et al., 2016).

Este estudo faz parte de uma ampla amostragem de peixes realizada na BIG durante os invernos de 2010 e 2011, que investigou a estrutura e dinâmica das assembleias de peixes recifais (Teixeira-Neves et al., 2015; Neves et al., 2016) e de novas amostragens realizadas no inverno de 2019. Os locais de amostragem (Figura 1) foram selecionados visando compreender um gradiente de distância da costa em três regiões: (1) Próximo à costa (~ 2 km), nos recifes rochosos das Ilhas Samambaia e Sandri; (2) intermediário da costa (~ 4,5 km) nas ilhas dos Búzios; (3) e locais distantes da costa (>10 km) Ilha Grande (Ponta do Alvo e Longa).

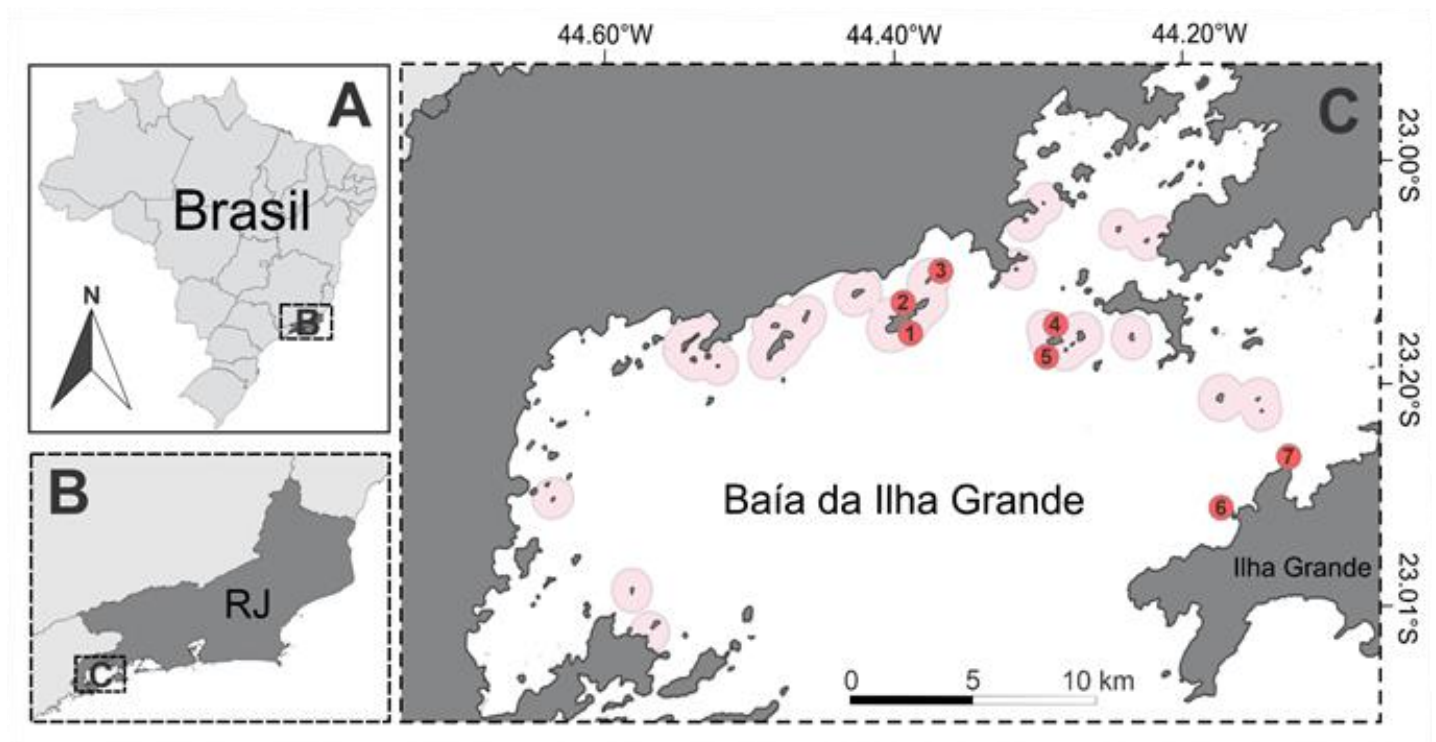


Figura 1. Locais de amostragem na baía da Ilha Grande através de um gradiente de distância da costa. 1 e 2 – Ilha do Sandri; 3 – Ilha da Samambaia; 4 e 5 - Ilha dos Búzios; 6 e 7 - Ilha Grande (Alvo e Longa respectivamente). Os círculos em rosa são as áreas protegidas ESEC Tamoios.

2.2. Programa de amostragem

Os peixes recifais foram amostrados com o uso do censo visual subaquático realizados através de mergulho autônomo ao longo de transectos de 20 m de comprimento e 2 m de largura (40 m²) (Ferreira et al., 2001; Floeter et al., 2006, 2007). Em cada local, 6-12 transectos foram amostrados em dois estratos de profundidade diferentes; raso (áreas mais rasas próximas à costa) e interface (áreas mais profundas próximas à interface rocha e areia). Os locais próximos e intermediários da costa foram amostrados nos períodos de 2010 e 2019 (com 57 e 33 transectos respectivamente); os locais mais distantes da costa

foram amostrados no período de 2010/2011 e 2015 (com 24 e 21 transectos respectivamente), totalizando 135 transectos em todo o estudo. Em cada transecto, o mergulhador realizou duas passagens, na primeira foram observadas e identificadas espécies conspícuas (dispersas na coluna d'água) e uma segunda passagem para uma busca por espécies crípticas em tocas ou fendas (por exemplo, Blenniidae, Gobiidae, Muraenidae). A soma das espécies de coluna e crípticas foi definida como uma unidade amostral (indivíduos por 40 m²).

As espécies foram classificadas em sete guildas tróficas de acordo com Ferreira et al., (2004) e Floeter et al., (2007): Predadores de invertebrados vágéis (PINV); Predadores de invertebrados sésseis (PINS); Carnívoros (CARN); Onívoros (ONIV); Planctívoros (PLAN); Herbívoros raspadores (HERA); Herbívoros territorialistas (HETE). Predadores de invertebrados vágéis se alimentam principalmente de pequenos invertebrados que se deslocam pela cobertura bêntica associados próximo ao substrato duro ou mole (crustáceos, moluscos, vermes etc). Predadores de invertebrados sésseis se alimentam de uma diversidade de invertebrados bentônicos como cnidários, hidrozoários, briozoários, ascídeas e esponjas associadas ao substrato. Os carnívoros incluem a família de predadores como Epinephelídeos e Lutjanídeos, essas espécies se alimentam de uma variedade de organismos móveis, incluindo invertebrados e peixes. Os planctívoros se alimentam principalmente de macro e microzooplâncton. Herbívoros raspadores incluem os grandes herbívoros das famílias Labridae, Acanthuridae e Kyphosidae. Estas espécies podem incluir em sua dieta uma rica massa de detritos, turf e macroalgas. Os herbívoros territorialistas incluem principalmente alguns representantes da família Pomacentrídae, possuem uma dieta composta principalmente por algas turfosas cultivadas em um território vigorosamente defendido (Carvalho-Filho, 1999; Choat et al., 2002; Ferreira et al., 2004; Gibran, 2007).

A complexidade topográfica de cada local foi quantificada através de fotoquadrados de 60 × 60 cm. O total de 20 fotografias aleatórias ao longo de cada transecto de peixes foi tomada, totalizando entre 120 e 80 fotografias por local. A complexidade foi medida contando o número total de buracos e fendas (lacunas entre estruturas que poderiam fornecer um caminho para um peixe escapar de um predador) de cada fotografia. Na mesma posição em que cada foto foi tirada, estimamos a altura em metros da pedra rochosa mais alta (altura do recife), seguindo Neves et al., (2016).

2.3. Fatores Antrópicos

Um Índice de Impacto Humano (IIH) foi desenvolvido com base nas atividades antrópicas mensuradas por Cardoso et al., (2020), que realizou um estudo abrangente das principais atividades humanas desenvolvidas na ESEC-Tamoios a partir de 330 saídas de entre os períodos de 2008 a 2016. O Índice foi dividido em três categorias de acordo com o levantamento: (1) Turismo, recreação e esportes náuticos; (2) Tráfego; (3) Pesca. Para cada atividade antrópica foram atribuídas as seguintes pontuações: 0 = Nenhuma atividade antrópica; 0,1 = pelo menos uma atividade antrópica; 0,5 = 2 a 5 atividades antrópicas; 1 = > 5 atividades antrópicas (Tabela 1). A pontuação total foi calculada através da soma dos pontos de cada uma das três categorias com o objetivo de avaliar o grau de impacto humano em cada local. A pontuação teve como propósito investigar o grau de impacto humano dos locais amostrados e inferir prejuízos ao ecossistema.

Tabela 1. Índice de Impacto Humano (IIH) aplicado a cada local de amostragem (Ilhas) da Baía da Ilha Grande - RJ seguindo um gradiente de distância da costa.

Categoria/ Pontuação	0	0,1	0,5	1
Turismo, recreação e esportes náuticos (Embarcação de lazer fundeada e embarcação de turismo fundeada)	Nenhuma atividade de turismo	pelo menos 1 atividade de turismo	2 a 5 atividades de turismo	> 5 atividades de turismo
Tráfego (Embarcação de passagem)	Nenhuma atividade de tráfego	pelo menos 1 atividade de Tráfego	2 a 5 atividades de Tráfego	> 5 atividades de Tráfego
Pesca (pesca de linha, arrasto, rede de espera, pesca subaquática e embarcação de pesca fundeada)	Nenhuma atividade de pesca	pelo menos 1 atividade de Pesca	2 a 5 atividades de Pesca	> 5 atividades Pesca

2.4. Análise de Dados

Os seguintes parâmetros da assembleia de peixes foram mensurados: estrutura da

assembleia de peixes, riqueza, abundância, estrutura de grupos tróficos, riqueza e abundância de grupos tróficos. O número total de espécies (riqueza) e indivíduos (abundância) foram calculados com base nas observações de cada transecto.

Uma abordagem estatística semelhante foi usada para avaliar mudanças de longo prazo entre 2010 vs. 2019 (8 anos) para os locais próximos e intermediários da costa, e entre 2010/2011 vs. 2015 (3 anos), para os locais distantes da costa. Análises multivariadas de variância permutacional (PERMANOVA; Anderson et al, 2008) foram usadas para testar diferenças nos parâmetros da assembleia de peixes entre períodos e distâncias da costa. A PERMANOVA testou a partição da variação da abundância pelos fatores fixos ‘Períodos’ (2 níveis; 2010 e 2019) e ‘Distância’ (2 níveis; próximo e intermediário) bem como as interações entre os fatores usando 9999 permutações de resíduos sob um modelo reduzido. Fatores (principal efeito ou interações) com alto valor de P ($P > 0,25$) e proporção da variabilidade explicada pelo fator menor que 5% foram excluídos sequencialmente, começando com o fator com menor valor da média da soma dos quadrados, e em seguida, o modelo foi reanalisado a cada fator excluído (Engqvist 2005; Anderson et al., 2008). A mesma estrutura do modelo foi usada para os dados de 2010/2011 e 2015, mudando apenas o fator ‘Distância’, neste o fator ‘Local’ foi usado como fator fixo (2 níveis; Longa e Alvo). Comparações par a par foram realizadas para avaliar as diferenças entre os períodos e distâncias. Antes das análises, os dados da assembleia de peixes foram transformados em $\log(X+1)$ a fim de reduzir a influência de espécies mais abundantes.

A análise de coordenadas principais (PCO), combinada com sobreposição vetorial baseada em correlação de Pearson (Correlação de Pearson $> 0,4$), foi usada para visualizar os padrões espaço-temporais na estrutura da assembleia de peixes recifais e grupos tróficos entre recifes próximo e intermediários (2010 vs. 2019) e entre os locais distantes da costa (2010/2011 vs. 2015). Para identificar as espécies que contribuíram para a similaridade espacial (entre distâncias [próximo e intermediário] e locais [Alvo e Longa]) e temporal (entre períodos [2010 e 2019]; [2010/2011 e 2015]) os dados de abundância foram usados em uma análise de porcentagem de similaridade (SIMPER).

As relações entre as variáveis da estrutura do habitat e a abundância e riqueza de espécies de peixes dos recifes próximos e intermediários (2010 vs. 2019) foram avaliadas através do modelo de regressão linear baseada na distância (DistLM). Os preditores mais importantes no teste condicional foram selecionados usando o método Best e o Critério de Informação de Akaike (AIC).

Matrizes de similaridade de Bray-Curtis foram calculadas para os dados multivariados, enquanto matrizes de distância euclidiana foram calculadas para as variáveis univariadas. As análises PERMANOVA, PCO, SIMPER e DistLM foram realizadas utilizando o software PRIMER v6 + Permanova (Anderson et al., 2008). Gráficos de médias (com erro padrão) e curvas de rarefação, foram realizados usando o software R versão 4.04 - win (R Development Core Team, 2021).

3. RESULTADOS

3.1. Composição de espécies de peixes recifais

O total de 10.123 indivíduos, pertencentes a 73 espécies de 34 famílias foi registrado em diferentes faixas de distância da costa (próxima, intermediária e distante) e diferentes períodos (2010-2019 e 2010/2011-2015) (Tabela 1). As famílias mais representativas foram Labridae (10 espécies), seguida por Serranidae, Haemulidae, Pomacentridae (cinco espécies) e Labrisomidae (quatro espécies) (Tabela 2; figura 2).

Nos locais próximos e intermediários, Pomacentridae (50,41%), Haemulidae (31,41%), Labridae (4,53%) e Sparidae (3,88%) foram as famílias mais abundantes em 2010, enquanto em 2019, Haemulidae (61,07%), Pomacentridae (28,61%) e Sparidae (5,66%) foram as mais abundantes em 2019. Para os locais mais distantes da costa, Pomacentridae (57.75%), Sparidae (17.28%), Haemulidae (8.57%) Labridae (2,69%), Acanthuridae (1,67%) e Epinephelidae (1.57%) foram mais abundantes em 2010/2011; enquanto Pomacentridae (47.86%), Haemulidae (17.52%), Sparidae (16.83%), Chaetodontidae (3.86%), Pempheridae (3.59%), Acanthuridae (1.79%) e Gobiidae (1,52%) foram mais abundantes em 2015.

O Sargentinho (*Abudefduf saxatilis*) e a xira-dourada (*Haemulon aurolineatum*) foram as espécies mais abundantes nos locais próximos, intermediários e distantes da costa em todos os períodos de amostragem (2010-2019 e 2010/2011-2015), seguidas do marimbá (*Diplodus argenteus*), donzelinha (*Stegastes fuscus*) e peixe-borboleta (*Chaetodon striatus*). As 5 espécies (*H. aurolineatum*, *A. saxatilis*, *D. argenteus*, *S. fuscus* e *C. striatus*) mantiveram-se frequentes em todo período do estudo (frequência de ocorrência > 40%; tabela 2). Algumas espécies ocorreram exclusivamente ou predominantemente em um dos períodos. Em locais próximos e intermediários,

Halichoeres poeyi (frequência de ocorrência >37%), *Mycteroperca acutirostris* (>28%), *Epinephelus marginatus* (>20%), *Sparisoma frondosum* (61% locais intermediários) ocorreram somente no período de 2010. Em locais distantes, as espécies *H. poeyi*, *S. frondosum* (frequência de ocorrência >50) predominaram no período de 2010/2011, diminuindo sua frequência em 2015 (*H. poeyi* < 10% e *S. frondosum* < 10%), enquanto *E. marginatus* (75%), não foi observado em 2015.

Os locais intermediários apresentaram um maior número de espécies nos dois períodos de amostragem (2010, 51 espécies; 2019, 28 espécies) em contraste com locais mais próximos (2010, 42 espécies; 2019 22 espécies). Em locais mais distantes, Alvo e Longa apresentaram diminuição no número de espécies amostradas (2010/2011; Alvo 31 espécies e Longa 38 espécies; 2015; 29 espécies Alvo e Longa). 31 espécies foram comuns em ambos os períodos de amostragem.

Tabela 2. Composição de espécies, abundância relativa (Ar) e frequência de ocorrência (FO) observadas entre anos (2010 vs. 2019 e 2010/2011 vs. 2015) através de um gradiente de distância da costa (~2 km - próximo; ~4.5 km - intermediário; Alvo e Longa - Distante). Números em negrito indicam as espécies dominantes (AR > 1%; FO > 30%).

Família/Espécies	Grupo trófico	2010				2019				2010/2011				2015			
		Próximo		Intermediário		Próximo		Intermediário		Distante Alvo		Distante Longa		Distante Alvo		Distante Longa	
		~ 2 km		~ 4.5 km		~ 2 km		~ 4.5 km		> 10 km		> 10 km		> 10 km		> 10 km	
		Ar	FO	Ar	FO	Ar	FO	Ar	FO	Ar	FO	Ar	FO	Ar	FO	Ar	FO
Acanthuridae																	
<i>Acanthurus bahianus</i>	HERA	-	-	0.12	6.06	-	-	-	-	1.40	25.00	0.63	33.33	1.71	30.00	0.32	9.09
<i>Acanthurus chirurgus</i>	HERA	-	-	1.02	21.21	-	-	0.34	17.65	0.37	25.00	0.94	41.67	0.49	20.00	0.95	18.18
<i>Acanthurus coeruleus</i>	HERA	-	-	-	-	-	-	0.05	5.88	-	-	-	-	-	-	-	-
Blenniidae																	
<i>Parablennius pilicornis</i>	ONIV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.32	9.09
<i>Parablennius marmoratus</i>	ONIV	-	-	0.33	18.18	0.24	12.50	0.34	35.29	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scartella cristata</i>	HETE	0.13	8.33	-	-	0.16	6.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carangidae																	
<i>Caranx latus</i>	CARN	0.06	4.17	0.04	3.03	0.08	6.25	0.05	5.88	-	-	3.13	8.33	0.24	10.00	0.63	18.18
<i>Trachinotus falcatus</i>	CARN	-	-	0.04	3.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaenopsidae																	
<i>Emblemariopsis signifer</i>	PINV	0.06	4.17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetodontidae																	
<i>Chaetodon sedentarius</i>	PINS	-	-	-	-	-	-	-	-	0.19	8.33	-	-	0.49	10.00	1.27	18.18
<i>Chaetodon striatus</i>	PINS	1.38	54.17	1.43	63.64	1.03	62.50	0.68	47.06	1.21	58.33	1.36	66.67	2.68	50.00	3.49	36.36
Dactylopteridae																	
<i>Dactylopterus volitans</i>	PINV	0.13	8.33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.24	10.00	0.32	9.09
Diodontidae																	
<i>Chilomycterus spinosus</i>	PINV	-	-	0.12	9.09	-	-	0.05	5.88	-	-	-	-	-	-	-	-
Epinephelidae																	
<i>Epinephelus marginatus</i>	CARN	0.44	20.83	0.57	27.27	-	-	-	-	0.47	33.33	1.25	75.00	-	-	-	-

<i>Epinephelus morio</i>	CARN	0.13	8.33	-	-	-	-	-	-	-	-	1.57	8.33	-	-	-	-
Ephippidae																	
<i>Chaetodipterus faber</i>	ONIV	-	-	0.24	6.06	-	-	0.05	5.88	-	-	-	-	-	-	-	-
Fistulariidae																	
<i>Fistularia tabacaria</i>	CARN	0.06	4.17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gobiidae																	
<i>Elacatinus figaro</i>	PINV	-	-	0.24	15.15	-	-	0.10	11.76	-	-	0.21	8.33	0.49	20.00	0.32	9.09
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	PINV	2.64	29.17	0.12	6.06	0.71	25.00	0.44	29.41	0.47	25.00	2.40	50.00	0.98	30.00	1.27	18.18
Haemulidae																	
<i>Anisotremus surinamensis</i>	PINV	0.13	8.33	0.04	3.03	0.24	12.50	0.15	5.88	0.47	16.67	0.42	16.67	-	-	0.32	9.09
<i>Anisotremus virginicus</i>	PINV	0.94	41.67	0.73	42.42	1.59	68.75	1.45	82.35	-	-	0.52	16.67	0.49	20.00	0.63	18.18
<i>Haemulon aurolineatum</i>	PINV/PLAN	38.40	58.33	22.55	84.85	50.12	68.75	63.10	88.24	4.01	33.33	10.75	75.00	20.24	60.00	5.08	54.55
<i>Haemulon steindachneri</i>	PINV/PLAN	4.15	50.00	0.04	3.03	3.10	50.00	0.05	5.88	0.93	50.00	0.42	33.33	2.20	30.00	4.44	36.36
<i>Orthopristis rubra</i>	PINV	-	-	0.12	3.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Holocentridae																	
<i>Holocentrus adscensionis</i>	PINV	0.06	4.17	0.77	48.48	-	-	0.15	17.65	0.37	8.33	0.10	8.33	0.24	10.00	0.32	9.09
Kyphosidae																	
<i>Kyphosus sp.</i>	HERA	0.19	8.33	0.12	6.06	-	-	0.19	23.53	1.86	50.00	0.94	50.00	0.73	10.00	1.90	18.18
Labridae																	
<i>Bodianus pulchellus</i>	PINV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.24	10.00	0.32	9.09
<i>Halichoeres brasiliensis</i>	PINV	-	-	0.16	6.06	-	-	0.24	17.65								
<i>Halichoeres poeyi</i>	PINV	0.63	37.50	2.49	90.91	-	-	0.15	17.65	0.56	25.00	1.57	66.67	-	-	0.32	9.09
<i>Cryptotomus roseus</i>	HERA	-	-	0.20	12.12	-	-	-	-	-	-	-	-	0.49	10.00	-	-
<i>Sparisoma amplum</i>	HERA	-	-	0.08	6.06	-	-	-	-								
<i>Sparisoma axillare</i>	HERA	0.06	4.17	0.16	12.12	0.24	12.50	0.19	17.65	-	-	0.73	16.67	-	-	-	-
<i>Sparisoma frondosum</i>	HERA	0.19	12.50	2.94	60.61	-	-	-	-	0.84	25.00	1.88	58.33	0.73	10.00	-	-
<i>Sparisoma radians</i>	HERA	0.06	4.17	0.45	24.24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sparisoma tuiupiranga</i>	HERA	-	-	0.12	6.06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scarus zelindae</i>	HERA	-	-	0.29	15.15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nicholsina usta</i>	HERA	-	-	-	-	0.08	6.25	0.15	17.65	-	-	-	-	-	-	-	-

Labrisomidae

<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	PINV	0.13	4.17	0.65	30.30			0.05	5.88	0.56	33.33	1.44	50.00				
<i>Malaccoctenus delalandii</i>	PINV	0.44	4.17	1.43	60.61	0.32	12.50	0.97	64.71	0.28	16.67	0.21	8.33	0.24	10.00	0.32	9.09
<i>Starksia brasiliensis</i>	PINV	-	-	0.04	3.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Lutjanidae

<i>Lutjanus synagris</i>	CARN	0.06	4.17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ocyurus chrysurus</i>	CARN	0.06	4.17	0.04	3.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Monacanthidae

<i>Cantherhines pullus</i>	ONIV	-	-	0.04	3.03	0.08	6.25	0.29	35.29	-	-	0.10	8.33	0.24	10.00	0.32	9.09
<i>Stephanolepis hispidus</i>	ONIV	0.19	12.50	-	-	0.08	6.25	-	-	0.28	16.67	1.04	8.33	0.49	20.00	0.63	18.18

Mugilidae

<i>Mugil curema</i>	PLAN	1.38	8.33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
---------------------	------	------	------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Mullidae

<i>Pseudupeneus maculatus</i>	PINV	0.13	8.33	0.04	3.03	0.56	31.25	-	-	0.09	8.33	0.21	16.67	-	-	0.32	9.09
-------------------------------	------	------	------	------	------	------	-------	---	---	------	------	------	-------	---	---	------	------

Muraenidae

<i>Gymnothorax ocellatus</i>	CARN	-	-	0.08	6.06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
------------------------------	------	---	---	------	------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Myliobatidae

<i>Aetobatus narinari</i>	CARN	-	-	0.04	3.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
---------------------------	------	---	---	------	------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Ostraciidae

<i>Acanthostracion polygonium</i>	ONIV	-	-	-	-	-	-	-	-	0.09	8.33	0.10	8.33	-	-	-	-
-----------------------------------	------	---	---	---	---	---	---	---	---	------	------	------	------	---	---	---	---

Pempheridae

<i>Pempheris schomburgkii</i>	PLAN	0.13	8.33	0.61	3.03	-	-	-	-	-	-	-	-	1.46	10.00	6.35	9.09
-------------------------------	------	------	------	------	------	---	---	---	---	---	---	---	---	------	-------	------	------

Pomacanthidae

<i>Pomacanthus paru</i>	ONIV	0.06	4.17	0.53	27.27	0.40	31.25	0.34	35.29	0.75	25.00	0.73	50.00	0.98	30.00	-	-
-------------------------	------	------	------	------	-------	------	-------	------	-------	------	-------	------	-------	------	-------	---	---

Pomacentridae

<i>Abudefduf saxatilis</i>	ONIV	36.64	87.50	54.20	90.91	32.88	87.50	22.66	76.47	50.33	91.67	48.33	100.00	31.95	70.00	46.98	81.82
<i>Chromis multilineata</i>	PLAN	0.13	4.17	0.29	12.12	-	-	-	-	-	-	0.21	8.33	-	-	-	-
<i>Stegastes fuscus</i>	HETE	3.14	79.17	2.24	66.67	3.73	68.75	1.07	52.94	5.41	83.33	11.06	100.00	8.54	40.00	8.89	45.45
<i>Stegastes pictus</i>	HETE	-	-	-	-	-	-	-	-	0.09	8.33	0.21	16.67	0.24	10.00	1.27	9.09
<i>Stegastes variabilis</i>	HETE	0.38	16.67	0.24	15.15	-	-	-	-	-	-	0.10	8.33	-	-	-	-

Sciaenidae																	
<i>Odontoscion dentex</i>	CARN	0.06	4.17	-	-	-	-	-	-	-	-	0.31	25.00	-	-	-	-
<i>Pareques acuminatus</i>	PINV	0.06	4.17	0.45	27.27	0.08	6.25	-	-	0.19	16.67	-	-	1.22	50.00	-	-
Scorpaenidae																	
<i>Scorpaena plumieri</i>	CARN	0.06	4.17	0.04	3.03	-	-	0.05	5.88	-	-	-	-	-	-	-	-
Serranidae																	
<i>Mycteroperca acutirostris</i>	CARN	0.57	29.17	0.49	30.30	-	-	-	-	0.28	8.33	0.31	25.00	0.24	10.00	-	-
<i>Mycteroperca bonaci</i>	CARN	0.13	8.33	0.04	3.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mycteroperca interstitialis</i>	CARN	-	-	-	-	-	-	-	-	0.09	8.33	-	-	-	-	-	-
<i>Serranus baldwini</i>	PINV	-	-	0.24	12.12	-	-	0.05	5.88	0.09	8.33	0.42	16.67	-	-	-	-
<i>Serranus flaviventris</i>	PINV	0.06	4.17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.24	10.00	-	-
Sparidae																	
<i>Calamus penna</i>	ONIV	0.25	12.50	0.04	3.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diplodus argenteus</i>	ONIV	5.78	45.83	2.45	48.48	4.05	50.00	6.63	76.47	27.77	83.33	5.53	83.33	20.73	50.00	11.75	36.36
Syngnathidae																	
<i>Hippocampus reidi</i>	PINV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.32	9.09
Synodontidae																	
<i>Synodus synodus</i>	CARN	0.13	4.17	-	-	-	-	-	-	0.09	8.33	-	-	-	-	-	-
<i>Synodus sp.</i>	CARN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.10	8.33	-	-	-	-
Tetraodontidae																	
<i>Canthigaster figueiredoi</i>	PINS	-	-	0.08	6.06	-	-	-	-	0.19	8.33	0.31	25.00	-	-	0.32	9.09
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	PINV	-	-	-	-	0.16	12.50	-	-	-	-	0.10	8.33	-	-	-	-
<i>Sphoeroides spengleri</i>	PINV	0.19	12.50	0.12	6.06	0.08	6.25	-	-	0.28	25.00	0.31	25.00	0.73	30.00	0.32	9.09

PINV: Predadores de invertebrados vageis; PINS: Predadores de invertebrados sesseis; CARN: Carnıvoros; ONIV: Onıvoros; PLAN: Planctıvoros; HERA: Herbıvoros raspadores; HETE: Herbıvoros territorialistas; Ar: Abundncia relativa; FO: frequncia de ocorrncia.

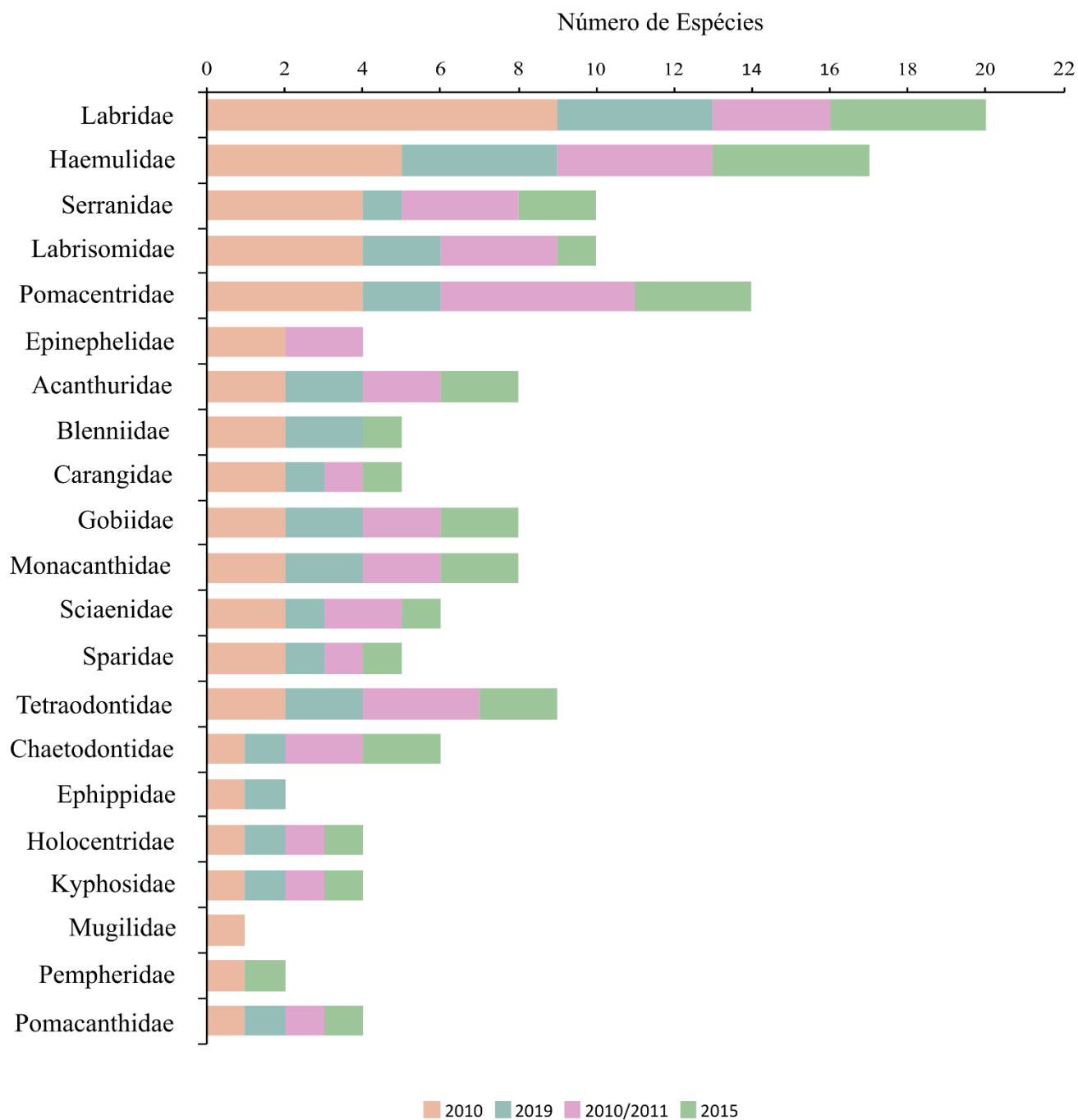


Figura 2. Número de espécies por família (espécies com abundância total > 5) entre os períodos (2010 vs. 2019 e 2010/2011 vs. 2015).

3.2. Mudanças espaço-temporais da assembleia de peixes recifais

A estrutura da assembleia de peixes recifais variou entre os períodos e a distância da costa (PERMANOVA, $P < 0,001$; tabela 3). Comparações par a par revelaram que a variação temporal (entre períodos) ocorreu somente para os locais intermediários da costa (~ 4,5km – Ilha dos Búzios; $P < 0,001$). Espacialmente, os locais próximos e intermediários mostraram-se diferentes nos dois períodos (2010 e 2019) ($P = 0,0001$).

Tabela 3. Análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) baseada na distância de Bray - Curtis testando as diferenças na estrutura da assembleia de peixes recifais em resposta à períodos (2010 vs. 2019) e faixa de distância da costa (~2km vs. ~4,5km) e interações.

Fonte da variação	df	Composição da Assembleia			
		SS	MS	Pseudo-F	P
Período	1	11765	11765	7,036	0,0001
Distância	1	10663	10663	6,377	0,0001
PexDi	1	2262	2262	1,352	0,2094
Resíduos	86	143820	1672		
Total	89	170940			

df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: média da soma dos quadrados; F: pseudo-F. Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,01$).

A estrutura da assembleia de peixes com base na abundância de espécies de peixes foi fortemente modificada entre os dois períodos, especialmente em locais intermediários da costa (Figura 3). O primeiro eixo do PCO explicou 27,4% da variação total da estrutura da assembleia e foi principalmente associado à distância da costa, distinguindo as amostras com características semelhantes de ambos os períodos e faixas de distância no lado positivo do eixo, das amostras de locais intermediários da costa no lado negativo. O segundo eixo do PCO explicou 12,6% da variação e foi associado a variação temporal, apresentando valores positivos associados ao ano de 2010 e negativos associados ao ano de 2019.

Uma sobreposição vetorial (Correlação de Pearson $> 0,4$) foi aplicada à ordenação para ilustrar as nove espécies identificadas como impulsionadoras das diferenças na estrutura da assembleia por estarem fortemente correlacionadas com o eixo 1 ou os dois primeiros eixos do PCO (Figura 3). *Abudefduf saxatilis* foi positivamente associada ao eixo 1, abundante em todos os períodos e distâncias da costa, enquanto *H. aurolineatum* foi mais abundante nos locais de distância intermediária. As espécies *A. virginicus*, *D. argenteus* e *H. steindachneri* foram negativamente correlacionadas ao eixo 2, indicando que foram mais abundantes em 2019. *Halichoeres poeyi*, *Holocentrus adscensionis*,

Mycteroperca acutirostris e *Sparisoma frondosum* foram positivamente correlacionadas ao eixo 2, indicando associação com locais intermediários da costa no período de 2010 onde eram mais abundantes e/ou dominantes (Tabela 4; figura.3).

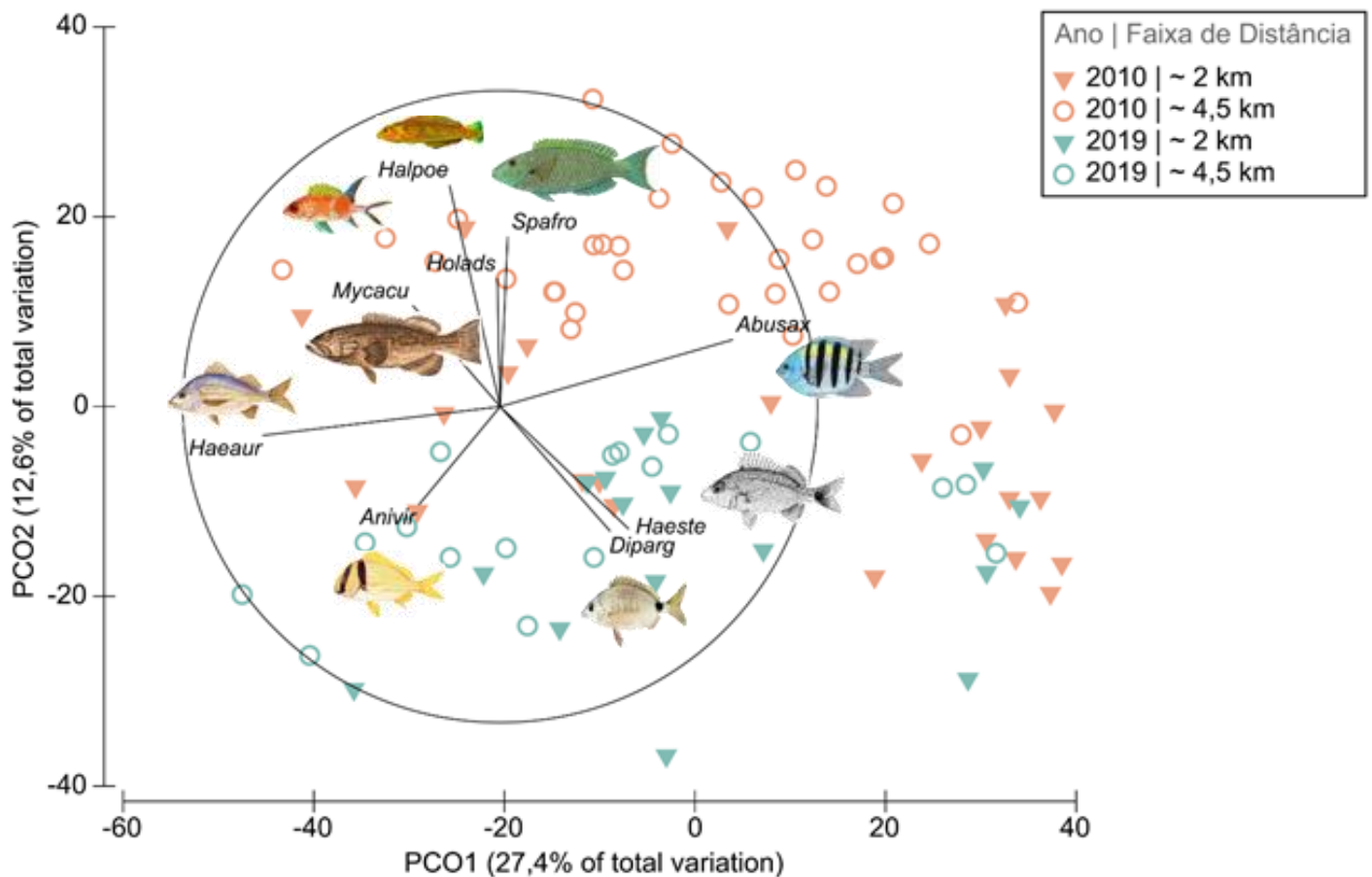


Figura 3. Análise de Coordenadas Principais (PCO) mostrando variação nas assembleias de peixes recifais entre distâncias da costa (locais próximos ~2km e intermediários ~4,5km) dentro da área protegida em 2010 e 2019 com base na abundância transformada em $\log(X+1)$. Comparações par a par para período: 2010 = próximo \neq intermediário ($P < 0,001$); 2019 = próximo \neq intermediário ($P = 0,02$). Comparações par a par para distância: ~ 2 km = 2010 = 2019 ($P = 0,24$); ~ 4,5 km = 2010 \neq 2019 ($P < 0,001$). Códigos das espécies: Abusax: *Abudefduf saxatilis*; Anivir: *Anisotremus virginicus*; Diparg: *Diplodus argenteus*; Haeaur: *Haemulon aurolineatum*; Haeste: *Haemulon steindachneri*; Halpoe: *Halichoeres poeyi*; Holads: *Holocentrus adscensionis*; Mycacu: *Mycteroperca acutirostris*; Spafro: *Sparisoma frondosum*.

Tabela 4. Espécies com correlação de Pearson > 0.4 com os dois primeiros eixos da análise de coordenadas principais (PCO).

Espécies	PCO1	PCO2
<i>Abudefduf saxatilis</i>	0.73	-
<i>Haemulon steindachneri</i>	0.41	-0.39
<i>Haemulon aurolineatum</i>	-0.75	-
<i>Halichoeres poeyi</i>	-	0.70
<i>Holocentrus adscensionis</i>	-	0.41
<i>Mycteroperca acutirostris</i>	-	0.32
<i>Sparisoma frondosum</i>	-	0.54
<i>Diplodus argenteus</i>	0.35	-0.39
<i>Anisotremus virginicus</i>	-	-0.31

A análise de SIMPER identificou 11 espécies que mais contribuíram para a similaridade entre períodos e distâncias (Tabela 5). *Abudefduf saxatilis* e *H. aurolineatum* foram as espécies mais representativas em ambos períodos e distâncias, apresentando porcentagem de contribuição elevadas que variaram de 13,46% a 44,65%. Além destas, *S. fuscus* e *D. argenteus* também contribuíram para a similaridade entre os dois períodos e as duas distâncias, a primeira principalmente para os locais próximos em 2010 e a segunda para os locais de distância intermediária em 2019. Já as espécies *C. striatus* e *H. adscensionis* contribuíram para a similaridade exclusivamente no período de 2010 em locais próximos e intermediários da costa (Tabela 4), enquanto *H. poeyi* e *S. Frondosum* contribuíram apenas para os locais intermediários da costa. O oposto foi observado para *A. virginicus* que contribuiu exclusivamente com a similaridade no período de 2019, com maior valor de contribuição em locais intermediários da costa. Algumas espécies contribuíram para ambos os períodos, porém, somente para locais próximos ou intermediários da costa. Por exemplo, *Malacoctenus delalandii*, com porcentagem de contribuição somente em locais intermediários, e *H. steindachneri* somente em locais mais próximos.

Tabela 5. Análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) baseada na distância de Bray - Curtis testando a contribuição das espécies de peixes recifais em resposta à períodos (2010 e 2019) e faixa de distância da costa (~2km vs. ~4,5km). Em negrito estão indicadas as porcentagens de contribuição >25%.

Similaridade Média/Contribuição (%)	2010		2019	
	~ 2 km (39,18)	~ 4,5 km (45,11)	~ 2 km (45,28)	~ 4,5 km (49,23)
<i>Abudefduf saxatilis</i>	44,65	33,51	34,48	19,15
<i>Haemulon aurolineatum</i>	13,46	18,67	26,33	39,88
<i>Stegastes fuscus</i>	15,48	6,41	9,84	3,31
<i>Halichoeres poeyi</i>	-	11,84	-	-
<i>Chaetodon striatus</i>	5,3	5,39	-	-
<i>Diplodus argenteus</i>	6,33	3,43	5,58	14,16
<i>Sparisoma frondosum</i>	-	5,16	-	-
<i>Malacoctenus delalandii</i>	-	4,53	-	4,41
<i>Anisotremus virginicus</i>	-	-	8,43	9,99
<i>Haemulon steindachneri</i>	4,81	-	5,64	-
<i>Holocentrus adscensionis</i>	2,13	2,33	-	-

3.3. Mudanças espaço temporais na Abundância e Riqueza de peixes recifais

A abundância não variou entre os períodos (PERMANOVA, $P = 0,187$) e faixas de distância da costa (PERMANOVA, $P = 0,355$), embora tenha apresentado maiores médias em locais intermediários ($90,34 \pm 12,62$) em comparação com locais mais próximos ($71,25 \pm 7,42$) e maiores médias de abundância em 2019 ($100,73 \pm 16,66$) em contraste com 2010 ($70,93 \pm 7,35$) (Tabela 6; figura 4A). Entretanto, a riqueza de espécies apresentou diminuição significativa ao longo do tempo (PERMANOVA, $P = 0,0063$) e entre distâncias da costa (PERMANOVA, $P = 0,0002$; tabela 6), com diferenças marcantes principalmente em locais intermediários da costa, com diminuição significativa da riqueza de espécies no último período estudado (Figura 4B).

Tabela 6. Resultados da PERMANOVA testando as diferenças na riqueza de espécies e abundância de peixes recifais em resposta à período (2010 vs. 2019) e distância da costa (~2km vs. ~4,5km) e interações.

Fonte da variação	df	Riqueza				df	Abundância			
		SS	MS	F	P		SS	MS	F	P
Período	1	0,692	0,692	7,886	0,0063	1	1,188	1,188	1,818	0,187
Distância	1	1,401	1,401	15,966	0,0002	-	-	-	-	-
PexDi	1	0,127	0,127	1,445	0,2281	-	-	-	-	-
Resíduos	86	7,546	0,088			87	57,411	0,652		
Total	89	10,305				89	58,504			

df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: média da soma dos quadrados; F: pseudo-F. As células vazias representam os termos excluídos devido ao alto valor de P (>0,25). Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,01$).

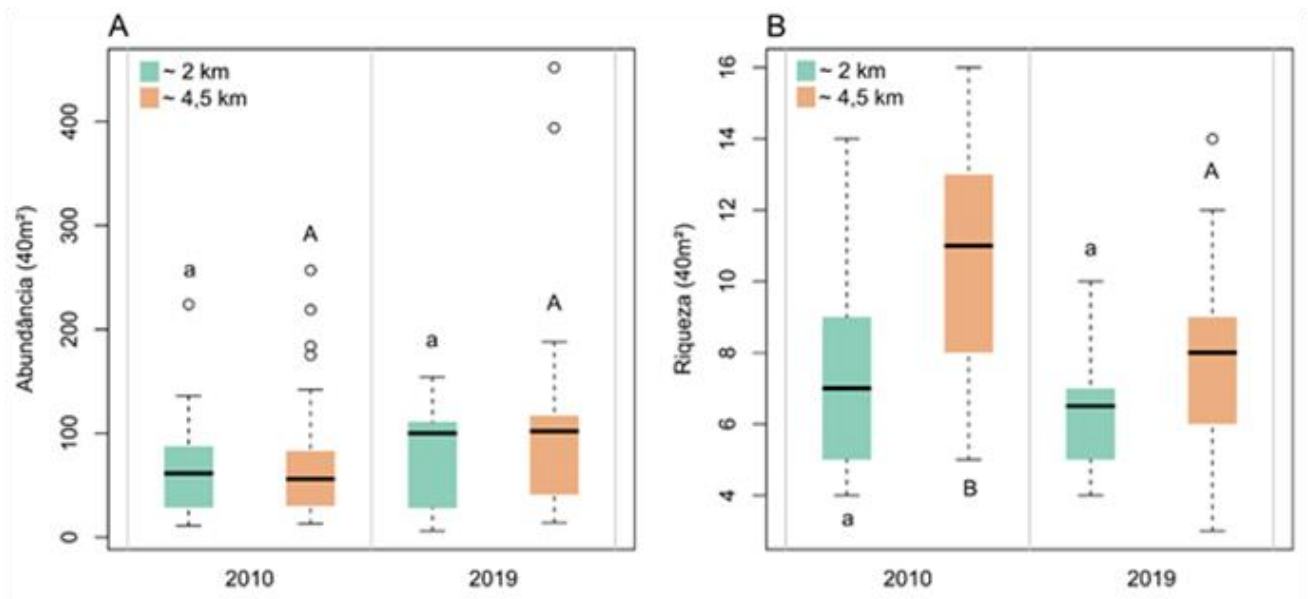


Figura 4. Boxplot da abundância de indivíduos e riqueza de espécies por transecto (40 m²) da assembleia de peixes recifais. Letras diferentes indicam resultados de par a par entre períodos e distâncias da costa. Letras minúsculas para locais próximos da costa e maiúsculas para locais intermediários. Comparações par a par para períodos entre distâncias: Abundância: 2010 = ns; 2019 = ns; Riqueza: 2010 = Intermediário > Próximo ($P < 0,001$); 2019 = ns.

A curva de rarefação evidencia uma nítida variação na riqueza de espécies entre os dois períodos de amostragem (2010 – 2019). No ano de 2010, observou-se uma maior riqueza de espécies tanto em locais próximos quanto intermediários da costa. Por outro lado, em 2019, essa riqueza diminuiu aproximadamente a metade (Figura 5).

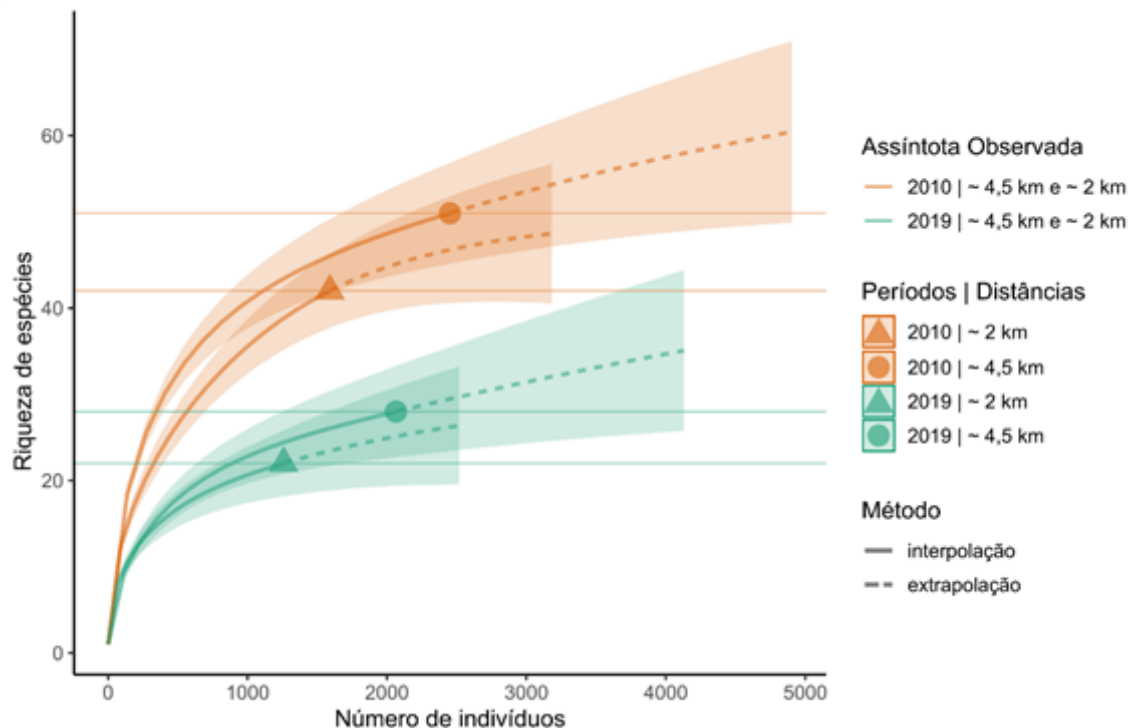


Figura 5. curva de rarefação e extrapolação de espécies entre períodos (2010 e 2019) e distâncias (Próximo e Intermediário).

3.4. Mudanças espaço temporais na distribuição dos grupos tróficos

A estrutura dos grupos tróficos diferiu entre períodos (PERMANOVA, $P < 0,001$) e distâncias da costa (PERMANOVA, $P < 0,01$; tabela 7). Entretanto, a comparação par a par evidenciou que essa variação entre períodos foi significativa somente para os locais intermediários da costa ($P = 0,003$). Além disso, apenas o período de 2010 apresentou variação entre as distâncias ($P = 0,002$).

Tabela 7. Resultados da PERMANOVA testando as diferenças na composição de grupos tróficos de peixes recifais em resposta a períodos (2010 vs. 2019) e distâncias da costa (~2km vs. ~4,5km) e interações.

Fonte da Variação	df	Composição de grupos tróficos			
		SS	MS	<i>Pseudo-F</i>	P(perm)
Período	1	25,749	25,749	5,527	0,000
Distância	1	16,789	16,789	3,604	0,002
PexDi	1	3,964	3,964	0,851	0,395
Resíduos	86	400,640	4,659		
Total	89	453,150			

df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: média da soma dos quadrados; *F*: pseudo-F. Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,01$).

O eixo 1 do PCO explicou 38,3% da variação na estrutura dos grupos tróficos e foi associado principalmente a dominância de predadores de invertebrados vágéis em 2019 em contraste com a maior abundância de herbívoros territorialistas e onívoros em amostras dos dois períodos e faixas de distância no ano de 2010, situadas do lado negativo do eixo (Figura. 6). O eixo 2 explicou 22,3% da variação e foi associado principalmente à variação temporal, com grupos tróficos chave representando as amostras de 2010 especialmente nos locais de distância intermediária da costa (Figura. 6).

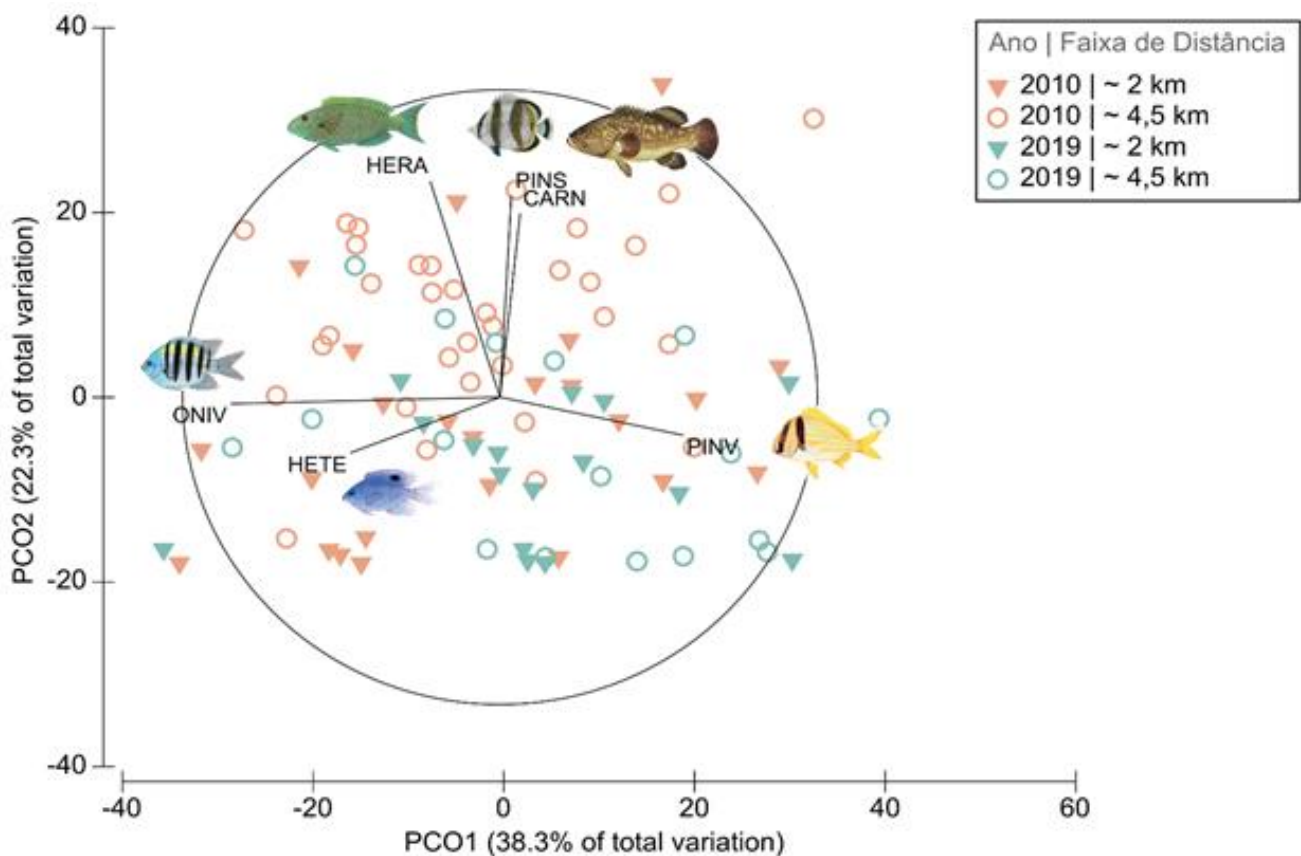


Figura 6. Análise de Coordenadas Principais (PCO) mostrando a variação nos grupos tróficos de peixes recifais entre distâncias da costa (locais próximos ~2km e intermediários ~4,5km) dentro da área protegida em 2010 e 2019 com base na abundância de cada grupo transformada em $\log(X+1)$. Vetor em cima do gráfico representa correlações de Pearson $>0,4$ com os dois primeiros eixos do PCO. Códigos dos grupos: ONIV: Onívoro; HETE: Herbívoro territorialista; PINV: Predadores de invertebrados vageis; PINS: Predadores de invertebrados sésseis; CARN: Carnívoros; HERA: Herbívoros raspadores.

Dos seis grupos correlacionados com a mudança na estrutura dos grupos tróficos, quatro (carnívoros, predadores de invertebrados vageis, herbívoros raspadores e planctívoros) mostraram variações temporais marcantes em termos de abundância e riqueza. (Tabelas 8 e 9; figura. 7 e 8). A abundância dos herbívoros raspadores variou entre períodos, distâncias da costa e interação entre os dois fatores (PERMANOVA, $P < 0,01$; tabela 8). A comparação par a par revelou diferenças significativas, especialmente em locais intermediários da costa ($P = 0,05$), com diminuição expressiva na abundância no período de 2019 (Tabela 9; figura. 7E). Os carnívoros, predadores de invertebrados vageis e planctívoros foram outros grupos de destaque em relação às diferenças de abundância entre os dois períodos (PERMANOVA, $P < 0,05$; tabela 8). Onde carnívoros e planctívoros apresentaram maiores abundâncias em 2010 e menores abundâncias em 2019, tanto em locais próximos quanto intermediários da costa (Tabela 9; figura. 7A e

7G). Enquanto o oposto foi observado para os predadores de invertebrados vágéis, os quais exibiram maior abundância em 2019 (Tabela 9; figura. 7C). Outros grupos como herbívoros territorialistas diferiu apenas entre distâncias (PERMANOVA, $P = 0,02$; tabela 8), com maior abundância em locais mais próximos (Figura 7F). Os predadores de invertebrados sésseis e onívoros não diferiram em abundância entre períodos e distâncias (Tabelas 8; figura. 7B e 7D).

Tabela 9. Comparações par a par (PAIR-WISE PERMANOVA) da abundância de grupos tróficos entre distância (~ 2km vs. ~ 4,5km) e períodos (2010 e 2019) foram realizados para cada grupo separadamente. Na tabela consta apenas os grupos que apresentaram valores significativos na PERMANOVA. Em negrito estão indicados os valores significativos.

Distância e Período	CARN		PINV		HERA		HETE	
	t	P(perm)	t	P(perm)	t	P(perm)	t	P(perm)
Prox10 vs. Inter10	0,06	0,96	0,29	0,77	6,57	0,00	1,64	0,11
Inter10 vs. Inter19	3,78	0,00	3,15	0,00	3,63	0,00	1,14	0,27
Prox19 vs. Inter10	4,03	0,00	1,90	0,06	5,81	0,00	0,95	0,35
Prox10 vs. Inter19	3,11	0,00	2,49	0,02	2,07	0,05	2,63	0,01
Prox10 vs. Prox19	3,32	0,00	1,58	0,12	0,42	0,67	0,26	0,80
Prox19 vs. Inter19	0,54	1,00	0,88	0,38	2,11	0,05	1,63	0,11

Prox10: locais próximos no período de 2010; Prox19: locais próximos no período de 2019; Inter10: locais intermediários no período de 2010; Inter19: locais intermediários no período de 2019. CARN: carnívoros; PINV: predadores de invertebrados vágéis; HERA: herbívoros raspadores; HETE: herbívoros territorialistas. Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,05$).

Tabela 8. Análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) baseada na distância Euclidiana testando as diferenças na abundância entre grupos tróficos de peixes recifais em resposta à períodos (2010 vs. 2019) e distância da costa (~ 2km vs. ~ 4,5km) e interações. Em negrito estão indicados os valores significativos

Grupos Tróficos		CARN				PINV				HERA			
Font.Var	df	MS	F	P	df	MS	F	P	df	MS	F	P	P(perm)
Período	1	5,54	25,99	0,00	1	14,86	10,39	0,00	1	3,68	10,07	0,00	
Distância	-	-	-	-	-	-	-	-	1	11,98	32,76	0,00	
PexDi	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2,82	7,71	0,01	
Resíduos	88	0,21			88	1,43			86	0,37			
Total	89				89				89				

Grupos Tróficos		HETE				PLAN			
Font.Var	df	MS	F	P	df	MS	F	P	P(perm)
Período	1	0,47	1,02	0,32	1	1,03	3,92	0,05	
Distância	1	2,51	5,42	0,02	-	-	-	-	
PexDi	-	-	-	-	-	-	-	-	
Resíduos	87	0,46			88	0,26			
Total	89				89				

Font. Var: Fonte da variação; df: Graus de liberdade; MS: média da soma dos quadrados; F: pseudo-F; P: P(perm). As células vazias representam os termos excluídos devido ao alto valor de P ($>0,25$). Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,05$). CARN: carnívoros; PINV: predadores de invertebrados vágéis; PINS: predadores de invertebrados sésseis; HERA: herbívoros raspadores; HETE: herbívoros territorialistas.

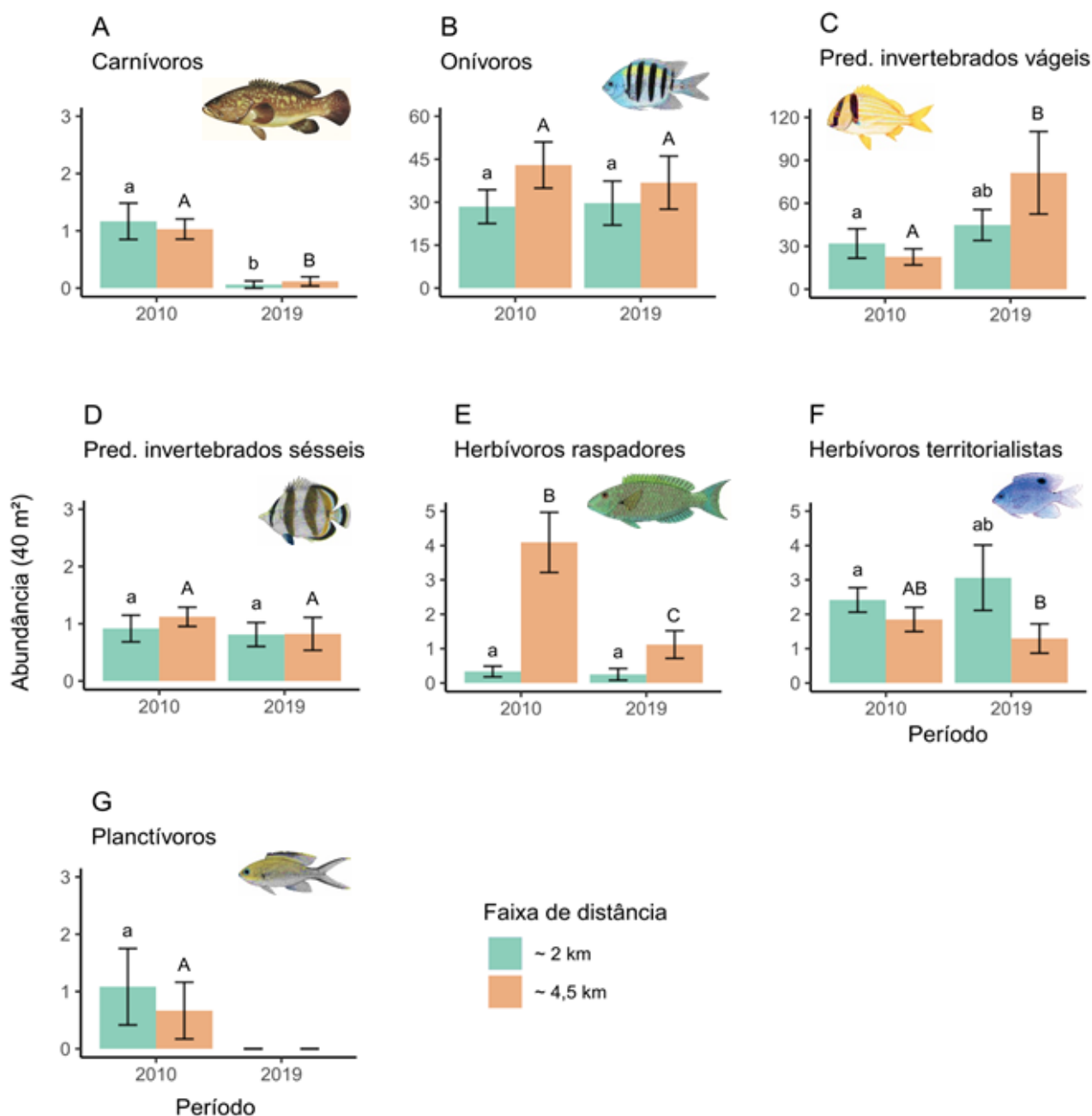


Figura 7. Abundância (média \pm EP) de grupos tróficos entre anos e distâncias da costa. Letras diferentes indicam resultados aos pares (PAIR-WISE PERMANOVA) entre os tratamentos (períodos e faixa de distância da costa). Letras minúsculas locais próximos da costa e maiúsculas locais intermediários.

Em relação a riqueza, os carnívoros, herbívoros territorialistas e planctívoros variaram apenas entre os períodos (PERMANOVA, $P < 0,05$; tabelas 10 e 11), onde apresentaram maior riqueza em 2010 e menor riqueza em 2019 (Figuras 8A e 8G). Já os predadores de invertebrados vágéis apresentaram variação na riqueza apenas entre distâncias da costa (PERMANOVA, $P = 0,00$; tabela 10), mostrando maior riqueza em locais intermediários da costa (Figura 8C). Apenas os herbívoros raspadores e onívoros

mostraram diferenças na riqueza entre períodos e distâncias da costa, com os herbívoros raspadores apresentando riqueza significativamente maior em locais intermediários da costa no período de 2010 (PERMANOVA, $P < 0,01$; tabela 10). A riqueza dos predadores de invertebrados sésseis não variou entre os períodos e distâncias da costa (Figura 8D).

Tabela 10. Análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) baseada na distância Euclidiana testando as diferenças na riqueza entre grupos tróficos de peixes recifais em resposta à períodos (2010 vs. 2019) e distância da costa (~ 2km vs. ~ 4,5km) e interações.

Grupo Trófico	CARN				ONIV				PINV				PINS			
Font.Var	df	MS	F	P	df	MS	F	P	df	MS	F	P	df	MS	F	P
Período	1	4,23	25,78	0,00	1	0,59	6,59	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-
Distância	-	-	-	-	1	0,55	6,14	0,02	1	1,88	15,87	0,00	-	-	-	-
PexDi	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,42	3,57	0,06	1	0,25	2,08	0,18
Resíduos	88	0,16			87	0,09			87	0,12			88	0,12		
Total	89				89				89				89			

Grupo Trófico	HERA				HETE				PLAN			
Font.Var	df	MS	F	P	df	MS	F	P	df	MS	F	P
Período	1	1,41	7,77	0,01	1	0,59	4,80	0,03	1	0,26	4,99	0,04
Distância	1	5,86	32,34	0,00	1	0,43	3,49	0,07	-	-	-	-
PexDi	1	0,82	4,55	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-
Resíduos	86	0,18			87	0,12			88	0,05		
Total	89				89				89			

Font. Var: Fonte da variação; df: Graus de liberdade; MS: média da soma dos quadrados; F: pseudo-F; P: P(perm). As células vazias representam os termos excluídos devido ao alto valor de P ($>0,25$). Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,05$). CARN: carnívoros; PINV: predadores de invertebrados vágéis; PINS: predadores de invertebrados sésseis; HERA: herbívoros raspadores; HETE: herbívoros territorialistas.

Tabela 11. Comparações par a par (PAIR-WISE PERMANOVA) da riqueza de grupos tróficos entre distâncias (~ 2km vs. ~ 4,5km) e períodos (2010 e 2019) foram realizados para cada grupo separadamente. Na tabela consta apenas os grupos que apresentaram valores significativos na PERMANOVA.

Distância e Período	CARN		ONI		PINV		HERA		HETE	
	t	P(perm)	t	P(perm)	t	P(perm)	t	P(perm)	t	P(perm)
Prox10 vs. Inter10	0,12	0,91	1,45	0,16	4,36	0,00	6,62	0,00	1,52	0,15
Inter10 vs. Inter19	3,70	0,00	2,36	0,02	2,12	0,04	3,22	0,00	1,49	0,15
Prox19 vs. Inter10	4,03	0,00	0,06	0,95	3,67	0,00	6,43	0,00	0,27	0,86
Prox10 vs. Inter19	3,12	0,00	3,59	0,00	2,04	0,05	1,91	0,09	2,98	0,01
Prox10 vs. Prox19	3,38	0,00	1,21	0,25	0,66	0,52	0,55	0,62	1,63	0,12
Prox19 vs. Inter19	0,54	1,00	2,25	0,03	1,60	0,12	2,13	0,04	1,08	0,34

Prox10: locais próximos no período de 2010; Prox19: locais próximos no período de 2019; Inter10: locais intermediários no período de 2010; Inter19: locais intermediários no período de 2019. CARN: carnívoros; PINV: predadores de invertebrados vágéis; HERA: herbívoros raspadores; HETE: herbívoros territorialistas. Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,05$).

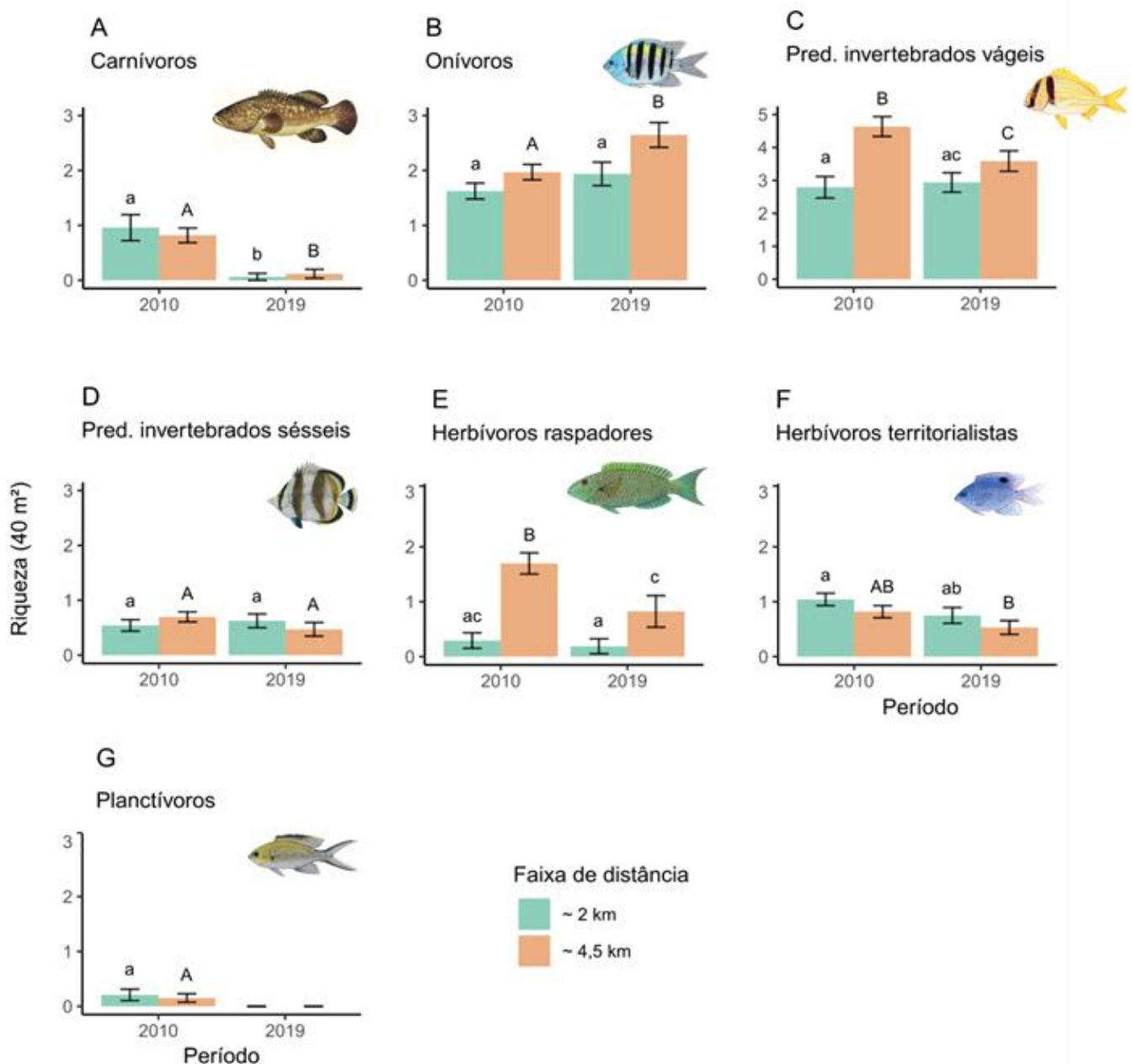


Figura 8. Riqueza (média \pm EP) de grupos tróficos entre anos e distâncias da costa. Letras diferentes indicam resultados aos pares (PAIR-WISE PERMANOVA) entre os tratamentos (períodos e faixa de distância da costa). Letras minúsculas locais próximos da costa e maiúsculas locais intermediários.

3.5. Mudanças temporais para os locais distantes da costa

A estrutura da assembleia de peixes recifais dos locais distantes da costa (Alvo e Longa) variou apenas entre os períodos de amostragem (2010/2011 e 2015) (PERMANOVA, $P < 0,001$; tabela 12). Entretanto, comparações par a par revelaram que os períodos (2010/2011 vs. 2015) só apresentaram diferença na estrutura da assembleia de peixes para o recife rochoso da Longa (PERMANOVA, $p < 0,001$).

Tabela 12. Análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) baseada na distância de Bray - Curtis testando as diferenças na estrutura da assembleia de peixes recifais em resposta à períodos (2010/2011 vs. 2015) entre locais distantes da costa (Alvo e Longa) e interações.

Fonte da variação	df	Composição da Assembleia			
		SS	MS	F	P
Período	1	8642	8642	3,875	0,0001
PexLo	1	2563	2563	1,148	0,3000
Resíduos	42	93730	2231		
Total	44	105020			

df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: média da soma dos quadrados; F: pseudo-F. Fator 'Local' foi excluído do modelo devido ao alto valor de P ($>0,25$). Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,01$).

O primeiro eixo do PCO explicou 26,5% da variação total da estrutura da assembleia e foi associado principalmente à variação temporal, com as amostras de 2010/2011 ocupando o lado positivo do eixo em contraste com as amostras de 2015 que ocuparam o lado negativo. O segundo eixo explicou 16,6% da variação, representando a variação temporal ocorrida no recife da Longa, com valores negativos associados a 2010/2011 e os valores positivos a 2015 (Figura 9).

As diferenças na estrutura da comunidade foram associadas principalmente a maior abundância de *A. saxatilis*, *Kyphosus* sp., *H. aurolineatum*, *Coryphopterus glaucofraenum*, *Pomacanthus paru* e *Labrisomus cricota* em 2010/2011 em comparação ao período de 2015 (Tabela 13; figura 9). *Stegastes fuscus* e *D. argenteus* foram correlacionadas a ambos os eixos do PCO (positivamente e negativamente) e dominaram a comunidade de todos os períodos de amostragem (Tabela 13; figura 9). Destaque para *Halichoeres poeyi* e *Epinephelus marginatus* que foram associadas ao período de 2010/2011.

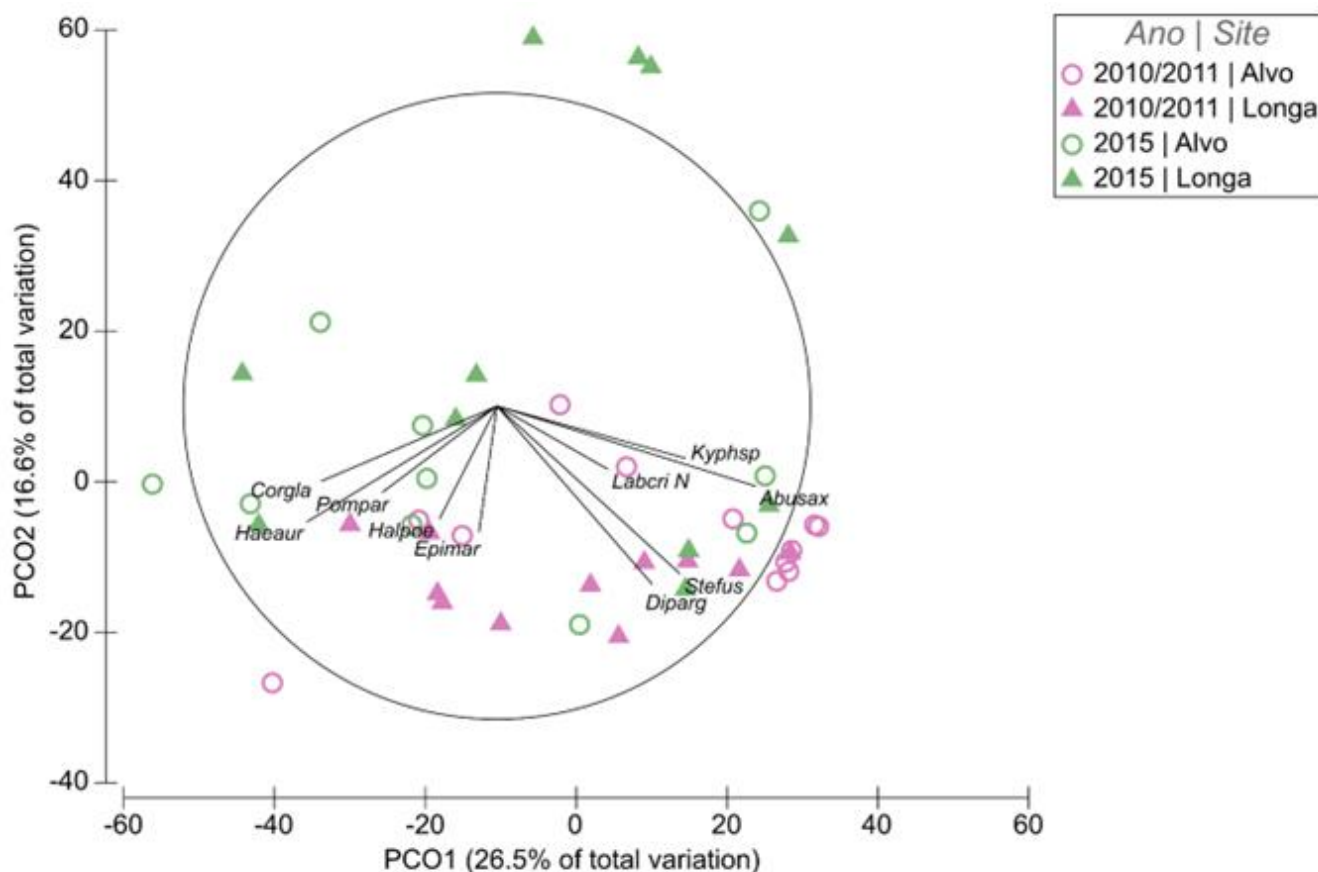


Figura 9. Análise de Coordenadas Principais (PCO) mostrando variação nas assembleias de peixes recifais entre locais distantes da costa fora da área protegida (Alvo e Longa) em 2010/2011 e 2015 com base na abundância transformada em $\log(X+1)$ e dissimilaridade de Bray-Curtis. Vetor em cima do gráfico representa correlações de Pearson $>0,4$ com os dois primeiros eixos do PCO. Comparações par a par para período: 2010/2011: Alvo = Longa; 2015: Alvo = Longa. Comparações par a par para Locais: Alvo: 2010/2011 = 2015; Longa: 2010/2011 \neq 2015 ($P = 0,0008$). Códigos das espécies: Abusax: *Abudefduf saxatilis*; Kyphsp: *Kyphosus* sp.; Stefus: *Stegastes fuscus*; Diparg: *Diplodus argenteus*; Labcri: *Labrisomus cricota*; Haeaur: *Haemulon aurolineatum*; Corgla: *Coryphopterus glaucofraenum*; Pompar: *Pomacanthus paru*; Epimar: *Epinephelus marginatus*; Halpoe: *Halichoeres poeyi*.

Tabela 13. Espécies com correlação de Pearson $> 0,4$ com os dois primeiros eixos da análise de coordenadas principais (PCO).

Espécies	PCO1	PCO2
<i>Abudefduf saxatilis</i>	0.83	-
<i>Kyphosus</i> sp.	0.60	-
<i>Stegastes fuscus</i>	0.58	-0.54
<i>Labrisomus cricota</i>	0.35	-
<i>Haemulon aurolineatum</i>	-0.61	-0.37
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	-0.56	-
<i>Pomacanthus paru</i>	-0.37	-
<i>Diplodus argenteus</i>	0.50	-0.57
<i>Epinephelus marginatus</i>	-	-0.40
<i>Halichoeres poeyi</i>	-	-0.36

A análise de SIMPER revelou 12 espécies que mais contribuíram para a similaridade entre os períodos e locais (Tabela 14). *Abudefduf saxatilis*, *D. argenteus*, *S. fuscus* e *C. striatus* foram as espécies mais representativas em ambos períodos e locais, apresentando porcentagem de contribuição que variou de 3,7% a 69,91%. *Abudefduf saxatilis* apresentou os maiores valores de porcentagem (entre períodos e locais) enquanto *D. argenteus* e *S. fuscus* tiveram maior contribuição no período de 2010/2011 em ambos locais, e *C. striatus* e *H. aurolineatum* mostraram o oposto apresentando maior contribuição para o período de 2015 (~12%). Outras espécies contribuíram exclusivamente para a similaridade em apenas um dos períodos (2010/2011 ou 2015). Por exemplo, *E. marginatus*, *H. poeyi*, *S. frondosum*, *H. steindachneri* e *Kyphosus* spp. contribuíram exclusivamente para a similaridade no período de 2010/2011, com as três primeiras em Longa, enquanto, *H. steindachneri* no Alvo (2,7%) e *Kyphosus* spp. em ambos os locais. O oposto foi observado para *Pareques acuminatus* que contribuiu exclusivamente para a similaridade no período de 2015 apenas no Alvo (6,85%). *Coryphopterus glaucofraenum* contribuiu para ambos os períodos, porém, apenas em um dos locais em cada período (Tabela 14).

Tabela 14. Análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) baseada na distância de Bray - Curtis testando a contribuição das espécies de peixes recifais em resposta à períodos (2010/2011 vs. 2015) e locais distantes da costa (Alvo e Longa). Em negrito estão indicadas as porcentagens de contribuição >25%.

Similaridade Média/Contribuição (%)	2010/2011		2015	
	Alvo (43,61)	Longa (45,88)	Alvo (25,6)	Longa (26,96)
<i>Abudefduf saxatilis</i>	39,13	25,79	37,07	69,91
<i>Diplodus argenteus</i>	22,53	13,82	9,22	3,7
<i>Stegastes fuscus</i>	18,15	21,36	6,44	6,33
<i>Haemulon aurolineatum</i>	-	6,61	21,32	8,64
<i>Epinephelus marginatus</i>	-	5,07	-	-
<i>Halichoeres poeyi</i>	-	4,38	-	-
<i>Chaetodon striatus</i>	4,64	4,14	6,73	4,29
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	-	3,52	3,26	-
<i>Sparisoma frondosum</i>	-	3,41	-	-
<i>Kyphosus</i> spp.	3,36	2,13	-	-
<i>Haemulon steindachneri</i>	2,7	-	-	-
<i>Pareques acuminatus</i>	-	-	6,85	-

A abundância de peixes e riqueza de espécies variaram entre os dois períodos (2010/2011 vs. 2015; PERMANOVA, $P < 0,001$; Tabela 12) mas não entre os dois locais distantes amostrados (Alvo e Longa) (Tabela 15; figura 10A e B), embora tenham apresentado maiores médias de abundância no Alvo ($67,41 \pm 12,42$) em comparação a

Longa ($55,35 \pm 11,93$). Em contraste, Longa apresentou maiores médias de riqueza de espécies ($9,22 \pm 1,10$; Alvo $7,77 \pm 0,66$). Além disso, maiores médias de abundância e riqueza foram observadas em 2010/2011 (abundância $84,63 \pm 13,24$; riqueza $10,50 \pm 0,78$) em comparação ao período de 2015 ($34,52 \pm 6,90$; $6,24 \pm 0,83$ respectivamente). Comparações par a par para abundância revelaram que os dois locais não diferiram entre si em ambos períodos, porém, ambos locais apresentaram diferença em abundância entre os períodos 2010/2011 vs. 2015 ($P < 0,05$; figura 10A e 11). Para riqueza de espécies, as comparações par a par revelaram diferença significativa apenas no período de 2010/2011 onde os dois locais eram diferentes entre si. Além disso, apenas Longa apresentou diferença na riqueza de espécies entre os dois períodos (Figura 10B e 11).

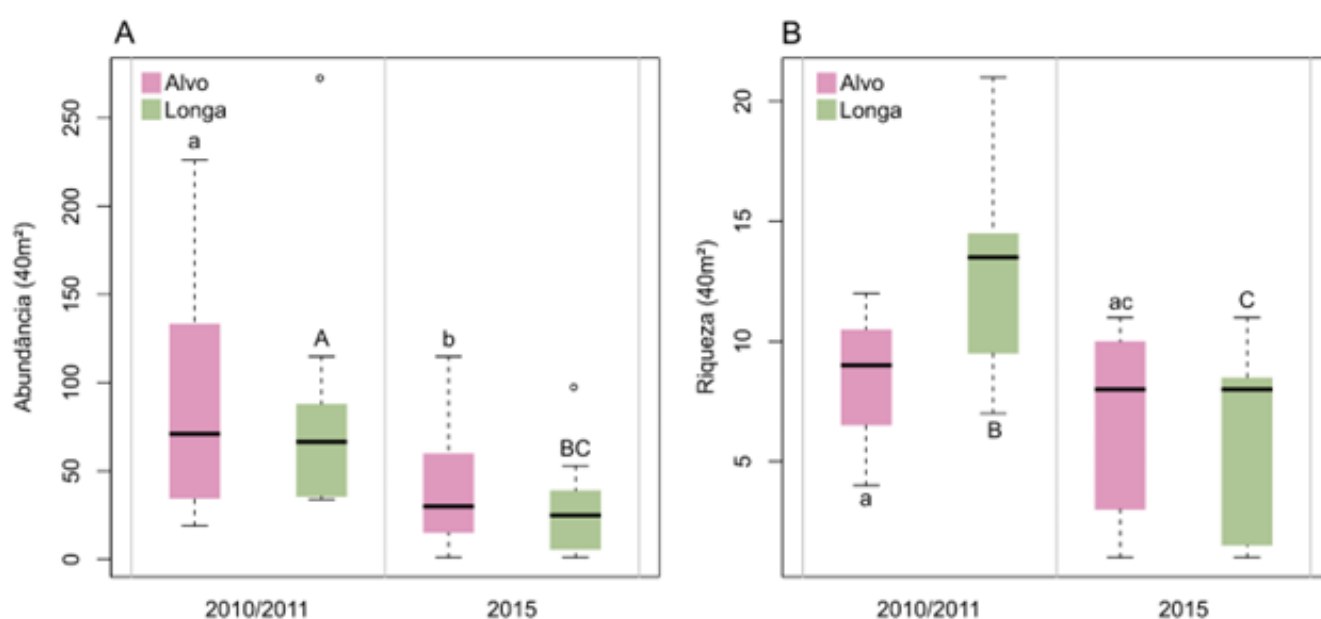


Figura 10. Boxplot com valores de abundância de peixes e riqueza de espécies por transecto (40 m²) da assembleia de peixes recifais. Letras diferentes indicam resultados par a par entre períodos e locais distantes da costa. Letras minúsculas indicam o Alvo e maiúsculas a Longa. Comparações par a par para períodos entre locais: Abundância: 2010/2011 = ns; 2015 = ns; Riqueza: 2010/2011 = Alvo < Longa ($P = 0,01$); 2015 = ns.

Tabela 15. Análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) baseada na distância de euclidiana testando as diferenças na riqueza de espécies e abundância de peixes recifais em resposta à período (2010/2011 vs. 2015) e locais distantes da costa (Alvo e Longa) e interações.

Fonte da variação	df	Riqueza				df	Abundância			
		SS	MS	F	P		SS	MS	F	P
Período	1	3,928	3,928	14,66	0,001	1	14,885	14,885	15,866	0,000
Pe x Lo	1	1,029	1,029	3,839	0,057	-	-	-	-	-
Resíduos	42	11,25	0,268			43	40,341	0,938		
Total	44	16,31				44	55,226			

df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: média da soma dos quadrados; F: pseudo-F. Fator 'Local' foi excluído do modelo de riqueza e abundância devido ao alto valor de P ($>0,25$), além da interação entre fatores no modelo de abundância. Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,01$).

A curva de rarefação para locais mais distantes da costa demonstra uma variação na riqueza de espécies entre os períodos de amostragem 2010/2011 e 2015. Em 2010/2011, tanto a Longa quanto Alvo exibiram diferença em número de espécies. Porém, em contraste, no ano de 2015, não se observou variação na riqueza para os dois locais amostrados (Figura 11).

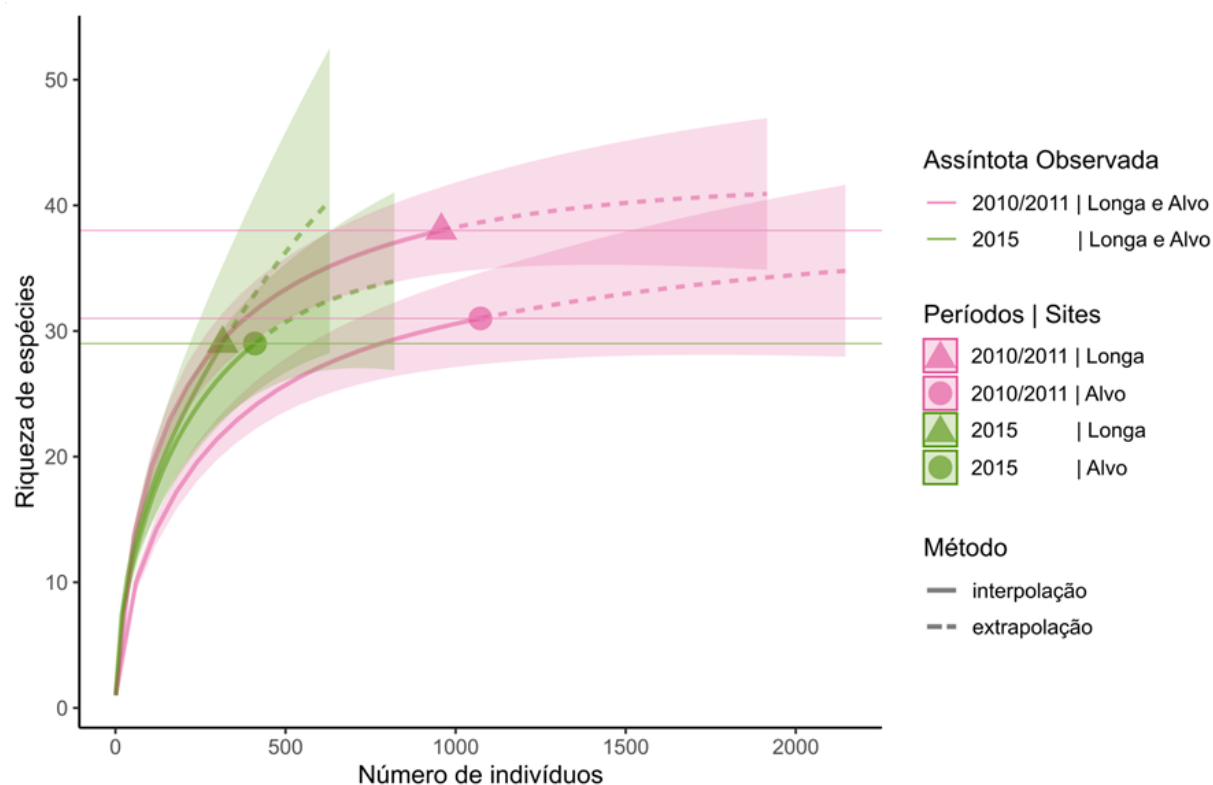


Figura 11. Curva de rarefação e extrapolação da riqueza de espécies entre períodos (2010/2011 e 2015) e locais distantes da costa (Alvo e Longa).

3.6. Mudanças temporais na distribuição dos grupos tróficos em locais mais distantes da costa

A estrutura dos grupos tróficos diferiu entre períodos (2010/2011 e 2015; PERMANOVA, $P = 0,0001$) mas não entre locais (Alvo e Longa) (Tabela 16). Comparações par a par evidenciaram que essa diferença entre períodos foi significativa para os dois locais amostrados ($P < 0,05$).

Tabela 16. Análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) baseada na distância de Bray - Curtis testando as diferenças na composição de grupos tróficos em resposta à período (2010/2011 vs. 2015) e locais distantes da costa (Alvo e Longa) e interações. Em negrito estão indicados os valores significativos.

Fonte da Variação	df	Composição de grupos tróficos			
		SS	MS	F	P(perm)

Período	1	6707	6707	6,6811	0,0001
PexLo	1	1959	1959	1,9512	0,0897
Resíduos	42	42168	1004		
Total	44	50906			

df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: média da soma dos quadrados; F: pseudo-F. Fator 'Local' foi excluído do modelo devido ao alto valor de P ($>0,25$). Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,01$).

A variação na estrutura dos grupos tróficos foi associada a maior abundância dos sete grupos tróficos definidos (onívoro; herbívoro territorialista; predadores de invertebrados vágéis; predadores de invertebrados sésseis; carnívoros e herbívoros raspadores) no período de 2010/2011 em comparação à 2015 (correlação > 0.4) aos dois primeiros eixos do PCO (um ou ambos os eixos), indicando variação temporal (Figura 10).

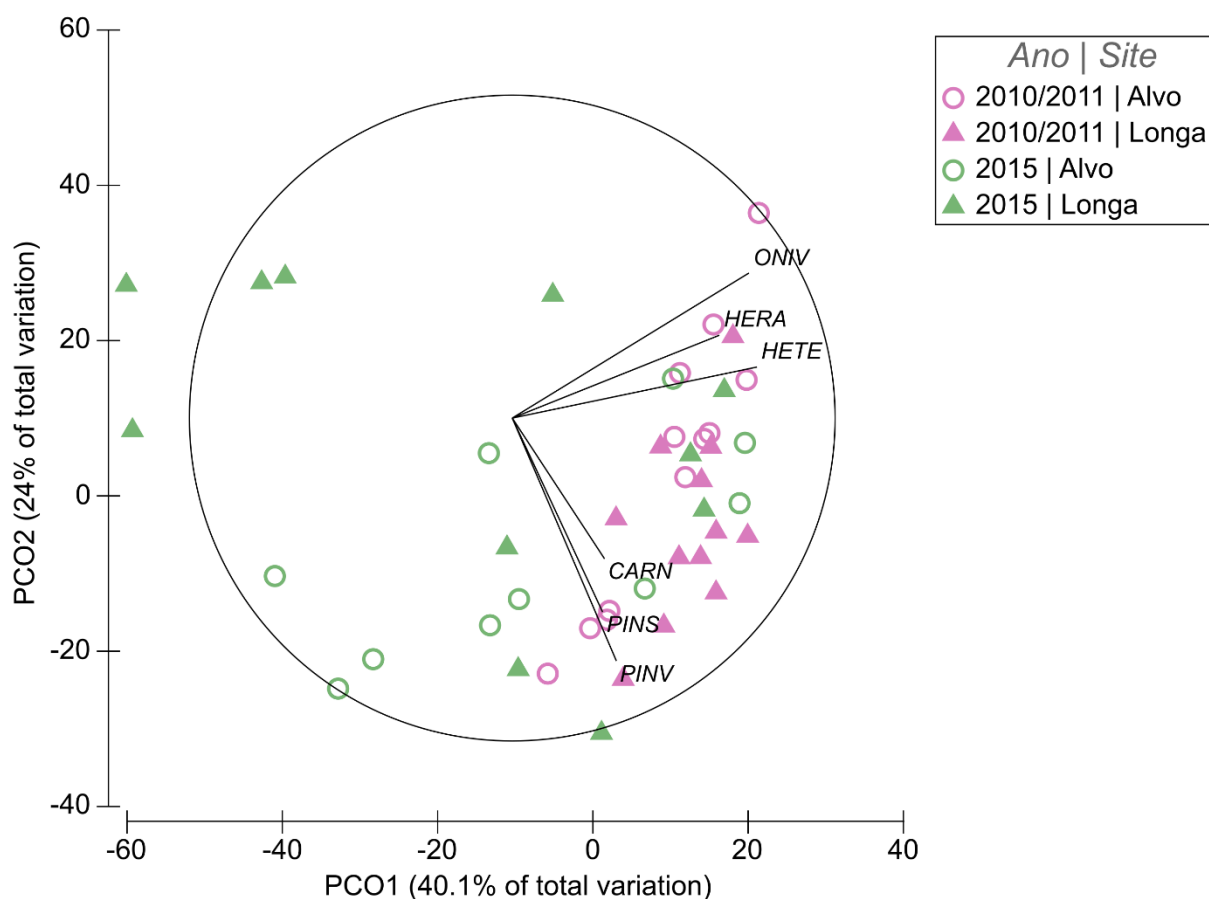


Figura 12. Análise de Coordenadas Principais (PCO) mostrando variação nos grupos tróficos de peixes recifais entre locais distantes da costa fora da área protegida (Alvo e Longa) em 2010/2011 e 2015 com base na abundância de cada grupo transformada em $\text{Log}(X+1)$ e dissimilaridade de Bray-Curtis. Vetor em cima do gráfico representa correlações de Pearson $> 0,4$ com os dois primeiros eixos do PCO. Códigos dos grupos tróficos: ONIV: onívoros; HERA: herbívoros raspadores; HETE: herbívoros territorialistas; CARN: carnívoros; PINS: predadores de invertebrados sésseis; PINV: predadores de invertebrados vágéis.

Dos seis grupos correlacionados com a mudança na estrutura dos grupos tróficos, cinco (herbívoros raspadores, carnívoros e predadores de invertebrados vágéis, onívoros, herbívoros territorialistas) mostraram variações temporais em termos de abundância e riqueza (Tabelas 17-20; figuras 13 e 14). A abundância dos carnívoros variou entre períodos e locais e também na interação entre fatores (PERMANOVA, $P < 0,05$; tabela 17). O teste par a par revelou que a variação espacial (entre os locais) se deu apenas no primeiro período (2010/2011), onde Longa apresentou os maiores valores de abundância em comparação ao Alvo. Além disso, apresentou declínio significativo na abundância no período de 2015 (PERMANOVA, $P < 0,05$; tabela 18; figura 11A). O grupo dos predadores de invertebrados vágéis diferiu em abundância apenas na interação entre os fatores (PERMANOVA, $P < 0,01$; tabela 17), mostrando variação significativa entre os locais apenas no período de 2015, onde apresentou diminuição significativa em sua abundância em Longa (PERMANOVA, $P > 0,05$; tabela 18; figura 13C). Os grupos dos onívoros, herbívoros raspadores e territorialistas apresentaram variação apenas para períodos (PERMANOVA; $P > 0,01$; tabela 17).

Tabela 17. Análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) baseada na distância Euclidiana testando as diferenças na abundância entre os grupos tróficos em resposta à períodos (2010/2011 vs. 2015) e locais distantes da costa (Alvo e Longa) e interações.

Grupos Tróficos	CARN				ONIV				PINV				PINS			
Font.Var	df	MS	F	P	df	MS	F	P	df	MS	F	P	df	MS	F	P
Período	1	2,49	4,20	0,00	1	12,27	7,89	0,01	1	1,19	1,30	0,26	1	0,09	0,22	0,64
Locais	1	0,53	3,75	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,00	0,96
PexSi	1	0,59	4,20	0,04	1	1,86	1,20	0,28	1	7,68	8,39	0,01	-	-	-	-
Resíduos	41	0,14			42	1,56			42	0,92			42	0,42		
Total	44				44				44				44			

Grupos Tróficos	HERA				HETE				PLAN			
Font.Var	df	MS	F	P	df	MS	F	P	df	MS	F	P
Período	1	5,80	8,45	0,01	1	9,02	10,27	0,00	1	0,41229	1,361	0,35
Locais	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PexSi	-	-	-	-	1	0,97	1,10	0,303	-	-	-	-
Resíduos	43	0,69			42	0,88			43	0,30294		
Total	44				44				44			

Font, Var: Fonte da variação; df: Graus de liberdade; MS: média da soma dos quadrados; F: pseudo-F; P: P(perm). As células vazias representam os termos excluídos devido ao alto valor de P ($> 0,25$). Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,05$). CARN: carnívoros; PINV: predadores de invertebrados vágéis; PINS: predadores de invertebrados sésseis; HERA: herbívoros raspadores; HETE: herbívoros territorialistas. Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,05$).

Comparações aos pares para onívoro mostrou que essa variação se deu apenas no Alvo, onde apresentou um declínio em sua abundância em 2015 (Figura 13B). Em contraste, a comparação aos pares para os herbívoros raspadores e territorialistas mostram variação temporal apenas em Longa, onde também apresentou abundância reduzida no período de 2015 ($P < 0,01$; figura 13E e F).

Tabela 18. Comparações par a par (PAIR-WISE PERMANOVA) da abundância de grupos tróficos entre locais distantes (Alvo vs. Longa) e períodos (2010/2011 vs. 2015) foram realizados para cada grupo separadamente. Na tabela consta apenas os grupos que apresentaram valores significativos na PERMANOVA.

Local e Período	CARN		ONI		PINV		HERA		HETE	
	t	P(perm)	t	P(perm)	t	P(perm)	t	P(perm)	t	P(perm)
Alvo10/11 vs. Longa10/11	2,34	0,02	1,22	0,24	1,78	0,09	0,78	0,45	1,52	0,14
Alvo10/11 vs. Alvo15	1,70	0,13	2,24	0,04	1,24	0,23	1,14	0,27	1,52	0,15
Alvo10/11 vs. Longa15	1,85	0,12	2,77	0,01	1,06	0,30	1,85	0,08	1,79	0,09
Longa10/11 vs. Alvo15	3,30	0,00	1,21	0,24	0,51	0,62	2,21	0,04	2,72	0,02
Longa10/11 vs. Longa15	3,50	0,00	1,68	0,11	2,88	0,01	3,30	0,00	3,06	0,01
Alvo15 vs. Longa15	0,10	1,00	0,33	0,75	2,31	0,04	0,61	0,57	0,13	0,89

Alvo10/11 e Alvo15: Alvo no período de 2010/2011 e 2015 respectivamente; Longa10/11 e Longa15: Longa no período de 2010/2011 e 2015 respectivamente. CARN: carnívoros; ONI: onívoros; PINV: predadores de invertebrados vágies; HERA: herbívoros raspadores; HETE: herbívoros territorialistas. Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,05$).

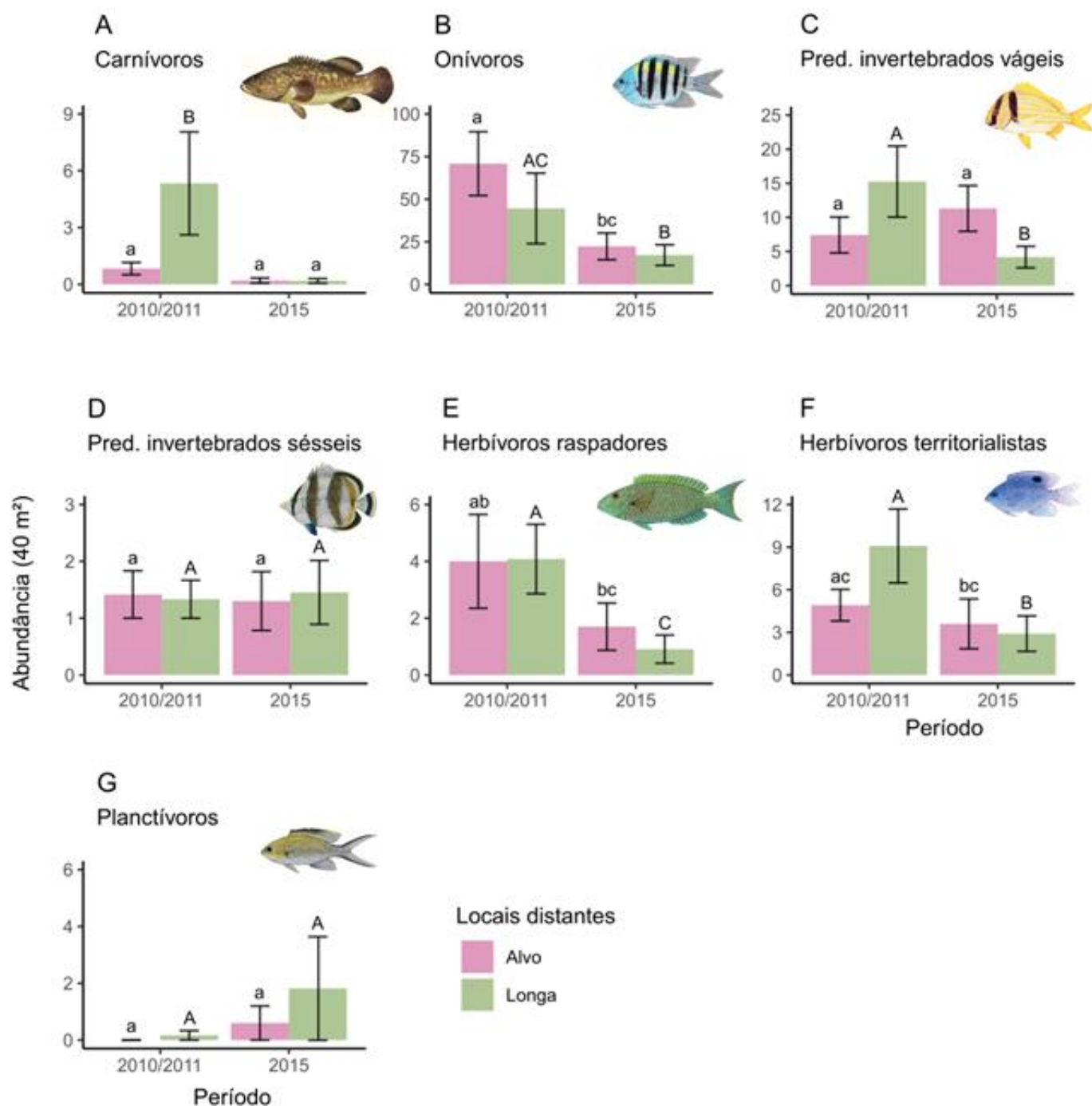


Figura 13. Abundância (média \pm EP) de grupos tróficos entre períodos e locais distantes da costa. Letras diferentes indicam resultados aos pares (PAIR-WISE PERMANOVA) entre os tratamentos (períodos e locais distantes da costa). Letras minúsculas indicam Alvo e maiúsculas Longa.

Em relação à riqueza de espécies de cada grupo trófico, cinco grupos (herbívoros raspadores, carnívoros e predadores de invertebrados vágéis, onívoros, herbívoros territorialistas) mostraram variação significativa. A riqueza de carnívoros variou entre os locais e entre interações dos fatores período e local (PERMANOVA, $P < 0,05$; tabela 19).

O teste par a par revelou que temporalmente a riqueza desse grupo era diferente em 2010/2011 (maior riqueza) principalmente em Longa em comparação ao período 2015 ($P < 0,05$; tabela 20; figura 14A). Os predadores de invertebrados vágéis diferiu em riqueza apenas entre a interação dos fatores (PERMANOVA, $P = 0,03$; tabela 19), e comparação aos pares também mostrou diferença significativa para o período de 2010/2011, onde sua riqueza era maior em Longa ($P = 0,01$; tabela 20; figura 14C). Os grupos dos onívoros, herbívoros raspadores e territorialistas diferiu em riqueza apenas entre períodos (PERMANOVA, $P > 0,01$; tabela 19). Comparações aos pares revelou que essa variação em períodos se deu apenas em Longa, onde os três grupos tróficos apresentaram declínio em sua riqueza no período de 2015, com herbívoros territorialistas em ambos locais ($P < 0,01$; tabela 20; figura 14B, E e F).

Tabela 19. Análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) baseada na distância Euclidiana testando as diferenças na riqueza entre os grupos tróficos de peixes recifais em resposta à períodos (2010/2011 vs. 2015) e locais distantes da costa (Alvo e Longa) e interações.

Grupos Tróficos	CARN				ONIV				PINV				PINS			
Font.Var	df	MS	F	P	df	MS	F	P	df	MS	F	P	df	MS	F	P
Período	1	2,49	17,65	0,00	1	0,92	11,03	0,00	1	0,96	3,46	0,07	1	0,22	1,26	0,31
Locais	1	0,53	3,75	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,00	0,96
PexSi	1	0,59	4,20	0,05	-	-	-	-	1	1,36	4,90	0,03	-	-	-	-
Resíduos	41	0,14			43	0,08			42	0,28			43	0,18		
Total	44				44				44				44			

Grupos Tróficos	HERA				HETE				PLAN			
Font.Var	df	MS	F	P	df	MS	F	P	df	MS	F	P
Período	1	2,74	11,01	0,00	1	1,50	16,38	0,00	1	0,02	0,50	0,59
Locais	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PexSi	1	0,71	2,86	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-
Resíduos	42	0,25			43	0,09			43	0,03		
Total	44				44				44			

Font, Var: Fonte da variação; df: Graus de liberdade; MS: média da soma dos quadrados; F: pseudo-F; P: P(perm). As células vazias representam os termos excluídos devido ao alto valor de P ($> 0,25$). Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,05$). CARN: carnívoros; PINV: predadores de invertebrados vágéis; PINS: predadores de invertebrados sésseis; HERA: herbívoros raspadores; HETE: herbívoros territorialistas. Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,05$).

Tabela 20. Comparações par a par (PAIR-WISE PERMANOVA) da riqueza de grupos tróficos entre locais distantes (Alvo vs. Longa) e períodos (2010/2011 vs. 2015) foram realizados para cada grupo separadamente. Na tabela consta apenas os grupos que apresentaram valores significativos na PERMANOVA. Em negrito estão indicados os valores significativos.

Local e Período	CARN		ONI		PINV		HERA		HETE	
	t	P(perm)	t	P(perm)	t	P(perm)	t	P(perm)	t	P(perm)
Alvo10/11 vs. Longa11/12	2.50	0.03	1.14	0.34	2.06	0.05	1.80	0.09	2.03	0.12
Alvo10/11 vs. Alvo15	1.55	0.17	1.46	0.15	0.24	0.83	1.03	0.32	2.35	0.05
Alvo10/11 vs. Longa15	1.71	0.16	2.58	0.02	0.97	0.35	1.79	0.10	2.10	0.05
Longa10/11 vs. Alvo15	4.07	0.00	2.12	0.04	1.92	0.07	2.90	0.01	3.73	0.00
Longa10/11 vs. Longa15	4.35	0.00	3.46	0.00	2.76	0.01	4.27	0.00	3.32	0.00
Alvo15 vs. Longa15	0.10	1.00	0.38	0.79	1.15	0.26	0.55	0.63	0.03	1.00

Alvo10/11 e Alvo15: Alvo no período de 2010/2011 e 2015 respectivamente; Longa10/11 e Longa15: Longa no período de 2010/2011 e 2015 respectivamente. CARN: carnívoros; ONI: onívoros; PINV: predadores de invertebrados vágéis; HERA: herbívoros raspadores; HETE: herbívoros territorialistas. Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,05$).

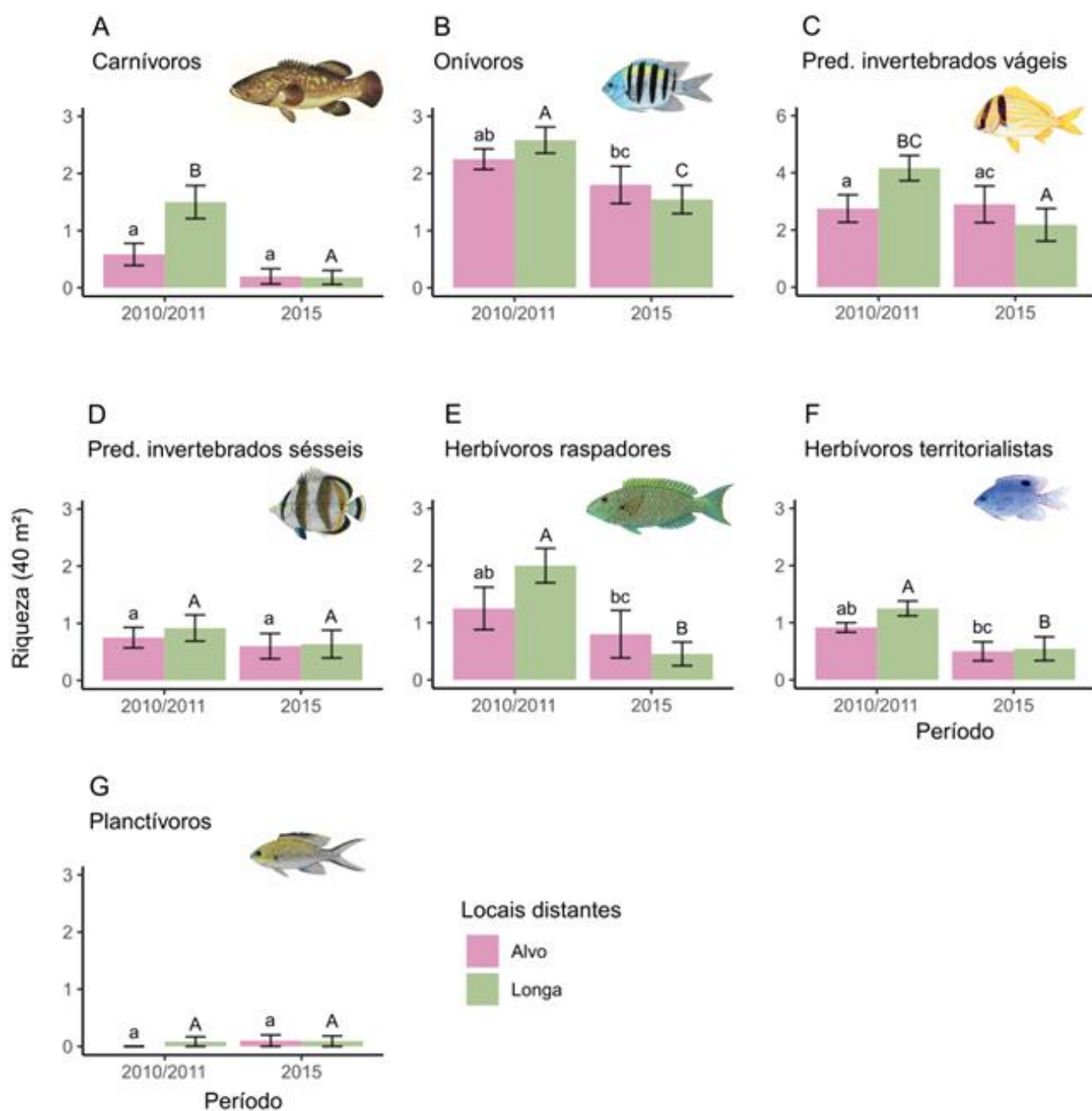


Figura 14. Abundância (média \pm EP) de grupos tróficos entre períodos e locais distantes da costa. Letras diferentes indicam resultados aos pares (PAIR-WISE PERMANOVA) entre os tratamentos (períodos e locais distantes da costa). Letras minúsculas indicam Alvo e maiúsculas Longa.

3.7. Impactos Antrópicos

Os principais impactos antrópicos observados em Ilhas pertencentes a ESEC Tamoios foram descritos em três categorias: Turismo, recreação e esportes náuticos, seguidos por tráfego de embarcações e diferentes tipos de pesca. Locais próximos (~2km; Ilha do Sandri e Ilha da Samambaia) e intermediários da costa (~4,5km; Ilha dos búzios) apresentaram diferentes níveis de impactos. Um IIH > 5 significa que este local teve maior presença de atividades antrópicas e valor zero significa ausência total de atividades humanas.

A ilha do Sandri apresentou o maior Índice de Impacto Humano (5,6; tabela 21) apresentando as maiores pontuações também em cada categoria descrita, exibindo maior peso em comparação as Ilha dos búzios e Ilha da Samambaia. As Ilhas dos Búzios e Samambaia apresentaram níveis relativamente baixos (IIH de ≤ 3) de impacto humano, com Samambaia apresentando o menor valor (2,3; tabela 21). Ou seja, estes locais apresentaram menor acúmulo potencial de impactos humanos. Nenhuma das ilhas apresentaram valores de IIH zero.

Tabela 21. Fatores potencialmente impactantes aos ecossistemas marinhos e a sua biodiversidade e Índice de Impacto Humano (IIH) para os locais de estudo na Baía da Ilha Grande, RJ.

IMPACTOS		IIH		ILHAS		
				Ilha da Samambaia	Ilha do Sandri	Ilha dos Búzios
Turismo, recreação e esportes náuticos	Embarcação de lazer fundeada	0	0 atividade			
		0.1	1 atividade			0.1
		0.5	2-5 atividades	0.5		
		1	> 5 atividades		1	
	Embarcação de turismo fundeada	0	0 atividade	0		
		0.1	1 atividade			0.1
		0.5	2-5 atividades		0.5	
		1	> 5 atividades			
	IIH turismo			0.5	1.5	0.2
	Tráfego	0	0 atividade			
		0.1	1 atividade			
		0.5	2-5 atividades	0.5		0.5

		1	> 5 atividades	1		
		IIH Tráfego	0.5	1	0.5	
Pesca	Linha	0	0 atividade	0.5	1	1
		0.1	1 atividade			
		0.5	2-5 atividades			
		1	> 5 atividades			
	Arrasto	0	0 atividade	0.5	1	0
		0.1	1 atividade			
		0.5	2-5 atividades			
		1	> 5 atividades			
	Rede de espera	0	0 atividade	0.1	0.1	0.5
		0.1	1 atividade			
		0.5	2-5 atividades			
		1	> 5 atividades			
	Subaquática	0	0 atividade	0.1	0.5	0.5
		0.1	1 atividade			
		0.5	2-5 atividades			
		1	> 5 atividades			
	Embarcação de pesca fundeada	0	0 atividade	0.1	0.5	0.5
		0.1	1 atividade			
		0.5	2-5 atividades			
		1	> 5 atividades			
IIH pesca		1.3	3.1	2.5		
Total Geral IIH		2.3	5.6	3.2		

A altura do recife, número de fendas e período foram os preditores mais importantes para abundância de indivíduos, representando 28% da variação espacial entre os locais próximos e intermediários. A riqueza de espécies foi principalmente influenciada pela altura do recife, profundidade e distância da costa, que explicaram 66% da variação espacial (Tabela 22).

Tabela 22. Modelo linear baseado em matriz de distância (DistLM) para a assembleia de peixes recifais da baía da Ilha Grande, com indicação do Marginal test (teste de cada preditor individualmente) e melhor solução geral (modelo mais parcimonioso). Em negrito estão indicados os valores significativos.

DistLM Marginal test									
Abundância						Riqueza			
Variável		SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.
1	Altura	7.910	2.810	0.115	0.167	1.093	12.007	0.003	0.462
2	Buracos	5.265	1.753	0.202	0.111	0.889	8.418	0.014	0.376
3	Fendas	2.682	0.841	0.379	0.057	0.852	7.876	0.013	0.360
4	Profundidade	0.566	0.169	0.694	0.012	0.950	9.380	0.006	0.401

5	Período	2.992	0.945	0.351	0.063	0.310	2.107	0.167	0.131
6	Distância	7.109	2.475	0.145	0.150	0.980	9.886	0.007	0.414
7	Impacto	8.290	1.380	0.293	0.175	1.030	5.004	0.024	0.435
8	IIH Total	0.056	0.016	0.899	0.001	0.007	0.042	0.840	0.003
Melhor solução geral									
AIC	R2	RSS	Nº de variáveis	Seleções	AIC	R2	RSS	Nº de variáveis	Seleções
16.98	0.40729	28.051	3	1;3;5	-39.951	0.66254	0.7991	3	1;4;6

A profundidade e a distância da costa foram positivamente correlacionadas com riqueza, enquanto fendas e períodos foram correlacionados positivamente com a abundância (Figura 15 e 16). A riqueza foi maior nas áreas intermediárias da costa. A abundância foi maior em 2019 em comparação a 2010 (Figura 15 e 16).

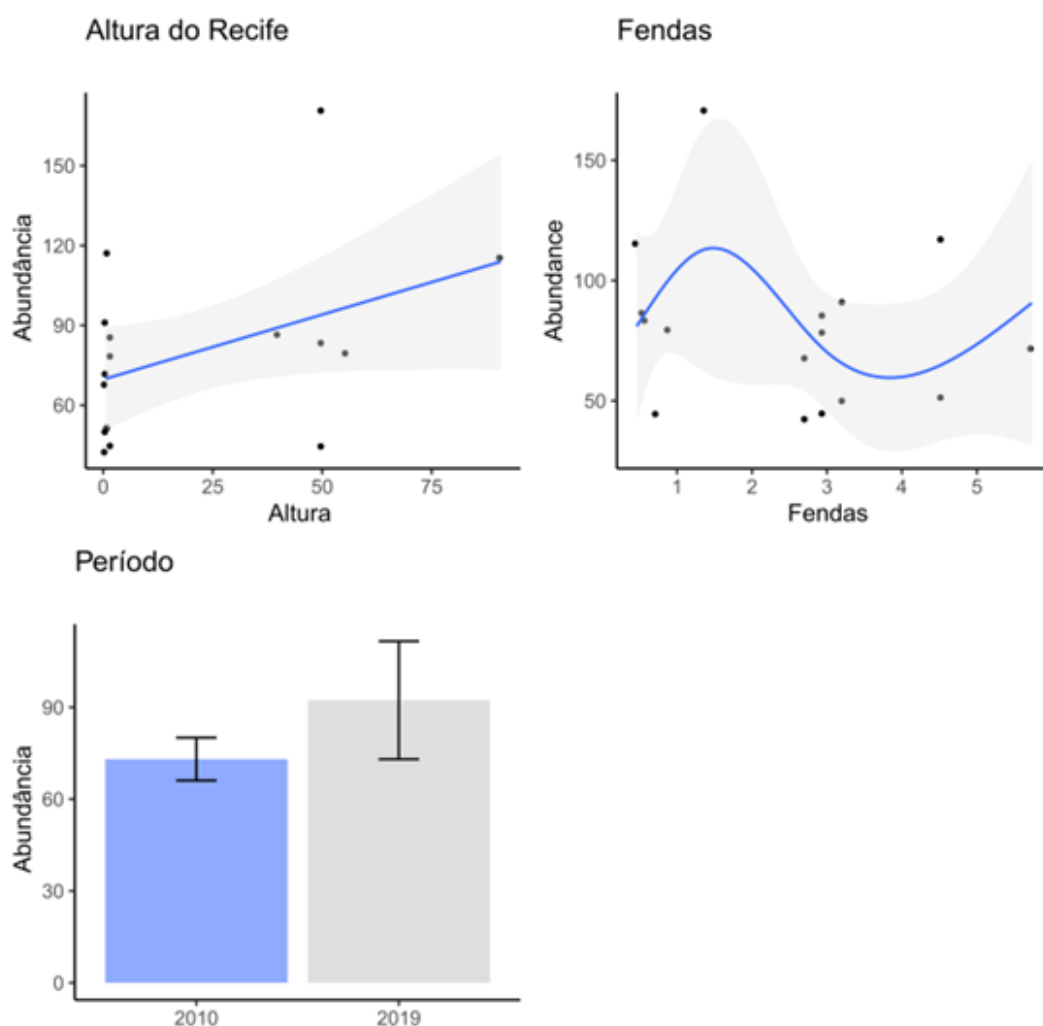


Figura 15. Preditores descritos na melhor solução geral do DistLM para Abundância.

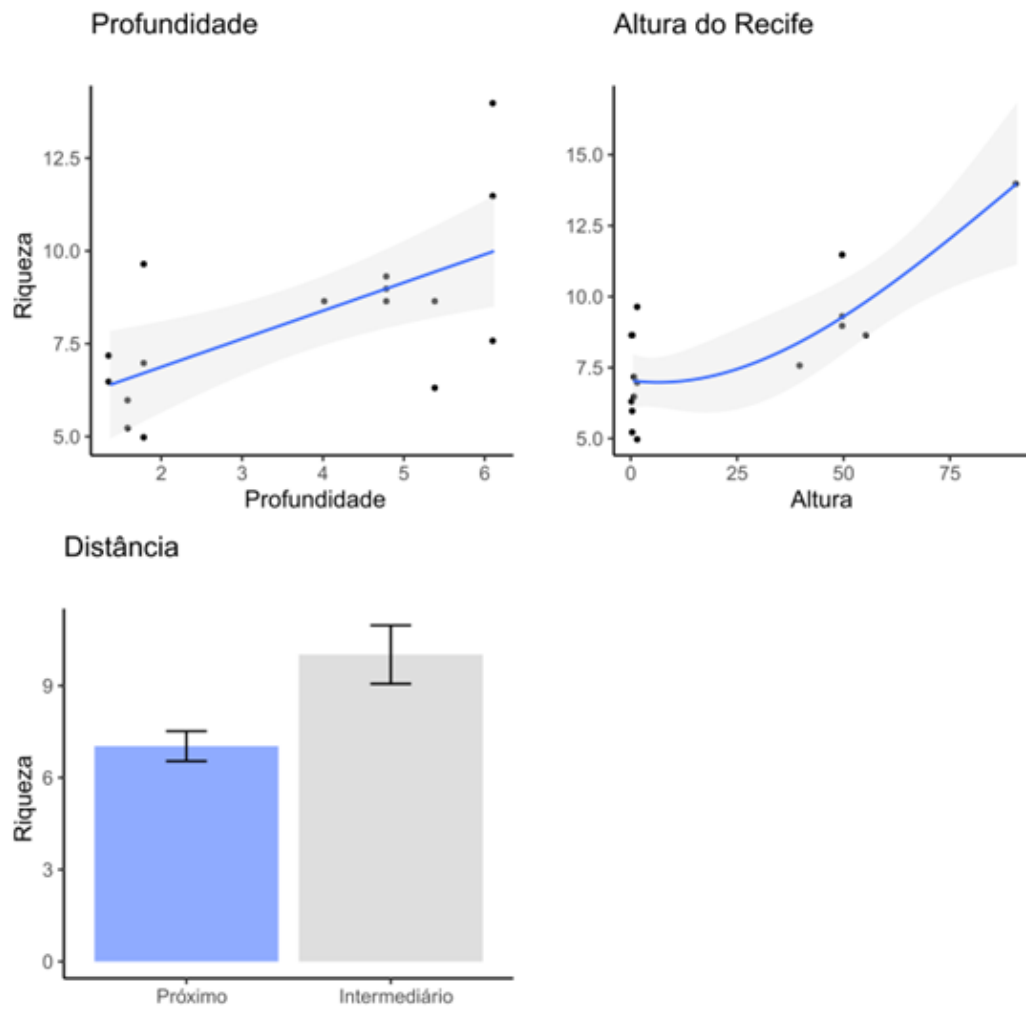


Figura 16. Preditores descritos na melhor solução geral do DistLM para riqueza de espécies.

4. DISCUSSÃO

O presente estudo descreveu a dinâmica espacial e temporal das assembleias de peixes recifais da baía da Ilha Grande, permitindo diferenciar as mudanças sofridas em áreas próximas à costa, e portanto mais suscetíveis a diversos impactos, daquelas que ocorreram em áreas mais distantes, geralmente as últimas a sofrerem transformações mais drásticas em suas comunidades. Nossos resultados mostraram que locais próximos da costa (<2km) não apresentaram mudança ao longo dos anos, padrão contrário ao observado para os locais intermediários (~4,5 km) e mais distantes (>10 km) da costa, os quais, especialmente, perderam espécies-alvo da pesca ao longo do tempo.

4.1. Mudanças espaço temporais na assembleia de peixes recifais

A estrutura da assembleia de peixes recifais foi profundamente modificada entre os períodos estudados, principalmente em locais intermediários e distantes da costa. Os locais intermediários (Ilha dos Búzios) e distantes da costa (Ilha Grande [Longa]), apresentaram uma assembleia mais diversa nos primeiros períodos em comparação aos últimos períodos de amostragem. Os padrões de assembleias de peixes recifais de ilhas próximas persistiram ao longo da última década, apesar do intenso histórico de uso das ilhas dessa região (Cardoso et al., 2020). As ilhas categorizadas como próximas (Sandri e Samambaia) foram agrupadas devido a estabilidade na composição e estrutura de assembleias já deterioradas em 2010, compostas principalmente por espécies resistentes as alterações ambientais ou não-alvo da pesca. Isto contrasta com a ampla discussão presente na literatura da estabilidade de comunidades ricas em espécies e funções ao longo do tempo (Benedetti-Cecchi et al., 2024; Malcom & Ferrari, 2019; Stuart-Smith et al., 2010).

Diversos estudos têm demonstrado que a distância da costa é um fator importante para a estrutura espacial e distribuição das assembleias de peixes em vários recifes de coral e recifes rochosos ao redor do mundo (ex.: Lecchini et al., 2003; Van Nguyen & Kim Phan, 2007; Crowder et al., 2008; Malcolm, Jordan & Smith, 2010; Schultz et al., 2014) incluindo a província brasileira (ex.: Floeter et al., 2001; Gibran e Moura, 2012; Teixeira-Neves et al., 2015; Rolin et al., 2019; Fonseca et al., 2021). A maior acessibilidade das áreas mais próximas ao continente resulta em uma maior pressão de pesca exercida sobre essas regiões.

Águas próximas à costa do litoral do Rio de Janeiro, são altamente exploradas por frotas de pesca artesanal e industrial, com frotas artesanais de baixa mobilidade predominantes, sendo o município um dos maiores produtores de sardinha do Brasil (Dias-Neto, 2011). Além disso, as regiões costeiras com alta densidade populacional, estão expostas a um número maior de atividades antrópicas, causando distúrbios e mudanças na dinâmica costeira e, conseqüentemente, afetando a assembleia de peixes (Cardoso et al., 2020; Teixeira-Neves et al., 2016). A proximidade das populações humanas a uma assembleia de peixes causa efeitos negativos e já é demonstrado em diversos estudos (Babcock et al., 2010; Mora et al., 2011; Langlois, Harvey & Meeuwig, 2012; Edgar et al., 2014, 2017). Entretanto, mais estudos na região são necessários para testar essas hipóteses a fim de determinar o quanto desse padrão pode ser explicado pelas atividades antrópicas.

As mudanças observadas ocorreram principalmente em espécies que estão frequentemente associadas à atividade pesqueira. Por exemplo, representantes das famílias Labridae (*S. frondosum* – peixe papagaio) e Epinephelidae (*M. acutirostris* – badejo mira; *E. marginatus* – garoupa verdadeira), conhecidas por serem alvo de pesca, especialmente a subaquática na região, foram registradas nos dois primeiros anos do estudo (2010 e 2010/2011), e diminuíram significativamente nos anos seguintes de 2015 e 2019 (Tabela 1) em locais próximos, intermediários e distantes. Esses declínios na abundância de espécies comercialmente valiosas dentro das áreas protegidas podem indicar possíveis infrações nos locais protegidos. Estudos já mostraram que essas espécies enfrentam grande pressão de pesca ao longo de toda costa brasileira (Floeter et al., 2006).

Outras espécies como *A. saxatilis*, *H. aurolineatum*, *S. fuscus* e *D. argenteus* foram dominantes ($Ar\% > 1\%$ e $FO\% > 30\%$) em todas as faixas de distância e todos os anos amostrados, o que justifica sua elevada contribuição para a similaridade entre as distâncias e anos amostrados. Isso pode indicar que tais espécies não foram afetadas ao longo do tempo, e encontram recursos para sua sobrevivência mesmo em locais que passaram por grandes mudanças ambientais e/ou antrópicas. O fato de não serem alvo da pesca também pode ter contribuído para que se mantivessem dominantes em todos os períodos.

4.2. Mudanças espaço temporais na abundância e riqueza

A abundância de espécies em ilhas próximas e intermediárias da costa não variou

ao longo do período amostrado, o contrário do encontrado para os locais mais distantes. As espécies gregárias são as mais contribuem para a variação da abundância total, tanto que a diminuição de espécies não gregárias (ou que formam cardumes menores) nos locais intermediários em 2010 (e.g. Labridae) não foi suficiente para promover mudanças temporais na abundância destes locais. No entanto, as mudanças na abundância para os locais distantes, mais diversos, pode refletir os padrões de distribuição de espécies planctívoras gregárias, pouco comuns em locais próximos da costa, as quais as agregações são relacionadas a disponibilidade de abrigo e heterogeneidade do substrato (Guidetti et al., 2002).

A diminuição da riqueza em locais intermediários e distantes pode ser acarretada por diversos fatores. Por exemplo, mudança na disponibilidade de recursos alimentares, competição por recursos limitados ou predação podem afetar negativamente a diversidade de espécies (Sale, 1977; Eklöv & Diehl, 1994; Hauzy et al., 2010). Além disso, pressões antrópicas, como poluição, impactos de atividades humanas (pisoteio, ancoragem de barcos e pesca), além de anomalias térmicas ameaçam a cobertura bentônica, e podem alterar a estrutura dos organismos físicos e a dinâmica dos recifes, consequentemente a degradação e qualidade do habitat, influenciando de forma desproporcional diferentes espécies, levando à diminuição da riqueza (Albuquerque et al., 2014; Chaves & Feitosa, 2018; Giglio et al., 2020). A anomalia térmica de 2019, registrada em recifes do Atlântico Sudoeste subtropical (Banha et al., 2020), coincidiu com o segundo período de amostragens deste estudo. Os recifes foram sujeitos a uma onda de calor sem precedentes que ocasionou um importante branqueamento de corais, o que pode ter tido influência no declínio da riqueza de espécies de peixes recifais na região da BIG.

O Índice de Impacto Humano gerado a partir dos dados obtidos através do estudo de Cardoso et al., 2020 constatou que locais próximos da costa (Ilha do Sandri e Ilha da Samambaia) sofrem com maiores impactos de atividades humanas, sendo as principais listadas: turismo, recreação e esportes náuticos, tráfego de embarcações de passagem e pesca. Consequentemente, tais atividades ameaçam a cobertura bentônica, principalmente pelo ancoramento de embarcações sobre o recife e pisoteio por banhistas e mergulhadores (Giglio et al., 2020). Apesar de ilegais em uma UC de proteção integral, essas atividades têm sido notadas com frequência em locais intermediários da costa (Ilha dos Búzios) (Cardoso et al., 2020) o que pode estar associado a redução no número de espécies de peixes recifais registradas nesse estudo.

A diminuição da riqueza ocorrida nos locais intermediários e distantes pode está

associada a alterações na estrutura do habitats, medida pela diversidade de comunidades bentônicas e complexidade topográfica que está relacionada a mudanças no número de espécies de peixes em recifes rochosos do Sudeste (Rolim et al., 2019). É amplamente reconhecido que áreas com elevada complexidade física e maior diversidade de organismos bentônicos podem suportar uma maior riqueza e diversidade de peixes e, em geral, ambientes recifais saudáveis fornecem diversos micro habitats aos peixes, beneficiando a coexistência de um maior número de espécies, enquanto ambientes recifais perturbados exibem menos micro habitats, consequentemente menos diversificados (Ledlie et al., 2007, Munday et al., 2002).

Reforçando as evidências dos efeitos indiretos de ações antrópicas recorrentes em locais próximos da costa, nossos resultados corroboram com esses achados, uma vez que, locais próximos da costa (Ilha do Sandri e Ilha da Samambaia) que já sofriam com maior número de atividades antrópicas (Cardoso et al., 2020) não apresentaram variação na abundância e riqueza nos períodos amostrados. Em contrapartida, temporalmente, a riqueza variou entre os períodos de 2010 vs. 2019 em locais intermediários (Ilha dos Búzios) e em riqueza e abundância em 2010/2011 vs. 2015 em locais mais distantes (Ilha Grande [Alvo e Longa]) (Figura 3 e 9 respectivamente). O que sugere que a pressão de impactos antrópicos também estão atingindo locais intermediários e distantes da costa.

Além da distância da costa, o que também poderia explicar a variação na riqueza e abundância em ilhas distantes pode estar relacionada à área total dos recifes rochosos. Na região, os recifes distantes são tipicamente mais profundos e formam uma extensão contínua maior quando comparado a recifes próximos, frequentemente intercalados com praias arenosas, provavelmente levando uma área de superfície menor disponível para peixes de recife. A área de superfície do recife já foi atribuída à estrutura da assembleia de peixes em alguns estudos. Por exemplo, Roberts e Ormond (1987) registraram maior riqueza de espécies associada com a profundidade, e Gibran e Moura (2012) e Teixeira-Neves et al., (2015) também detectaram essa associação para recifes rochosos na região sudeste do Brasil. Esses achados podem ser decorrentes de maior disponibilidade de recursos e possível menor competição principalmente por espaço e refúgio (Sale, 1977).

4.3. Mudanças espaço temporais nos grupos tróficos

A influência das áreas urbanas costeiras como um impacto difuso sobre a assembleia de peixes da Baía da Ilha Grande (Teixeira-Neves et al., 2015) tem potencial

para afetar a abundância de diversos grupos tróficos. Embora os grupos funcionais respondam de forma diferente às pressões antrópicas, encontramos evidências de que variáveis espaciais (distância da costa) e impactos continuados (pesca, atividades turísticas, estaleiros) influenciaram a estrutura trófica da assembleia de peixes de maneira mais abrangente. Por exemplo, carnívoros, onívoros, predadores de invertebrados vágéis e herbívoros mostraram maior variação espacial e/ou temporal. No período de 2010 vs. 2019 os herbívoros raspadores sofreram drástica diminuição em locais intermediários, enquanto no período de 2010/2011 vs. 2015 em locais distantes, além dos herbívoros raspadores, os carnívoros e onívoros também mostraram essa tendência.

Os peixes carnívoros, representados por espécies alvo da pesca na região (Begossi et al., 1993; Carvalho-Filho, 1999; Floeter et al., 2007; Rolim et al., 2017) tiveram sua abundância reduzida ao longo do tempo em todas as três faixas de distância. Isto indica que os locais próximos da costa ainda abrigavam peixes alvo da pesca em 2010, o que ficou restrito apenas aos locais distantes em 2015 e 2019. Esses resultados sugerem que organismos de alto nível trófico (carnívoros) estão sofrendo com a pressão da pesca ao longo do tempo em locais intermediários e distantes da costa, já que geralmente são o primeiro grupo esgotado pela pesca em locais mais próximos da costa (Christensen et al., 2003; Crowder et al., 2008; Pauly et al., 1998). Além disso, vários estudos têm demonstrado que uma diminuição ou aumento na biomassa de grupos carnívoros e piscívoros tem importantes efeitos indiretos em cascata que resultam em processos ecológicos e mudanças estruturais, pois são os principais transmissores do fluxo de energia do recife (Arias-González, 1998; Graham et al., 2006; Micheli et al., 2014; Darling & D'agata, 2017).

Algumas espécies de predadores de invertebrados vágéis (por exemplo, *H. aurolineatum*) apresentaram um aumento significativo em sua abundância em 2019 em locais intermediários da costa, o que acarretou a maiores abundâncias desse grupo para o período de 2019. A distância da costa e os períodos foram um fator importante para identificar a variação da abundância deste grupo, sugerindo que tais espécies não sofreram com impactos antrópicos ou alguma pressão de pesca, em contraste com carnívoros e herbívoros raspadores altamente direcionados em 2019 e 2015. A distância da costa pode afetar fortemente a abundância desse grupo, por estar relacionada à maior superfície rochosa do recife, oferecendo mais recursos e, conseqüentemente, menos competição para a espécie (Sale, 1977). Resultados semelhantes foram encontrados para onívoros, no qual maior abundância é mais provável de ocorrer em habitats de alta

complexidade em locais mais distantes da costa (Rolim et al., 2019), provavelmente pelos mesmos motivos, uma vez que este grupo engloba blênios, pomacentrídeos e pomacantídeos que vivem em habitats de alta complexidade. Embora algumas espécies desta categoria sejam alvo da pesca (Mugilidae, Sparidae, Ephippidae), sua abundância não mudou em relação aos períodos 2010 e 2019, em contraste com período de 2010/2011 e 2015 em locais distantes da costa, onde constatamos um declínio em sua abundância. Isso está provavelmente relacionado à plasticidade da dieta onívora, que pode permitir uma maior resistência às mudanças ambientais (por exemplo, Bellwood et al., 2006; Pratchett et al., 2011).

O grupo dos predadores de invertebrados sésseis não apresentaram variação em relação a sua abundância e número de espécies em todos os períodos e distâncias amostradas. Sugerindo também que tais espécies não sofreram com impactos antrópicos ou alguma pressão de pesca. Embora esperássemos uma abundância maior em habitat mais distantes e complexos, uma vez que essas espécies se alimentam de invertebrados bentônicos geralmente associado ao substrato rígido. De maneira semelhante, os planctívoros não indicaram marcadas variações espaciais e temporais entre os locais de estudo. Em nosso estudo os planctívoros ocorreram em locais próximos e intermediários da costa apenas no período de 2010, mas em baixa abundância. Em contraste, em locais mais distantes (Alvo e longa) ocorreu em maior abundância em 2015. A baixa abundância de planctívoros em áreas subtropicais já havia sido relatada por outros estudos (Ferreira et al., 2004; Gibran & Moura, 2012).

A abundância de herbívoros raspadores foi relacionada principalmente à distância da costa, com maiores densidades ocorrendo em locais intermediários e distantes. Isso já era esperado, considerando sua dieta de algas e detritos, que geralmente são mais abundantes em recifes mais distantes da costa, com maior área de substrato rochoso (Francini-Filho et al., 2010). Outros estudos também demonstraram maiores abundâncias desse grupo em locais mais distantes da costa, com maiores profundidades, na mesma região (Fonseca et al., 2021), ao contrário dos locais próximos sob influência da descarga de rios, que tiveram as menores abundâncias (Neves et al., 2016).

Entretanto, temporalmente esse grupo apresentou um declínio significativo em abundância. Isso se deve principalmente a espécies (*Sparisoma amplum*, *S. radians*, *S. tuiupiranga* e *Scarus zelindae*) de peixe-papagaio que ocorreram apenas nos dois primeiros períodos de amostragem (2010 e 2010/2011). A diminuição na densidade de herbívoros raspadores como o peixe-papagaio pode estar diretamente relacionada ao

esgotamento dos principais predadores, levando à exploração dos níveis tróficos inferiores, como já descrito mundialmente (Pauly et al., 1998), incluindo a costa brasileira (Freire e Pauly, 2010; Bender et al., 2014). À medida que as populações de predadores de topo (e.g. garoupas e badejos) entram em colapso, outras espécies de grande porte em nível trófico inferior tornam-se novos alvos, como o peixe-papagaio do gênero *Sparisoma* (Bender et al., 2014).

Os peixes-papagaios exercem um papel importante para o funcionamento dos ecossistemas recifais, controlando o crescimento de macroalgas (Bonaldo et al., 2014) e o seu declínio pode tornar os recifes menos resilientes e promover uma mudança de fase irreversível para recifes dominados por algas (Hughes et al., 2007, Graham et al., 2015) exercendo assim uma função crítica na manutenção da resistência e resiliência dos ecossistemas recifais. Além disso, são um bioindicador aplicável para compreender o impacto das mudanças na pressão de pesca e a resposta ecológica de estabilidade e resiliência do recife (Rice, 2016). Embora o papel destes peixes herbívoros na dinâmica bentônica não seja muito bem compreendido para recifes subtropicais, a grande redução desse grupo pode gerar efeitos de cascata nas teias tróficas marinhas (Mumby et al., 2006), tornando a recuperação de populações de espécies carnívoras inviáveis.

O grupo funcional dos herbívoros territoriais mostrou maiores abundâncias em locais mais próximos da costa no período de 2010 e 2019. Entretanto, nas amostragens de locais mais distantes da costa nos períodos de 2010/2011 e 2015 essa densidade foi maior em comparação as duas distâncias amostradas em 2010 e 2019. O que está de acordo com outros trabalhos que mostraram herbívoros territoriais em locais mais distantes da costa (Gibran & Moura, 2012; Rolim et al., 2019). Isso é provável, uma vez que herbívoros territoriais, como donzelas (*Stegastes* spp.), sejam encontrados em regiões complexas do recife onde protegem seu território que possuem os principais componentes de sua dieta, principalmente algas de crescimento rápido como algas filamentosas verdes e vermelhas (Ferreira et al., 1998, 2015). Esses resultados sugerem que características do hábitat podem ser mais influentes na abundância desses herbívoros do que status de proteção (Rolim et al., 2019).

A Estação Ecológica de Tamoios apesar de ter sido criada a mais de 20 anos, como contrapartida da implantação das Usinas Nucleares, sua implementação foi tardia (apenas a partir de 2008) e conflituosa, uma vez que a unidade foi criada sem um embasamento sistemático de conhecimento científico e sem qualquer engajamento dos usuários locais (Begossi et al., 2011) o que pode estar associado a não ter sido registrado nenhum efeito

de proteção em trabalhos prévios (Teixeira-Neves et al., 2015; Fonseca et al., 2021). Um dos pontos-chave para uma proteção efetiva das AMPs durante a restauração da biodiversidade é o seu tempo de funcionamento (Lotze et al., 2006). Outro fator que pode dificultar que os efeitos de proteção da biodiversidade sejam estabelecidos está no alto grau de fragmentação da unidade, com ilhas pequenas protegidas em um raio de 1 km², isoladas por uma matriz de substrato arenoso/lodoso desprotegido, permitindo que indivíduos em deslocamento ao longo de seu hábitat de vida sejam susceptíveis a pesca. O tamanho da área marinha protegida é determinante para sua efetividade na proteção da biodiversidade e recuperação dos estoques de espécies alvo, sendo unidades >100km² mais efetivas em comparação a unidades menores (Edgar et al., 2014), uma vez que a abundância das espécies geralmente aumenta com uma disponibilidade de área de habitat maior (Lomolino, 2000).

A proteção de espécies visadas pela pesca em unidades de conservação fragmentadas, com desenho destinado a permitir o deslocamento regular de espécies entre áreas protegidas e não protegidas, depende da implementação de medidas de manejo na zona de amortecimento. Por exemplo, existem planos de recuperação para espécies vulneráveis que precisam ser implementados. Uma portaria do Ministério de Meio Ambiente (portaria N° 63, de 31 de dezembro de 2018) define regras para o uso sustentável e a recuperação dos estoques das espécies e peixes do gênero *Sparisoma*, o grupo de espécies que mostrou as maiores diminuições na densidade apresentadas no presente estudo. Esta portaria estabelece medidas, critérios e padrões para o ordenamento da pesca das espécies *Sparisoma axillare*, *S. frondosum* e *Scarus zelindae* nas águas jurisdicionais brasileiras, tais como: banimento da pesca de arpão recreativa, controle de apetrechos de pesca específicos (ex.: armadilhas), estabelecimento de faixas de tamanho permitidas para captura de cada espécie, além de permitida a pesca das espécies apenas em áreas de manejo vinculadas aos planos de gestão locais. Entretanto, esses peixes permanecem sendo pescados na Baía de Ilha Grande devido à falta de medidas educativas sobre consumo consciente e controle sobre a comercialização (Freitas et al., 2019).

A fim de mitigar tais problemas, os esforços de fiscalização da ESEC Tamoios podem ser intensificados em áreas que abriguem uma expressiva parcela da diversidade de peixes da baía da Ilha Grande, como os locais intermediários da costa (Ilha dos Búzios). Unidades de conservação para serem efetivas precisam da participação e colaboração da sociedade, e apesar dos esforços da unidade em manter o diálogo aberto, seu conselho ativo e atuante, a grande investida de setores políticos contra UCs, em

especial a ESEC Tamoios, confunde a população e dificulta que os esforços de conservação sejam efetivos.

5. CONCLUSÕES

Este estudo amplia a nossa compreensão sobre a variação temporal e espacial da assembleia de peixes de recifes rochosos da baía da Ilha Grande. Aqui apresentamos evidências de mudanças temporais em locais intermediários da costa entre os períodos de 2010 e 2019 e em locais distantes da costa entre os períodos de 2010/2011 e 2015, revelando que a assembleia dos locais intermediários tornou-se similar a dos locais mais próximos ao longo do tempo

1. A assembleia de peixes recifais mudou de uma estrutura mais diversa, com maior número de espécies e abundância de grupos-chave importantes para a pesca (ex. peixes-papagaio, garoupas e badejos) para uma comunidade menos diversa, dominada principalmente por predadores de invertebrados vágéis. Os locais intermediários da costa (Ilha dos Búzios), pertencente a ESEC-Tamoios, sofreram uma significativa mudança na estrutura da assembleia e o declínio na abundância de espécies-chave e alvo da pesca. A diminuição na abundância de mesopredadores e herbívoros raspadores destaca a urgência de implementar planos de recuperação de espécies e intensificar as ações de proteção na ESEC Tamoios.

2. As ilhas próximas mantiveram uma assembleia similar ao longo do tempo, em parte reflexo do intenso histórico de exploração (turismo e pesca desordenados) destas áreas, que já apresentavam baixa abundância de espécies alvo da pesca em 2010. Por outro lado, áreas intermediárias e distantes perderam importância para tais espécies, tornando-se mais similares aos locais próximos. Se esta trajetória continuar, nos próximos anos a importância da distância da costa para estruturação espacial das assembleias da BIG deve diminuir.

3. O monitoramento em longo prazo das comunidades recifais é essencial para que medidas efetivas de manejo e conservação sejam tomadas baseadas em dados sólidos que identifiquem por exemplo, os grupos de espécies mais susceptíveis a pesca ou

áreas que sofrem com maior pressão antropogênica.

4. Tais resultados podem contribuir para a gestão da ESEC-Tamoios, auxiliando a balizar medidas de conservação, educação e monitoramento ambiental, fornecendo patamares de referência para a mudança temporal das assembleias nas ilhas da unidade. Ações que visem o fortalecimento das áreas marinhas protegidas da BIG em termos de efetividade e aporte de recursos é fundamental para que esse cenário não se agrave. Este estudo, embora pondere uma mudança temporal de ~10 anos, foi realizado comparando dados de períodos muito espaçados no tempo (2010 vs. 2019 e 2010/2011 vs. 2015), o que dificulta o estabelecimento de uma trajetória de mudança mais consistente na biota recifal. Sendo assim, estudos futuros são necessários para expandir o esforço amostral aqui aplicado e acompanhar as mudanças nos parâmetros da comunidade ao longo do tempo.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Albuquerque, T., Loiola, M., José de Anchieta, C. C., Reis-Filho, J. A., Sampaio, C. L., & Leduc, A. O. In situ effects of human disturbances on coral reef-fish assemblage structure: temporary and persisting changes are reflected as a result of intensive tourism. **Marine and Freshwater Research**, v. 66, n. 1, p. 23-32, 2014. <https://doi.org/10.1071/MF13185>

Anderson, A. B., Bonaldo, R. M., Barneche, D. R., Hackrad, C. W., Felix-Hackrad, F. C., García-Charton, J. A., & Floeter, S. R. Recovery of grouper assemblages indicates effectiveness of a marine protected area in Southern Brazil. **Marine Ecology Progress Series**, v. 514, p. 207-215, 2014. <https://doi.org/10.3354/meps11032>

Anderson, M.J.; Gorley, R.N.; Clarke, K.R. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods (2008). Primer-E, Plymouth, UK, p. 214, 2008.

Arias-González, J. E. Trophic models of protected and unprotected coral reef ecosystems in the South of the Mexican Caribbean. **Journal of fish Biology**, v. 53, p. 236-255, 1998. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1998.tb01030.x>

Babcock, R. C., Shears, N. T., Alcala, A. C., Barrett, N. S., Edgar, G. J., Lafferty, K. D., ... & Russ, G. R. Decadal trends in marine reserves reveal differential rates of change in direct and indirect effects. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 43, p. 18256-18261, 2010. <https://doi.org/10.1073/pnas.0908012107>

Banha, T. N. S., Capel, K. C. C., Kitahara, M. V., Francini-Filho, R. B., Francini, C. L. B., Sumida, P. Y. G., & Mies, M. Low coral mortality during the most intense bleaching event ever recorded in subtropical Southwestern Atlantic reefs. **Coral Reefs**, v. 39, p. 515-521, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00338-019-01856-y>

Begossi, A., May, P. H., Lopes, P. F., Oliveira, L. E., Da Vinha, V., & Silvano, R. A. Compensation for environmental services from artisanal fisheries in SE Brazil: Policy and

technical strategies. **Ecological Economics**, v. 71, p. 25-32, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.008>

Begossi, A., Richerson, P. J. Biodiversity, family income and ecological niche: a study on the consumption of animal foods on Búzios Island (Brazil). **Ecology of Food and Nutrition**, v. 30, n. 1, p. 51-61, 1993. <https://doi.org/10.1080/03670244.1993.9991322>

Bellier, E., Neubauer, P., Monestiez, P., Letourneur, Y., Ledireach, L., Bonhomme, P., & Bachet, F. Marine reserve spillover: Modelling from multiple data sources. **Ecological informatics**, v. 18, p. 188-193, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.09.004>

Bellwood, D. R., Hoey, A. S., Ackerman, J. L., & Depczynski, M. Coral bleaching, reef fish community phase shifts and the resilience of coral reefs. **Global Change Biology**, v. 12, n. 9, p. 1587-1594, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01204.x>

Bellwood, D. R., Hughes, T. P., Folke, C., & Nyström, M. Confronting the coral reef crisis. **Nature**, v. 429, n. 6994, p. 827-833, 2004. <https://doi.org/10.1038/nature02691>

Bender, M. G., Machado, G. R., Silva, P. J. D. A., Floeter, S. R., Monteiro-Netto, C., Luiz, O. J., & Ferreira, C. E. Local ecological knowledge and scientific data reveal overexploitation by multigear artisanal fisheries in the Southwestern Atlantic. **PLoS One**, v. 9, n. 10, p. e110332, 2014. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0110332>

Bender, M. G., Floeter, S. R., Mayer, F. P., Vila-Nova, D. A., Longo, G. O., Hanazaki, N., ... & Ferreira, C. E. L. Biological attributes, and major threats as predictors of the vulnerability of species: a case study with Brazilian reef fishes. **Oryx**, v. 47, n. 2, p. 259-265, 2013. <https://doi.org/10.1017/S003060531100144X>

Benedetti-Cecchi, L., Bates, A. E., Strona, G., Bulleri, F., Horta e Costa, B., Edgar, G. J., ... & Aspillaga, E. Marine protected areas promote stability of reef fish communities under climate warming. **Nature Communications**, v. 15, n. 1, p. 1822, 2024. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-44976-y>

Bonaldo, R. M., Pires, M. M., Guimarães, P. R., Hoey, A. S., & Hay, M. E. Small marine protected areas in Fiji provide refuge for reef fish assemblages, feeding groups, and corals. **PloS one**, v. 12, n. 1, p. e0170638, 2017. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0170638>

Bonaldo, R. M.; Hoey, A. S.; Bellwood, D. R. The ecosystem roles of parrotfishes on tropical reefs. **Oceanography and Marine Biology: An Annual Review**, v. 52, p. 81-132, 2014. <https://www.researchgate.net/publication/264973910>

Brasil. **Portaria Interministerial SEAP-PR/MMA Nº 63, de 31 de dezembro de 2018**. Define regras para o uso sustentável e a recuperação dos estoques das espécies *Sparisoma axillare* (budião-cinza), *Sparisoma frondosum* (budião-cinza) e *Scarus zelindae* (budião-banana). Brasília: Diário Oficial da União (DOU). Publicado no D.O.U de 03 de janeiro de 2019. Disponível em: <https://www.in.gov.br/>. Acesso em: 18 fev. 2022.

Cardoso, C. D. D. P., Formiga-Johnsson, R. M., Lima, R. P. D., & Campos, R. D. O. Monitoring Human Activities in the Tamoios Ecological Station-Rio de Janeiro: Management Challenges. **Ambiente & Sociedade**, v. 23, 2020. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20190112r2vu2020L5AO>

Carvalho-Filho, A. **Peixes: Costa Brasileira**. São Paulo: Editora Melro, 1999

Chaves, L. D. C. T., & Feitosa, J. L. L. Impactos diretos e indiretos das atividades humanas sobre

ambientes recifais e a ictiofauna associada. In book: **Ecologia de peixes recifais em Pernambuco**, Cap 2, p. 84-140, 2018.

Choat, J. H., Clements, K. D., & Robbins, W. The trophic status of herbivorous fishes on coral reefs. **Marine Biology**, v. 140, n. 3, p. 613-623, 2002. <https://doi.org/10.1007/s00227-001-0715-3>

Coutinho, R., Yaginuma, L. E., Siviero, F., dos Santos, J. C. Q., López, M. S., Christofolletti, R. A., ... & Zalmon, I. R. Studies on benthic communities of rocky shores on the Brazilian coast and climate change monitoring: status of knowledge and challenges. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, p. 27-36, 2016. <https://doi.org/10.1590/S1679-875920161015064sp2>

Christensen, V., Guenette, S., Heymans, J. J., Walters, C. J., Watson, R., Zeller, D., & Pauly, D. Hundred-year decline of North Atlantic predatory fishes. **Fish and fisheries**, v. 4, n. 1, p. 1-24, 2003. <https://doi.org/10.1046/j.1467-2979.2003.00103.x>

Creed, J. C., Oliveira, A. E. S., Pires, D. O., Figueiredo, M. D. O., Ferreira, C. E. L., Ventura, C. R. R., ... & Serejo, C. S. RAP Ilha Grande-um levantamento da biodiversidade: histórico e conhecimento da biota. **Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande**. MMA/SBF, Brasília, p. 43-63, 2007.

Crowder, L. B., Hazen, E. L., Avissar, N., Bjorkland, R., Latanich, C., & Ogburn, M. B. The impacts of fisheries on marine ecosystems and the transition to ecosystem-based management. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 39, p. 259-278, 2008. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173406>

Dias, C. D. O., & Bonecker, S. L. C. Long-term study of zooplankton in the estuarine system of Ribeira Bay, near a power plant (Rio de Janeiro, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 614, n. 1, p. 65-81, 2008. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9537-3>

Dias-Neto, J. Pesca no Brasil e seus aspectos institucionais-um registro para o futuro. **Revista CEPSUL-Biodiversidade e Conservação Marinha**, v. 1, n. 1, p. 66-80, 2010. <https://doi.org/10.37002/revistacepsul.vol1.30066-80>

Dulvy, N. K., Sadovy, Y., & Reynolds, J. D. Extinction vulnerability in marine populations. **Fish and fisheries**, v. 4, n.1, p. 25-64, 2003. <https://doi.org/10.1046/j.1467-2979.2003.00105.x>

Edgar, G. J., Stuart-Smith, R. D., Thomson, R. J., & Freeman, D. J. Consistent multi-level trophic effects of marine reserve protection across northern New Zealand. **PLoS One**, v. 12, n. 5, p. e0177216, 2017. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177216>

Edgar, G. J., Stuart-Smith, R. D., Willis, T. J., Kininmonth, S., Baker, S. C., Banks, S., ... & Thomson, R. J. Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. **Nature**, v. 506, n. 7487, p. 216-220, 2014. <https://doi.org/10.1038/nature13022>

Eklöv, P., & Diehl, S. Piscivore efficiency and refuging prey: the importance of predator search mode. **Oecologia**, v. 98, p. 344-353, 1994. <https://doi.org/10.1007/BF00324223> PMID: 28313911

Freitas, M. O., Previero, M., Leite, J. R., Francini-Filho, R. B., Mente-Vera, C. V., & Moura, R. L. Age, growth, reproduction and management of Southwestern Atlantic's largest and endangered herbivorous reef fish, *Scarus trispinosus* Valenciennes, 1840. **PeerJ**, v. 7, p. e7459, 2019. <https://doi.org/10.7717/peerj.7459>

Ferreira, C. E. L., Floeter, S. R., Gasparini, J. L., Ferreira, B. P., & Joyeux, J. C. Trophic structure

patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 7, p. 1093-1106, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2004.01044.x>

Ferreira, C. E. L., Gonçalves, J. E. A., Coutinho, R., & Peret, A. C. 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**, v. 229, n. 2, p. 241-264, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(98\)00056-2](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(98)00056-2)

Ferreira, C. E., Gonçalves, J. E., & Coutinho, R. Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. **Environmental biology of fishes**, v. 61, n. 4, p. 353-369, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1011609617330>

Ferreira, C. M., Coni, E. O. C., Medeiros, D. V., Sampaio, C. L., Reis-Filho, J. A., Barros, F., ... & Nunes, J. D. A. C. D. C. Community structure of shallow rocky shore fish in a tropical bay of the southwestern Atlantic. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 63, p. 379-396, 2015. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592015074706304>

Floeter, S. R., Guimarães, R. Z., Rocha, L. A., Ferreira, C. E. L., Rangel, C. A., & Gasparini, J. L. Geographic variation in reef-fish assemblages along the Brazilian coast. **Global Ecology and Biogeography**, v. 10, n. 4, p. 423-431, 2001. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2001.00245.x>

Floeter, S. R., Krohling, W., Gasparini, J. L., Ferreira, C. E., & Zalmon, I. R. Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. **Environmental Biology of Fishes**, v. 78, n. 2, p. 147-160, 2007. <https://doi.org/10.1007/s10641-006-9084-6>

Floeter, S. R.; Halpern, Benjamin S.; FERREIRA, C. E. L. Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. **Biological Conservation**, v. 128, n. 3, p. 391-402, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.005>

Fonseca, M. S., Araújo, F. G., Teixeira-Neves, T. P., Corrêa, C., Pereira-Filho, G. H., & Neves, L. M. Drivers of distribution of the parrotfish *Sparisoma frondosum* (agassiz, 1831) in Southwest Atlantic rocky reefs: Insights for management and conservation. **Ocean & Coastal Management**, v. 209, p. 105642, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105642>

Francini-Filho, R. B., & Moura, R. L. D. Evidence for spillover of reef fishes from a no-take marine reserve: An evaluation using the before-after control-impact (BACI) approach. **Fisheries Research**, v. 93, n. 3, p. 346-356, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2008.06.011>

Francini-Filho, R. B., Ferreira, C. M., Coni, E. O. C., De Moura, R. L., & Kaufman, L. Foraging activity of roving herbivorous reef fish (Acanthuridae and Scaridae) in eastern Brazil: influence of resource availability and interference competition. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 3, p. 481-492, 2010. <https://doi.org/10.1017/S0025315409991147>

Freire, K. M., Pauly, D. Fishing down Brazilian marine food webs, with emphasis on the east Brazil large marine ecosystem. **Fisheries Research**, v. 105, n. 1, p. 57-62, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.02.008>

García-Charton, J.A.; Pérez Ruzafa, A. Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. **Marine Biology**, v. 138, p. 917– 934. 2001. <https://doi.org/10.1007/s002270000524>

García-Charton, J. A., Pérez-Ruzafa, A., Sánchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J. T., Reñones, O., & Moreno, D. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine

- reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. **Marine Biology**, v. 144, n. 1, p. 161-182, 2004. <https://doi.org/10.1007/s00227-003-1170-0>
- Gaines, S. D., White, C., Carr, M. H., & Palumbi, S. R. Designing marine reserve networks for both conservation and fisheries management. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 43, p. 18286-18293, 2010. <https://doi.org/10.1073/pnas.0906473107>
- Gibran, F. Z. Activity, habitat use, feeding behavior, and diet of four sympatric species of Serranidae (Actinopterygii: Perciformes) in southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 5, n. 3, p. 387-398, 2007. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000300018>
- Gibran, F. Z., & Moura, R. L. D. The structure of rocky reef fish assemblages across a nearshore to coastal islands' gradient in Southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 2, p. 369-382, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012005000013>
- Giglio, Vinicius J.; Luiz, Osmar J.; Ferreira, Carlos EL. Ecological impacts and management strategies for recreational diving: A review. **Journal of environmental management**, v. 256, p. 109949, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109949>
- Guidetti, P., Terlizzi, A., Frascetti, S., & Boero, F. Spatio-temporal variability in fish assemblages associated with coralligenous formations in south eastern Apulia (SE Italy). **Italian Journal of Zoology**, v. 69, n. 4, p. 325-331, 2002. <https://doi.org/10.1080/11250000209356477>
- Guidetti, P.; Boero, F. Desertification of Mediterranean rocky reefs caused by datemussel, *Lithophaga lithophaga* (Mollusca: Bivalvia), fishery: effects on adult and juvenile abundance of a temperate fish. **Marine Pollution Bulletin**, v. 48, p. 978-982. 2004. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.12.006>
- Graham, N. A., Bellwood, D. R., Cinner, J. E., Hughes, T. P., Norström, A. V., & Nyström, M. Managing resilience to reverse phase shifts in coral reefs. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 11, n. 10, p. 541-548, 2013. <https://doi.org/10.1890/120305>
- Graham, N. A., Jennings, S., MacNeil, M. A., Mouillot, D., & Wilson, S. K. Predicting climate-driven regime shifts versus rebound potential in coral reefs. **Nature**, v. 518, n. 7537, p. 94-97, 2015. <https://doi.org/10.1038/nature14140>
- Graham, N. A., Wilson, S. K., Jennings, S., Polunin, N. V., Bijoux, J. P., & Robinson, J. Dynamic fragility of oceanic coral reef ecosystems. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 22, p. 8425-8429, 2006. <https://doi.org/10.1073/pnas.0600693103>
- Gratwicke, B., & Speight, M. R. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. **Journal of fish biology**, v. 66, n. 3, p. 650-667, 2005. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2005.00629.x>
- Hauzy, C., Tully, T., Spataro, T., Paul, G., & Arditi, R. Spatial heterogeneity and functional response: an experiment in microcosms with varying obstacle densities. **Oecologia**, v. 163, p. 625-636, 2010. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1585-5> PMID: 20213153
- Halpern, B. S. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? **Ecological applications**, v. 13, n. sp1, p. 117-137, 2003. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0117:TIOMRD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0117:TIOMRD]2.0.CO;2)
- Halpern, B. S., & Warner, R. R. Marine reserves have rapid and lasting effects. **Ecology letters**, v. 5, n. 3, p. 361-366, 2002. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00326.x>

Halpern, B. S., Lester, S. E., & Kellner, J. B. Spillover from marine reserves and the replenishment of fished stocks. **Environmental Conservation**, v. 36, n. 4, p. 268-276, 2009. <https://doi.org/10.1017/S0376892910000032>

Halpern, B. S., Longo, C., Hardy, D., McLeod, K. L., Samhouri, J. F., Katona, S. K., ... & Zeller, D. An index to assess the health and benefits of the global ocean. **Nature**, v. 488, n. 7413, p. 615-620, 2012. <https://doi.org/10.1038/nature11397>

Hughes, T. P., Rodrigues, M. J., Bellwood, D. R., Ceccarelli, D., Hoegh-Guldberg, O., McCook, L., ... & Willis, B. Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change. **Current biology**, v. 17, n. 4, p. 360-365, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2006.12.049>

ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Um ano de monitoramento das atividades humanas em áreas da Estação Ecológica de Tamoios: a baía de Ilha Grande suporta uma unidade de conservação de proteção integral? **Relatório anal.** Paraty, 2009.

ICMBio. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. In: Instituto Chico Mendes de Proteção a Natureza [Internet]. 17 de junho de 2023 [citado em 20 de julho de 2023]. Disponível: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/ecossistemas-costeiros-e-marinhas/unidades-de-conservacao-costeiras-e-marinhas>

Ignacio, B. L., Julio, L. M., Junqueira, A. O., & Ferreira-Silva, M. A. Bioinvasion in a Brazilian bay: filling gaps in the knowledge of southwestern Atlantic biota. **PLoS One**, v. 5, n. 9, p. e13065, 2010. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013065>

Johnsson, R. M. F., & Ikemoto, S. M. Diagnóstico do setor costeiro da Baía da Ilha Grande: Subsídios à elaboração do zoneamento ecológico-econômico costeiro. **Rio de Janeiro: Instituto Estadual do Ambiente**, 2015.

Langlois, T. J., Harvey, E. S., Meeuwig, J. J. Strong direct and inconsistent indirect effects of fishing found using stereo-video: Testing indicators from fisheries closures. **Ecological Indicators**, v. 23, p. 524-534, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.030>

Lecchini, D., Adjerdoud, M., Pratchett, M. S., Cadoret, L., & Galzin, R. Spatial structure of coral reef fish communities in the Ryukyu Islands, southern Japan. **Oceanologica acta**, v. 26, n. 5-6, p. 537-547, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0399-1784\(03\)00048-3](https://doi.org/10.1016/S0399-1784(03)00048-3)

Ledlie, M. H., Graham, N. A. J., Bythell, J. C., Wilson, S. K., Jennings, S., Polunin, N. V., & Hardcastle, J. Phase shifts and the role of herbivory in the resilience of coral reefs. **Coral Reefs**, v. 26, n. 3, p. 641-653, 2007. <https://doi.org/10.1007/s00338-007-0230-1>

Lester, S. E., Halpern, B. S., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B. I., Gaines, S. D., ... & Warner, R. R. Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. **Marine Ecology Progress Series**, v. 384, p. 33-46, 2009. <https://doi.org/10.3354/meps08029>

Lomolino, M. V. Ecology's most general, yet protean pattern: the species-area relationship. **Journal of Biogeography**, p. 17-26, 2000. <https://www.jstor.org/stable/2655979>

Lotze, H. K., Lenihan, H. S., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R. G., Kay, M. C., ... & Jackson, J. B. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. **Science**, v. 312, n. 5781, p. 1806-1809, 2006. <https://doi.org/10.1126/science.1128035>

Krajewski, J. P., & Floeter, S. R. Reef fish community structure of the Fernando de Noronha Archipelago (Equatorial Western Atlantic): the influence of exposure and benthic

- composition. **Environmental Biology of Fishes**, v. 92, n. 1, p. 25-40, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10641-011-9813-3>
- Malcolm, H. A., Jordan, A., Smith, S. D. Biogeographical and cross-shelf patterns of reef fish assemblages in a transition zone. **Marine Biodiversity**, v. 40, n. 3, p. 181-193, 2010. <https://doi.org/10.1007/s12526-010-0042-3>
- Malcolm, H. A., & Ferrari, R. Strong fish assemblage patterns persist over sixteen years in a warming marine park, even with tropical shifts. **Biological conservation**, v. 232, p. 152-163, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.02.005>
- Martín-García, L., Sangil, C., Brito, A., & Barquín-Diez, J. Identification of conservation gaps and redesign of island marine protected areas. **Biodiversity and conservation**, v. 24, n. 3, p. 511-529, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0833-0>
- Micheli, F., Mumby, P. J., Brumbaugh, D. R., Broad, K., Dahlgren, C. P., Harborne, A. R., ... & Sanchirico, J. N. High vulnerability of ecosystem function and services to diversity loss in Caribbean coral reefs. **Biological Conservation**, v. 171, p. 186-194, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.029>
- Ministério do Meio Ambiente - MMA. Biodiversidade Brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade Brasileira. Fundação Bio-RIO, SECTAM, IDEMA, SNE, Brasília, 2002.
- Mouillot, D., Graham, N. A., Villéger, S., Mason, N. W., & Bellwood, D. R. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in ecology & evolution**, v. 28, n. 3, p. 167-177, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>
- Mora, C., Aburto-Oropeza, O., Ayala Bocos, A., Ayotte, P. M., Banks, S., Bauman, A. G., ... & Zapata, F. A. Global human footprint on the linkage between biodiversity and ecosystem functioning in reef fishes. **PLoS biology**, v. 9, n. 4, p. e1000606, 2011. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000606>
- Mumby, P. J., Steneck, R. S., Edwards, A. J., Ferrari, R., Coleman, R., Harborne, A. R., & Gibson, J. P. Fishing down a Caribbean food web relaxes trophic cascades. **Marine Ecology Progress Series**, v. 445, p. 13-24, 2012. <https://doi.org/10.3354/meps09450>
- Mumby, P. J., Dahlgren, C. P., Harborne, A. R., Kappel, C. V., Micheli, F., Brumbaugh, D. R., ... & Gill, A. B. Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. **science**, v. 311, n. 5757, p. 98-101, 2006. <https://doi.org/10.1126/ciência.1121129>
- Munday, P. L. Does habitat availability determine geographical-scale abundances of coral-dwelling fishes? **Coral Reefs**, v. 21, n. 1, p. 105-116, 2002. <https://doi.org/10.1007/s00338-001-0200-y>
- Neves, L. M., Teixeira-Neves, T. P., Pereira-Filho, G. H., & Araujo, F. G. The farther the better: effects of multiple environmental variables on reef fish assemblages along a distance gradient from river influences. **PloS one**, v. 11, n. 12, p. e0166679, 2016. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0166679>
- Nogueira CR, Bonecker ACT, Bonecker SLC, Santos CC. Studies of zooplankton near the Nuclear Power Plant—Angra I. Preoperational conditions (RJ- Brazil). In Magoon O, editor. Coastal Zone '91—Beach, Vol. 4. American Society of Civil Engineering, New York; 1991. pp. 3221–3233, 1991.

Padovani-Ferreira, B., Rocha, L.A., Ferreira, C.E., Francini-Filho, R., Moura, R., Gaspar, A.L., Feitosa, C., Choat, J.H., Myers, R. & Russell, B. 2012. *Sparisoma frondosum*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012: e.T190724A17784768. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T190724A17784768>. Acesso em: 18 fev. 2022.

Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., & Torres Jr, F. Fishing down marine food webs. **Science**, v. 279, n. 5352, p. 860-863, 1998. <https://doi.org/10.1126/science.279.5352.860>

Pratchett, M. S., Hoey, A. S., Wilson, S. K., Messmer, V., & Graham, N. A. Changes in biodiversity and functioning of reef fish assemblages following coral bleaching and coral loss. **Diversity**, v. 3, n. 3, p. 424-452, 2011. <https://doi.org/10.3390/d3030424>

Pinheiro, H. T., Martins, A. S., & Joyeux, J. C. The importance of small-scale environment factors to community structure patterns of tropical rocky reef fish. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 93, n. 5, p. 1175-1185, 2013. <https://doi.org/10.1017/S0025315412001749>

R Core Team. R Language for Statistical Computing. In: R: A language and environment for statistical computing [Internet]. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2021 [cited 8 nov 2021]. Available: <https://www.R-project.org/>

Reynolds, J. D., Dulvy, N. K., Goodwin, N. B., & Hutchings, J. A. Biology of extinction risk in marine fishes. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 272, n. 1579, p. 2337-2344, 2005. <https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3281>

Ribeiro, F. P. A pesca de peixes demersais com armadilhas no nordeste do Brasil. In: Ferreira, B. P., & Maida, M. (Eds). **Monitoramento dos recifes de coral do Brasil**. Brasília, DF: MMA, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, p.71-72. 2006. SBN: 8587166867

Rice, K. R. Vulnerability of parrotfish functional diversity and coral reef health in transitioning island socio-ecosystems. **PeerJ Preprints**, v. 4, p. e2657v1, 2016. <https://doi.org/10.7287/peerj.preprints.2657v1>

Roberts, C. M., Ormond, R. F. Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. **Marine Ecology Progress Series**, p. 1-8, 1987. <https://www.jstor.org/stable/24827453>

Rolim, F. A., Langlois, T., Rodrigues, P. F., Bond, T., Motta, F. S., Neves, L. M., & Gadig, O. B. Network of small no-take marine reserves reveals greater abundance and body size of fisheries target species. **PLoS One**, v. 14, n. 1, p. e0204970, 2019. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204970>

Rolim, F. A., Rodrigues, P. F. C., Gadig, O. B. F. Peixes de recife rochoso: Estação Ecológica de Tupinambás. São Paulo: Anolis Books; 2017.

Roos, N. C., Pennino, M. G., Carvalho, A. R., & Longo, G. O. Drivers of abundance and biomass of Brazilian parrotfishes. **Marine Ecology Progress Series**, v. 623, p. 117-130, 2019. <https://doi.org/10.3354/meps13005>

Roos, N. C., Longo, G. O., Pennino, M. G., Francini-Filho, R. B., Carvalho, A. R. Protecting nursery areas without fisheries management is not enough to conserve the most endangered parrotfish of the Atlantic Ocean. **Scientific reports**, v. 10, n. 1, p. 1-10, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-76207-x>

- Sala, E., Lubchenco, J., Grorud-Colvert, K., Novelli, C., Roberts, C., & Sumaila, U. R. Assessing real progress towards effective ocean protection. **Marine Policy**, v. 91, p. 11-13, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.02.004>
- Sale, P. F. Maintenance of high diversity in coral reef fish communities. **The American Naturalist**, v. 111, n. 978, p. 337-359, 1977. <https://doi.org/10.1086/283164>
- SNUC (2000) Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Brasília. Lei 9.985/00. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm. Acessado em 18 de fevereiro de 2022.
- Schultz A. L., Malcolm H. A., Bucher D. J., Linklater M., Smith S. D. A. Depth and medium-scale spatial processes influence fish assemblage structure of unconsolidated habitats in a subtropical marine park. **PloS one**, v. 9, n. 5, p. e96798, 2014. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096798>
- Stuart-Smith, R. D., Barrett, N. S., Stevenson, D. G., & Edgar, G. J. Stability in temperate reef communities over a decadal time scale despite concurrent ocean warming. **Global Change Biology**, v. 16, n. 1, p. 122-134, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01955.x>
- Teixeira-Neves, T. P., Neves, L. M., & Araújo, F. G. Hierarchizing biological, physical and anthropogenic factors influencing the structure of fish assemblages along tropical rocky shores in Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 98, n. 6, p. 1645-1657, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10641-015-0390-8>
- Van Nguyen, L., Kim Phan, H. Distribution and factors influencing on structure of reef fish communities in Nha Trang Bay Marine Protected Area, South-Central Vietnam. **Environmental Biology of Fishes**, v. 82, n. 3, p. 309-324, 2007. <https://doi.org/10.1007/s10641-007-9293-7>
- Westneat, M. W., Alfaro, M. E. Phylogenetic relationships and evolutionary history of the reef fish family Labridae. **Molecular phylogenetics and evolution**, v. 36, n. 2, p. 370-390, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2005.02.001>
- Willis, T. J., Millar, R. B., Babcock, R. C., & Tolimieri, N. Burdens of evidence and the benefits of marine reserves: putting Descartes before des horse? **Environmental conservation**, v. 30, n. 2, p. 97-103, 2003. <https://doi.org/10.1017/S0376892903000092>