

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA PARA SUSTENTABILIDADE
CAMPUS SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS
RENOVÁVEIS

Amanda Aparecida Carminatto

**PADRÕES E PROCESSOS ESPAÇO-TEMPORAIS DA DIVERSIDADE
TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE PEIXES DE RECIFES ROCHOSOS DE DUAS
ILHAS COSTEIRAS EM ÁREA MARINHA PROTEGIDA, SUDESTE DO BRASIL**

Sorocaba, SP

2024

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA PARA SUSTENTABILIDADE
CAMPUS SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS
RENOVÁVEIS

Amanda Aparecida Carminatto

**PADRÕES E PROCESSOS ESPAÇO-TEMPORAIS DA DIVERSIDADE
TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE PEIXES DE RECIFES ROCHOSOS DE DUAS
ILHAS COSTEIRAS EM ÁREA MARINHA PROTEGIDA, SUDESTE DO BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis para obtenção do título de Doutor em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.

Orientação: Prof. Dr. Miguel Petre Junior
Coorientador: Prof. Dr. Matheus M. Rotundo
Coorientador: Prof. Dr. Davi Butturi-Gomes

Financiamento: CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior).

Sorocaba, SP

2024

Carminatto, Amanda Aparecida

Padrões e processos espaço-temporais da diversidade taxonômica e funcional de peixes de recifes rochosos de duas ilhas costeiras em área marinha protegida, sudeste do Brasil / Amanda Aparecida Carminatto -- 2024. 233f.

Tese de Doutorado - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba

Orientador (a): Miguel Petrere Junior

Banca Examinadora: Maurício Cetra, Welber Senteio Smith, Lucas Nunes Teixeira, Welber Senteio Smith, Yzel Rondon Suárez

Bibliografia

1. Peixes recifais. 2. Áreas Marinhas Protegidas. 3. Diversidade morfoadaptativa. I. Carminatto, Amanda Aparecida. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano - CRB/8 6979



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências e Tecnologias Para a Sustentabilidade
Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado da candidata Amanda Aparecida Carminatto, realizada em 15/03/2024.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Miguel Petrere Junior (UFPA)

Prof. Dr. Mauricio Cetra (UFSCar)

Prof. Dr. Yzel Rondon Suárez (UEMS)

Prof. Dr. Welber Senteio Smith (UNIP)

Prof. Dr. Lucas Nunes Teixeira (UFF)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.

DEDICATÓRIA

*Dedico esta tese a todas as mentes curiosas e perseverantes que buscam
incessantemente o conhecimento.*

AGRADECIMENTO

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

À Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) pelo importante suporte intelectual fornecido durante a realização deste estudo. Em especial aos coordenadores (Prof^a Dr^a Franciane Andrade de Pádua e Prof. Dr. Fabio Minoru Yamaji), secretaria (Luciane Missae Kawamura) e todos os professores e alunos do Programa de Pós-graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis (PPGPUR).

Ao meu orientador, Prof.^o Dr. Miguel Petrere Junior, por todo conhecimento compartilhado e pelos valorosos conselhos. Por estar sempre presente e priorizando seus alunos em todas as ocasiões. Pelas aulas e ensinamentos estatísticos, pelo incansável apoio intelectual, pelo seu profissionalismo, dedicação a ciência e o legado em minha vida. Por esclarecer com paciência todas as dificuldades que foram surgindo ao longo do caminho. Levarei comigo não apenas o conhecimento adquirido, mas também a admiração por sua dedicação à excelência acadêmica.

Ao meu coorientador, Prof.^o Dr. Matheus Marcos Rotundo, por idealizar o tema desta tese, por trabalhar até tarde inúmeras vezes e por fazer acontecer este doutorado. Agradeço, não apenas pelo conhecimento compartilhado, mas também pelas conversas, conselho, confiança, parceria e amizade. A quem dedico minha admiração, respeito e meu muito obrigada!

Ao meu segundo coorientador, Prof.^o Dr. Davi Butturi-Gomes, por todo conhecimento compartilhado em estatística e contribuições no trabalho.

Aos colegas Paulo Emilio Costa Santos e Rodrigo de Oliveira Campos e ao Prof. Dr. Lucas Nunes Teixeira pelas contribuições estatísticas.

Aos amigos e colegas do Acervo Zoológico da Universidade Santa Cecília (AZUSC): Bruna Cabral Carneiro Batista, Thiago Dal Negro, Maria Gabriella Pimenta, Maria Eduarda El Chemorr, Guilherme Martins Sales de Oliveira, Daniela Maria Rotundo de Andrade e Luiza Meyer Rocha que me auxiliaram nas atividades laboratoriais, especialmente nos momentos dedicados à busca de peixes na coleção científica.

Aos meus pais, Sebastião e Vanda, as minhas irmãs Maiara, Rafaela e Júlia, meus sobrinhos Pietro e Maria, a minha avó Joana e todos os meus familiares, que sempre me apoiaram, me incentivaram e torceram para o meu sucesso!

Ao André Escudeiro do Nascimento, meu amigo, parceiro de campo e excelente piloto de ROV. Sem você essa pesquisa não teria acontecido. Muito obrigada, magrelo!!!

À minha companheira e amiga, Giovana Ciongoli, que sempre esteve ao meu lado todos esses anos, acreditando, apoiando e torcendo sempre para o meu sucesso e felicidade... A quem dedico minha admiração, respeito e meu muito obrigada! Eterna gratidão!!!

Agradeço profundamente à minha companheira, parceira e amiga, Paula Martins Escudeiro, por seu apoio e amor ao longo desta jornada de pesquisa. Sua presença constante, incentivo, dedicação, persistência e organização foram fundamentais para superar os desafios e alcançar mais este marco em minha trajetória profissional. Agradeço por ser a inspiração que impulsionou cada passo deste percurso. Obrigado por ser fonte inesgotável de apoio, por acreditar em mim e por compartilhar a alegria de mais um momento.

Agradeço à Deus, por me permitir viver tudo isso!!!

RESUMO GERAL

No Brasil, a maioria dos estudos tende a se concentrar nas comunidades de peixes durante o dia e em estações específicas. Contudo, essa abordagem negligencia variações temporais, como o ciclo sazonal e diuturno. Considerar essas variações é essencial para compreender a dinâmica e adaptação dos peixes recifais, especialmente em Áreas Marinhas Protegidas (AMPs). As condições ambientais e as interações ecológicas têm o potencial de moldar os padrões de distribuição das espécies. Os atributos ecomorfológicos são frequentemente empregados para avaliar a diversidade funcional de peixes e estudos nessa área partem do pressuposto de que a variação morfológica leva a diferenças funcionais e de desempenho que resultam em diferenças de uso de recursos. Diante da importância de avaliar de forma integrada a estrutura das comunidades de peixes de recifes rochosos em AMPs expostas às variações sazonais e diurnas, esta tese teve como objetivo explorar em escala espacial e temporal as variações das comunidades de peixes considerando diferentes aspectos da diversidade taxonômica e funcional. Mais especificamente, o estudo buscou (i) caracterizar a composição e a similaridade da ictiofauna dos recifes rochosos do Parque Estadual Ilha Anchieta (PEIA) e Ilha do Mar Virado (IMV), no litoral norte de SP, em função da variação sazonal, diurna temperatura e profundidade; (ii) entender os padrões e processos espaço-temporais da riqueza e abundância de peixes destas ilhas ao longo de gradientes ambientais, avaliar se o padrão de distribuição de abundância permanece o mesmo considerando as espécies formadoras e não formadoras de cardumes e avaliar o efeito do polígono de restrição à pesca para as espécies alvo de conservação e alvo de pesca; (iii) e caracterizar a ocupação da ictiofauna recifal nos diferentes microhabitats do recife rochoso e investigar se os atributos ecomorfológicos explicam a esta ocupação. O estudo foi realizado em duas ilhas costeiras no sudeste do Brasil através de imagens geradas por um ROV, durante o ciclo sazonal de 2022 e amostragens durante o dia e a noite. Foram visualizados 16.661 indivíduos pertencentes a 81 espécies, 2 classes, 21 ordens e 38 famílias. Encontramos diferenças significativas na composição e abundância de espécies entre ilhas, estações climáticas, períodos diurnos e a profundidade. Ressaltamos a importância de pesquisas noturnas, considerando a influência da luz artificial no comportamento dos peixes. Os fatores significativos que explicam a abundância numérica total e a abundância das espécies formadoras e não formadoras de cardume foram as ilhas, o período diuturno, a estação climática, a profundidade, a temperatura e a interação entre ilhas e profundidade, porém com a adição de interação entre fatores particulares em cada comportamento. Os fatores significativos que explicam a riqueza foram o período diuturno, a interação entre as ilhas e o período diuturno e os parâmetros do modelo de Michaelis-Menten. A composição e proporção de ocorrência de espécies alvo de pesca são influenciadas pelo fator ilha, enquanto as espécies alvo de conservação ocorrem aleatoriamente, independente dela. A diversidade morfoadaptativa explicou aproximadamente 35% da variação na abundância das espécies nos microhabitats. Os resultados ressaltam a importância da diversidade de habitats na geração de adaptações morfológicas e funcionais distintas nos peixes recifais. Além disso, indicam que os recifes rochosos em AMPs oferecem oportunidades para a diversificação ecomorfológica, influenciando a dinâmica e a composição das comunidades de peixes. Este estudo fornece *insights* valiosos sobre a dinâmica das comunidades de peixes recifais, destacando a importância de fatores ambientais e antropogênicos na sua estrutura e composição. Essas descobertas podem orientar estratégias de conservação e manejo para preservar a biodiversidade marinha em áreas protegidas.

Palavras-chave: Variação sazonal. Variação diuturna. Espécies alvo de conservação. Espécies alvo de pesca. Espécies formadoras de cardume. Diversidade morfoadaptativa. Veículo Operado Remotamente.

ABSTRACT

In Brazil, most studies tend to focus on fish communities during the day and specific seasons. However, this approach overlooks temporal variations, such as the seasonal and diurnal cycles. Considering these variations is essential to understand the dynamics and adaptation of reef fish, especially in Marine Protected Areas (MPAs). Environmental conditions and ecological interactions have the potential to shape species distribution patterns. Ecomorphological attributes are often employed to assess the functional diversity of fish, with studies in this area if morphological variation leads to functional and performance differences resulting in resource usage disparities. Given the importance of comprehensively assessing the structure of rocky reef fish communities in MPAs exposed to seasonal and diurnal variations, this thesis aimed to explore spatial and temporal variations in fish communities, considering different aspects of taxonomic and functional diversity. Specifically, the study sought to (i) characterize the composition and similarity of fish fauna in the rocky reefs of Ilha Anchieta State Park (PEIA) and Ilha do Mar Virado (IMV) on the northern coast of SP, based on seasonal, diurnal, temperature, and depth variations; (ii) understand the spatial-temporal patterns and processes of fish richness and abundance on these islands across environmental gradients, assess whether the abundance distribution pattern remains the same for schooling and non-schooling species, and evaluate the effect of fishing restriction polygons for conservation and target species; (iii) characterize the reef fish occupation in different microhabitats of rocky reefs and investigate whether ecomorphological attributes explain this occupation. The study was conducted on two coastal islands in southeastern Brazil using images generated by a remotely operated vehicle (ROV) during the seasonal cycle of 2022 and samplings during day and night. A total of 16,661 individuals belonging to 81 species, 2 classes, 21 orders, and 38 families were observed. Significant differences in species composition and abundance were found among islands, climatic seasons, diurnal periods, and depth levels. The study emphasizes the importance of nocturnal research, considering the influence of artificial light on fish behavior. Significant factors explaining total numerical abundance and abundance of schooling and non-schooling species included islands, diurnal period, climatic season, depth, temperature, and the interaction between islands and depth, with the addition of interaction between specific factors in each behavior. Factors significant for explaining richness were the diurnal period, interaction between islands, and the diurnal period and Michaelis-Menten model parameters. The composition and occurrence proportion of target fishing species were influenced by the island factor, while conservation target species occurred randomly, regardless of the island. Ecomorphological attributes explained approximately 35% of the variation in species abundance in microhabitats. The results highlight the importance of habitat diversity in generating distinct morphological and functional adaptations in reef fish. Additionally, they indicate that rocky reefs in MPAs offer opportunities for ecomorphological diversification, influencing the dynamics and composition of fish communities. This study provides valuable insights into the dynamics of reef fish communities, emphasizing the significance of environmental and anthropogenic factors in their structure and composition. These findings can guide conservation and management strategies to preserve marine biodiversity in protected areas.

Keywords: Seasonal variation. Diurnal variation. Conservation target species. Fishing target species. Schooling species. Morphoadaptive diversity. Remotely Operated Vehicle.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CAPÍTULO 1

Figura 1. Áreas de estudo localizadas em Ubatuba, litoral norte de São Paulo - Brasil: Ilha do Mar Virado e Parque Estadual Ilha Anchieta. Os pontos amarelos denotam os locais amostrados em cada ilha.....	46
Figura 2. ROV (Remotely Operated Vehicle) utilizado no censo visual da ictiofauna. Fonte: autor.....	47
Figura 3. Modelo esquemático da operacionalização com o ROV. Fonte: autor.....	47
Figura 4. Delineamento amostral do estudo em campo. Fonte: autor.....	48
Figura 5. Número de famílias listadas nos dois locais de estudo, no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.....	52
Figura 6. Número de espécies por famílias listadas nos dois locais de estudo, no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.....	53
Figura 7. Número de indivíduos das 12 espécies mais abundantes listadas nos dois locais de estudo, no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.....	53
Figura 8. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas no Parque Estadual Ilha Anchieta, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.....	59
Figura 9. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas na Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.	60
Figura 10. Abundância numérica das seis espécies mais representativas e comuns visualizadas no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.	60
Figura 11. Abundância numérica das 20 espécies exclusivas do Parque Estadual Ilha Anchieta, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.	61
Figura 12. Abundância numérica das 12 espécies exclusivas da Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.	61
Figura 13. Riqueza compartilhada, total e exclusiva (expressa em números por numerais menores) em cada ilha. Fonte: autor.	62
Figura 14. Curvas de rarefação e extrapolação da riqueza com intervalos de confiança de 95% utilizando a abundância numérica para o Parque Estadual Ilha Anchieta (PEIA) e Ilha do Mar Virado (IMV). Fonte: autor.	62
Figura 15. Resultado com intervalo de confiança de 95% para o estimador Chao 1 para o Parque Estadual Ilha Anchieta, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.	63
Figura 16. Resultado com intervalo de confiança de 95% para o estimador Chao 1 para a Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.	63
Figura 17. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas durante o verão no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.....	64
Figura 18. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas durante o inverno no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.....	65
Figura 19. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas durante a primavera no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.....	66
Figura 20. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas durante o outono no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.....	66

Figura 21. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas nas estações climáticas inverno, primavera, verão e outono no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.	67
Figura 22. Abundância numérica das 18 espécies exclusivas visualizadas durante o verão no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.....	68
Figura 23. Abundância numérica das seis espécies exclusivas visualizadas durante a primavera no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.	68
Figura 24. Abundância numérica das quatro espécies exclusivas visualizadas durante o inverno no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.	69
Figura 25. Abundância numérica das três espécies exclusivas visualizadas durante o outono no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.....	69
Figura 26. Riqueza compartilhada, total e exclusiva em cada estação climática. Fonte: autor.	70
Figura 27. Curvas de rarefação e extrapolação da riqueza com intervalo de confiança de 95% utilizando a abundância numérica para o inverno (INV), outono (OUT), primavera (PRI) e verão (VER). Fonte: autor.	71
Figura 28. Resultado com intervalo de confiança de 95% para o estimador Chao 1 para o verão. Fonte: autor.	71
Figura 29. Resultado com intervalo de confiança de 95% para o estimador Chao 1 para o inverno. Fonte: autor.	72
Figura 30. Resultado com intervalo de confiança de 95% para o estimador Chao 1 para a primavera. Fonte: autor.	72
Figura 31. Resultado com intervalo de confiança de 95% para o estimador Chao 1 para o outono. Fonte: autor.	73
Figura 32. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas durante o período diurno no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.	74
Figura 33. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas durante o período noturno no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.	75
Figura 34. Abundância numérica das seis espécies mais representativas visualizadas nos períodos diurno e noturno no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.	75
Figura 35. Abundância numérica das 22 espécies exclusivas visualizadas durante o dia no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.....	76
Figura 36. Abundância numérica das 22 espécies exclusivas visualizadas durante a noite no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.....	76
Figura 37. Riqueza compartilhada, total e exclusiva em cada período diuturno. Fonte: autor.	77
Figura 38. Curvas de rarefação e extrapolação da riqueza com intervalo de confiança de 95% utilizando a abundância numérica para o (DIA) e a noite (NOI). Fonte: autor.....	77
Figura 39. Resultado com intervalo de confiança de 95% para o estimador Chao 1 para o período diurno. Fonte: autor.....	78
Figura 40. Resultado com intervalo de confiança de 95% para o estimador Chao 1 para o período noturno. Fonte: autor.....	78
Figura 41. Biplot da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da ordenação dos dados de composição e abundância de espécies padronizados com o método de Hellinger e matriz de	

distância de Bray-Curtis entre as ilhas: PEIA (Parque Estadual Ilha Anchieta) e IMV (Ilha do Mar Virado). Fonte: autor. Fonte: autor.	79
Figura 42. Biplot da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da ordenação dos dados de composição e abundância de espécies padronizados com o método de Hellinger e matriz de distância de Bray-Curtis entre as estações climáticas: INV (inverno), OUT (outono), PRI (primavera) e VER (verão). Fonte: autor.	81
Figura 43. Biplot da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da ordenação dos dados de composição e abundância de espécies padronizados com o método de Hellinger e matriz de distância de Bray-Curtis entre o período diurno: DIA (Dia) e NOI (noite). Fonte: autor. Fonte: autor.	85

CAPÍTULO 2

Figura 44. Áreas de estudo localizadas em Ubatuba, litoral norte de São Paulo - Brasil: Ilha do Mar Virado e Parque Estadual Ilha Anchieta. Os pontos amarelos denotam os locais amostrados em cada ilha. Fonte: autor.	115
Figura 45. ROV (Remotely Operated Vehicle) utilizado no censo visual da ictiofauna. Fonte: autor.	116
Figura 46. Modelo esquemático da operacionalização com o ROV. Fonte: autor.	116
Figura 47. Delineamento amostral do estudo em campo. Fonte: autor.	117
Figura 48. Gráfico da abundância numérica para o período diurno: dia e noite. Letras diferentes equivalem a diferença estatística ($p < 0,05$). As barras equivalem ao erro padrão de predição baseado no modelo. Os pontos dentro do gráfico são os dados brutos (as abundâncias acima de 200 foram omitidos para não sobrecarregar a figura). Gráfico construído com base no cenário de temperatura: 25°C (mediana), profundidade: 5m (mediana), período diurno: dia, estação climática: inverno e localidade: Ilha do Mar Virado. Essa representação base é viável, uma vez que, ao alterar o cenário, o padrão das curvas permaneceria o mesmo, visto que não há interações entre os fatores. A única alteração seria na escala gráfica. Fonte: autor.	130
Figura 49. Gráfico da abundância numérica para a estação climática: primavera, verão, outono e inverno. Letras diferentes denotam a diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$). As barras equivalem ao erro padrão de predição baseado no modelo. Os pontos dentro do gráfico são os dados brutos (as abundâncias acima de 200 foram omitidos do gráfico). O gráfico foi construído com base no cenário em temperatura: 25°C (mediana), profundidade: 5m (mediana), período diurno: dia, estação climática: inverno e localidade: Ilha do Mar Virado. Essa representação base é viável, uma vez que, ao alterar o cenário, o padrão das curvas permaneceria o mesmo, visto que não há interações entre os fatores. A única alteração seria na escala gráfica. Fonte: autor.	131
Figura 50. Gráfico da abundância numérica para a temperatura. Os pontos dentro do gráfico são os dados brutos. O gráfico foi construído com base no cenário em temperatura: 25°C (mediana), profundidade: 5m (mediana), período diurna: dia, período climático: inverno e localidade: Ilha do Mar Virado. Essa representação base é viável, uma vez que, ao alterar o cenário, o padrão das curvas permaneceria o mesmo, visto que não há interações entre os fatores. A única alteração seria na escala gráfica. Fonte: autor.	132
Figura 51. Gráfico da interação entre ilhas e profundidade para a abundância numérica. A linha azul representa a Ilha do Mar Virado e a linha vermelha representa o Parque Estadual Ilha Anchieta. Os asteriscos são os dados brutos da Ilha do Mar Virado e os triângulos são os dados brutos do Parque Estadual Ilha Anchieta. O gráfico foi construído com base no cenário de temperatura: 25°C (mediana), período diurna: dia e período climático: inverno. Essa representação base é viável, uma vez que, ao alterar o cenário, o padrão das curvas permaneceria	

o mesmo, visto que não há interações entre os fatores. A única alteração seria na escala gráfica. Fonte: autor.	133
Figura 52. Porcentagem das espécies formadoras e não formadoras de cardume (QUIMBAYO et al., 2021). Fonte: autor.....	134
Figura 53. Gráfico da riqueza esperada com o modelo de Michaelis-Menten e a interação entre ilhas e período diuturno. A linha azul representa a Ilha do Mar Virado e a linha vermelha representa o Parque Estadual Ilha Anchieta. A linha tracejada representa o dia e a linha pontilhada representa a noite. Os quadrados são os dados brutos do dia e as bolinhas são os dados brutos da noite. Fonte: autor.	137
Figura 54. Porcentagem do status de conservação das espécies de acordo com a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2021). Fonte: autor.....	138
Figura 55. Porcentagem do status de conservação das espécies de acordo o Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Diversidade do Brasil – SALVE (ICMBIO, 2023). Fonte: autor.....	138
Figura 56. Porcentagem do status de conservação das espécies de acordo com o Decreto do Estado de São Paulo N° 63.853, de 27 de novembro de 2018 (SMA, 2018). Fonte: autor...	139
Figura 57. Porcentagem das espécies alvo e não alvo da pesca (ROTUNDO, 2020). Fonte: autor.....	140

CAPÍTULO 3

Figura 58. Áreas de estudo localizadas em Ubatuba, litoral norte de São Paulo - Brasil: ilha do Mar Virado e ilha Anchieta. Os pontos brancos denotam os locais amostrados em cada ilha. Fonte: autor.	171
Figura 59. ROV (Remotely Operated Vehicle) utilizado no censo visual da ictiofauna. Fonte: autor.....	172
Figura 60. Modelo esquemático da operacionalização com o ROV. Fonte: autor.....	172
Figura 61. Delineamento amostral do estudo em campo. Fonte: autor.....	173
Figura 62. Identificação dos sete microhabitats baseados na fisiografia do ambiente recifal e na posição do peixe na coluna d'água. Fonte: autor.....	175
Figura 63. Medidas morfométricas. AMC = Altura máxima do corpo LMC = Largura máxima do corpo, ALM = Altura da linha média, CPD = Comprimento padrão, CCÇ = Comprimento da cabeça, ACCÇ = Altura da cabeça, CMX = Comprimento da maxila, LBC = Largura da boca, CFO = Comprimento do focinho, APC = Altura do pedúnculo caudal, LPC = Largura do pedúnculo caudal, ANC = Altura nadadeira caudal, CNC = Comprimento nadadeira caudal, CNP = Comprimento da nadadeira peitoral, ANP = Altura da nadadeira peitoral, CNA = Comprimento da nadadeira anal, ANA = Altura da nadadeira anal, APv = Altura da nadadeira pélvica, CPv = Comprimento da nadadeira pélvica, AND = Altura da nadadeira dorsal, CND = Comprimento da nadadeira dorsal, AOL = Altura do olho, COL = Comprimento do olho. Fonte: autor.	176
Figura 64. Abundância numérica nos diferentes microhabitats do recife rochoso. Zona recifal rochosa (ZRR), zona de sedimento (ZS), zona de interface (ZI), zona sobre bancos de algas (ZBA), coluna d'água sobre a zona recifal rochosa (CDZRR), coluna d'água sobre a zona de sedimento (CDZS) e coluna d'água sobre a zona de interface (CDZI). Fonte: autor.	192
Figura 65. Riqueza nos diferentes microhabitats do recife rochoso. Zona recifal rochosa (ZRR), zona de sedimento (ZS), zona de interface (ZI), zona sobre bancos de algas (ZBA), coluna d'água sobre a zona recifal rochosa (CDZRR), coluna d'água sobre a zona de sedimento (CDZS) e coluna d'água sobre a zona de interface (CDZI). Fonte: autor.....	193

Figura 66. A: Abundância numérica das 10 espécies mais representativas e B: Abundância das sete espécies exclusivas visualizadas na coluna d'água sobre a zona recifal rochosa (CDZRR). Fonte: autor.	193
Figura 67. A: Abundância numérica das 10 espécies mais representativas e B: Abundância das seis espécies exclusivas visualizadas na zona recifal rochosa (ZRR). Fonte: autor.....	194
Figura 68. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas na coluna d'água sobre a zona de interface (CDZI). Fonte: autor.....	195
Figura 69. Abundância numérica das 11 espécies mais representativas visualizadas zona de interface (ZI). Fonte: autor.....	195
Figura 70. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas na zona sobre banco de algas (ZBA). Fonte: autor.....	196
Figura 71. A: Abundância numérica das 10 espécies mais representativas e B: Abundância das quatro espécies exclusivas visualizadas na zona de sedimento (ZS). Fonte: autor.....	197
Figura 72. A: Abundância numérica das 10 espécies mais representativas e B: Abundância das quatro espécies exclusivas visualizadas na coluna d'água sobre a zona de sedimento (CDZS). Fonte: autor.	197
Figura 73. Análise de Coordenadas Principais (PCoA) descrevendo a distribuição das espécies em relação à sua associação com os microhabitats. Coluna d'água sobre a zona de interface (CDZI), coluna d'água sobre a zona recifal rochosa (CDZRR), coluna d'água sobre a zona de sedimento (CDZS), zona sobre bancos de algas (ZBA), zona de interface (ZI), zona recifal rochosa (ZRR) e zona de sedimento (ZS). PERMANOVA: $F=8100,5$; $r^2=0,88$; $p=0,001$. Os nomes das espécies estão na Tabela 24. Fonte: autor.....	200
Figura 74. Análise de redundância (RDA) utilizando a composição de espécies nos microhabitats localizados nos recifes rochosos do Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba – SP e os atributos ecomorfológicos. Linhas pontilhadas em vermelho representam os atributos ecomorfológicos significativos ($p<0,05$): índice de compressão lateral (ICL), área relativa da nadadeira caudal (ANC), área relativa da nadadeira peitoral (APt), posicionamento da boca protátil inferior (PBoprotátil_inferior), posicionamento da boca inferior (PBoinferior), posicionamento da boca protátil superior (PBosuperior), posicionamento da boca terminal (PBterminal) e posicionamento da boca subterminal (PBosubterminal). Linhas pontilhadas em cinza representam os atributos não significativos ($p>0,05$) formato da boca aberta (FBo), tamanho do olho (TOl), altura relativa da nadadeira pélvica (APv), propulsão caudal (PROcaudal), propulsão peitoral (PROpeitoral), propulsão dorsal/anal (PROdorsal_anal), propulsão dorsal (PROdorsal), formato de corpo sagital torpediniforme (FCStorpediniforme), formato de corpo sagital alongado (FCSalongado), formato de corpo sagital: esférico (FCSesférico), formato de corpo sagital deprimido (FCSdeprimido) e formato de corpo sagital trapezoidal (FCSdtrapezoidal). Losangos representam os microhabitats; zona recifal rochosa (ZRR), zona de interface (ZI), coluna d'água sobre a zona recifal rochosa (CDZRR), coluna d'água sobre a zona de interface (CDZI), zona de sedimento (ZS), coluna d'água sobre a zona de sedimento (CDZS) e zona sobre bancos de algas (ZBA). Coeficiente de determinação (r^2 ajustado) = 0,1514; ANOVA: $F = 1,7667$; $p = 0,001$. Fonte: autor.	205

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Classes, ordens, famílias e espécies em ordem sistemática segundo Nelson et al. (2016). Código das espécies (COD), abundância numérica total (ABN total) e abundância numérica listadas nos dois locais de estudo: Parque Estadual Ilha Anchieta (PEIA) e na Ilha do Mar Virado (IMV), nas estações climáticas: inverno (INV), primavera (PRI), verão (VER) e outono (OUT) e nos períodos diurnos: dia (DIA) e noite (NOI).	54
Tabela 2. Descritores de diversidade registrados no Parque Estadual Ilha Anchieta e na Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. O resultado do teste de comparação entre os H' ($t=9,262$; $p<0,0001$).	64
Tabela 3. Índice de similaridade de Jaccard (%) calculado para a composição de espécies entre as estações climáticas.	67
Tabela 4. Descritores de diversidade das estações climáticas registrados no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. O resultado do teste de comparação par a par entre os H' outono e inverno ($t=-1,9517$; $p<0,0510$), outono e verão ($t=-6,4625$; $p<0,0001$), outono e primavera ($t=-3,3281$; $p=0,0008$), verão e primavera ($t=2,6235$; $p<0,0087$), verão e inverno ($t=4,8907$; $p<0,0001$), primavera e inverno ($t=1,6385$; $p=0,1013$).	73
Tabela 5. Descritores de diversidade do período diurno registrados no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. O resultado do teste de comparação entre os H' ($t=2,1476$; $p<0,0001$).	79
Tabela 6. Resultado da PERMANOVA utilizando os dados de composição e abundância de espécies padronizados com o método de Hellinger e matriz de distância de Bray-Curtis como variável resposta e as ilhas, a estação climática, o período diurno, a temperatura e a profundidade como fatores. GL: graus de liberdade. Valores significativos estão indicados em negrito.	80
Tabela 7. Resultado do BETADISPER utilizando os dados de composição e abundância de espécies padronizados com o método de Hellinger e matriz de distância de Bray-Curtis como variável resposta e as ilhas como fator. GL: graus de liberdade, Perm: número de permutações.	80
Tabela 8. Resultado do BETADISPER utilizando os dados de composição e abundância de espécies padronizados com o método de Hellinger e matriz de distância de Bray-Curtis como variável resposta e a estação climática como fator. GL: graus de liberdade, Perm: número de permutações. Valores significativos estão indicados em negrito.	81
Tabela 9. Teste de Tukey com as comparações pareadas entre as estações climáticas, resultado baseado na Tabela 8 (BETADISPER). Valor significativo indicado em negrito.	81
Tabela 10. Resultado do SIMPER com indicação das espécies de peixes que mais contribuíram (em ordem decrescente de porcentagem) para a dissimilaridade entre inverno (INV), primavera (PRI), verão (VER) e outono (OUT) e a abundância média em cada estação climática amostrada na Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Dissimilaridade média geral 77,72%. Dissim: Dissimilaridade Média, Contrib: Contribuição.	82
Tabela 11. Resultado do BETADISPER utilizando os dados de composição e abundância de espécies padronizados com o método de Hellinger e matriz de distância de Bray-Curtis como variável resposta e o período diurno como fator. GL: graus de liberdade, Perm: número de permutações. Valores significativos estão indicados em negrito.	85
Tabela 12. Teste de Tukey com as comparações pareadas entre o período diurno, resultado baseado na Tabela 11 (BETADISPER). Valor significativo indicado em negrito.	85
Tabela 13. Resultado do SIMPER com indicação das espécies de peixes que mais contribuíram (em ordem decrescente de porcentagem) para a dissimilaridade entre dia e noite e abundância	

média em cada período diurno amostrada na Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Dissimilaridade média geral 65,17%. Dissim: Dissimilaridade, Contrib: Contribuição. Valores significativos estão indicados em negrito. 86

CAPÍTULO 2

Tabela 14. Classes, ordens, famílias, espécies em ordem sistemática segundo Nelson et al. (2016). Código das espécies (COD), abundância numérica total (ABN total) e abundância numérica registrada nas ilhas: Parque Estadual Ilha Anchieta (PEIA) e na Ilha do Mar Virado (IMV), nas estações climáticas: inverno (INV), primavera (PRI), verão (VER) e outono (OUT) e nos períodos diurnos: dia (DIA) e noite (NOI). Status de conservação segundo a Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais das espécies ameaçadas (IUCN, 2023), o Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Diversidade do Brasil – SALVE (ICMBIO, 2023) e o Decreto do Estado de São Paulo N° 63.853, de 27 de novembro de 2018 (SMA, 2018) sendo: menos preocupante (LC), vulnerável (VU), quase ameaçada (NT), em perigo (EN), criticamente em perigo (CR), dados deficientes (DD) e não avaliada (NA). Espécies formadoras de cardumes (#) (QUIMBAYO et al., 2021) e espécies alvo de pesca (*) (ROTUNDO, 2020).	124
Tabela 15. Estimativas dos parâmetros para o modelo final do GLM (componente aleatório geométrico com a função logarítmica) ajustadas à abundância numérica. Z : Estatística do teste de Wald. Parâmetro de superdispersão $k = 0,9698$ e erro padrão: 0,0936. Valores significativos estão indicados em negrito.	129
Tabela 16. Teste tipo Tukey com as comparações pareadas entre estações climáticas, conforme resultados da Tabela 15 (modelo de abundância numérica). Note que nenhuma comparação, duas a duas, foi significativa.	131
Tabela 17. Estimativas dos parâmetros para os modelos finais dos GLMs (componente aleatório binomial negativo com função logarítmica) ajustadas à abundância numérica das espécies formadoras e não formadoras de cardumes. Z : Estatística do teste de Wald. Valores significativos estão indicados em negrito.....	135
Tabela 18. Estimativas dos parâmetros para o modelo final do MNLFE (preditor não-linear de Michaelis-Menten e o componente aleatório poisson com a função logarítmica) ajustadas à riqueza. Z : Estatística do teste de Wald. AIC: 880,22. Smax: Número total de espécies na comunidade e B: esforço amostral necessário para detectar 50% de Smax. Valores significativos estão indicados em negrito.	136
Tabela 19. Modelos Lineares Generalizados Vetoriais com componente aleatório Dirichlet-Multinomial ajustados à composição e proporção de ocorrência esperada das espécies alvo de conservação com e sem efeito de ilha. GL: graus de liberdade.	139
Tabela 20. Modelos Lineares Generalizados Vetoriais com componente aleatório Dirichlet-Multinomial (função de verossimilhança) ajustados à composição e proporção de ocorrência esperada das espécies alvo de pesca com e sem efeito de ilha. GL: graus de liberdade.	140
Tabela 21. Estimativas de parâmetros para o Modelo Linear Generalizado Vetorial (com componente aleatório Dirichlet-Multinomial e função de ligação logística) da composição e proporção de ocorrência esperada das espécies alvo de pesca entre as ilhas. Z : Estatística do teste de Wald. PEIA: Parque Estadual da Ilha Anchieta. NA: Sem estimativa de parâmetro pois a espécie apareceu apenas uma vez ou em uma única ilha. Valores significativos estão indicados em negrito.....	140
Tabela 22. Proporções esperadas (P) e razão (R) de cada espécie em cada ilha com base no Modelo Linear Generalizado Vetorial com componente aleatório Dirichlet-Multinomial (Tabela 18).	142

CAPÍTULO 3

Tabela 23. Identificação e descrição dos microhabitats do recife rochoso.	174
Tabela 24. Lista de espécies da ictiofauna contendo abundância numérica de indivíduos (N) e abundância numérica relativa (ABR%) registradas nos sete microhabitats dos recifes rochosos da Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado em Ubatuba, SP – Brasil. Zona recifal rochosa (ZRR), coluna d’água sobre a zona recifal rochosa (CDZRR), zona de interface (ZI), coluna d’água sobre a zona de interface (CDZI), zona de sedimento (ZS), coluna d’água sobre a zona de sedimento (CDZS) e zona sobre bancos de algas (ZBA). Código das espécies (COD). Classes, ordens, famílias e espécies em ordem sistemática segundo Nelson et al. (2016).	186
Tabela 25. Número de microhabitats visualizados (N); abundância numérica e número de espécies registados para cada microhabitat e espécies exclusivas ocorrendo em cada microhabitat. Percentuais considerando 16.661 indivíduos e 81 espécies. Coluna d’água sobre a zona de interface (CDZI), coluna d’água sobre a zona recifal rochosa (CDZRR), coluna d’água sobre a zona de sedimento (CDZS), zona sobre bancos de algas (ZBA), zona de interface (ZI), zona recifal rochosa (ZRR) e zona de sedimento (ZS).	198
Tabela 26. Análise de variância (ANOVA) baseada em permutação (9999) para verificar a significância estatística dos atributos ecomorfológicos. GL: graus de liberdade. Valores em negrito denotam significância estatística.	201

LISTA DE QUADROS

CAPÍTULO 3

Quadro 1. Atributos ecomorfológicas utilizadas para descrever o uso do habitat, a capacidade natatória e a seleção de presas, com suas respectivas fórmulas e interpretações ecológicas..179

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

<i>Abudefduf saxatilis</i>	-	Abu_sax
Abundância numérica de indivíduos	-	N
Abundância numérica relativa	-	ABR
Abundância numérica total	-	ABN total
<i>Acanthurus bahianus</i>	-	Aca_bai
<i>Acanthurus chirurgus</i>	-	Aca_chi
Acervo Zoológico da Universidade Santa Cecília	-	AZUSC
<i>Aetobatus narinari</i>	-	Aet_nar
<i>Akaike Information Criteria</i> - Critério de informação de Akaike	-	AIC
alfa	-	α
Altura da cabeça	-	ACC
Altura da linha média	-	ALM
Altura da nadadeira anal	-	ANA
Altura da nadadeira dorsal	-	AND
Altura da nadadeira peitoral	-	ANP
Altura da nadadeira pélvica	-	Apv
Altura do olho	-	AOL
Altura do pedúnculo caudal	-	APC
Altura máxima do corpo	-	AMC
Altura nadadeira caudal	-	ANC
Altura relativa da nadadeira pélvica	-	APv
Análise de Coordenadas Principais	-	PCoA
Análise de Redundância	-	RDA
Análise de Similaridade Percentual	-	SIMPER
Análise de Variância Multivariada por Permutação	-	PERMANOVA
<i>Anchoa</i> spp.	-	Anc_sp
<i>Anisotremus surinamensis</i>	-	Ani_sur
<i>Anisotremus virginicus</i>	-	Ani_vir
<i>Apogon americanus</i>	-	Apo_ame
Área corporal (comprimento padrão multiplicado pela altura máxima do corpo)	-	ArC
Área corporal (comprimento padrão vezes a altura máxima do corpo)	-	ArC
Área da nadadeira anal (comprimento da nadadeira anal vezes a altura da nadadeira anal)	-	ArNA
Área da nadadeira caudal (comprimento nadadeira caudal multiplicado pela altura máxima da nadadeira caudal)	-	ArNC
Área da nadadeira dorsal (comprimento da nadadeira dorsal vezes a altura da nadadeira dorsal)	-	ArND

Área da nadadeira peitoral (comprimento da nadadeira peitoral vezes a altura da nadadeira peitoral)	-	ArNP
Área da nadadeira pélvica (comprimento da nadadeira pélvica vezes a altura da nadadeira pélvica)	-	ArPv
Área de Proteção Ambiental Marinha Litoral Norte	-	APAMNL
Área do olho (comprimento do olho vezes a altura do olho)	-	ArO
Área relativa da nadadeira caudal	-	ANC
Área relativa da nadadeira peitoral	-	APt
Áreas Marinhas Protegidas	-	AMPs
<i>Aspistor luniscutis</i>	-	Asp_lun
<i>Azurina multilineata</i>	-	Azu_mul
<i>Baited Remote Underwater Video</i>	-	stereo-BRUV
beta	-	β
<i>Bodianus rufus</i>	-	Bod_ruf
<i>Calamus penna</i>	-	Cal_pen
<i>Caranx bartholomaei</i>	-	Car_bar
<i>Caranx hippos</i>	-	Car_hip
<i>Caranx latus</i>	-	Car_lat
Centímetro	-	cm
<i>Centropomus undecimalis</i>	-	Cen_und
<i>Chaetodipterus faber</i>	-	Cha_fab
<i>Chaetodon striatus</i>	-	Cha_str
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	-	Chl_chr
Código das espécies	-	COD
Coluna d'água sobre a zona de interface	-	CDZI
Coluna d'água sobre a zona de sedimento	-	CDZS
Coluna d'água sobre a zona recifal rochosa	-	CDZRR
Comprimento da cabeça	-	CCÇ
Comprimento da maxila	-	CMX
Comprimento da nadadeira anal	-	CNA
Comprimento da nadadeira dorsal	-	CND
Comprimento da nadadeira peitoral	-	CNP
Comprimento da nadadeira pélvica	-	CPv
Comprimento do focinho	-	CFO
Comprimento do olho	-	COL
Comprimento nadadeira caudal	-	CNC
Comprimento padrão	-	CPD
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	-	Cor_gla
Criticamente em perigo	-	CR
<i>Cryptotomus roseus</i>	-	Cry_ros
<i>Cypselurus</i> spp.	-	Cyp_sp

Dados deficientes	-	DD
<i>Dasyatis hypostigma</i>	-	Das_hyp
Dia	-	DIA
Diâmetro máximo do olho (comprimento ou altura do olho)	-	DMO
<i>Diapterus rhombeus</i>	-	Dia_rho
<i>Diplectrum formosum</i>	-	Dip_for
<i>Diplectrum radiale</i>	-	Dip_rad
<i>Diplodus argenteus</i>	-	Dip_arg
Dominância	-	D
<i>Elops spp.</i>	-	Elo_sp
Em perigo	-	EN
<i>Epinephelus marginatus</i>	-	Epi_mar
Esforço amostral	-	B
<i>Eucinostomus argenteus</i>	-	Euc_arg
<i>Eucinostomus gula</i>	-	Euc_gul
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	-	Euc_mel
<i>Eucinostomus spp.</i>	-	Euc_sp
<i>Eugerres brasilianus</i>	-	Eug_bra
Formato da boca	-	FBo
Formato de corpo sagital	-	FCS
gama	-	γ
Gramma	-	g
<i>Gymnura altavela</i>	-	Gym_alt
<i>Haemulon atlanticus</i>	-	Hae_atl
<i>Haemulon aurolineatum</i>	-	Hae_aur
<i>Haemulon plumierii</i>	-	Hae_plu
<i>Halichoeres brasiliensis</i>	-	Hal_bra
<i>Halichoeres poeyi</i>	-	Hal_poe
<i>Harengula clupeiola</i>	-	Har_clu
<i>Holocentrus adscensionis</i>	-	Hol_ads
Homogeneidade Multivariada de Dispersão de Grupos	-	BETADISPER
<i>Hypleurochilus fissicornis</i>	-	Hyp_fis
<i>Hyporthodus niveatus</i>	-	Hyp_niv
Ilha do Mar Virado	-	IMV
Índice de compressão lateral	-	ICL
índice de Shannon	-	H'
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade	-	ICMBio
Inverno	-	INV
<i>Kyphosus sectatrix</i>	-	Kyp_sec
<i>Kyphosus vaigiensis</i>	-	Kyp_vai
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	-	Lab_nup

Largura da boca	-	LBC
Largura do pedúnculo caudal	-	LPC
Largura máxima do corpo	-	LMC
Logarítimo natural	-	ln
<i>Lutjanus analis</i>	-	Lut_ana
<i>Lutjanus synagris</i>	-	Lut_syn
<i>Malacoctenus delalandii</i>	-	Mal_del
Metro	-	m
Modelo Linear Generalizado	-	GLM
Modelo Linear Generalizado Vetorial	-	MLGV
Modelo não-linear da família exponencial	-	MNLFE
Modelos Lineares Generalizados Mistos	-	GLMM
<i>Mugil curema</i>	-	Mug_cur
<i>Mycteroperca acutirostris</i>	-	Myc_acu
<i>Myripristis jacobus</i>	-	Myr_jac
Não avaliada	-	NA
<i>No-Take Marine Reserves</i>	-	NTRs
Noite	-	NOI
Número de amostras	-	n
Número de espécies/riqueza	-	S
Número máximo de indivíduos de cada espécie observados em um único frame na gravação	-	MaxN
Número total de espécies na comunidade	-	Smax
<i>Odontoscion dentex</i>	-	Odo_den
<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	-	Ogc_ves
<i>Opisthonema oglinum</i>	-	Opi_ogl
<i>Orthopristis rubra</i>	-	Ort_rub
Outono	-	OUT
<i>Parablennius marmoreus</i>	-	Par_mar
<i>Parablennius pilicornis</i>	-	Par_pil
<i>Pareques lineatus</i>	-	Par_lin
Parque Estadual Ilha Anchieta	-	PEIA
<i>Pellona harroweri</i>	-	Pel_har
<i>Pempheris schomburgkii</i>	-	Pem_scho
Pielou	-	J
Poisson generalizada	-	PG
<i>Pomacanthus paru</i>	-	Pom_par
Posicionamentos da boca	-	PBo
Pouco preocupante	-	PP
Pouco preocupante	-	LC
Primavera	-	PRI

Propulsão	-	PRO
<i>Pseudobatos percellens</i>	-	Pse_per
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	-	Pse_mac
Quase ameaçada	-	NT
Quilômetro	-	km
<i>Remotely Operated Vehicle</i> - Veículo Operado Remotamente	-	ROV
<i>Rypticus</i> spp.	-	Ryp_sp
São Paulo	-	SP
Secretaria do Meio Ambiente	-	SMA
<i>Selene setapinnis</i>	-	Sel_set
<i>Selene vomer</i>	-	Sel_vom
<i>Seriola rivoliana</i>	-	Ser_riv
<i>Serranus baldwini</i>	-	Ser_bal
<i>Serranus flaviventris</i>	-	Ser fla
Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Diversidade do Brasil	-	SALVE
<i>Sparisoma axillare</i>	-	Spa_axil
<i>Sparisoma frondosum</i>	-	Spa_fro
<i>Sphoeroides camila</i>	-	Sph_cam
<i>Sphyaena guachancho</i>	-	Sph_gua
<i>Stegastes fuscus</i>	-	Ste_fus
<i>Stegastes variabilis</i>	-	Ste_var
<i>Stephanolepis hispida</i>	-	Ste_his
Tamanho do olho	-	TOI
<i>Trachinotus carolinus</i>	-	Tra_car
<i>Trachinotus goodei</i>	-	Tra_goo
<i>Trichiurus lepturus</i>	-	Tri_lep
<i>Underwater Visual Census</i> - Censo Visual Subaquático	-	UVC
União Internacional para a Conservação da Natureza	-	IUCN
Verão	-	VER
Vulnerável	-	VU
Zona de interface	-	ZI
Zona de sedimento	-	ZS
Zona Econômica Exclusiva	-	ZEE
Zona recifal rochosa	-	ZRR
Zona sobre bancos de algas	-	ZBA
	-	nat

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	22
OBJETIVOS DA TESE	30
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	30
CAPÍTULO 1: COMPOSIÇÃO E SIMILARIDADE DE PEIXES RECIFAIS DE ÁREAS MARINHAS PROTEGIDAS NO ATLÂNTICO SUDOESTE: VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL	40
INTRODUÇÃO	42
OBJETIVO	44
MATERIAL E MÉTODOS	45
Área de estudo	45
Censo visual e delineamento amostral	46
Análise dos vídeos: assembleia de peixes e variáveis abióticas	48
Análise dos dados	49
RESULTADOS	52
Composição e abundância	52
Caracterização geral	52
Caracterização por ilhas	59
Caracterização por estação climática	64
Caracterização por período diurno	73
Similaridade na composição e abundância das espécies	79
Ilhas	79
Estação climática	80
Período diurno	84
DISCUSSÃO	89
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	95
APÊNDICE A	106
CAPÍTULO 2: A EFETIVIDADE DE ÁREAS MARINHAS PROTEGIDAS NOS PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAL DOS PEIXES RECIFAIS NO ATLÂNTICO SUDOESTE	108
INTRODUÇÃO	110
OBJETIVOS	113
MATERIAL E MÉTODOS	114
Área de estudo	114
Censo visual e delineamento amostral	115

Análise dos vídeos: assembleia de peixes e variáveis abióticas.....	117
Análises de dados.....	118
Análises estatísticas.....	118
RESULTADOS.....	123
Assembleia de peixes.....	123
Abundância numérica.....	129
Abundância numérica das espécies formadoras e não formadoras de cardumes.....	133
Riqueza.....	135
Composição e proporção de ocorrência de espécies alvo de conservação e espécies alvo de pesca entre as ilhas.....	137
DISCUSSÃO.....	143
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	149
APÊNDICE A.....	163
CAPÍTULO 3: DIVERSIDADE ECOMORFOLÓGICA E A OCUPAÇÃO DA ICTIOFAUNA EM DIFERENTES MICROHABITATS DO RECIFE ROCHOSO....	164
INTRODUÇÃO.....	166
OBJETIVOS.....	169
MATERIAL E MÉTODOS.....	170
Área de estudo.....	170
Censo visual e delineamento amostral.....	171
Análise dos vídeos: assembleia de peixes.....	173
Microhabitats.....	174
Medidas morfométricas.....	175
Avaliação dos atributos ecomorfológicos.....	177
Análise dos dados.....	183
RESULTADOS.....	185
Composição e abundância entre os microhabitats.....	185
Similaridade na composição e abundância das espécies entre os microhabitats.....	198
Relação entre os atributos ecomorfológicos e a ocupação das espécies nos microhabitats.....	201
DISCUSSÃO.....	206
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	212
APÊNDICE A.....	223
APÊNDICE B.....	230
CAPÍTULO 4: CONCLUSÃO GERAL.....	231

INTRODUÇÃO GERAL

Ictiofauna recifal

São considerados peixes recifais são aqueles que vivem ou utilizam os serviços ambientais por ele prestados em algum momento de sua vida, para alimentação, reprodução, refúgio ou apenas de passagem (ROLIM *et al.*, 2017; CARVALHO-FILHO, 1999). Os recifes são ambientes consolidados de origem biogênica (corais, esponjas e algas calcárias) ou não (rochosos, arenosos e de estruturas artificiais) e áreas de fundo de areia e cascalho próximas (HOSTIM-SILVA *et al.*, 2006). Os recifes biogênicos são formados por diversos organismos marinhos bentônicos providos de esqueleto calcário, destacando-se, entre eles, os corais pétreos e algas calcárias (GUIMARÃES, 2002; HETZEL *et al.*, 1994). No nordeste do Brasil, diferentes tipos de recifes orgânicos são encontrados, com destaque para os recifes de corais escleractíneos (PINHEIRO *et al.*, 2018). Dentre os recifes de origem inorgânica, os rochosos são formados onde o mar se encontra com a rocha predominantes nas regiões sudeste e sul, por exemplo no litoral paulista (GUIMARÃES, 2002). Os recifes de arenito são produzidos por meio da cimentação de partículas de sedimentos finos e são facilmente encontrados beirando grande parte da costa nordeste brasileira e em áreas profundas da plataforma continental (GUIMARÃES, 2002; VILLAÇA, 2009; VILANO, 2013). E finalmente os recifes artificiais são construídos pelo homem, como por exemplo, plataformas de petróleo, navios naufragados e estruturas submersas que acabam servindo de substrato para a fixação de algas e invertebrados e atraem os peixes que neles buscam alimento e refúgio (LUKENS & SEELBERG, 2004).

A fauna de peixes associada a ambientes recifais é considerada a comunidade mais complexa e diversificada de vertebrados do mundo, contando com mais de 7.000 espécies distribuídas ao redor do globo (QUIMBAYO *et al.*, 2021). Em escala global, as áreas que hospedam a maior diversidade de organismos associados aos recifes estão na região do Indo-Pacífico (MORA *et al.*, 2003), seguidas pela região do Caribe (BELLWOOD & WAINWRIGHT, 2002). Essas áreas de maior diversidade são consideradas como centros de origem de espécies, geralmente apresentando alto grau de endemismo (COWMAN, 2014). Os oceanos Atlântico e o Pacífico Oriental abrangem cerca de 30% da fauna global de peixes e abrigam espécies únicas (QUIMBAYO *et al.*, 2021). Um levantamento realizado em 2021 resultou em um total de 2.198 espécies pertencentes a 146 famílias e 655 gêneros de peixes,

dos quais 1.458 ocorrem nos recifes do Atlântico, 829 no Pacífico Oriental Tropical e 89 peixes ocorrem em ambas as regiões marinhas (QUIMBAYO *et al.*, 2021).

A região do Atlântico Ocidental, que compreende o Caribe e os recifes localizados nas Américas, é separada do Pacífico por barreiras geográficas historicamente definidas, incluindo o fechamento do Istmo do Panamá e do Mar de Tethys (BELLWOOD & WAINWRIGHT, 2002; ALBERT & REIS, 2011; COWMAN & BELLWOOD, 2013), além das influências de correntes marítimas frias (MAIDA & FERREIRA, 1997). No Atlântico Ocidental há também barreiras físicas e filtros ambientais que separam os diferentes ecossistemas recifais. Por exemplo, os ecossistemas recifais localizados no sudoeste do Atlântico estão isolados do Caribe devido à influência da pluma do Rio Amazonas ao Norte (FLOETER *et al.*, 2008); são separados das ilhas oceânicas no meio do Atlântico e dos recifes da África por uma barreira no centro do Atlântico, a leste (LUIZ *et al.*, 2012); e, ao sul, são impactados pela corrente fria das Malvinas (MAIDA & FERREIRA, 1997; LABOREL-DEGUEN *et al.*, 2019). Como resultado, o Atlântico Ocidental abriga três diferentes províncias biogeográficas: Caribe, Brasil e Argentina (BRIGGS & BOWEN, 2012; PINHEIRO *et al.*, 2018).

O isolamento geográfico por barreiras físicas na Província Brasileira e Argentina contribuiu para o surgimento de novas espécies. Das 733 espécies de peixes descritas nas duas províncias, 405 são peixes recifais residentes do Atlântico Sudoeste, dos quais 111 (27%) são endêmicos (PINHEIRO *et al.*, 2018). Baseado na similaridade da ictiofauna, Pinheiro *et al.* (2018) propôs a divisão da Província brasileira, que vai desde o norte do Estado do Amapá até o sul do Estado de Santa Catarina (FLOETER *et al.*, 2008). São cinco subprovíncias: 1. Arquipélago de São Pedro e São Paulo; 2. Arquipélago Fernando de Noronha e Atol das Rocas; 3. O complexo Vitória-Trindade; 4. Leste e sudeste do Brasil (do norte da Bahia ao sul de Santa Catarina); 5. Norte e nordeste do Brasil (norte do Amapá ao sul de Sergipe). A subprovíncia leste-sudeste, no qual está inserido o estado de São Paulo, detém maior riqueza (n=326) e abriga o maior número de espécies endêmicas do Atlântico sudoeste (n=71) dos quais 16 são exclusivas desta região (PINHEIRO *et al.*, 2018), o que ressalta a necessidade de estudos visando a conservação deste grupo.

Ameaças ao ecossistema recifal

A diversidade marinha vem enfrentando ameaças expressivas, impactando diretamente os padrões naturais observados nos ecossistemas recifais. Fatores como a degradação do habitat, as mudanças climáticas, a ocupação costeira desordenada, a poluição e a pesca têm

gerado efeitos adversos, levando a uma redução preocupante da diversidade, a declínios de populações e a mudanças na estrutura das comunidades (BELLWOOD *et al.*, 2004; HALPERN *et al.*, 2008; HUGHES *et al.*, 2018; PERRY *et al.*, 2018; NAGELKERKEN *et al.*, 2020; PINHEIRO *et al.* 2023; SIMPFENDORFER *et al.*, 2023).

Os impactos decorrentes da crise climática global exercem influência nos recifes brasileiros, ocasionando alterações no regime térmico e na acidificação dos oceanos. Projeções para as próximas três décadas apontam para a perda de determinadas espécies nas regiões tropicais devido ao aumento expressivo da temperatura e acidez. Paralelamente, regiões atualmente mais frias apresentarão um aumento nas temperaturas, tornando-as mais similares aos habitats tropicais conhecidos atualmente. Esta dinâmica sugere a possibilidade de os recifes localizados no sul e sudeste do Brasil se transformarem em áreas propícias e potenciais refúgios para espécies tropicais em um cenário futuro (BENDER *et al.*, 2023).

A pressão da pesca nos ecossistemas recifais leva a reduções no tamanho e da biomassa de peixes grandes e um aumento na dominância de peixes pequenos, resultando na mudança da estrutura da comunidade (ROBINSON *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2022). Além disso, a intensa pesca de herbívoros perturba o equilíbrio ecológico nos recifes, promovendo o crescimento excessivo de algas marinhas e causando uma mudança na dominância de corais por algas marinhas e induz mudanças na estrutura das comunidades recifais (PAL & BHATTACHARYYA, 2020).

Áreas marinhas protegidas

As Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) têm desempenhado um papel central na redução dos impactos nos ambientes recifais. Estas áreas geralmente abrigam maior cobertura de corais e níveis elevados de abundância, biomassa e diversidade de peixes recifais do que as áreas circundantes, especialmente dentro de áreas totalmente protegidas (CINNER *et al.*, 2018; GRAHAM *et al.*, 2020; FERREIRA *et al.*, 2022), incluindo aquelas que estão perto de grandes cidades costeiras (HUIJBERS *et al.*, 2015).

No Brasil, as AMPs estão estrategicamente posicionadas para lidar com as futuras mudanças dos ambientes recifais. No entanto, apresentam vulnerabilidades que podem comprometer sua eficácia, como a falta de fiscalização e de medidas complementares para conservação. É crucial reforçar a estrutura dessas áreas no Brasil para a restauração dos estoques pesqueiros e a preservação da diversidade biológica, especialmente diante dos efeitos

da crise climática que se agrava cada vez mais (ALBUQUERQUE *et al.*, 2023; BENDER *et al.*, 2023).

Atualmente, existem 190 Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) no Brasil, 84 com jurisdição federal, 70 estadual e 36 municipais. Essas áreas representam cerca de 27% do Mar Territorial e da Zona Econômica Exclusiva (ZEE), dos quais 25% cobrem o oceano aberto, não protegendo espécies que dependem de recifes, e menos de 2% estão na plataforma continental, onde se concentra a maior parte dos recifes bem como múltiplos impactos locais. Considerado as áreas recifais, 63% estão sem proteção e 37% estão dentro das AMPs, dos quais 21% estão em áreas de uso sustentável e 16% em áreas de proteção integral. A disparidade na distribuição da proteção é um desdobramento de políticas públicas criadas sem uma base científica sólida (ALBUQUERQUE *et al.*, 2023; BENDER *et al.*, 2023).

Os planos de manejo não implementados e a pouca fiscalização prejudicam a efetividade das AMPs (MAZARIS *et al.*, 2019). Um exemplo é o budião-azul (*Scarus trispinosus*) que teve sua pesca proibida em 2014. Apesar da proteção das áreas de reprodução desse peixe em AMPs, a população está declinando devido à prática ilegal de pesca nas proximidades dessas áreas e à ausência de execução do plano de recuperação, o qual regulamenta a pesca desse tipo de espécie (ROOS *et al.*, 2020; PEREIRA *et al.*, 2021; PEREIRA *et al.*, 2022; ALBUQUERQUE *et al.*, 2023; BENDER *et al.*, 2023). Essa espécie é endêmica do Brasil e é o único budião considerado “em perigo” de conservação pelo ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade).

As Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) desempenham um papel fundamental na preservação da diversidade marinha. Contudo, os atuais planos de manejo carecem de melhorias para enfrentar ameaças, especialmente relacionadas à pesca. A efetivação das AMPs exige um comprometimento do governo, em âmbito municipal, estadual e federal, para supervisionar e fiscalizar a atividade pesqueira, bem como para estabelecer uma gestão compartilhada e eficaz entre os diversos usuários dessas áreas (MAZARIS *et al.*, 2019; ALBUQUERQUE *et al.*, 2023; BENDER *et al.*, 2023). Um estudo analisou a pesca de peixes de recifes entre 1950 e 2015 e identificou mudanças drásticas nas espécies capturadas. Os resultados mostram que a pesca predatória avançou sobre peixes de tamanho pequeno e que ocupam níveis inferiores na teia alimentar, sinalizando a pesca insustentável e destaca a falta de dados oficiais atualizados desde 2015 como um desafio crucial para a gestão e fiscalização da atividade pesqueira no país (EGGERTSEN *et al.*, 2024).

Além disso, ainda há lacunas de conhecimento associadas às demandas de monitoramento nos territórios das AMPs. Dentre elas, destacam-se as demandas da Área de

Proteção Ambiental Marinha Litoral Norte (APAMNL) (AMIGOS DA APAMLS, 2022), área de estudo deste trabalho, sendo elas:

- a. Investigação da ictiofauna de ilhas costeiras e suas áreas circundantes;
- b. Monitoramento direcionado a espécies recifais;
- c. Realização de estudos abrangendo diversos aspectos da ictiofauna na APAMNL, incluindo comportamento e distribuição das espécies.

Um dos objetivos desta tese consiste em adquirir e espalhar conhecimento científico que eventualmente possa ser utilizado para apoiar a gestão futura dessas áreas, fornecendo informações essenciais para a tomada de decisões e a implementação de ações de conservação e preservação.

Metodologias não invasivas

Este estudo se baseia na utilização de um ROV (*Remotely Operated Vehicle*), um submersível não tripulado com bateria recarregável nele incorporada o que aumenta sua flexibilidade de uso e controlado pela superfície em tempo real, conhecido como drone subaquático, equipado com motores, luzes, bússola e sensores de profundidade e temperatura, o qual se constitui num método não destrutivo que complementa as técnicas de amostragem visual tradicionalmente usadas.

O aprimoramento de técnicas não letais e não destrutivas para avaliação da comunidade de peixes é crucial, especialmente para habitats sensíveis dentro de áreas protegidas, como os ambientes recifais, que como vimos abrigam uma quantidade representativa de espécies ameaçadas e endêmicas.

Assim como o ROV, o Sistema de Vídeo Subaquático Remoto com iscas estéreo (stereo-BRUV - *Baited Remote Underwater Video*), vídeos remotos subaquáticos (RUV - *Remote Underwater Videos*) e Censo Visual Subaquático (UVC - *Underwater Visual Census*) também são técnicas de amostragem não destrutivas e todas são bem documentadas em estudos envolvendo a ictiofauna recifal (CAPPO *et al.*, 2007; MAKWELA *et al.*, 2016; HAGGARTY *et al.*, 2016; MORAIS *et al.*, 2017; ROLIM *et al.*, 2022; CARMINATTO *et al.*, 2020; NUNES *et al.*, 2020; SILVA *et al.*, 2023). Além disso, as imagens produzidas por esses métodos podem fornecer informações valiosas sobre o ambiente e o comportamento das espécies visualizadas e têm sido utilizados para categorizar o tipo de habitat, determinar a complexidade estrutural do recife e avaliar a diversidade funcional (WILSON *et al.*, 2012; FITZPATRICK *et al.*, 2013;

BENNETT *et al.*, 2016; ROLIM *et al.*, 2019; CARMINATTO *et al.*, 2019; CANTERLE *et al.*, 2020; ROLIM *et al.*, 2022; SILVA *et al.*, 2023).

Porém, ao contrário de métodos estacionários de amostragem por vídeo, como os stereo-BRUVs (CAPPO *et al.*, 2007), os ROVs, assim como o UVC, permitem uma inspeção abrangente da área de amostragem e podem ser utilizados dentro de um desenho amostral padronizado espacialmente na forma de transectos e ou temporalmente.

Desta forma, a inserção e constante inovação da tecnologia no meio científico traz inúmeros benefícios para a sociedade, seja no âmbito socioeconômico por meio do incentivo ao conhecimento tecnológico específico, seja no quesito ambiental por meio da difusão de técnicas não invasivas, sustentáveis e seguras de que consolidam a busca contínua do conhecimento.

Variação temporal em comunidades de peixes recifais

A estrutura das comunidades de peixes recifais é influenciada tanto pelas características espaciais do habitat como também pela variação sazonal e diuturna (EBELING & HIXON 1991; CARMINATTO *et al.*, 2020; LIPPI, 2013). Mudanças naturais e sazonais, como variações na temperatura da água, padrões de correntes oceânicas e disponibilidade de alimentos são fatores de perturbação na estrutura das comunidades (RUSSELL *et al.*, 1977; DIAZ-PULIDO & GARZON-FERREIRA 2005; VAUGHAN *et al.*, 2021), certas espécies migram sazonalmente para áreas específicas de alimentação ou reprodução (OGDEN & QUINN, 1984; KAUNDA-ARARA & ROSE, 2004). As mudanças sazonais na temperatura superficial dos planetas também afetam a distribuição e a utilização do habitat pelos peixes herbívoros vágéis. Um estudo realizado no sul do Mar Vermelho mostrou que os herbívoros tendem a explorar zonas de recife mais profundas no verão, enquanto em outras estações eles se agregam em zonas mais rasas desses recifes (AFEWORKI *et al.*, 2013).

Já a variação diuturna, como mudanças na luminosidade, ciclos de maré e atividade predatória, também afetam a composição e comportamento das comunidades de peixes recifais. Muitas espécies de peixes recifais têm padrões de atividade diurnos e noturnos distintos, adaptando-se a diferentes condições ambientais em momentos específicos do dia (JENNINGS *et al.*, 1998; FITZPATRICK *et al.*, 2013; BIJOUX *et al.*, 2013). À noite, sabe-se que muitas espécies se dispersam em habitats adjacentes para se alimentar, retornando ao amanhecer (LOWRY & SUTHERS, 1998; LEY & HALLIDAY, 2007). Além disso, um estudo realizado nas Ilhas Houtman na Austrália Ocidental, revelou que a inclusão de dados diurnos e noturnos

da assembleia de peixes melhorou a capacidade de avaliar a eficácia do manejo em reservas marinhas proibidas para pesca (NTRs - *No-Take Marine Reserves*) (FITZPATRICK *et al.*, 2013).

Porém, a maioria dos estudos são realizados durante uma temporada limitada (principalmente no verão) e em um único período do dia (diurno), devido a coleta da ictiofauna e ou censos visuais serem comparativamente mais fáceis (AZZURRO *et al.*, 2007; HARVEY *et al.*, 2012; FITZPATRICK *et al.*, 2013). No entanto, os ciclos sazonais e diurnos são cruciais para compreender a dinâmica e a adaptação dos peixes recifais em seus habitats, bem como para a conservação e o manejo dessas espécies.

Diversidade

A diversidade é um termo comumente utilizado tanto na literatura científica quanto na popular para descrever a variedade e a quantidade de espécies em uma área específica de estudo (MAGURRAN, 2004). A diversidade biológica pode ser medida de várias maneiras e em diversas escalas. Whittaker (1972) observou que as diferentes escalas espaciais influenciam na composição das espécies em um local específico. Sendo assim, o autor propôs uma organização em três níveis: α (alfa), β (beta) e γ (gama); α representa a diversidade de uma área dentro de uma região, β representa a diversidade entre duas ou mais áreas e γ é caracterizada pela combinação da diversidade α e β ou definida como a diversidade regional englobando todas as áreas. Embora existam outros níveis de organização, a diversidade α e β são as mais amplamente utilizadas em uma escala espaço-temporal (VILLÉGER *et al.*, 2012; DORNELAS *et al.*, 2014; BARWELL *et al.*, 2015) e são o ponto central dos capítulos apresentados nesta tese.

Ainda que o termo frequentemente se associe à riqueza (ou número de espécies) num local específico (TITTENSOR *et al.*, 2010), essa definição vai além do número de espécies, abrangendo também fatores como a frequência com que uma espécie ocorre. Portanto, a diversidade α adquire um significado bidimensional, descrevendo tanto o número de espécies quanto a distribuição das suas abundâncias (MAGURRAN, 2004). Sendo assim, os índices que consideram a abundância relativa das espécies nas unidades amostrais revelam a uniformidade das distribuições dos indivíduos (*evenness*), onde valores elevados sugerem maior riqueza e equilíbrio nas abundâncias entre as espécies, enquanto valores baixos indicam acentuada dominância de algumas espécies (PIELOU, 1977). Além disso, para avaliar a heterogeneidade ou diferenças entre amostras, são necessárias medidas de diversidade β (BASELGA &

LEPRIEUR, 2015). A diversidade β pode ser particionada em dois componentes: substituição (*turnover*), e aninhamento (*nestedness*), já que a diversidade entre amostras pode se dar tanto pela diferença no número de espécies quanto pela composição das espécies (BASELGA, 2010).

Embora as estimativas da riqueza (também conhecida como riqueza taxonômica) forneçam informações valiosas sobre a organização das comunidades, elas pressupõem que todos os indivíduos contribuem de maneira uniforme para o funcionamento dos ecossistemas (MAGURRAN, 2004). Consequentemente, a riqueza taxonômica frequentemente oferece uma visão limitada das comunidades, já que não leva em consideração a identidade biológica das espécies e seus papéis específicos no ambiente (VILLÉGER *et al.*, 2010). Para lidar com essa questão, a abordagem “ataxonômica” emergiu, e o conceito de diversidade, bem como os cálculos, podem ser aplicados não só para o número de espécies, mas também para as funções, as linhagens filogenéticas e até mesmo genéticas (MAGURRAN & MCGILL 2011; GOTELLI & CHAO 2013). Cada um desses componentes é independente e fornece informações complementares sobre a diversidade real das comunidades (CHAO *et al.*, 2014).

Abordagens funcionais surgem nesse contexto incorporando atributos das espécies, auxiliando na compreensão do funcionamento e na estruturação dos ecossistemas (PETCHEY & GASTON, 2006; VIOLLE *et al.*, 2007). Os atributos são definidos como características morfológicas, fisiológicas ou fenológicas de um indivíduo (VIOLLE *et al.*, 2007) e o conjunto deles determina o habitat de um organismo e seu desempenho no ambiente, como por exemplo o tamanho corporal dos gobídeos. Como o pequeno tamanho corporal aumenta o risco de predação, os microhabitats protegidos são cruciais para a sobrevivência destes pequenos peixes (MILLER, 1979; HERLER, 2007). Sendo assim, a análise dos atributos das espécies e suas abundâncias em uma comunidade se refere à diversidade funcional (MOUILLOT *et al.*, 2013), e diversos estudos destacam sua relevância na compreensão de processos ecossistêmicos, incluindo a produtividade, regulação do fluxo de energia e resiliência (BELLWOOD *et al.*, 2004; HOOPER *et al.*, 2005).

Embora a diversidade recifal seja frequentemente explorada por meio de uma abordagem taxonômica, é importante reconhecer que esses organismos interagem de diversas formas e desempenham funções críticas no ecossistema recifal. As métricas citadas acima (diversidade α , β , γ e funcional) são empregadas não apenas para comparações entre diferentes locais ou regiões, mas também para avaliações em escalas temporais, examinando padrões mensais, sazonais ou anuais das comunidades (DORNELAS *et al.*, 2014; MCLEAN *et al.*, 2019; PECUCHET *et al.*, 2020). Portanto, é fundamental adotar uma abordagem integrada que considere diferentes grupos de organismos e suas funções ecológicas. Isso possibilitará a

compreensão da complexidade da diversidade recifal e as dinâmicas que mantêm esse ecossistema singular (BENDER *et al.*, 2023).

OBJETIVOS DA TESE

Diante da importância de avaliar a estrutura das comunidades de peixes de recifes rochosos em área marinha protegida expostas às variações sazonais e diurnas, esta tese teve como objetivo explorar em escala espacial e temporal as variações das comunidades de peixes considerando diferentes aspectos da diversidade taxonômica e funcional, utilizando um veículo subaquático operado remotamente (ROV). Mais especificamente, este estudo buscou:

(i) caracterizar a composição e a similaridade da ictiofauna dos recifes rochosos do Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, no litoral norte de São Paulo (SP), em função da variação sazonal, diurna temperatura e profundidade (Capítulo 1);

(ii) entender os padrões e processos espaço-temporais da riqueza e abundância de peixes destas ilhas ao longo de gradientes ambientais (temperatura e profundidade), avaliar se o padrão de distribuição de abundância permanece o mesmo considerando as espécies formadoras e não formadoras de cardumes e avaliar o efeito do polígono de restrição à pesca para as espécies alvo de conservação e alvo de pesca (Capítulo 2);

(iii) e caracterizar a ocupação da ictiofauna recifal nos diferentes microhabitats do recife rochoso e investigar se a diversidade morfoadaptativa explica a ocupação (Capítulo 3).

Considerando as variações temporais, espera-se encontrar diferenças na composição, na riqueza e na abundância. Espacialmente, espera-se que os gradientes ambientais e o polígono de restrição à pesca contribuam com a composição da ictiofauna entre as duas ilhas e que os atributos ecomorfológicas expliquem a ocupação da ictiofauna dos diferentes microhabitat do recife rochoso. Espera-se que as informações geradas através deste trabalho contribuam para o gerenciamento, conservação, manejo e renovação dos estoques de várias espécies de peixes de interesse ecológico e comercial para a região.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFEWORKI, Y., VIDELER, J. J., & BRUGGEMANN, J. H. (2013). Seasonally changing habitat use patterns among roving herbivorous fishes in the southern Red Sea: the role of temperature and algal community structure. *Coral Reefs*, 32, 475-485. <https://doi.org/10.1007/s00338-012-1000-2>

ALBERT, J. S., & REIS, R. E. (2011). *Historical biogeography of neotropical freshwater fishes*. 1. ed. Los Angeles: University of California Press.

ALBUQUERQUE, F. C., BLEUEL, J., PINTO, M. P., & LONGO, G. O. (2023). In the right place at the right time: representativeness of corals within marine protected areas under warming scenarios in Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 233, 106469. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2022.106469>

AMIGOS DA APAMLS, (2022). Lacunas de Pesquisa. Disponível em: <https://sites.google.com/prod/view/amigosapamls/pesquisas-na-apamls-e-arieg/lacunas-de-pesquisa?authuser=0>. Acesso em: 27 out. 2022.

ANDERSON, A. B., BONALDO, R. M., BARNECHE, D. R., HACKRADT, C. W., FELIX-HACKRADT, F. C., GARCÍA-CHARTON, J. A., & FLOETER, S. R. (2014). Recovery of grouper assemblages indicates effectiveness of a marine protected area in Southern Brazil. *Marine Ecology Progress Series*, 514, 207-215. <https://doi.org/10.3354/meps11032>

ANDRADES, R., MACHADO, F. S., REIS-FILHO, J. A., MACIEIRA, R. M. & GIARRIZZO, T. (2018). Intertidal biogeographic subprovinces: local and regional factors shaping fish assemblages. *Frontiers in Marine Science* 5.

AZZURRO, E., PAIS, A., CONSOLI, P., & ANDALORO, F. (2007). Evaluating day–night changes in shallow Mediterranean rocky reef fish assemblages by visual census. *Marine Biology*, 151, 2245-2253. <https://doi.org/10.1007/s00227-007-0661-9>

BARWELL, L. J., ISAAC, N. J., & KUNIN, W. E. (2015). Measuring β -diversity with species abundance data. *Journal of Animal Ecology*, 84(4), 1112-1122. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12362>.

BASELGA, A. (2010). Multiplicative partition of true diversity yields independent alpha and beta components; additive partition does not. *Ecology*, 91(7), 1974-1981. <https://www.jstor.org/stable/25680449>

BASELGA, A., & LEPRIEUR, F. (2015). Comparing methods to separate components of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(9), 1069-1079. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12388>.

BELLWOOD, D. R., HUGHES, T. P., FOLKE, C., & NYSTRÖM, M. (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429(6994), 827-833. <https://doi.org/10.1038/nature02691>

BELLWOOD, D.R., & WAINWRIGHT, P.C. (2002). The History and Biogeography of Fishes on Coral Reefs, in: *Coral Reef Fishes*. Elsevier, 5–32. <https://doi.org/10.1016/B978012615185-5/50003-7>

BENDER, M. G., LONGO, G. O., LUZA, A. L., AUED, A., SEGAL, B., FERREIRA, C. E. L., CORDEIRO, C., A. M. M., DAMBROS, C., VILA-NOVA, D., BARNECHE, D. R., PINHEIRO, H., QUIMBAYO, J. P., GONÇALVES, L., EGGERTSEN, L., DIAS, M., HANAZAKI, N., LUIZ JR., O., MAGRIS, F., FRANCINI-FILHO, R., MENDES, T., GIGLIO, V., FLOETER, S. R. Como garantir o futuro dos recifes brasileiros: Ações regionais no contexto de impactos globais. *Simbiose/CNPQ*, 2023, 4p. Disponível em: <http://www.simbiose.cnpq.br>

- BENNETT, K., WILSON, S. K., SHEDRAWI, G., MCLEAN, D. L., & LANGLOIS, T. J. (2016). Can diver operated stereo-video surveys for fish be used to collect meaningful data on benthic coral reef communities?. *Limnology and Oceanography: Methods*, 14(12), 874-885. <https://doi.org/10.1002/lom3.10141>
- BIJOUX, J. P., DAGORN, L., GAERTNER, J. C., COWLEY, P. D., & ROBINSON, J. (2013). The influence of natural cycles on coral reef fish movement: implications for underwater visual census (UVC) surveys. *Coral Reefs*, 32, 1135-1140. <https://doi.org/10.1007/s00338-013-1075-4>
- BRIGGS, J. C. & BOWEN, B. W. (2012). A realignment of marine biogeographic provinces with particular reference to fish distributions. *Journal of Biogeography* 39, 12–30.
- CAPPO, M., DE'ATH, G., & SPEARE, P. (2007). Inter-reef vertebrate communities of the Great Barrier Reef Marine Park determined by baited remote underwater video stations. *Marine Ecology Progress Series*, 350, 209-221. <https://doi.org/10.3354/meps07189>
- CARMINATTO, A. A., ROTUNDO, M. M., BUTTURI-GOMES, D., BARRELLA, W., & JUNIOR, M. P. (2020). Effects of habitat complexity and temporal variation in rocky reef fish communities in the Santos estuary (SP), Brazil. *Ecological Indicators*, 108, 105728. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105728>
- CANTERLE, A. M., NUNES, L. T., FONTOURA, L., MAIA, H. A., & FLOETER, S. R. (2020). Reef microhabitats mediate fish feeding intensity and agonistic interactions at Príncipe Island Biosphere Reserve, Tropical Eastern Atlantic. *Marine Ecology*, 41(5), e12609.
- CARVALHO-FILHO, A. Peixes: Costa Brasileira. Marca D'água, São Paulo, 3^a ed, p 320, 1999.
- CHAO, A., CHIU, C. H., & JOST, L. (2014). Unifying species diversity, phylogenetic diversity, functional diversity, and related similarity and differentiation measures through Hill numbers. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 45, 297-324. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091540>
- CINNER, J. E., MAIRE, E., HUCHERY, C., MACNEIL, M. A., GRAHAM, N. A., MORA, C., ... & MOUILLOT, D. (2018). Gravity of human impacts mediates coral reef conservation gains. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(27), E6116-E6125. <https://doi.org/10.1073/pnas.1708001115>
- COWMAN, P. F. (2014). Historical factors that have shaped the evolution of tropical reef fishes: a review of phylogenies, biogeography, and remaining questions. *Frontiers in genetics*, 5, 394. <https://doi.org/10.3389/fgene.2014.00394>
- COWMAN, P. F., & BELLWOOD, D. R. (2013). Vicariance across major marine biogeographic barriers: temporal concordance and the relative intensity of hard versus soft barriers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1768), 20131541. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.1541>

DIAZ-PULIDO, G., & GARZÓN-FERREIRA, J. (2005). Seasonality in algal assemblages on upwelling-influenced coral reefs in the Colombian Caribbean. *Journal Botanica Marina*, 284-292. <https://doi.org/10.1515/BOT.2002.028>

DORNELAS, M., GOTELLI, N. J., MCGILL, B., SHIMADZU, H., MOYES, F., SIEVERS, C., & MAGURRAN, A. E. (2014). Assemblage time series reveal biodiversity change but not systematic loss. *Science*, 344(6181), 296-299. <https://doi.org/10.1126/science.1248484>.

DORNELAS, M., GOTELLI, N. J., MCGILL, B., SHIMADZU, H., MOYES, F., SIEVERS, C., & MAGURRAN, A. E. (2014). Assemblage time series reveal biodiversity change but not systematic loss. *Science*, 344(6181), 296-299. <https://doi.org/10.1126/science.1248484>

EBELING, A.W., & HIXON, M.A. (1991) Tropical and temperate reef fishes: comparison of community structure. In: Sale PF (ed) *The ecology of fishes on coral reefs*. Academic Press, San Diego, pp 509–562. Disponível em: <https://hixon.science.oregonstate.edu/files/hixon/publications/025%20-%20Ebeling%20&%20Hixon%201991%20in%20Sale%20book/index.pdf>. Acesso em: 28 dez. de 2023.

EGGERTSEN, L., LUZA, A. L., CORDEIRO, C. A., DAMBROS, C., FERREIRA, C. E., FLOETER, S. R., FRANCINI-FILHO, R. B., FREIRE, K. M. F., GASALLA, M. A., GIARRIZZO, T., GIGLIO, V. J., HANAZAKI, N., LOPES, P. F. M., LONGO, G. O. LUIZ, O. J., MAGRIS, R. A. MENDES, T. C., PINHEIRO, H. T. QUIMBAYO, J. P., REIS-FILHO, J. A., VILA-NOVA, D. A., & BENDER, M. G. (2024). Complexities of reef fisheries in Brazil: a retrospective and functional approach. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 1-28. <https://doi.org/10.1007/s11160-023-09826-y>

FERREIRA, H. M., MAGRIS, R. A., FLOETER, S. R., & FERREIRA, C. E. (2022). Drivers of ecological effectiveness of marine protected areas: A meta-analytic approach from the Southwestern Atlantic Ocean (Brazil). *Journal of Environmental Management*, 301, 113889. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113889>

FITZPATRICK, C., MCLEAN, D., & HARVEY, E. S. (2013). Using artificial illumination to survey nocturnal reef fish. *Fisheries Research*, 146, 41-50. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.03.016>

FLOETER, S. R., ROCHA, L. A., ROBERTSON, D. R., JOYEUX, J. C., SMITH-VANIZ, W. F., WIRTZ, P., EDWARDS, A. J., BARREIROS, J. P., FERREIRA, C. E. L., GASPARINI, J. L., BRITO, A., FALCÓN, J. M., BOWEN, B. W., & BERNARDI, G. (2008). Atlantic reef fish biogeography and evolution. *Journal of Biogeography*, 35(1), 22-47. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01790.x>

GOTELLI, N.J., & CHAO, A., (2013). Measuring and Estimating Species Richness, Species Diversity, 580 and Biotic Similarity from Sampling Data, *Encyclopedia of Biodiversity: Second Edition*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00424-X>

GRAHAM, N. A., ROBINSON, J. P., SMITH, S. E., GOVINDEN, R., GENDRON, G., & WILSON, S. K. (2020). Changing role of coral reef marine reserves in a warming climate. *Nature Communications*, 11(1), 2000. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15863-z>

GUIMARÃES, Ricardo Zaluar Passos (2002). Peixes Recitais Brasileiros: Diversidade e Endemismo. Tese (Doutorado em Zoologia) - Universidade do Brasil, Museu Nacional, Rio de Janeiro.

HAGGARTY, D. R., SHURIN, J. B., & YAMANAKA, K. L. (2016). Assessing population recovery inside British Columbia's Rockfish Conservation Areas with a remotely operated vehicle. *Fisheries Research*, 183, 165-179. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.06.001>

HALPERN, B. S., WALBRIDGE, S., SELKOE, K. A., KAPPEL, C. V., MICHELI, F., D'AGROSA, C., BRUNO, J. F., CASEY, K. S., EBERT, C., FOX, H. E., FUJITA, R., HEINEMANN, D., LENIHAN, H. S., MADIN, E. M. P., PERRY, M. T., SELIG, E. R., SPALDING, M., STENECK, R. & WATSON, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 948-952.

HARVEY, E. S., DORMAN, S. R., FITZPATRICK, C., NEWMAN, S. J., & MCLEAN, D. L. (2012). Response of diurnal and nocturnal coral reef fish to protection from fishing: an assessment using baited remote underwater video. *Coral Reefs*, 31, 939-950. <https://doi.org/10.1007/s00338-012-0955-3>

HERLER, J. (2007). Microhabitats and ecomorphology of coral-and coral rock-associated gobiid fish (Teleostei: Gobiidae) in the northern Red Sea. *Marine Ecology*, 28, 82-94. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2007.00165.x>

HETZEL, B., CASTRO, C.B., & LEÃO, Z.M.A.N. Corais do Sul da Bahia. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 189p, 1994.

HOOPER, D. U., CHAPIN III, F. S., EWEL, J. J., HECTOR, A., INCHAUSTI, P., LAVOREL, S., NAEEM, S., SCHMID, B., SETÄLÄ, H., SYMSTAD, A.J., VANDERMEER, J., & WARDLE, D. A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75(1), 3-35. <https://doi.org/10.1890/04-0922>

HOSTIM-SILVA, M., ANDRADE, A.B., MACHADO, L.F., GERHARDINGER, L.C., DAROS, F.A., BARREIROS, J.P., & GODOY, E.A. (2006). Peixes de Costão Rochoso de Santa Catarina. I. Arvoredo. UNIVALI, Itajaí, SC. Brasil: 1 vol. (131 pp.). ISBN: 85-7696-009-5, Disponível em: <https://repositorio.uac.pt/handle/10400.3/1630>. Acesso em: 18 nov. de 2024.

HUGHES, T. P., KERRY, J. T., BAIRD, A. H., CONNOLLY, S. R., DIETZEL, A., EAKIN, C. M., HERON, S. F., HOEY, A. S., HOOGENBOOM, M. O., LIU, G., MCWILLIAM, M. J., PEARS, R. J., PRATCHETT, M. S., SKIRVING, W. J., STELLA, J. S. & TORDA, G. (2018). Global warming transforms coral reef assemblages. *Nature* 556, 492–496.

HUIJBERS, C. M., CONNOLLY, R. M., PITT, K. A., SCHOEMAN, D. S., SCHLACHER, T. A., BURFEIND, D. D., STEELE, C., OLDS, A. D., MAXWELL, P. S., BABCOCK, R. C., & RISSIK, D. (2015). Conservation benefits of marine reserves are undiminished near coastal rivers and cities. *Conservation Letters*, 8(5), 312-319. <https://doi.org/10.1111/conl.12128>

JENNINGS, S., BUSTAMANTE, R. H., COLLINS, K., & MALLINSON, J. (1998). Reef fish behaviour during a total solar eclipse at Pinta Island, Galápagos. *Journal of fish biology*, 53(3), 683-686. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1998.tb01010.x>

KAUNDA-ARARA, B., & ROSE, G. A. (2004). Long-distance movements of coral reef fishes. *Coral Reefs*, 23, 410-412. <https://doi.org/10.1007/s00338-004-0409-7>

LABOREL-DEGUEN, F., CASTRO, C. B., NUNES, F. L. D., & PIRES, D. O. (2019). *Recifes brasileiros: o legado de Laborel*. 1st. ed. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2019.

LEY, J. A., & HALLIDAY, I. A. (2007). Diel variation in mangrove fish abundances and trophic guilds of northeastern Australian estuaries with a proposed trophodynamic model. *Bulletin of Marine Science*, 80(3), 681-720.

LIPPI, Daniel Lino. (2013). *Caracterização e variação diurno-noturna da estrutura da comunidade de peixes associados a diferentes microhabitats dos recifes costeiros de Porto de Galinhas, Pernambuco*. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Universidade Federal de Pernambuco. Recife, Pernambuco.

LOWRY, M. B., & SUTHERS, I. M. (1998). Home range, activity and distribution patterns of a temperate rocky-reef fish, *Cheilodactylus fuscus*. *Marine Biology*, 132, 569-578. <https://doi.org/10.1007/s002270050422>

LUIZ, O. J., MADIN, J. S., ROBERTSON, D. R., ROCHA, L. A., WIRTZ, P., & FLOETER, S. R. (2012). Ecological traits influencing range expansion across large oceanic dispersal barriers: insights from tropical Atlantic reef fishes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1730), 1033-1040. <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.1525>

LUKENS, R.R., & SEELBERG, C. (2004). Guidelines for Marine Artificial Reef Materials. Artificial Reef Subcommittees. Atlantic and Gulf States Marine Fisheries Commissions, p. 205. Disponível em: https://mbara.org/uploads/2023/03/MBARA_Guidelines_for_Marine_Artificial_Reef_Materials_January_2004_March6_2023.pdf. Acesso em: 18 nov. de 2024.

MAGURRAN, A. E., & MCGILL, B. J. (Eds.). (2010). *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. OUP Oxford.

MAGURRAN, A.E. (2004) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, 256 p.

MAIDA, M., & FERREIRA, B. P. (1997). Coral reefs of Brazil: an overview. In *Proceedings of the 8th international coral reef symposium* (Vol. 1, No. 263, p. 74).

MAKWELA, M. S., GÖTZ, A., SINK, K., SAMAAI, T., KERWATH, S. E., & WILKE, C. G. (2016). Notes on a remotely operated vehicle survey to describe reef ichthyofauna and habitats-Agulhas Bank, South Africa. *Bothalia-African Biodiversity & Conservation*, 46(1), 1-7. <https://hdl.handle.net/10520/EJC-4a253af4e>

MAZARIS, A. D., KALLIMANIS, A., GISSI, E., PIPITONE, C., DANOVARO, R., CLAUDET, J., RILOV, G., BADALAMENTI, F., STELZENMÜLLER, V., THIAULT, L., BENEDETTI-CECCHI, L., GORIUP, P., KATSANEVAKIS, S., & FRASCHETTI, S. (2019). Threats to marine biodiversity in European protected areas. *Science of The Total Environment*, 677, 418-426. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.333>

MCLEAN, M. J., MOUILLOT, D., GOASCOZ, N., SCHLAICH, I., & AUBER, A. (2019). Functional reorganization of marine fish nurseries under climate warming. *Global change biology*, 25(2), 660-674. <https://doi.org/10.1111/gcb.14501>.

MILLER P.J. (1979). Adaptiveness and implications of small size in teleosts. Symposium of the Zoological Society of London, 44, 263–306.

MORA, CHITTARO, P.M., SALE, P.F., KRITZER, J.P., LUDSIN, S.A., (2003). Patterns and processes in reef fish diversity. *Nature* 421, 933–936. <https://doi.org/10.1038/nature01393>

MORAIS, R.A., FERREIRA, C.E.L. & FLOETER, S.R. (2017). Spatial patterns of fish standing biomass across Brazilian reefs, Southwestern Atlantic. *Journal of Fish Biology*, 91: 1642–1667

MOUILLOT, D., BELLWOOD, D. R., BARALOTO, C., CHAVE, J., GALZIN, R., HARMELIN-VIVIEN, M., KULBICKI, M., LAVERGNE, S., LAVOREL, S., MOUQUET, N., PAINE, C. E. T., RENAUD, J., & THUILLER, W. (2013). Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. *PLoS biology*, 11(5), e1001569. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001569>

NAGELKERKEN, I., GOLDENBERG, S. U., FERREIRA, C. M., ULLAH, H. & CONNELL, S. D. (2020). Trophic pyramids reorganize when food web architecture fails to adjust to ocean change. *Science* 369, 829-832.

NUNES, L.T., MORAIS, R.A., LONGO, G.O., SABINO, J. & FLOETER, S.R. (2020). Habitat and community structure modulate fish interactions in a neotropical clearwater river. *Neotropical Ichthyology*, 18(1):e190127.

OGDEN, J. C., & QUINN, T. P. (1984). Migration in coral reef fishes: ecological significance and orientation mechanisms. In *Mechanisms of migration in fishes* (pp. 293-308). Boston, MA: Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-2763-9_18

PAL, S., & BHATTACHARYYA, J. (2020). Resilience and dynamics of coral reefs impacted by chemically rich seaweeds and unsustainable fishing. *Mathematical Modelling, Optimization, Analytic and Numerical Solutions*, 255-286. https://doi.org/10.1007/978-981-15-0928-5_12

PECUCHET, L., LINDEGREN, M., KORTSCH, S., CAŁKIEWICZ, J., JURGENSONE, I., MARGONSKI, P., OTTO, S. A., PUTNIS, I., STRĄŹE, S., & NORDSTRÖM, M. C. (2020). Spatio-temporal dynamics of multi-trophic communities reveal ecosystem-wide functional reorganization. *Ecography*, 43(2), 197-208. <https://doi.org/10.1111/ecog.04643>.

PERRY, C. T., ALVAREZ-FILIP, L., GRAHAM, N. A. J., MUMBY, P. J., WILSON, S. K., KENCH, P. S., MANZELLO, D. P., MORGAN, K. M., SLANGEN, A. B. A., THOMSON, D. P., JANUCHOWSKI-HARTLEY, F., SMITHERS, S. G., STENECK, R. S., CARLTON, R., EDINGER, E. N., ENOCHS, I. C., ESTRADA-SALDÍVAR, N., HAYWOOD, M. D. E., KOŁODZIEJ, G., MURPHY, G. N., PÉREZ-CERVANTES, E., SUCHLEY, A., VALENTINO, L., BOENISH, R., WILSON, M. & MACDONALD, C. (2018). Loss of coral reef growth capacity to track future increases in sea level. *Nature* 558, 396-400.

PETCHEY, O. L., & GASTON, K. J. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology letters*, 9(6), 741-758. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>

PIELOU, E. C. (1977). Ecological diversity and its measurement. *Mathematical ecology*, 299-307.

PINHEIRO, H.T., ROCHA, L.A., MACIEIRA, R.M., CARVALHO-FILHO, A., ANDERSON, A.B., BENDER, M.G., & FLOETER, S.R. (2018). South-western Atlantic reef fishes: Zoogeographical patterns and ecological drivers reveal a secondary biodiversity centre in the Atlantic Ocean. *Diversity and Distributions*, 24(7), 951-965. <https://doi.org/10.1111/ddi.12729>

PINHEIRO, H. T., MACDONALD, C., SANTOS, R. G., ALI, R., BOBAT, A., CRESSWELL, B. J., FRANCINI-FILHO, R., FREITAS, R., GALBRAITH, G. F., MUSEMBI, P., PHELPS, T. A., QUIMBAYO, J. P., QUIROS, T. E. A. L., SHEPHERD, B., STEFANOUDIS, P. V., TALMA, S., TEIXEIRA, J. B., WOODALL, L. C. & ROCHA, L. A. (2023). Plastic pollution on the world's coral reefs. *Nature* 619, 311-316.

PEREIRA, P. H. C., ARAUJO, J. C., LIMA, G. V., CÔRTEZ, L. G. F., GOMES, E. & MAGRIS, R. A. (2022). Effectiveness of management zones for recovering parrotfish species within the largest coastal marine protected area in Brazil. *Scientific Reports* 12, 12232.

PEREIRA, P. H. C., TERNES, M. L. F., NUNES, J. A. C. C. & GIGLIO, V. J. (2021). Overexploitation and behavioral changes of the largest South Atlantic parrotfish (*Scarus trispinosus*): Evidence from fishers' knowledge. *Biological Conservation* 254, 108940.

QUIMBAYO, J.P.; SILVA, F.C.D.; MENDES, T.C.; FERRARI, D.S.; DANIELSKI, S.L.; BENDER, M.G.; FLOETER, S.R. (2021). Life-history traits, geographical range, and conservation aspects of reef fishes from the Atlantic and Eastern Pacific. *Ecology*. *Ecology* 102(5):e03298. 10.1002/ecy.3298.

ROBINSON, J. P., WILLIAMS, I. D., EDWARDS, A. M., MCPHERSON, J., YEAGER, L., VIGLIOLA, L., Brainard, R. E., & BAUM, J. K. (2017). Fishing degrades size structure of coral reef fish communities. *Global change biology*, 23(3), 1009-1022. <https://doi.org/10.1111/gcb.13482>

ROLIM, F. A., LANGLOIS, T., MOTTA, F. D. S., CASTRO, G. M. D., LESTER, E., ABIERI, M. L., GADIG, O. B. F., & MOURA, R. L. D. (2022). Habitat and marine reserve status drive reef fish biomass and functional diversity in the largest south Atlantic coral reef system (Abrolhos, Brazil). *Frontiers in Marine Science*, 9, 701244. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.701244>

ROLIM, F. A., LANGLOIS, T., RODRIGUES, P. F., BOND, T., MOTTA, F. S., NEVES, L. M., & GADIG, O. B. (2019). Network of small no-take marine reserves reveals greater abundance and body size of fisheries target species. *PLoS One*, 14(1), e0204970. <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: Abolis Books, 2017.

ROOS, N. C., TAYLOR, B. M., CARVALHO, A. R. & LONGO, G. O. (2020). Demography of the largest and most endangered Brazilian parrotfish, *Scarus trispinosus*, reveals overfishing. *Endangered Species Research* 41, 319-327.

RUSSELL, B. C., ANDERSON, G. R. V., & TALBOT, F. H. (1977). Seasonality and recruitment of coral reef fishes. *Marine and Freshwater Research*, 28(4), 521-528. <https://doi.org/10.1071/MF9770521>

SILVA, F. C., FLOETER, S. R., LINDEGREN, M., & QUIMBAYO, J. P. (2023). Warming-induced changes in reef fish community traits in the Southwestern Atlantic transition zone. *Marine Ecology Progress Series*, 710, 107-123. <https://doi.org/10.3354/meps14288>

SIMPFENDORFER, C. A., HEITHAUS, M. R., HEUPEL, M. R., MACNEIL, M. A., MEEKAN, M., HARVEY, E., SHERMAN, C. S., CURREY-RANDALL, L. M., GOETZE, J. S., KISZKA, J. J., REES, M. J., SPEED, C. W., UDYAWER, V., BOND, M. E., FLOWERS, K. I., CLEMENTI, G. M., VALENTIN-ALBANESE, J., ADAM, M. S., ALI, K., ASHER, J., AYLAGAS, E., BEAUFORT, O., BENJAMIN, C., BERNARD, A. T. F., BERUMEN, M. L., BIERWAGEN, S., BIRRELL, C., BONNEMA, E., BOWN, R. M. K., BROOKS, E. J., BROWN, J. J., BUDDO, D., BURKE, P. J., CÁCERES, C., CAMBRA, M., CARDEÑOSA, D., CARRIER, J. C., CASARETO, S., CASELLE, J. E., CHARLOO, V., CINNER, J. E., CLAVERIE, T., CLUA, E. E. G., COCHRAN, J. E. M., COOK, N., CRAMP, J. E., D'ALBERTO, B. M., DE GRAAF, M., DORNHEGE, M. C., ESPINOZA, M., ESTEP, A., FANOVICH, L., FARABAUGH, N. F., FERNANDO, D., FERREIRA, C. E. L., FIELDS, C. Y. A., FLAM, A. L., FLOROS, C., FOURQUIREAN, V., GAJDZIK, L., BARCIA, L. G., GARLA, R., GASTRICH, K., GEORGE, L., GIARRIZZO, T., GRAHAM, R., GUTTRIDGE, T. L., HAGAN, V., HARDENSTINE, R. S., HECK, S. M., HENDERSON, A. C., HEITHAUS, P., HERTLER, H., PADILLA, M. H., HUETER, R. E., JABADO, R. W., JOYEUX, J.-C., JAITEH, V., JOHNSON, M., JUPITER, S. D., KAIMUDDIN, M., KASANA, D., KELLEY, M., KESSEL, S. T., KIILU, B., KIRATA, T., KUGURU, B., KYNE, F., LANGLOIS, T., LARA, F., LAWE, J., LÉDÉE, E. J. I., LINDFIELD, S., LUNA-ACOSTA, A., MAGGS, J. Q., MANJAJI-MATSUMOTO, B. M., MARSHALL, A., MARTIN, L., MATEOS-MOLINA, D., MATICH, P., MCCOMBS, E., MCIVOR, A., MCLEAN, D., MEGGS, L., MOORE, S., MUKHERJI, S., MURRAY, R., NEWMAN, S. J., NOGUÉS, J., OBOTA, C., OCHAVILLO, D., O'SHEA, O., OSUKA, K. E., PAPASTAMATIOU, Y. P., PERERA, N., PETERSON, B., PIMENTEL, C. R., PINA-AMARGÓS, F., PINHEIRO, H. T., PONZO, A., PRASETYO, A., QUAMAR, L. M. S., QUINLAN, J. R., REIS-FILHO, J. A., RUIZ, H., RUIZ-ABIerno, A., SALA, E., DE-LEÓN, P. S., SAMOILYS, M. A., SAMPLE, W. R., SCHÄRER-UMPIERRE, M., SCHLAFF, A. M., SCHMID, K., SCHOEN, S. N., SIMPSON, N., SMITH, A. N. H., SPAET, J. L. Y., SPARKS, L., STOFFERS, T., TANNA, A., TORRES, R., TRAVERS, M. J., VAN ZINNICQ BERGMANN, M., VIGLIOLA, L., WARD, J., WARREN, J. D., WATTS, A. M., WEN, C. K., WHITMAN, E. R., WIRSING, A. J., WOTHKE, A., ZARZA-GONZÁLEZ, E. & CHAPMAN, D. D. (2023). WIDESPREAD DIVERSITY DEFICITS OF CORAL REEF SHARKS AND RAYS. *SCIENCE* 380, 1155-1160.

TITTENSOR, D. P., MORA, C., JETZ, W., LOTZE, H. K., RICARD, D., BERGHE, E. V., & WORM, B. (2010). Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature*, 466(7310), 1098-1101. <https://doi.org/10.1038/nature09329>

VAUGHAN, G. O., SHIELS, H. A., & BURT, J. A. (2021). Seasonal variation in reef fish assemblages in the environmentally extreme southern Persian/Arabian Gulf. *Coral Reefs*, 40(2), 405-416. <https://doi.org/10.1007/s00338-021-02058-1>

VILLAÇA, R. (2009). Recifes Biológicos (Cap. 17). In: PEREIRA, R.C. & SOARES GOMES, A. *Biologia Marinha*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, p. 399–420.

VILLÉGER, S., MIRANDA, J. R., HERNANDEZ, D. F., & MOUILLOT, D. (2012). Low functional β -diversity despite high taxonomic β -diversity among tropical estuarine fish communities. *PloS one*, 7(7), e40679. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040679>.

VILLÉGER, S., MIRANDA, J. R., HERNÁNDEZ, D. F., & MOUILLOT, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20(6), 1512-1522. <https://doi.org/10.1890/09-1310.1>.

VIOLLE, C., NAVAS, M. L., VILE, D., KAZAKOU, E., FORTUNEL, C., HUMMEL, I., & GARNIER, E. (2007). Let the concept of trait be functional!. *Oikos*, 116(5), 882-892. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>.

WHITTAKER, R.H., 1972. Evolution and Measurement of Species. *Taxon* 21, 213–251. <https://doi.org/10.2307/1218190>

WILSON, S. K., BABCOCK, R. C., FISHER, R., HOLMES, T. H., MOORE, J. A., & THOMSON, D. P. (2012). Relative and combined effects of habitat and fishing on reef fish communities across a limited fishing gradient at Ningaloo. *Marine Environmental Research*, 81, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.08.002>

ZHANG, X., LI, Y., DU, J., QIU, S., XIE, B., CHEN, W., WANG, J., HU, W., WU, Z., CHEN, B. (2022). Effects of ocean warming and fishing on the coral reef ecosystem: A case study of Xisha Islands, South China Sea. *Frontiers in Marine Science*, 9, 1046106. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1046106>

CAPÍTULO 1: COMPOSIÇÃO E SIMILARIDADE DE PEIXES RECIFAIS DE ÁREAS MARINHAS PROTEGIDAS NO ATLÂNTICO SUDOESTE: VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL

RESUMO

No Brasil, a maioria dos estudos tende a se concentrar nas comunidades de peixes recifais durante o dia e em estações específicas. Contudo, essa abordagem negligencia variações temporais, como o ciclo sazonal e diuturno. Considerar essas variações é essencial para compreender a dinâmica e adaptação dos peixes recifais, especialmente em Áreas Marinhas Protegidas (AMPs). O uso crescente de Veículos Operados Remotamente (ROV - *Remotely Operated Vehicles*) tecnologia não letal, destaca-se por registrar a presença ou ocorrência de espécies com mínima perturbação. Objetivamos descrever a comunidade de peixes de recifes do Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, no sudeste do Brasil, em função das variações temporais (sazonal e diuturna), avaliando a composição, a diversidade e a similaridade da ictiofauna entre os dois locais durante 2022 utilizando um ROV. Foram visualizados 16.661 indivíduos pertencentes a 81 espécies, 2 classes, 21 ordens e 38 famílias. As espécies mais abundantes foram: *Haemulon aurolineatum*, *Abudefduf saxatilis* e *Stegastes fuscus*. No Parque Estadual Ilha Anchieta foram visualizados 9.213 indivíduos pertencentes a 69 espécies e $H'_{PEIA} = 2,075$ nat/indivíduo. Na Ilha do Mar Virado foram visualizados 7.448 indivíduos pertencentes a 61 espécies e a $H'_{IMV} = 2,284$ nat/indivíduo. A similaridade da composição entre as ilhas foi de 60,49% e o resultado do teste de comparação entre os H' foi significativo, indicando que $H'_{IMV} > H'_{PEIA}$. Durante o dia foram visualizados 12.923 indivíduos pertencentes a 59 espécies e $H'_{DIA} = 2,150$ nat/indivíduo. Durante a noite foram visualizados 3.738 indivíduos pertencentes a 59 espécies e diversidade de $H'_{NOITE} = 1,981$ nat/indivíduo. A similaridade da composição entre os períodos diuturnos foi de 45,67% e resultado do teste de comparação entre os H' foi significativo, indicando que $H'_{DIA} > H'_{NOITE}$. No verão foram visualizados 7.300 indivíduos pertencentes a 61 espécies e $H'_{VERÃO} = 2,038$ nat/indivíduo. No inverno foram visualizados 3.697 indivíduos pertencentes a 49 espécies e $H'_{INVERNO} = 2,177$ nat/indivíduo. Na primavera foram visualizados 3.011 indivíduos pertencentes a 46 espécies e $H'_{PRIMAVERA} = 2,122$ nat/indivíduo. No outono foram visualizados 2.383 indivíduos pertencentes a 44 espécies $H'_{OUTONO} = 2,247$ nat/indivíduo. A similaridade da composição foi numericamente alta, sendo o maior valor (66,67%) entre primavera e inverno, e o menor (48,61%) entre verão e inverno e o resultado do teste de comparação entre os H' foi significativo, indicando $H'_{OUTONO} > H'_{VERÃO}$, $H'_{OUTONO} > H'_{PRIMAVERA}$, $H'_{PRIMAVERA} > H'_{VERÃO}$ e $H'_{INVERNO} > H'_{VERÃO}$. A PERMANOVA indicou diferenças significativas na composição e abundância das espécies entre as ilhas, entre as estações climáticas, entre o período diuturno e a profundidade. Comparações pareadas entre as estações climáticas mostraram diferença significativa na variação entre verão e outono implicando em maior variação no outono, e entre os períodos diuturnos, onde o dia apresentou maior variação. A utilização do ROV se mostrou eficiente ao avaliar a comunidade de peixes, especialmente em habitats sensíveis dentro de áreas protegidas, como os ambientes recifais, que abrigam uma quantidade representativa de espécies ameaçadas, além de trazer resultados da composição e similaridade da ictiofauna entre o ciclo sazonal e diuturno. Ressaltamos a importância de pesquisas noturnas e destacamos a vulnerabilidade de espécies ameaçadas à pesca, enfatizando a necessidade de regulamentação e fiscalização adequadas.

Palavras-chave: Veículo Operado Remotamente. Áreas Marinhas Protegidas. Ilhas costeiras. Recifes rochosos.

ABSTRACT

In Brazil, most studies tend to focus on reef fish communities during the day and in specific seasons. However, this approach neglects temporal variations, such as the seasonal and daily cycles. Considering these variations is essential to understanding the dynamics and adaptation of reef fish, especially in Marine Protected Areas (MPAs). The increasing use of Remotely Operated Vehicles (ROVs) as a non-lethal technology stands out for recording the presence or occurrence of species with minimal disturbance. Our goal is to describe the reef fish community of Parque Estadual Ilha Anchieta and Ilha do Mar Virado in southeast Brazil, in relation to temporal variations (seasonal and diurnal), evaluating the composition, diversity, and similarity of ichthyofauna between the two locations during 2022 using an ROV. A total of 16,661 individuals belonging to 81 species, 2 classes, 21 orders, and 38 families were observed. The most abundant species were *Haemulon aurolineatum*, *Abudefduf saxatilis* and *Stegastes fuscus*. In Parque Estadual Ilha Anchieta, 9,213 individuals belonging to 69 species were observed, with $H'_{PEIA} = 2.075$ nat. At Ilha do Mar Virado, 7,448 individuals belonging to 61 species were observed, with $H'_{IMV} = 2.284$ nat. The composition similarity between the islands was 60.49%, and the result of the H' comparison test was significant, indicating $H'_{IMV} > H'_{PEIA}$. During the day, 12,923 individuals belonging to 59 species and $H'_{DAY} = 2.150$ nat were observed. At night, 3,738 individuals belonging to 59 species and diversity of $H'_{NIGHT} = 1.981$ nat were observed. The composition similarity between diurnal periods was 45.67%, and the result of the H' comparison test was significant, indicating $H'_{DAY} > H'_{NIGHT}$. In summer, 7,300 individuals belonging to 61 species and $H'_{SUMMER} = 2.038$ nat were observed. In winter, 3,697 individuals belonging to 49 species and $H'_{WINTER} = 2.177$ nat were observed. In spring, 3,011 individuals belonging to 46 species and $H'_{SPRING} = 2.122$ nat were observed. In autumn, 2,383 individuals belonging to 44 species, and $H'_{AUTUMN} = 2.247$ nat were observed. The composition similarity was numerically high, with the highest value (66.67%) between spring and winter, and the lowest (48.61%) between summer and winter, and the result of the H' comparison test was significant, indicating $H'_{AUTUMN} > H'_{SUMMER}$, $H'_{AUTUMN} > H'_{SPRING}$, $H'_{SPRING} > H'_{SUMMER}$ e $H'_{WINTER} > H'_{SUMMER}$. PERMANOVA indicated significant differences in the composition and abundance of species between islands, between seasons, between diurnal periods, and depth. Paired comparisons between seasons showed significant differences in the variation between summer and autumn, implying greater variation in autumn, and between diurnal periods, where the day showed greater variation. The use of ROV proved to be efficient in assessing the fish community, especially in sensitive habitats within protected areas, such as reef environments, which harbor a significant number of threatened species. Additionally, it provided results regarding the composition and similarity of the ichthyofauna across the seasonal and diurnal cycles. We emphasize the importance of nighttime research and highlight the vulnerability of threatened species to fishing, stressing the need for proper regulation and enforcement.

Keywords: Remotely Operated Vehicle. Marine Protected Areas. Coastal islands. Rocky reefs.

INTRODUÇÃO

No Brasil, ambientes recifais costeiros são ecossistemas altamente diversificados, ricos em recursos naturais e de grande importância ecológica, econômica e social (FERREIRA *et al.*, 2001). A costa brasileira se estende por 7.491 km, representando a maior parte do Atlântico ocidental sul. Em pelo menos um terço desse litoral, ocorrem os ambientes recifais que são divididos em recifes biogênicos ao norte e recifes rochosos ao sul (FLOETER *et al.*, 2006; MENDONÇA-NETO *et al.*, 2008).

A região sudeste, situada nas sub-províncias leste e sudeste da província biogeográfica brasileira se caracteriza pela elevada riqueza e número de espécies endêmicas do Atlântico sudoeste devido aos recifes rochosos que caracterizam a região (FLOETER *et al.*, 2001; QUIMBAYO *et al.*, 2021). Precisamente na região de transição entre os ambientes tropicais e subtropicais-temperados (20°S a 23°S), a variedade de habitats constitui um mosaico propício a uma das mais expressivas diversidades de organismos bentônicos (AUED *et al.*, 2018) e recifes registradas no Brasil (FLOETER *et al.*, 2001; PINHEIRO *et al.*, 2015; 2018).

Nas últimas décadas, informações sobre as comunidades de peixes associadas aos recifes rochosos subtropicais brasileiros vem aumentando (LUIZ JR. & FLOETER, 2004; BONALDO *et al.*, 2005, FLOETER *et al.*, 2006; LUIZ JR. *et al.*, 2008; GIBRAN & MOURA, 2012; TEIXEIRA-NEVES *et al.*, 2015; SOUZA *et al.*, 2018; ROLIM *et al.*, 2019; CARMINATTO *et al.*, 2020; SILVA *et al.*, 2023). No entanto, lacunas geográficas ainda persistem ao longo da altamente ameaçada costa sudeste (~2.000 km), onde a população do país se concentra a menos de 100 km da costa (IBGE, 2016), e vários estressores ambientais (atividades portuárias e turística, poluição, exploração de petróleo e gás e pesca comercial) são observados (GIBRAN & MOURA, 2012). A falta de informações é relevante para o progresso contínuo no desenvolvimento de planos de gestão das Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) de uso múltiplo estabelecidas ao longo da costa do Estado de São Paulo.

As AMPs representam ferramentas de grande importância para a preservação da diversidade, principalmente para os predadores meso e de topo, que ajudam a manter a qualidade do habitat (HALPERN, 2003; MOTTA *et al.*, 2024). O processo de criação de AMPs deve ser tratado como prioridade em habitats vulneráveis e de baixa resiliência, tais como recifes de coral, manguezais e banco de fanerógamas marinhas (HALPERN *et al.*, 2008). Segundo Halpern (2003), a implementação de uma reserva marinha de uso restrito pode aumentar a diversidade dos organismos em 20-30%, acompanhada por um aumento na densidade e tamanho dos indivíduos.

Com relação às variações temporais em âmbito global, censos visuais diurnos (BROCK, 1954) têm sido utilizados desde 1965 e censos visuais noturnos (HOBSON, 1965) desde 1960 para embasar estudos ecológicos sobre comunidades de peixes recifais. No entanto, no Brasil, a maioria dos estudos tende a se concentrar nas estruturas das comunidades de peixes e nas interações de espécies apenas durante o dia e geralmente apenas durante o verão e inverno, pois a coleta de peixes e observações subaquáticas são comparativamente mais fáceis. Essa carência ressalta que, além das variações espaciais, as variações temporais como os ciclos sazonais (HURST *et al.*, 2004, NEVES *et al.*, 2011) e variação diária (STARCK & DAVIS, 1966; HELFMAN, 1993) também são cruciais para compreender a dinâmica e a adaptação dos peixes recifais em seus habitats, bem como para a conservação e o manejo dessas espécies em áreas marinhas protegidas (AMPs).

Além do Censo Visual Subaquático (UVC) (HOBSON *et al.*, 1981; GALZIN, 1987; LECCHINI, 2006; AZZURRO *et al.*, 2007; LIPPI, 2013), diferentes métodos foram utilizados para o estudo das variações circadianas nesses ambientes como armadilhas de fundo (TRAVERS *et al.*, 2006) e fotografias subaquáticas (HOLZMAN *et al.*, 2007). Porém, para ampliar o conhecimento sobre a variação espaço-temporal da ictiofauna recifal no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, aplicamos um método não sacrificial que complementa a amostragem visual tradicionalmente utilizada. A evolução de técnicas não destrutivas através de vídeos remotos, têm sido empregadas como importantes ferramentas complementares para realizar amostragens mais precisas da ictiofauna e têm sido amplamente empregadas em ecossistemas marinhos, especialmente em AMPs (MALLET & PELLETIER, 2014; KOENIG & STALLINGS, 2015; PIMENTEL *et al.*, 2020; ROLIM *et al.*, 2022; MACHADO *et al.*, 2022). No entanto, este estudo é o primeiro a avaliar a variação diuturna e sazonal da comunidade de peixes recifais rochosos utilizando um veículo subaquático operado remotamente (ROV) em AMP.

OBJETIVO

O presente estudo busca compreender a composição, a diversidade e a similaridade da ictiofauna recifal e suas variações espaciais e temporais (sazonal e diuturna) em duas ilhas costeiras do sudeste do Brasil localizadas em AMPs através de um veículo subaquático operado remotamente (ROV). Espera-se que os dados resultantes deste trabalho contribuam para a gestão, conservação, manejo e renovação dos estoques de diversas espécies de peixes de importância tanto ecológica quanto comercial para a região.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho de campo foi realizado nos costões rochosos de duas ilhas costeiras na região de Ubatuba, São Paulo, pertencentes a Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte (APAMLN): o Parque Estadual Ilha da Anchieta (PEIA) (23°27'33.04"S 45°02'45.04"O) e a Ilha do Mar Virado (IMV) (23°33'58.98"S 45°09'25.62"O) (Figura 1).

O Parque Estadual da Ilha Anchieta é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral criada pelo Governo do Estado em 1977 cobrindo a parte terrestre da ilha (DECRETO Nº 9.629, 1977). Em 1983, a Superintendência de Desenvolvimento da Pesca estabeleceu em torno do PEIA um polígono de interdição de pesca com 1.713 hectares (PORTARIA SUDEPE Nº 56, 1983). A área total da Ilha Anchieta é de 8,26 km² situada a 540 metros do continente.

Por outro lado, a Ilha do Mar Virado é uma área permitida para a pesca e faz parte APAMLN estabelecida em 2008 (DECRETO Nº 53.525, 2008). A área total da é de 1,19 km² distando 2.000 metros do continente. A pesca ao seu redor emprega o anzol, a caça submarina, o palangre, a armadilhas fixas e a rede de emalhar. Não é permitida a pesca industrial que utiliza arrasto de parelha e embarcações de deriva acima de 20 toneladas bruta (GT) ou de arrasto até 10 toneladas bruta (GT) (DECRETO Nº 53.525, 2008).

Em cada ilha, foram selecionados quatro pontos de amostragem com base nas condições climáticas. Esses pontos foram escolhidos em áreas mais abrigadas, permitindo que o barco chegasse sem dificuldades, mesmo em condições de ventos fortes e mar agitado (Figura 1).

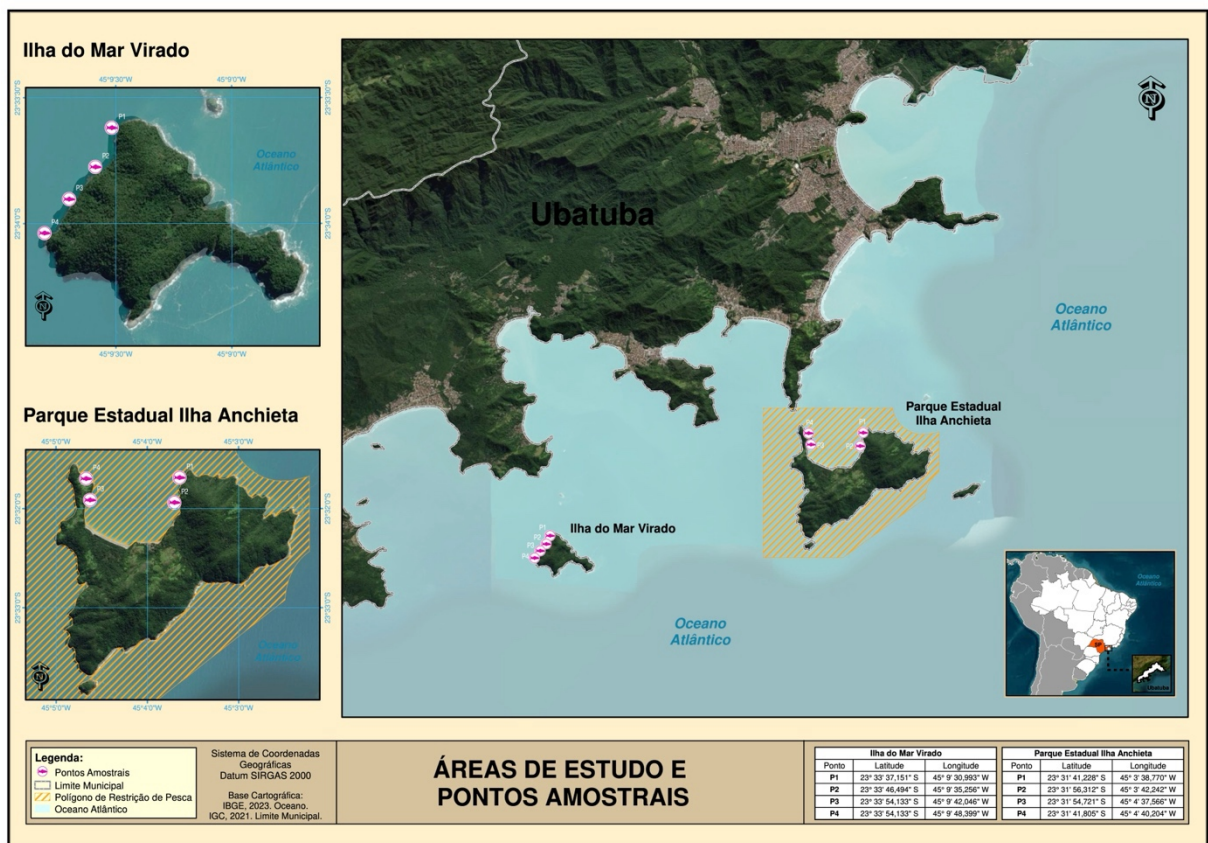


Figura 1. Áreas de estudo localizadas em Ubatuba, litoral norte de São Paulo - Brasil: Ilha do Mar Virado e Parque Estadual Ilha Anchieta. Os pontos em rosa denotam os locais amostrados em cada ilha. **Fonte:** autor.

Censo visual e delineamento amostral

O registro da ictiofauna foi realizado através de censo visual utilizando um ROV (*Remotely Operated Vehicle*), também conhecido como drone subaquático, do modelo M2 da fabricante chinesa CHASING. O ROV possui dimensões de 38 cm de comprimento, 26,7 cm de largura e 16,5 cm de altura, peso de 4,5 kg e capacidade de carga de até 800 g. Inclui sensores de bússola, temperatura, profundidade, câmera de alta resolução e iluminação frontal de LED com dois conjuntos de 2000 lúmens cada de cor branca, cuja intensidade é controlável. É equipado com oito propulsores que lhe permite navegar numa velocidade máxima de três nós (equivalente a 5,6 km/h) e capacidade operacional de 100 metros de profundidade (Figura 2).



Figura 2. ROV (*Remotely Operated Vehicle*) utilizado no censo visual da ictiofauna. **Fonte:** autor.

A operação foi realizada a partir de um barco com dois operadores treinados, um responsável pela pilotagem do ROV e a outro para controlar o cabo. Em cada ponto, os transectos se iniciaram a uma distância de 30 metros da encosta, percorrendo um total de 50 metros em ziguezagues paralelos em direção as ilhas ao longo da coluna d'água e por tempo padronizado de 15 minutos (Figura 3), em profundidades variando entre dois e sete metros.

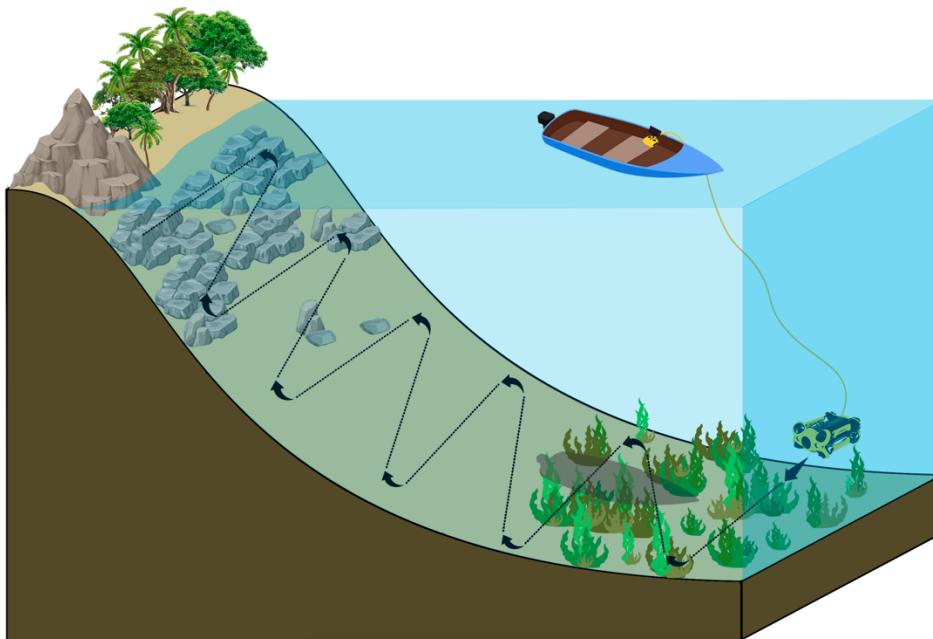


Figura 3. Modelo esquemático da operacionalização com o ROV. **Fonte:** autor.

As coletas de campo ocorreram durante o ciclo climático de 2022, considerando três campanhas em cada estação, uma por mês (**verão:** janeiro a março; **outono:** abril a junho;

inverno: julho a setembro e **primavera:** outubro a dezembro). Em cada campanha e em cada ilha foram amostrados quatro pontos no período diurno e repetidos no período noturno. No total os pontos foram amostrados 192 vezes [48 por estação climática (4 níveis), 96 por ilhas (2 níveis), 96 por período diuturno (2 níveis) e 48 por ponto (4 níveis) e 2.880 minutos de filmagem (Figura 4).

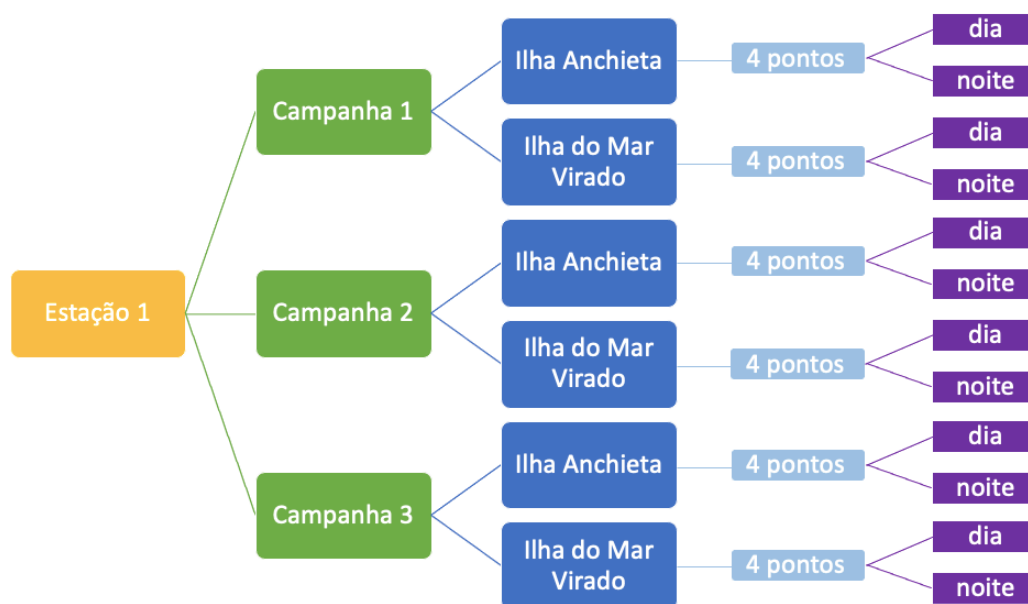


Figura 4. Delineamento amostral do estudo em campo. **Fonte:** autor.

Análise dos vídeos: assembleia de peixes e variáveis abióticas

Os vídeos gravados em cartão de memória foram editados através do programa iMovie® (Apple Inc.) para melhorar a qualidade das imagens e auxiliar na posterior identificação visual dos peixes em laboratório. Durante a visualização dos filmes para contagem dos peixes ficamos atentos ao risco de contar mais de uma vez o mesmo indivíduo. A superestimação na contagem das espécies é comum quando os pesquisadores utilizam técnicas de censo visual. Esse problema pode ter sido minimizado pela decisão de um único espectador assistir a todos os vídeos (CARMINATTO *et al.*, 2020) e a adoção do MaxN, que é o número máximo de indivíduos de cada espécie observada em um único frame na gravação. MaxN fornece o número mínimo de indivíduos conhecidos em um registro, garantindo que os indivíduos não sejam contados mais de uma vez (CAPPO *et al.*, 2003).

As espécies foram identificadas seguindo a bibliografia da área: Figueiredo & Menezes (1978, 1980, 2000), Menezes & Figueiredo (1980, 1985), Carvalho-Filho (1999), Menezes *et*

al. (2015), Rolim *et al.* (2017), Carvalho-Filho *et al.* (2022), Araujo *et al.* (2023) e conferidas pelo taxonomista, Prof. Dr. Matheus Marcos Rotundo (curador do AZUSC - Acervo Zoológico da Universidade Santa Cecília). A sistemática e a nomenclatura adotadas foram, respectivamente, Nelson *et al.* (2016) e Fricke *et al.* (2023).

Análise dos dados

Composição e abundância

Com base na riqueza e no número de indivíduos, confeccionamos uma lista de espécies, ordenada por famílias, ordens e classes por ilhas, estações climáticas e período diuturno.

As métricas de diversidade utilizadas foram riqueza (S) (número de espécies), abundância (ABN) (número de indivíduos), o índice de Shannon em número (H'), equitabilidade de Pielou (J) e dominância (D) (MAGURRAN, 2013)

Índice de Shannon (H') é um índice de diversidade que leva em consideração tanto o número de indivíduos quanto o número de espécies. Quanto maior o valor, mais diversificada é a comunidade em termos de distribuição de indivíduos entre as espécies: $H' = -\sum_i \frac{n_i}{n} \ln \frac{n_i}{n}$, onde n_i = número de indivíduos da espécie i e \ln = logaritmo natural (nat/indivíduo) (HARPER, 1999).

A equitabilidade de Pielou (J) mede a uniformidade com que os indivíduos são distribuídos entre as diferentes espécies em uma comunidade. Quanto mais próximo de 1 for o valor de J' mais equitativa é a distribuição dos indivíduos entre as espécies na comunidade: $J = \frac{H'}{\ln(S)}$, onde: H' = índice de Shannon, S = número de espécies e \ln = logaritmo natural (HARPER, 1999).

A dominância (D) reflete o grau em que uma ou algumas espécies dominam uma comunidade. Varia de 0 a 1, onde 0 indica que todas as espécies estão igualmente representadas, e 1 indica que uma única espécie domina completamente: $D = \sum_i (n_i/n)^2$, onde n_i = número de indivíduos da espécie i (HARPER, 1999).

A composição de espécies e as métricas de diversidade foram caracterizadas e calculadas por ilhas, estações climáticas e período diuturno, assim como as espécies mais representativas com base no número de indivíduos foram destacadas para cada tratamento. Realizamos testes de diversidade t para o índice de diversidade de Shannon entre as ilhas, as estações climáticas e entre o período diuturno.

Para comparar as estimativas de espécies entre os fatores (ilha, estação climática e período diuturno), realizamos curvas de rarefação em função do número de indivíduos visualizados em cada uma das ilhas, dos períodos climáticos e do período diuturno com intervalos de confiança de 95% (CHAO *et al.*, 2014). As comparações foram realizadas considerando a abundância da comunidade de peixes padronizada pelo menor número de indivíduos, sendo que a estabilização da curva foi considerada quando atinge uma assíntota (CHAO *et al.*, 2014; HSIEH *et al.*, 2016). Além da rarefação (interpolação), também realizamos a extrapolação que pode ser utilizada para estimar o número de espécies caso o esforço de coleta fosse maior. A extrapolação estende-se até um número máximo duplicado de indivíduos e utiliza uma abordagem com *bootstrap* para calcular o intervalo de confiança de 95% (HSIEH *et al.*, 2016).

A riqueza foi estimada pelo índice Chao 1 com intervalos de confiança de 95%, baseado na abundância numérica das espécies raras (MAGURRAN & MCGILL, 2011; CHAO *et al.*, 2017), sendo $S_{\text{Chao1}} = S + F1(F1 - 1) / [2(F2 + 1)]$, onde S = riqueza observada, F1 = número de espécies representadas por apenas um exemplar na amostra (*singletons*) e F2 = número de espécies com apenas dois exemplares na amostra (*doubletons*).

Similaridade na composição e abundância das espécies

Com base nas espécies por ilhas, estações climáticas e período diuturno calculamos a similaridade da composição das espécies através do Índice de Similaridade de Jaccard (Sj).

Os dados de composição e abundância de espécies foram padronizados com o método de Hellinger (LEGENDRE & GALLAGHER, 2001), uma vez que “duplos zeros” geram distorções na ordenação (LEGENDRE & LEGENDRE, 2012). A partir da transformação, calculamos uma matriz através do índice de similaridade de Bray-Curtis (CLARKE, 1993) e aplicamos a Análise de Coordenadas Principais (PCoA) para a visualização da similaridade na composição de espécies dentro e entre grupos (ilhas, estações climáticas e período diuturno).

Com a mesma matriz de dados, aplicamos uma PERMANOVA (Análise de Variância Multivariada por Permutação) para comparar a abundância de diferentes espécies entre os grupos (ilhas, estações climáticas e período diuturno) (9999 permutações). Combinando com a PERMANOVA, aplicamos a análise BETADISPER (Homogeneidade Multivariada de Dispersão de Grupos) para verificar a existência de heterogeneidade das variâncias entre grupos (9999 permutações). Deste modo, com a presença de heterogeneidade, através do valor significativo do BETADISPER), é possível saber se as diferenças entre os grupos ocorrem

principalmente por diferenças na dispersão e não, necessariamente de composição (posição) (ANDERSON & WALSH, 2013).

A matriz de dados padronizados com o método de Hellinger foi utilizada na Análise de Similaridade Percentual (SIMPER), aplicada para identificar as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade global entre as ilhas, as estações climáticas e o período diuturno que foram significativos na análise BETADISPER (CLARKE, 1993). Combinado ao SIMPER, um teste de permutação (9999 permutações) foi realizado para identificar as espécies que contribuíram significativamente para as diferenças entre os grupos (CLARKE, 1993).

Programas estatísticos

Os índices de diversidade, o teste t de diversidade, a distância de similaridade de Jaccard e a Análise de Similaridade Percentual (SIMPER) foram obtidos no software PAST 4.14 Palaeontological Statistics (HAMMER *et al.*, 2001). Os gráficos, a rarefação, o estimador de riqueza, a transformação dos dados com o método Hellinger, a Análise de Coordenadas Principais (PCoA), a PERMANOVA, a análise BETADISPER e o Teste de permutação da Análise Percentual (SIMPER) foram realizados na plataforma R (R CORE TEAM, 2023) e seus pacotes “ggplot2” (WICKHAM, 2016), “iNEXT” (HSIEH *et al.*, 2016), “ape” (PARADIS & SCHLIEP, 2019) e “vegan” (OKSANEN *et al.*, 2022).

RESULTADOS

Composição e abundância

Caracterização geral

Foram visualizados 16.661 indivíduos pertencentes a 81 espécies, 2 classes, 21 ordens e 38 famílias nos recifes rochosos dos dois locais de estudo, o Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, São Paulo, Brasil (Tabela 1). Chondrichthyes representou 5,30% (n=4) das espécies, enquanto Osteichthyes representou 95,06% (n=77).

A ordem Perciformes apresentou o maior número de famílias (n=10; 26,32%), seguido por Clupeiformes e Myliobatiformes (n=3; 7,89%) e Gobiiformes, Blenniiformes, Acanthuriformes e Tetraodontiformes (n=2; 5,26%), representando 63,16% (Figura 5).

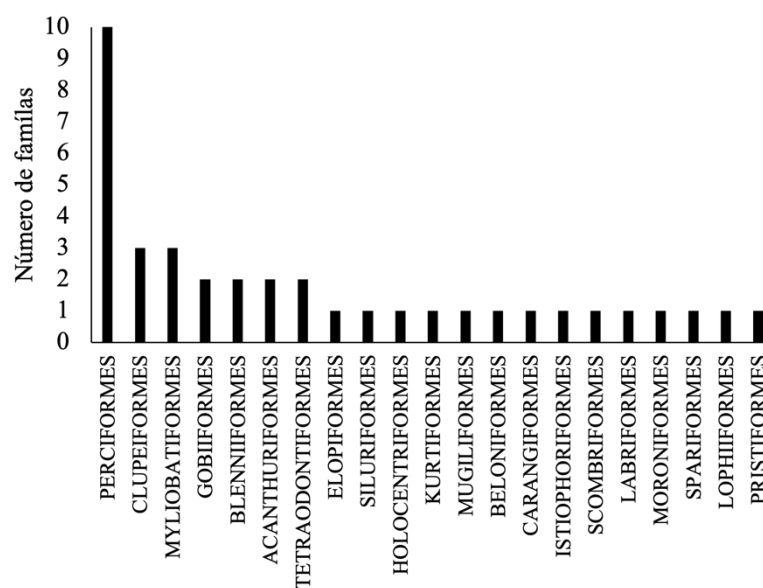


Figura 5. Número de famílias listadas nos dois locais de estudo, no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

A família Carangidae apresentou maior número de espécies (n=9; 11,11%), seguida de Serranidae (n=8; 9,88%), Labridae, Gerreidae e Haemulidae (n=6; 7,41%), Pomacentridae (n=4; 4,94%), Blenniidae (n=3; 3,70%) e Clupeidae, Holocentridae, Labrisomidae, Kyphosidae, Lutjanidae, Sciaenidae, Acanthuridae e Sparidae (n=2; 2,47%), representando 69,14% (Figura 6).

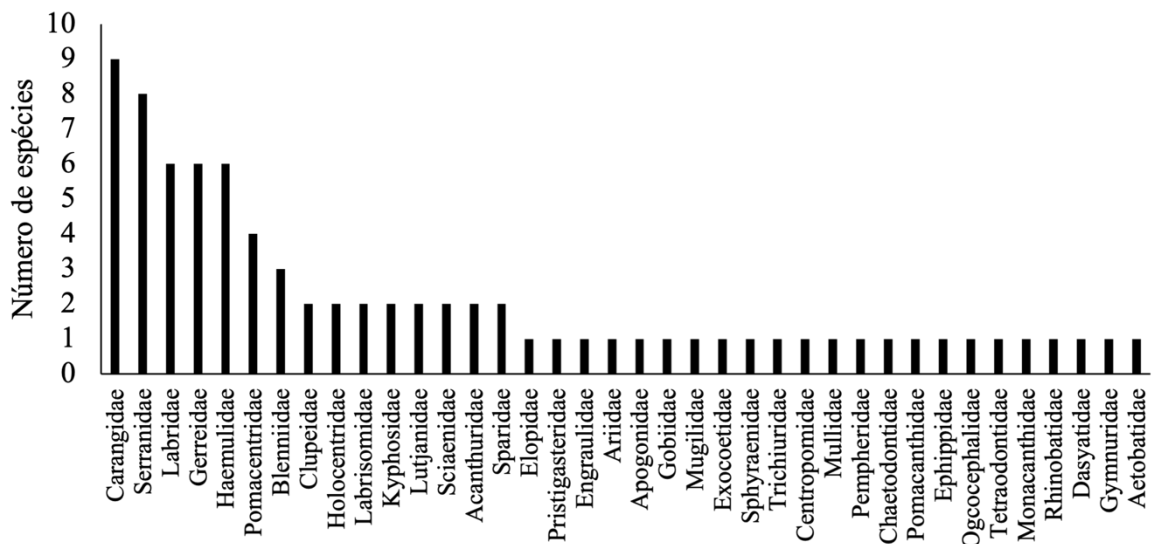


Figura 6. Número de espécies por famílias listadas nos dois locais de estudo, no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

As 12 espécies mais abundantes foram: *Haemulon aurolineatum* (n=5.483; 32,91%), *Abudefduf saxatilis* (n=3.511; 21,07%), *Stegastes fuscus* (n=3.113; 18,68%), *Haemulon atlanticus* (n=873; 5,24%), *Diplodus argenteus* (n= 540; 3,24%), *Anisotremus virginicus* (n=474; 2,84%), *Halichoeres poeyi* (n=237; 1,42%), *Odontoscion dentex* (n=229; 1,37%), *Harengula clupeiola* (n=222; 1,33%), *Carax latus* (n=221; 1,33%), *Pareques lineatus* (n=203; 1,22%) e *Chaetodon striatus* (n=172; 1,03%) representando 91,70% da abundância total (Figura 7).

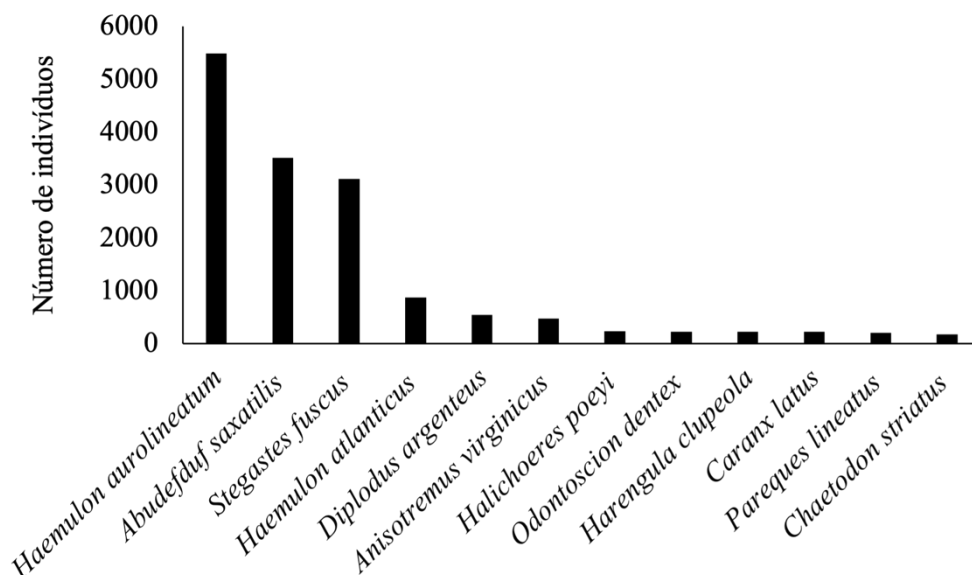


Figura 7. Número de indivíduos das 12 espécies mais abundantes listadas nos dois locais de estudo, no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

Tabela 1. Classes, ordens, famílias e espécies em ordem sistemática conforme Nelson *et al.* (2016). Código das espécies (COD), abundância numérica total (ABN total) e abundância numérica listadas nos dois locais de estudo: na Ilha do Mar Virado (IMV) e no Parque Estadual Ilha Anchieta (PEIA), nos períodos diurnos: dia (DIA) e noite (NOI) e nas estações climáticas: inverno (INV), primavera (PRI), verão (VER) e outono (OUT).

Classe/Ordem/ Família/Espécie	COD	Abundância numérica								ABN total
		IMV	PEIA	DIA	NOI	INV	PRI	VER	OUT	
<u>CHONDRICHTHYES</u>										
PRISTIFORMES										
Rhinobatidae										
<i>Pseudobatos percellens</i> (Walbaum 1792)	<i>Pse_per</i>	2	0	0	2	0	2	0	0	2
MYLIOBATIFORMES										
Dasyatidae										
<i>Dasyatis hypostigma</i> Santos & Carvalho 2004	<i>Das_hyp</i>	5	10	10	5	6	0	8	1	15
Gymnuridae										
<i>Gymnura altavela</i> (Linnaeus 1758)	<i>Gym_alt</i>	0	2	0	2	1	1	0	0	2
Aetobatidae										
<i>Aetobatus narinari</i> (Euphrasen 1790)	<i>Aet_nar</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	1
<u>OSTEICHTHYES</u>										
ELOPIFORMES										
Elopidae										
<i>Elops</i> spp.	<i>Elo_sp</i>	0	2	1	1	0	0	2	0	2
CLUPEIFORMES										
Pristigasteridae										
<i>Pellona harroweri</i> (Fowler 1917)	<i>Pel_har</i>	20	0	0	20	0	20	0	0	20
Engraulidae										
<i>Anchoa</i> spp.	<i>Anc_sp</i>	81	21	70	32	0	0	0	102	102
Clupeidae										
<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier 1829)	<i>Har_clu</i>	220	2	216	6	218	0	0	4	222
<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur 1818)	<i>Opi_ogl</i>	2	1	0	3	0	0	3	0	3
SILURIFORMES										
Ariidae										
<i>Aspistor luniscutis</i> (Valenciennes 1840)	<i>Asp_lun</i>	0	1	0	1	1	0	0	0	1
HOLOCENTRIFORMES										

Classe/Ordem/ Família/Espécie	COD	Abundância numérica								ABN total
		IMV	PEIA	DIA	NOI	INV	PRI	VER	OUT	
Holocentridae										
<i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck 1765)	<i>Hol_ads</i>	32	27	45	14	10	19	24	6	59
<i>Myripristis jacobus</i> Cuvier 1829	<i>Myr_jac</i>	0	2	2	0	0	2	0	0	2
KURTIFORMES										
Apogonidae										
<i>Apogon americanus</i> Castelnau 1855	<i>Apo_ame</i>	2	7	0	9	0	0	6	3	9
GOBIIFORMES										
Gobiidae										
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i> Gill 1863	<i>Cor_gla</i>	13	93	98	8	26	36	39	5	106
Pomacentridae										
<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus 1758)	<i>Abu_sax</i>	1695	1816	3124	387	1019	673	1275	544	3511
<i>Stegastes fuscus</i> (Cuvier 1830)	<i>Ste_fus</i>	1186	1927	2995	118	975	706	1127	305	3113
<i>Azurina multilineata</i> (Guichenot 1853)	<i>Azu_mul</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	1
<i>Stegastes variabilis</i> (Castelnau 1855)	<i>Ste_var</i>	2	0	2	0	0	0	2	0	2
MUGILIFORMES										
Mugilidae										
<i>Mugil curema</i> Valenciennes 1836	<i>Mug_cur</i>	1	0	1	0	0	1	0	0	1
BLENNIIFORMES										
Blenniidae										
<i>Parablennius marmoratus</i> (Poey 1876)	<i>Par_mar</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	1
<i>Parablennius pilicornis</i> (Cuvier 1829)	<i>Par_pil</i>	2	16	18	0	7	9	1	1	18
<i>Hypoleurochilus fissicornis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	<i>Hyp_fis</i>	1	0	0	1	0	0	0	1	1
Labrisomidae										
<i>Labrisomus nuchipinnis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	<i>Lab_nup</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	1
<i>Malacoctenus delalandii</i> (Valenciennes 1836)	<i>Mal_del</i>	6	7	10	3	2	7	2	2	13
BELONIFORMES										
Exocoetidae										
<i>Cypselurus</i> spp.	<i>Cyp_sp</i>	0	1	0	1	0	1	0	0	1
CARANGIFORMES										
Carangidae										
<i>Caranx bartholomaei</i> Cuvier 1833	<i>Car_bar</i>	20	2	22	0	0	0	22	0	22
<i>Caranx latus</i> Agassiz 1831	<i>Car_lat</i>	47	174	153	68	56	12	103	50	221

Classe/Ordem/ Família/Espécie	COD	Abundância numérica								ABN total
		IMV	PEIA	DIA	NOI	INV	PRI	VER	OUT	
<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus 1766)	<i>Car_hip</i>	1	0	1	0	0	1	0	0	1
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus 1766)	<i>Chl_chr</i>	1	6	0	7	5	0	0	2	7
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus 1758)	<i>Sel_vom</i>	6	13	1	18	4	7	1	7	19
<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill 1815)	<i>Sel_set</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	1
<i>Seriola rivoliana</i> Valenciennes 1833	<i>Ser_riv</i>	7	0	7	0	0	0	7	0	7
<i>Trachinotus goodei</i> Jordan & Evermann 1896	<i>Tra_goo</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	1
<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus 1766)	<i>Tra_car</i>	0	1	0	1	0	0	0	1	1
ISTIOPHORIFORMES										
Sphyraenidae										
<i>Sphyraena guachancho</i> Cuvier 1829	<i>Sph_gua</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	1
SCOMBRIFORMES										
Trichiuridae										
<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus 1758	<i>Tri_lep</i>	4	46	0	50	36	3	3	8	50
LABRIFORMES										
Labridae										
<i>Halichoeres brasiliensis</i> (Bloch 1791)	<i>Hal_bra</i>	17	15	32	0	5	16	7	4	32
<i>Halichoeres poeyi</i> (Steindachner 1867)	<i>Hal_poe</i>	173	64	233	4	47	81	101	8	237
<i>Cryptotomus roseus</i> Cope 1871	<i>Cry_ros</i>	16	0	16	0	0	0	16	0	16
<i>Bodianus rufus</i> (Linnaeus 1758)	<i>Bod_ruf</i>	0	3	2	1	1	2	0	0	3
<i>Sparisoma axillare</i> (Steindachner 1878)	<i>Spa_axil</i>	28	52	76	4	13	2	53	12	80
<i>Sparisoma frondosum</i> (Agassiz 1831)	<i>Spa_fro</i>	0	12	11	1	11	1	0	0	12
PERCIFORMES										
Centropomidae										
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch 1792)	<i>Cen_und</i>	0	44	44	0	0	0	44	0	44
Gerreidae										
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard 1855	<i>Euc_arg</i>	0	2	0	2	0	0	2	0	2
<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard 1824)	<i>Euc_gul</i>	12	15	5	22	21	2	3	1	27
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker 1863)	<i>Euc_mel</i>	60	5	61	4	0	0	60	5	65
<i>Eucinostomus</i> spp.	<i>Euc_sp</i>	1	13	0	14	0	0	14	0	14
<i>Eugerres brasilianus</i> (Cuvier 1830)	<i>Eug_bra</i>	0	3	0	3	0	0	1	2	3
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier 1829)	<i>Dia_rho</i>	0	9	0	9	6	0	3	0	9
Mullidae										

Classe/Ordem/ Família/Espécie	COD	Abundância numérica								ABN total
		IMV	PEIA	DIA	NOI	INV	PRI	VER	OUT	
<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch 1793)	<i>Pse_mac</i>	11	9	15	5	5	3	6	6	20
Pempheridae										
<i>Pempheris schomburgkii</i> Müller & Troschel 1848	<i>Pem_scho</i>	17	27	11	33	13	1	8	22	44
Kyphosidae										
<i>Kyphosus vaigiensis</i> (Quoy & Gaimard 1825)	<i>Kyp_vai</i>	18	30	46	2	18	10	11	9	48
<i>Kyphosus sectatrix</i> (Linnaeus 1758)	<i>Kyp_sec</i>	10	2	12	0	5	5	2	0	12
Serranidae										
<i>Diplectrum formosum</i> (Linnaeus 1766)	<i>Dip_for</i>	0	3	0	3	3	0	0	0	3
<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard 1824)	<i>Dip_rad</i>	1	2	0	3	2	0	1	0	3
<i>Serranus baldwini</i> (Evermann & Marsh 1899)	<i>Ser_bal</i>	9	3	8	4	5	4	2	1	12
<i>Serranus flaviventris</i> (Cuvier 1829)	<i>Ser_fla</i>	14	1	12	3	4	10	0	1	15
<i>Mycteroperca acutirostris</i> (Valenciennes 1828)	<i>Myc_acu</i>	41	32	68	5	10	32	23	8	73
<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe 1834)	<i>Epi_mar</i>	5	19	19	5	7	6	11	0	24
<i>Hyporthodus niveatus</i> (Valenciennes 1828)	<i>Hyp_niv</i>	1	0	1	0	1	0	0	0	1
<i>Rypticus</i> spp.	<i>Ryp_sp</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	1
Chaetodontidae										
<i>Chaetodon striatus</i> Linnaeus 1758	<i>Cha_str</i>	127	45	142	30	41	60	47	24	172
Pomacanthidae										
<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch 1787)	<i>Pom_par</i>	33	48	71	10	24	20	25	12	81
Haemulidae										
<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch 1791)	<i>Ani_sur</i>	113	40	141	12	7	36	79	31	153
<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus 1758)	<i>Ani_vir</i>	283	191	376	98	82	97	243	52	474
<i>Haemulon atlanticum</i> Carvalho, Marceniuk, Oliveira & Wosiacki 2020	<i>Hae_atl</i>	362	511	670	203	115	32	497	229	873
<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier 1830	<i>Hae_aur</i>	2260	3223	3437	2046	911	903	2972	697	5483
<i>Haemulon plumierii</i> (Lacepède 1801)	<i>Hae_plu</i>	3	3	6	0	3	1	1	1	6
<i>Orthopristis rubra</i> (Cuvier 1830)		11	12	0	23	2	0	18	3	23
Lutjanidae										
<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier 1828)	<i>Lut_ana</i>	0	1	0	1	1	0	0	0	1
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus 1758)	<i>Lut_syn</i>	2	4	0	6	0	1	5	0	6
MORONIFORMES										
Ephippidae										
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet 1782)	<i>Cha_fab</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	1

Classe/Ordem/ Família/Espécie	COD	Abundância numérica								ABN total
		IMV	PEIA	DIA	NOI	INV	PRI	VER	OUT	
ACANTHURIFORMES										
Sciaenidae										
<i>Odontoscion dentex</i> (Cuvier 1830)	<i>Odo_den</i>	97	132	149	80	46	51	74	58	229
<i>Pareques lineatus</i> (Cuvier, 1830)	<i>Par_lin</i>	110	93	51	152	67	57	52	27	203
Acanthuridae										
<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch 1787)	<i>Aca_chi</i>	12	10	21	1	8	7	4	3	22
<i>Acanthurus bahianus</i> Castelnau 1855	<i>Aca_bai</i>	2	3	5	0	3	2	0	0	5
SPARIFORMES										
Sparidae										
<i>Calamus penna</i> (Valenciennes 1830)	<i>Cal_pen</i>	2	3	0	5	0	3	1	1	5
<i>Diplodus argenteus</i> (Valenciennes 1830)	<i>Dip_arg</i>	208	332	372	168	104	53	266	117	540
LOPHIIFORMES										
Ogcocephalidae										
<i>Ogcocephalus vespertilio</i> (Linnaeus 1758)	<i>Ogc_ves</i>	1	6	1	6	3	0	3	1	7
TETRAODONTIFORMES										
Tetraodontidae										
<i>Sphoeroides camila</i> Carvalho-Filho, Rotundo, Pitassy & Sazima 2023	<i>Sph_cam</i>	11	4	12	3	3	4	5	3	15
Monacanthidae										
<i>Stephanolepis hispida</i> (Linnaeus 1766)	<i>Ste_his</i>	18	4	13	9	4	9	6	3	22

Fonte: autor.

Caracterização por ilhas

No Parque Estadual Ilha Anchieta foram visualizados 9.213 indivíduos pertencentes a 69 espécies (Figura 13; Tabela 2). A diversidade de Shannon foi 2,075 nat/indivíduo, a dominância de espécies foi de 0,210 e a equabilidade de Pielou 0,490 (Tabela 2).

As 10 espécies mais abundantes foram: *Haemulon aurolineatum* (n=3.223; 34,98%), *Stegastes fuscus* (n=1.927; 20,92%), *Abudefduf saxatilis* (n=1.816; 19,71%), *Haemulon atlanticus* (n=511; 5,55%), *Diplodus argenteus* (n= 332; 3,60%), *Anisotremus virginicus* (n=191; 2,07%), *Caranx latus* (n=174; 1,89%), *Odontoscion dentex* (n=132; 1,43%), *Pareques lineatus* e *Coryphopterus glaucofraenum* (n=93; 1,01%) representando 92,17% da abundância (Figura 8).

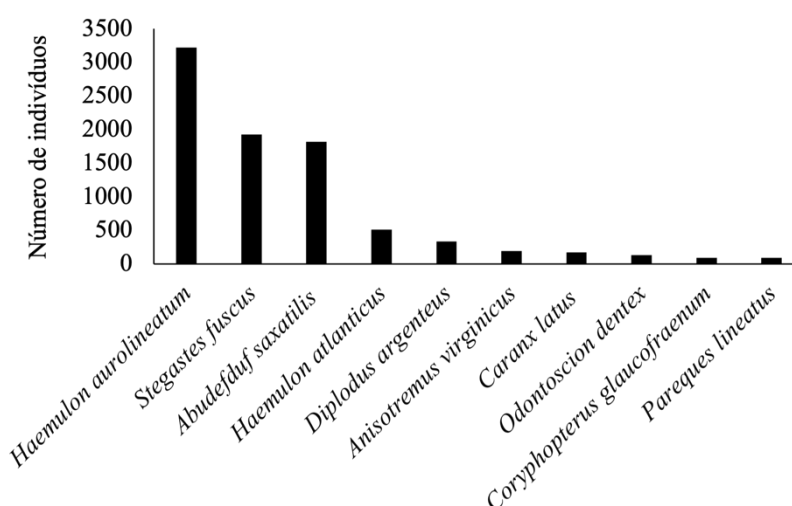


Figura 8. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas no Parque Estadual Ilha Anchieta, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

Na Ilha do Mar Virado foram visualizados 7.448 indivíduos pertencentes a 61 espécies (Figura 13; Tabela 2). A diversidade de Shannon foi 2,284 nat/indivíduo, a dominância de espécies foi de 0,176 e a equabilidade de Pielou 0,555 (Tabela 2).

As 10 espécies mais abundantes foram: *H. aurolineatum* (n=2.260; 30,34%), *A. saxatilis* (n=1.695; 22,76%), *S. fuscus* (n=1.186; 15,92%), *H. atlanticus* (n=362; 4,86%), *A. virginicus* (n=282; 3,80%), *Harengula clupeiola* (n=220; 2,95%), *D. argenteus* (n= 208; 2,79%), *H. poeyi* (n=173; 2,32%), *Chaetodon striatus* (n=127; 1,71%) e *A. surinamensis* (n=113; 1,52%) representando 88,98% da abundância (Figura 9).

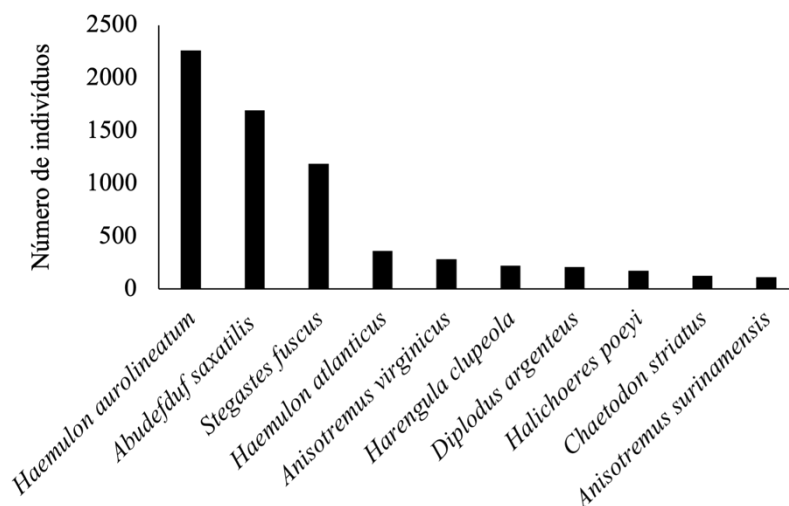


Figura 9. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas na Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

Das 81 espécies identificadas, 49 foram registradas nas duas ilhas (Figura 13). A similaridade da composição foi de 60,49%. As seis espécies mais abundantes e comuns foram: *H. aurolineatum*, *A. saxatilis*, *S. fuscus*, *H. atlanticus*, *A. virginicus* e *D. argenteus* (Figura 10).

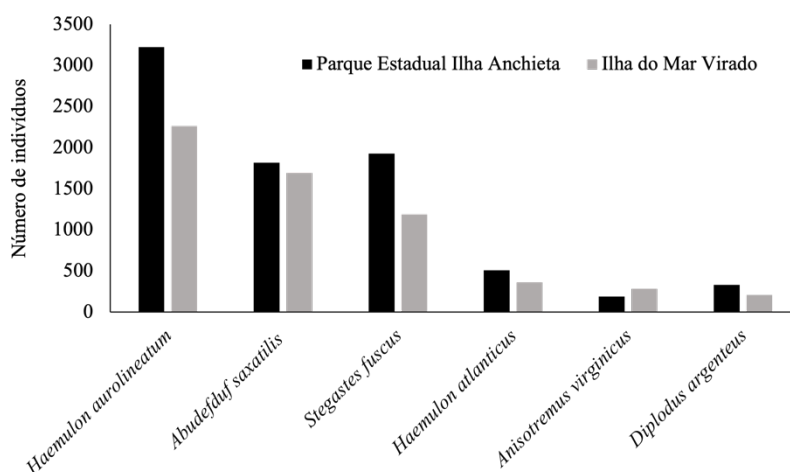


Figura 10. Abundância numérica das seis espécies mais representativas e comuns visualizadas no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

Vinte espécies (24,69%) foram visualizadas exclusivamente na Ilha Anchieta (Figura 13), sendo *Centropomus undecimalis* (n=44; 0,48%), *Sparisoma frondosum* (n=12; 0,13%), *Diapterus rhombeus* (n=9; 0,10%) as mais representativas com 0,71% (Figura 11).

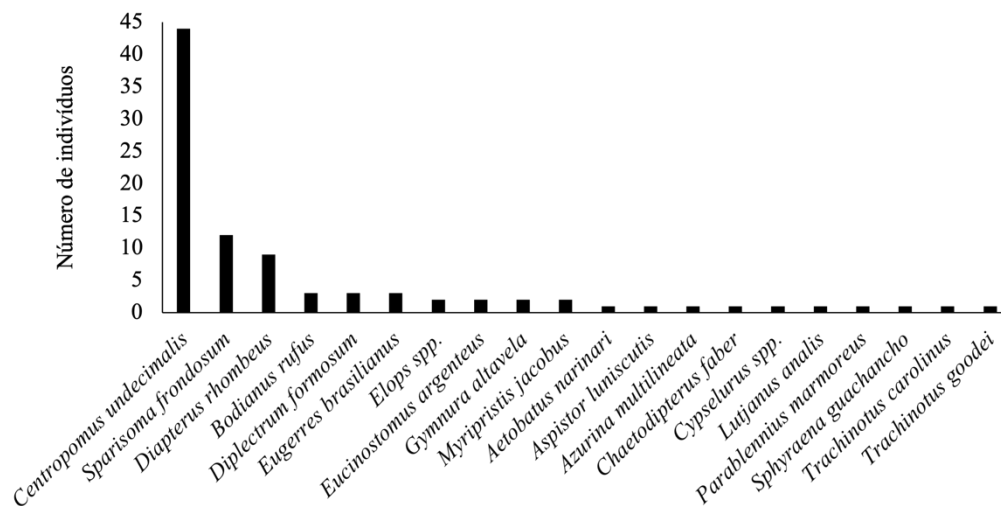


Figura 11. Abundância numérica das 20 espécies exclusivas do Parque Estadual Ilha Anchieta, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

Doze espécies (14,81%) foram exclusivas da Ilha do Mar Virado (Figura 13), sendo *Pellona harroweri* (n=20; 0,27%), *Cryptotomus roseus* (n=16; 0,21%) e *Seriola rivoliana* (n=7; 0,09%) as mais representativas com 0,58% (Figura 12).

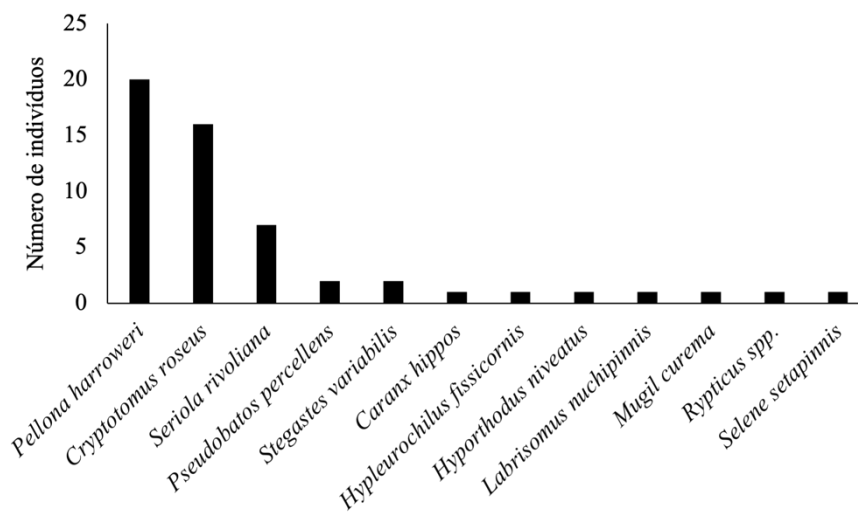


Figura 12. Abundância numérica das 12 espécies exclusivas da Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

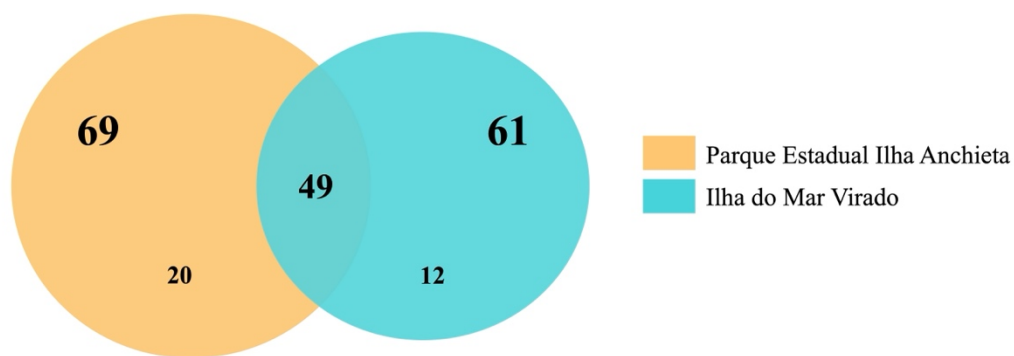


Figura 13. Riqueza compartilhada, total e exclusiva (expressa em números por numerais menores) em cada ilha. **Fonte:** autor.

As curvas de rarefação utilizando a abundância numérica não evidenciaram diferenças significativas entre a riqueza em relação o Parque Estadual Ilha Anchieta e a Ilha do Mar Virado, com base em 7.448 indivíduos (linha preta tracejada), pois observa-se completa sobreposição entre os intervalos de confiança, evidenciando a não diferenciação estatística da riqueza entre as ilhas. Caso dobrasse o número de indivíduos coletadas, ainda não haveria diferença estatística da riqueza entre as ilhas (Figura 14). As curvas apresentadas indicam que o número de espécies registradas no estudo constitui uma parcela numericamente representativa da ictiofauna da região.

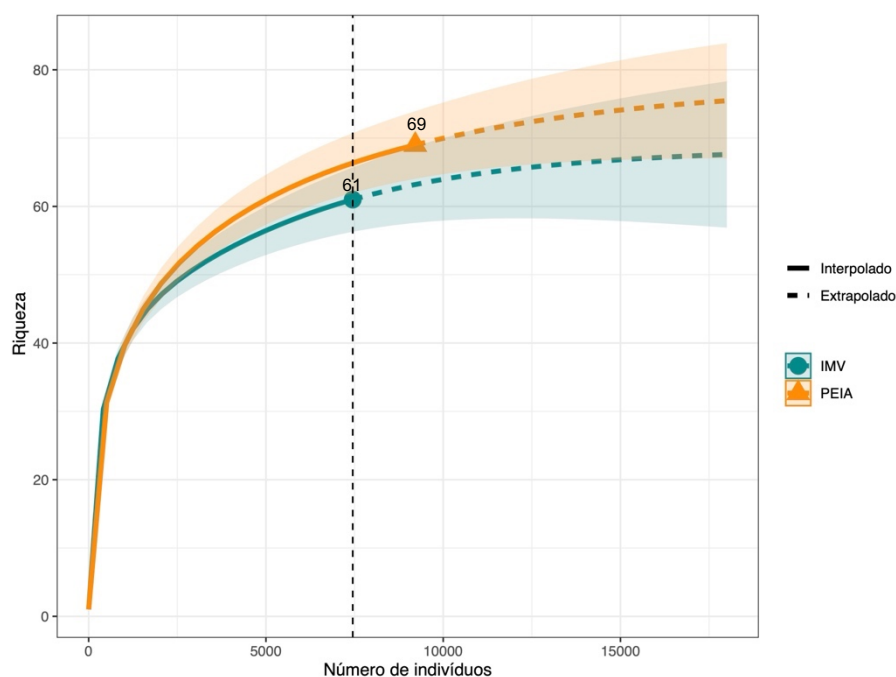


Figura 14. Curvas de rarefação e extrapolação da riqueza com intervalos de confiança de 95% utilizando a abundância numérica para o Parque Estadual Ilha Anchieta (PEIA) e Ilha do Mar Virado (IMV). **Fonte:** autor.

Na Ilha Anchieta foram visualizadas 69 espécies e com base no número de espécies raras, o estimador Chao 1 estimou a existência de mais sete espécies (Figura 15; Tabela 2).

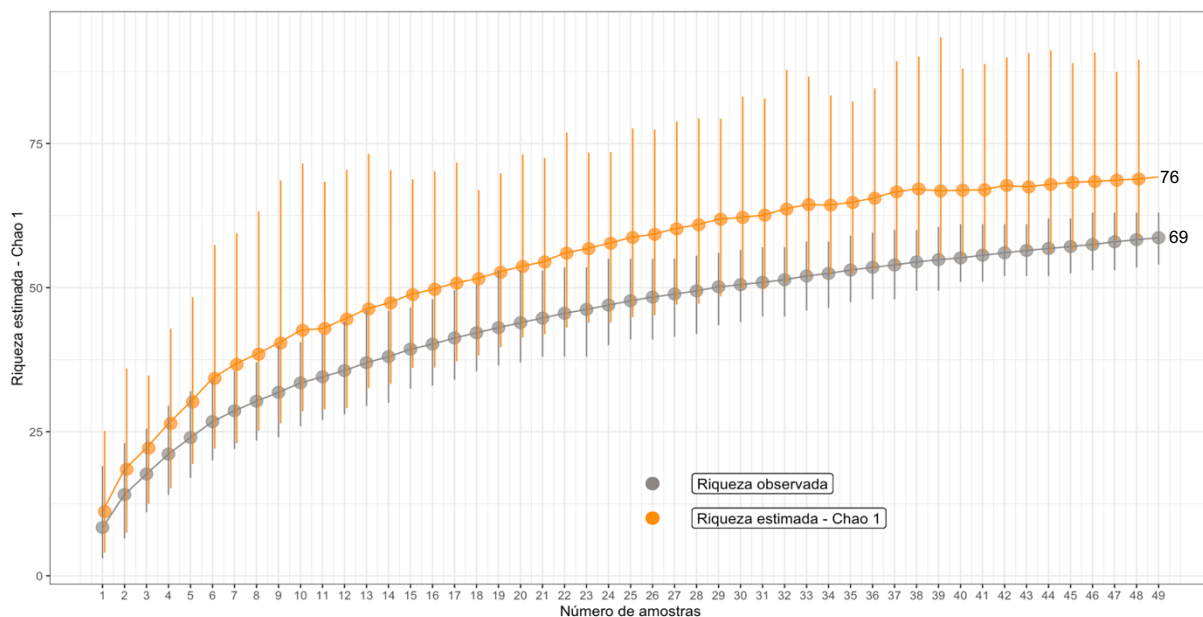


Figura 15. Resultado com intervalo de confiança de 95% para o estimador Chao 1 para o Parque Estadual Ilha Anchieta, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

Na Ilha do Mar Virado foram visualizadas 61 espécies e com base no número de espécies raras, o estimador Chao 1 estimou a existência de mais seis espécies (Figura 16; Tabela 2).

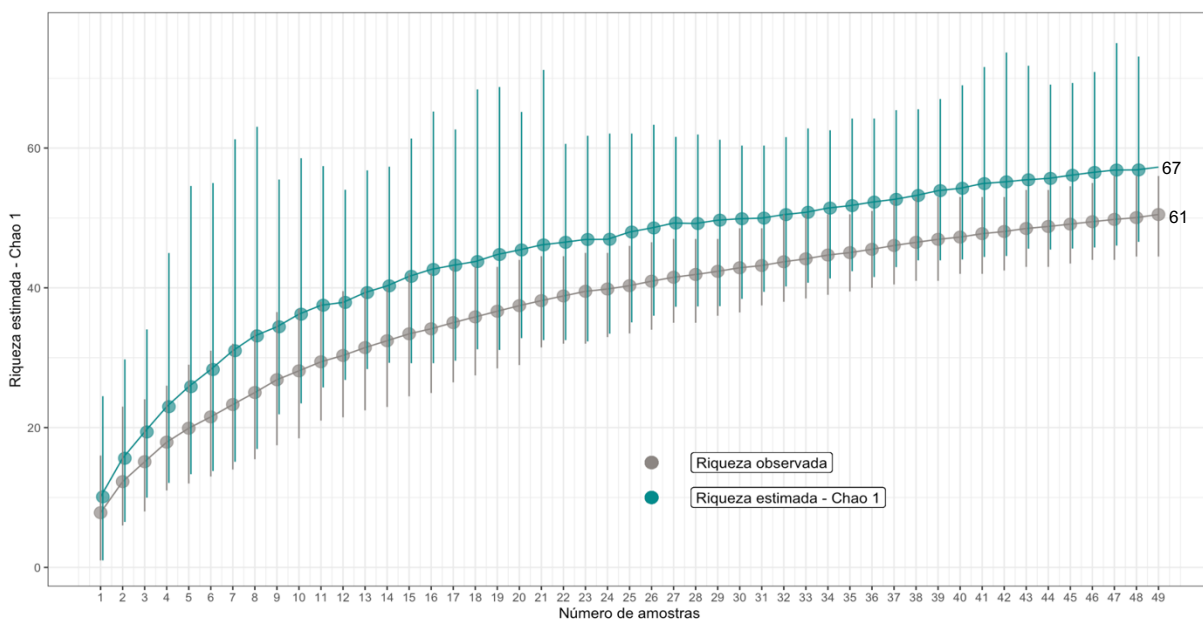


Figura 16. Resultado com intervalo de confiança de 95% para o estimador Chao 1 para a Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

Tabela 2. Descritores de diversidade registrados no Parque Estadual Ilha Anchieta e na Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. O resultado do teste de comparação entre os H' ($t=9,262$; $p<0,0001$).

	Ilha do Mar Virado	Parque Estadual Ilha Anchieta
Riqueza (S)	61	69
Abundância numérica (ABN)	7.448	9.213
Dominância (D)	0,176	0,210
Shannon (H')	2,284 nat/indivíduo	2,075 nat/indivíduo
Equabilidade (J)	0,555	0,490
Chao-1	67,11	76,33

Fonte: autor.

Caracterização por estação climática

No verão foram visualizados 7.300 indivíduos pertencentes a 61 espécies (Figura 26; Tabela 4). A diversidade de Shannon foi 2,038 nat/indivíduo, a dominância foi de 0,228 e a equabilidade de Pielou 0,495 (Tabela 4).

As 10 espécies mais abundantes foram: *H. aurolineatum* ($n=2.972$; 40,71%), *A. saxatilis* ($n=1.275$; 17,46%), *S. fuscus* ($n=1.127$; 15,43%), *H. atlanticus* ($n=497$; 6,80%), *D. argenteus* ($n=266$; 3,64%), *A. virginicus* ($n=243$; 3,32%), *C. latus* ($n=103$; 1,41%), *H. poeyi* ($n=101$; 1,38%), *A. surinamensis* ($n=79$; 1,01%) e *O. dentex* ($n=74$; 1,01%), representando 92,28% da abundância total (Figura 17).

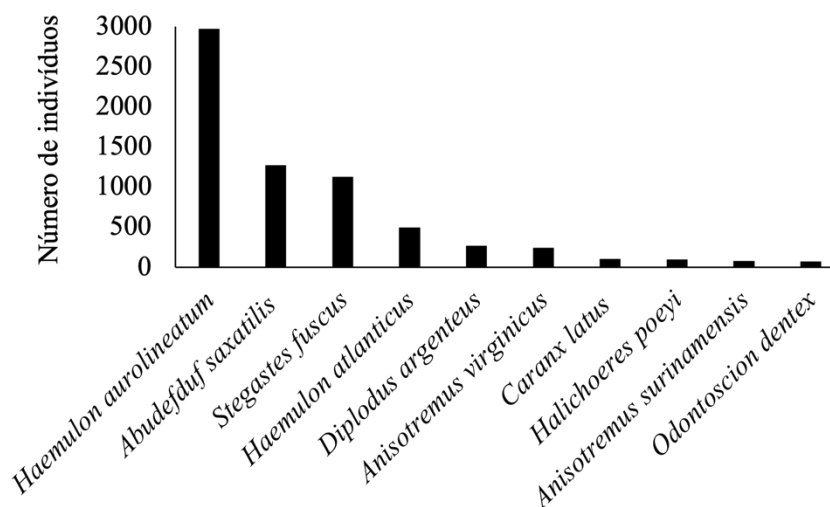


Figura 17. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas durante o verão no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.

No inverno foram visualizados 3.697 indivíduos pertencentes a 49 espécies (Figura 26; Tabela 4). A diversidade de Shannon foi 2,177 nat/indivíduo, a dominância foi de 0,185 e a equabilidade de Pielou 0,559 (Tabela 4).

As 10 espécies mais abundantes foram: *A. saxatalis* (n=1.019; 25,68%), *S. fuscus* (n=975; 24,57%), *H. aurolineatum* (n=911; 22,96%), *H. clupeiola* (n=218; 5,49%), *H. atlanticus* (n=115; 2,89%), *D. argenteus* (n=104; 2,62%), *A. virginicus* (n=82; 2,06%), *P. lineatus* (n=67; 1,68%), *C. latus* (n=56; 1,41%) e *H. Poeyi* (n=47; 1,18%), representando 90,59% da abundância total (Figura 18).

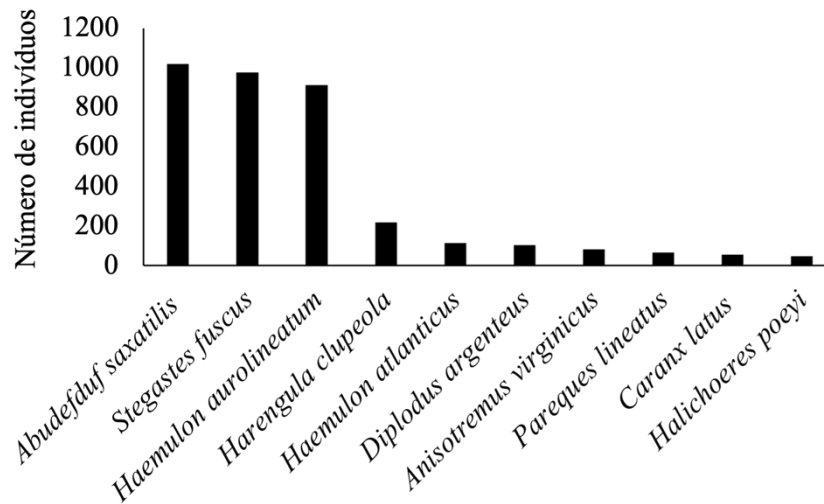


Figura 18. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas durante o inverno no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

Na primavera foram visualizados 3.011 indivíduos pertencentes a 46 espécies (Figura 26; Tabela 4). A diversidade de Shannon foi 2,122 nat/indivíduo, a dominância foi de 0,198 e a equabilidade de Pielou 0,554 (Tabela 4).

As 10 espécies mais abundantes foram: *H. aurolineatum* (n=903; 29,99%), *S. fuscus* (n=706; 23,44%), *A. saxatalis* (n=673; 22,35%), *A. virginicus* (n=97; 3,22%), *H. Poeyi* (n=81; 2,69%), *C. striatus* (n=60; 1,99%), *P. lineatus* (n=57; 1,89%), *D. argenteus* (n=53; 1,76%), *O. dentex* (n=51; 1,69%) e *C. glaucofraenum* (n=36; 1,19%) representando 90,23% da abundância total (Figura 19).

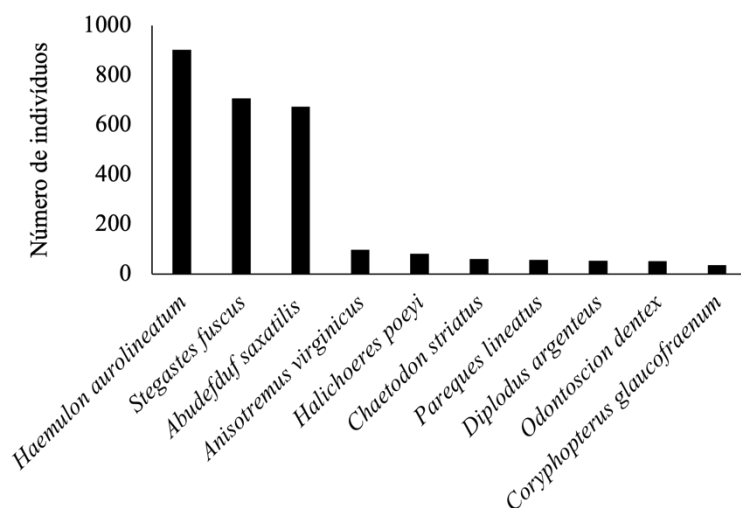


Figura 19. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas durante a primavera no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

No outono foram visualizados 2.383 indivíduos pertencentes a 44 espécies (Figura 26; Tabela 4). A diversidade de Shannon foi 2,247 nat/indivíduo, a dominância foi de 0,169 e a equabilidade de Pielou 0,593 (Tabela 4).

As 10 espécies mais abundantes foram: *H. aurolineatum* (n=697; 29,24%), *A. saxatilis* (n=544; 22,82%), *S. fuscus* (n=305; 12,79%), *H. atlanticus* (n=229; 9,60%), *D. argenteus* (n=117; 4,90%), *Anchoa* spp. (n=102; 4,28%), *O. dentex* (n=58; 2,43%), *A. virginicus* (n=52; 2,18%), *C. latus* (n=50; 2,09%), *A. surinamensis* (n=31; 1,30%) representando 91,69% da abundância total (Figura 20).

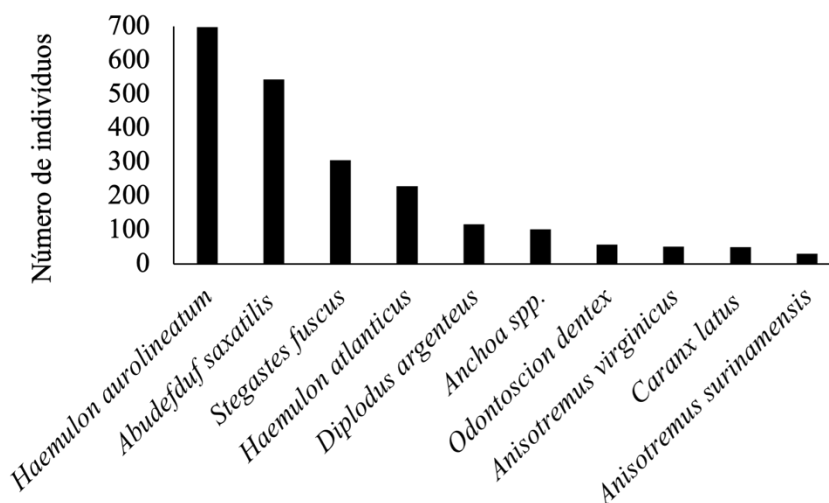


Figura 20. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas durante o outono no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

Das 81 espécies identificadas, 32 foram registradas nas quatro estações climáticas e 18 foram registradas três e ou duas estações (Figura 26). A similaridade da composição foi alta, sendo o maior valor (66,67%) observado entre primavera e inverno, e o menor (48,61%) entre verão e inverno (Tabela 3).

Tabela 3. Índice de similaridade de Jaccard (%) calculado para a composição de espécies entre as estações climáticas.

	Inverno	Primavera	Verão	Outono
Inverno	100%	66,67%	52,78%	66,07%
Primavera		100%	48,61%	57,89%
Verão			100%	56,72%
Outono				100%

Fonte: autor.

As 10 espécies mais abundantes entre as quatro estações foram: *H. aurolineatum*, *A. saxatilis*, *S. fuscus*, *H. atlanticus*, *D. argenteus*, *A. virginicus*, *H. poeyi*, *O. dentex*, *C. latus* e *P. lineatus* (Figura 21).

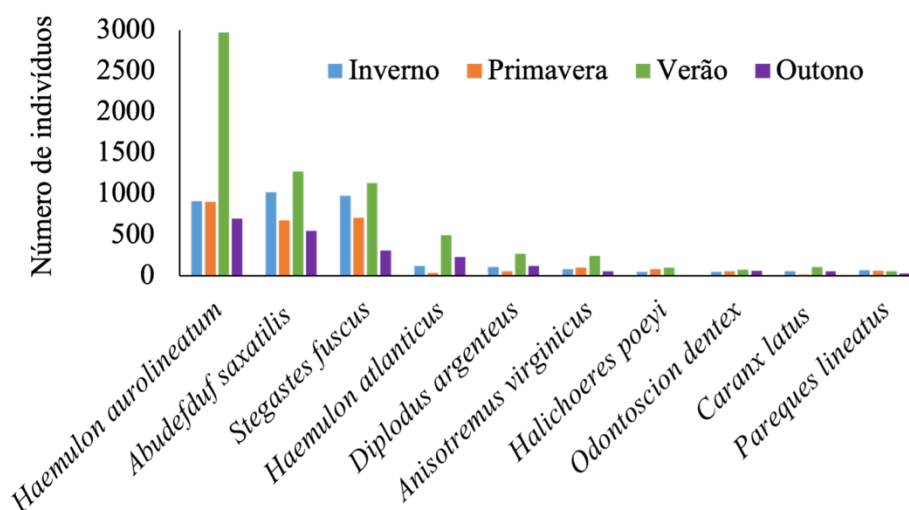


Figura 21. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas nas estações climáticas inverno, primavera, verão e outono no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Fonte: autor.

Dezoito espécies (22,22%) foram visualizadas exclusivamente no verão (Figura 26), sendo *C. undecimalis* (n=44; 0,60%), *Caranx bartholomaei* (n=22; 0,30%), *C. roseus* (n=16; 0,21%), *Eucinostomus* spp. (n=14; 0,19%) e *Seriola rivolina* (n=7; 0,09%) as mais representativas com 1,41% (Figura 22).

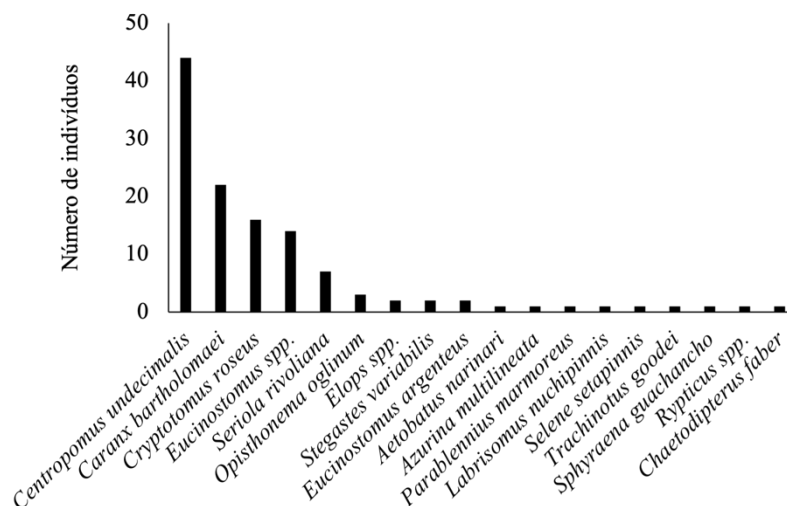


Figura 22. Abundância numérica das 18 espécies exclusivas visualizadas durante o verão no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

Seis espécies (7,41%) foram visualizadas exclusivamente na primavera (Figura 26), sendo elas; *Pellona harroweri* (n=20; 0,66%), *Pseudobatos percellens* e *Myripristis jacobus* (n=2; 0,06%) e *Mugil curema*, *Cypselurus spp.* e *Caranx hippos* (n=20; 0,66%) representando 0,89% (Figura 23).

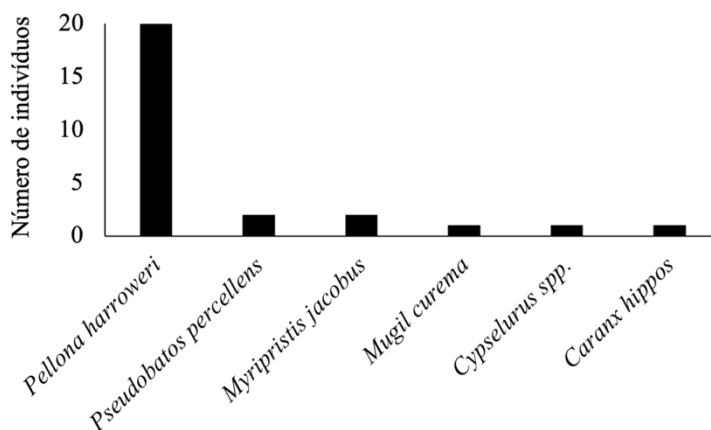


Figura 23. Abundância numérica das seis espécies exclusivas visualizadas durante a primavera no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

Quatro espécies (4,94%) foram exclusivas do inverno (Figura 26), sendo elas: *Diplectrum formosum* (n=3; 0,07%), *Aspistor luniscutis*, *Hyporthodus niveatus* e *Lutjanus analis* (n=1; 0,02%), representando 0,15% do total (Figura 24).

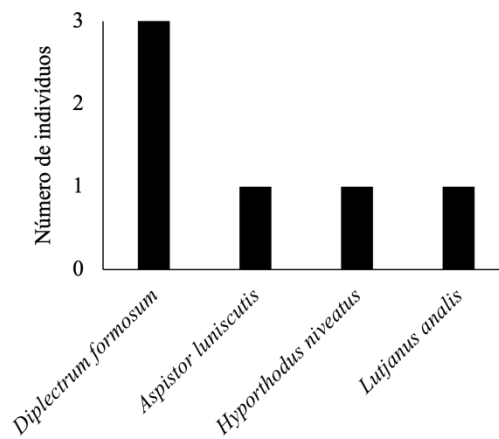


Figura 24. Abundância numérica das quatro espécies exclusivas visualizadas durante o inverno no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

Três espécies (3,70%) foram exclusivas do outono (Figura 26), sendo elas: *Anchoa* sp. (n=102; 4,28%), *Trachinotus carolinus* e *Hypleurochilus fissicornis* (n=1; 0,01%), representando 0,83% do total (Figura 25).

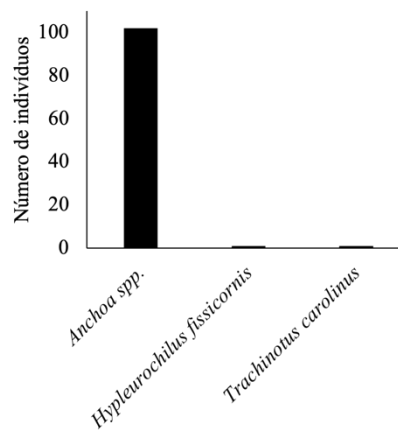


Figura 25. Abundância numérica das três espécies exclusivas visualizadas durante o outono no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

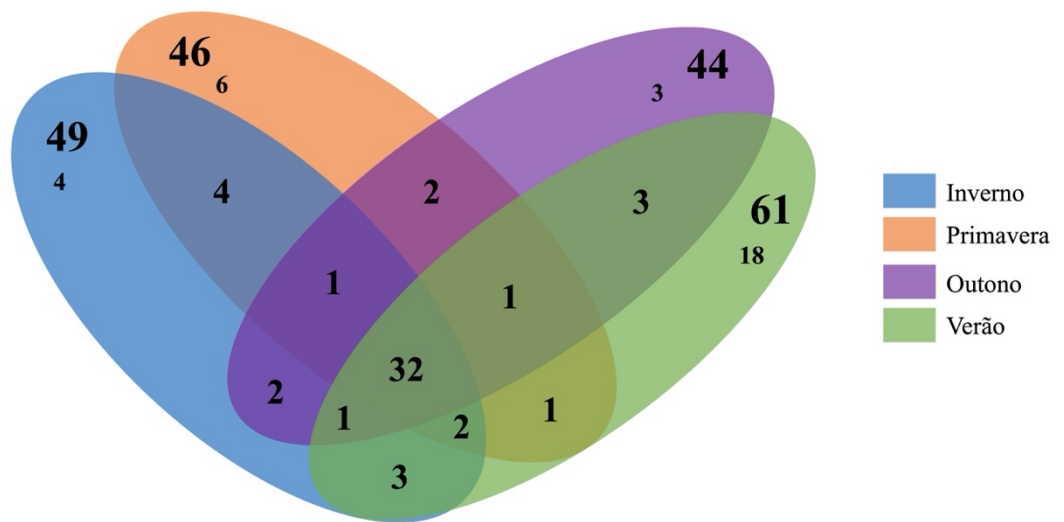


Figura 26. Riqueza compartilhada, total e exclusiva em cada estação climática. **Fonte:** autor.

As curvas de rarefação utilizando a abundância numérica não evidenciaram diferenças significativas entre as riquezas do inverno, outono, primavera e verão, com base em 2.383 indivíduos (linha preta tracejada). Observa-se a sobreposição entre os intervalos de confiança, evidenciando a não diferença estatística da riqueza entre as estações. Caso dobrasse o número de indivíduos coletadas, ainda não haveria diferença estatística da riqueza entre as estações (Figura 27).

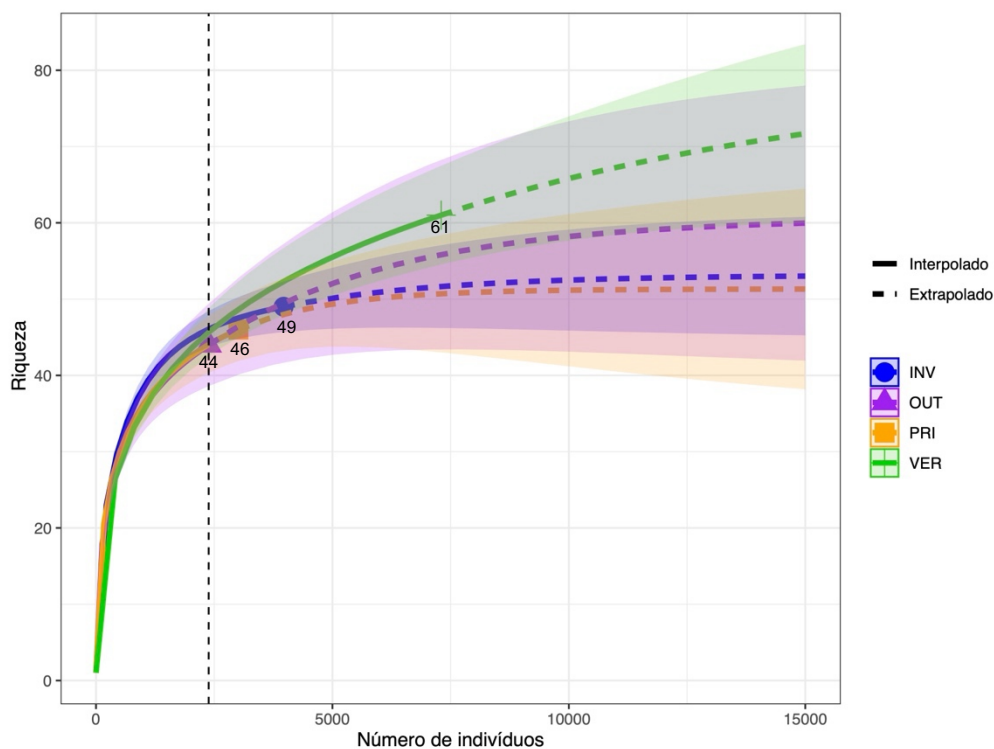


Figura 27. Curvas de rarefação e extrapolação da riqueza com intervalo de confiança de 95% utilizando a abundância numérica para o inverno (INV), outono (OUT), primavera (PRI) e verão (VER). **Fonte:** autor.

No verão foram visualizadas 61 espécies e com base no número de espécies raras, o estimador Chao 1 estimou a existência de mais 15 espécies (Figura 28).

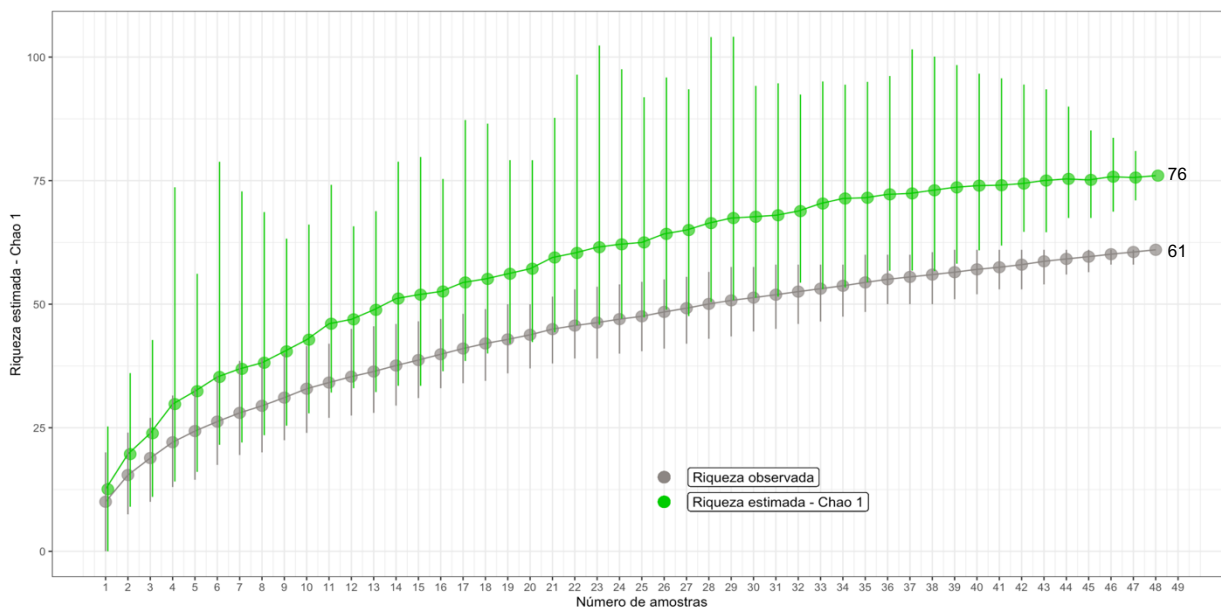


Figura 28. Resultado com intervalo de confiança de 95% para o estimador Chao 1 para o verão. **Fonte:** autor.

No inverno foram visualizadas 49 espécies e com base no número de espécies raras, o estimador Chao 1 estimou a existência de mais duas espécies (Figura 29).

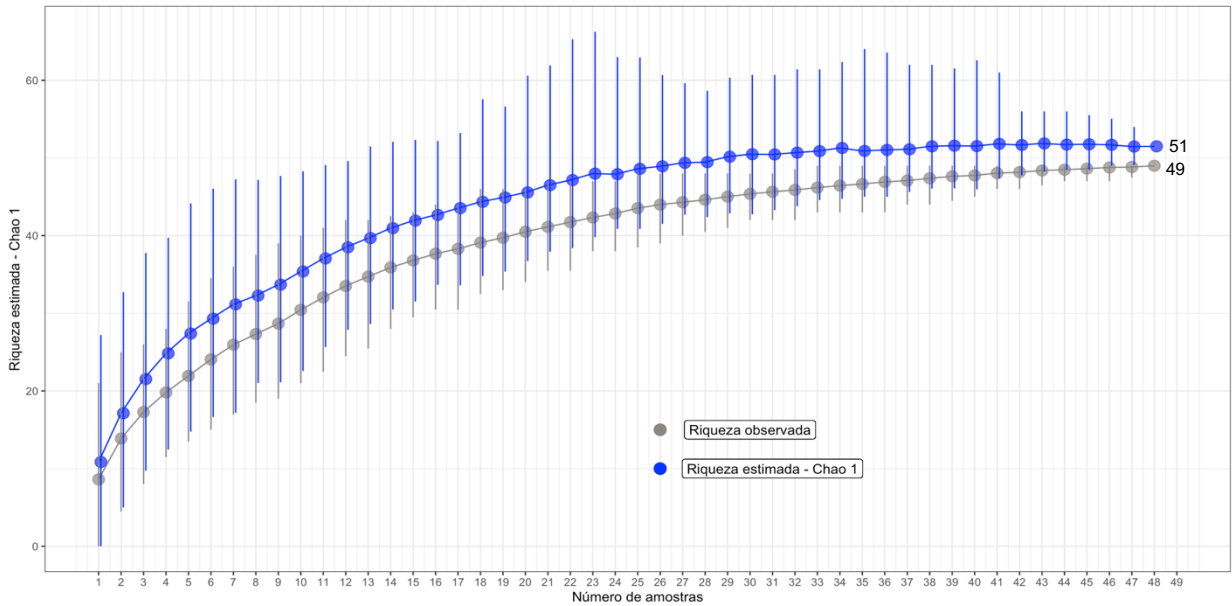


Figura 29. Resultado com intervalo de confiança de 95% para o estimador Chao 1 para o inverno. **Fonte:** autor.

Na primavera foram visualizadas 46 espécies e com base no número de espécies raras, o estimador Chao 1 estimou a existência de mais quatro espécies (Figura 30).

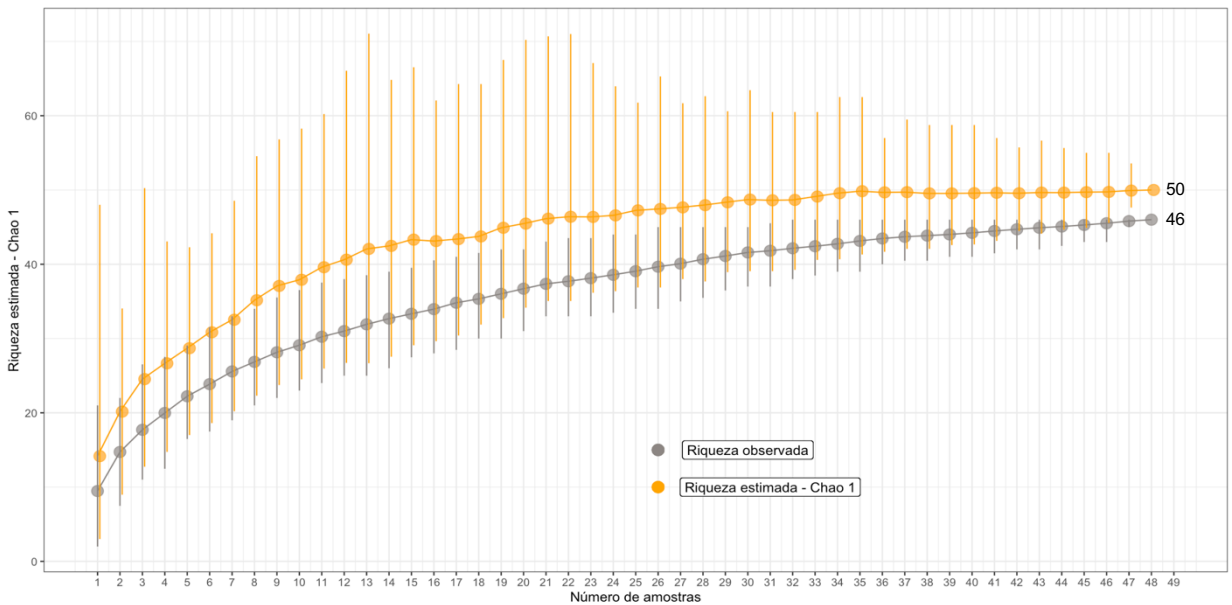


Figura 30. Resultado com intervalo de confiança de 95% para o estimador Chao 1 para a primavera. **Fonte:** autor.

No outono foram visualizadas 44 espécies e com base no número de espécies raras, o estimador Chao 1 estimou a existência de mais 11 espécies (Figura 31).

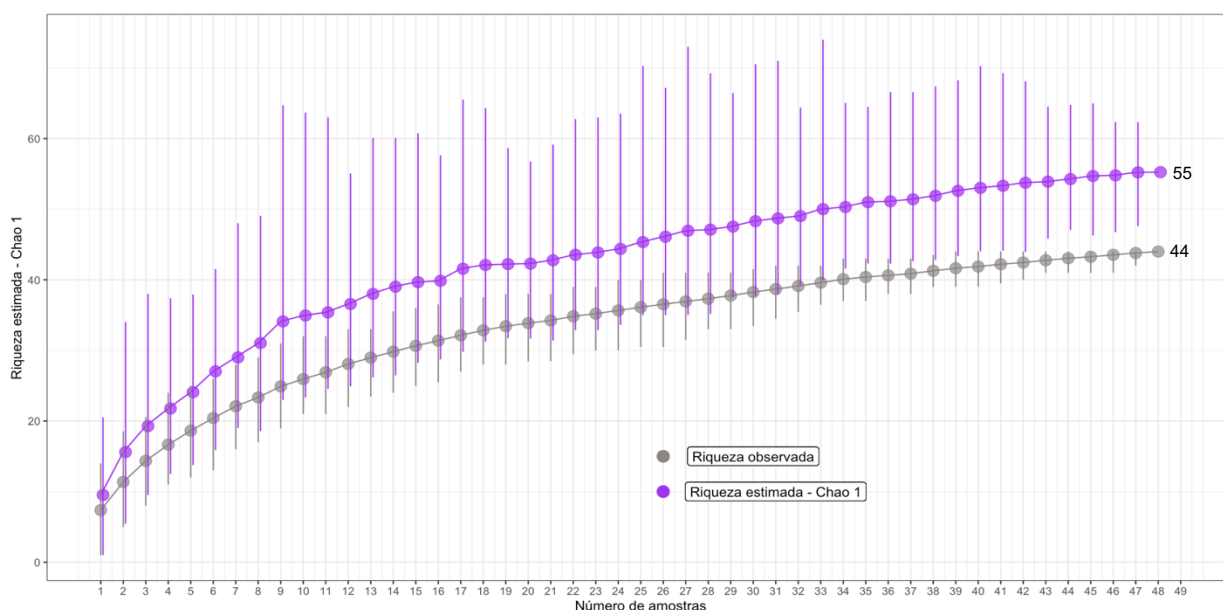


Figura 31. Resultado com intervalo de confiança de 95% para o estimador Chao 1 para o outono. **Fonte:** autor.

Tabela 4. Descritores de diversidade das estações climáticas registrados no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. O resultado do teste de comparação par a par entre os H' outono e inverno ($t=-1,9517$; $p<0,0510$), outono e verão ($t=-6,4625$; $p<0,0001$), outono e primavera ($t=-3,3281$; $p=0,0008$), verão e primavera ($t=2,6235$; $p<0,0087$), verão e inverno ($t=4,8907$; $p<0,0001$), primavera e inverno ($t=1,6385$; $p=0,1013$).

	Inverno	Primavera	Verão	Outono
Riqueza (S)	49	46	61	44
Abundância (ABN)	3967	3011	7300	2383
Dominância (D)	0,185	0,198	0,228	0,169
Shannon (H')	2,177 nat/indivíduo	2,122 nat/indivíduo	2,038 nat/indivíduo	2,247 nat/indivíduo
Equabilidade (J)	0,559	0,554	0,495	0,593
Chao-1	51,5	50	76	55,25

Fonte: autor.

Caracterização por período diuturno

Durante o dia foram visualizados 12.923 indivíduos pertencentes a 59 espécies (Figura 37, Tabela 5). A diversidade de Shannon foi 2,150 nat/indivíduo, a dominância foi de 0,188 e a equabilidade de Pielou 0,527 (Tabela 5).

As 10 espécies mais abundantes foram: *H. aurolineatum* ($n=3.437$; 26,59%), *A. saxatilis* ($n=3.124$; 24,17%), *S. fuscus* ($n=2.995$; 23,17%), *H. atlanticus* ($n=670$; 5,18%), *A.*

virginicus (n=376; 2,90%), *D. argenteus* (n=372; 2,87%), *H. poeyi* (n=233; 1,80%), *Harengula clupeiola* (n=216; 1,67%), *C. latus* (n=153; 1,18%) e *O. dentex* (n=149; 1,15%), representando 92,72% da abundância total (Figura 32).

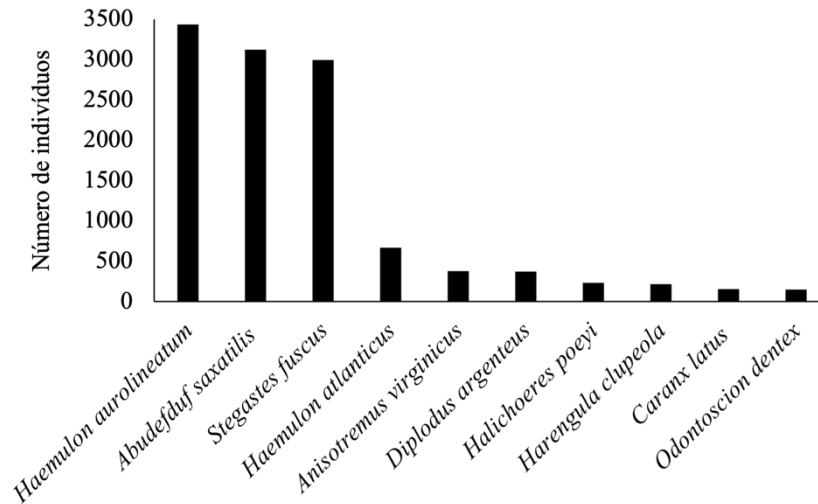


Figura 32. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas durante o período diurno no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

Durante a noite foram visualizados 3.738 indivíduos pertencentes a 59 espécies (Figura 37, Tabela 5). A diversidade de Shannon foi 1,981 nat/indivíduo, a dominância foi de 0,319 e a equabilidade de Pielou 0,485 (Tabela 5).

As 10 espécies mais abundantes foram: *H. aurolineatum* (n=2.046; 54,73%), *A. saxatilis* (n=387; 10,35%), *H. atlanticus* (n=203; 5,43%), *D. argenteus* (n=168; 4,49%), *P. lineatus* (n=152; 4,06%), *S. fuscus* (n=118; 3,15%), *A. virginicus* (n=98; 2,62%), *O. dentex* (n=80; 2,14%), *C. latus* (n=68; 1,81%) e *Trichiurus lepturus* (n=50; 1,33%), representando 90,15% da abundância total (Figura 33).

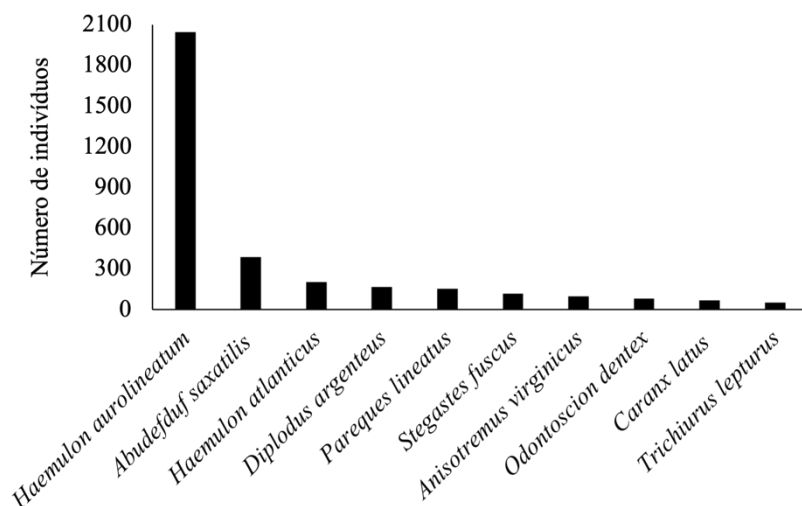


Figura 33. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas durante o período noturno no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

Das 81 espécies identificadas, 37 (45,68%) foram registradas nos dois períodos (Figura 37). A similaridade da composição foi de 45,67%. As seis espécies mais abundantes foram: *H. aurolineatum*, *A. saxatilis*, *S. fuscus*, *H. atlanticus*, *A. virginicus* e *D. argenteus* (Figura 34).

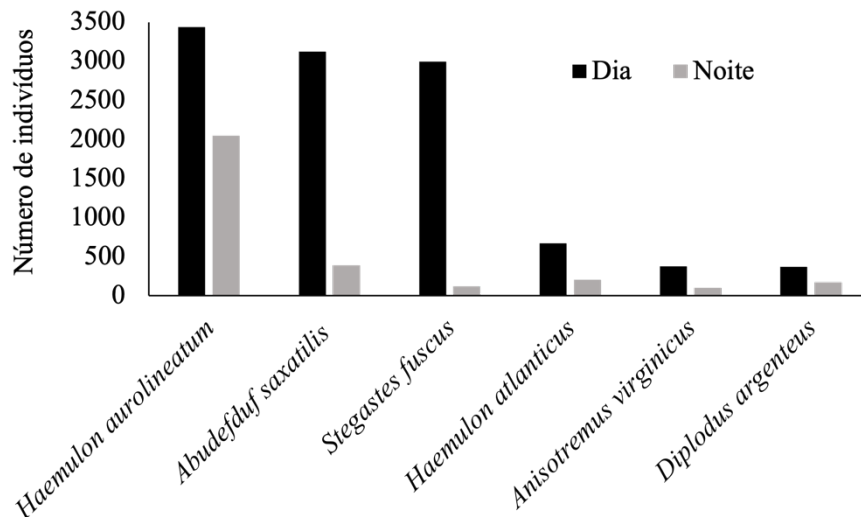


Figura 34. Abundância numérica das seis espécies mais representativas visualizadas nos períodos diurno e noturno no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

Vinte e duas espécies (27,16%) foram visualizadas exclusivamente durante o dia (Figura 37), sendo *C. undecimalis* (n=44; 0,34%), *Halichoeres brasiliensis* (n=32; 0,24%), *C. bartholomaei* (n=22; 0,17%), *Parablennius pilicornis* (n=18; 0,13%), *C. roseus* (n=16; 0,12%) e *K. vaigiensis* (n=12; 0,09%) as mais representativas com 1,11% (Figura 35).

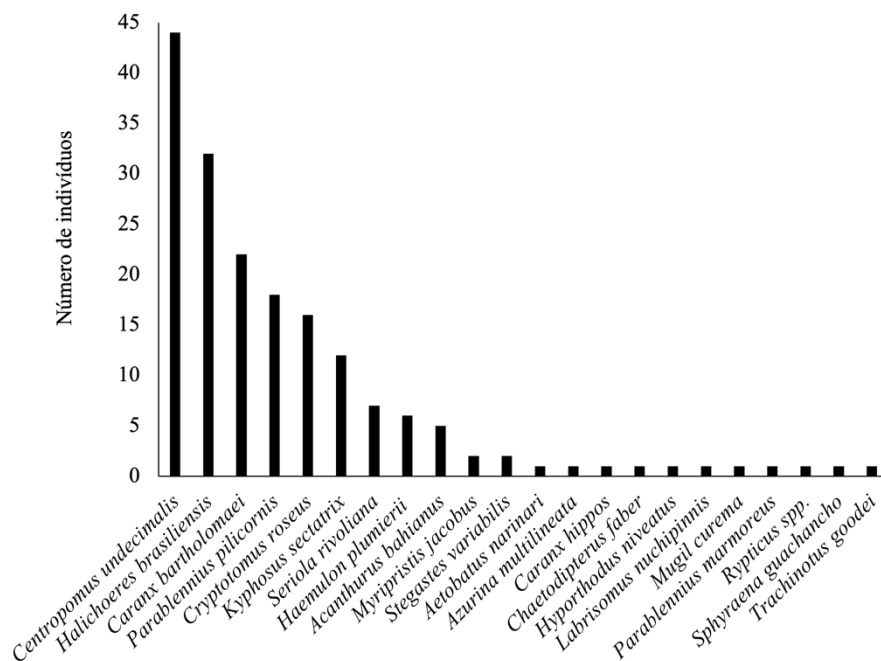


Figura 35. Abundância numérica das 22 espécies exclusivas visualizadas durante o dia no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

Vinte e duas espécies (27,16%) foram visualizadas exclusivamente durante a noite (Figura 37), sendo *T. lepturus* (n=50; 1,33%), *O. ruber* (n=23; 0,61%), *Pellona harroweri* (n=20; 0,53%), *Eucinostomus* spp. (n=14; 0,37%) e *Apogon americanus* e *Diapterus rhombeus* (n=9; 0,24%) as mais representativas com 3,34% (Figura 36).

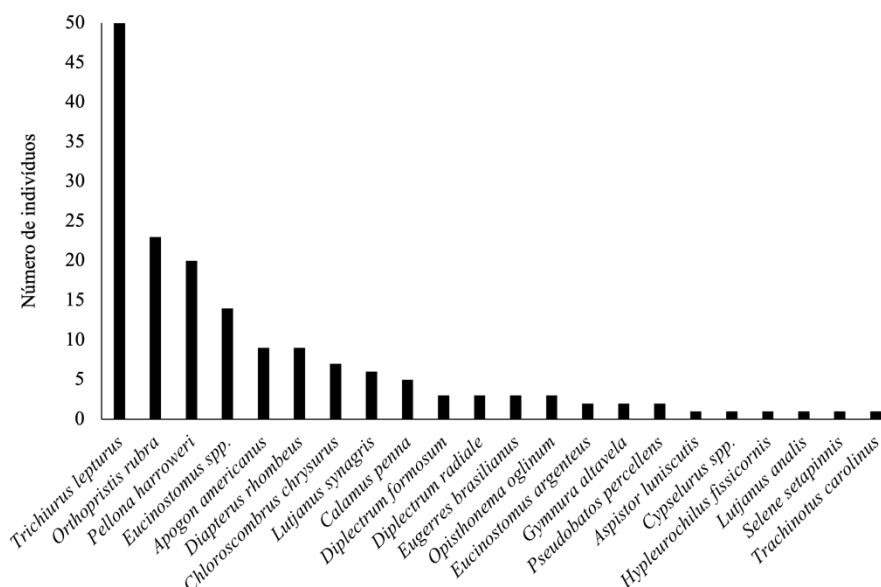


Figura 36. Abundância numérica das 22 espécies exclusivas visualizadas durante a noite no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. **Fonte:** autor.

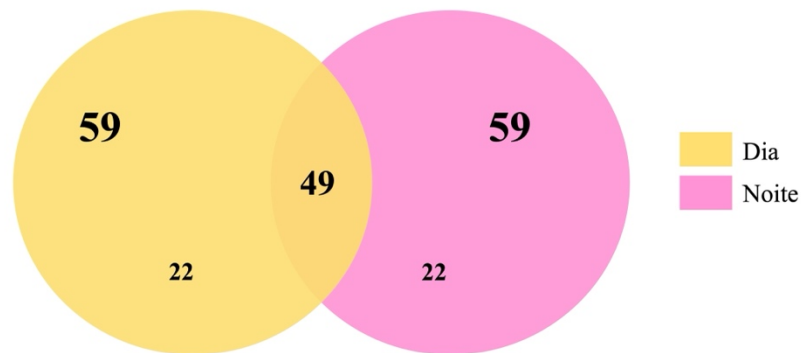


Figura 37. Riqueza compartilhada, total e exclusiva em cada período diuturno. **Fonte:** autor.

As curvas de rarefação utilizando a abundância numérica evidenciaram diferenças entre a riqueza em relação ao dia e a noite, com base em 3.738 indivíduos (linha preta tracejada). Observa-se a não sobreposição entre os intervalos de confiança, evidenciando diferenciação estatística da riqueza entre os períodos. Caso dobrasse o número de indivíduos coletadas, não haveria diferença estatística da riqueza entre os períodos (Figura 38).

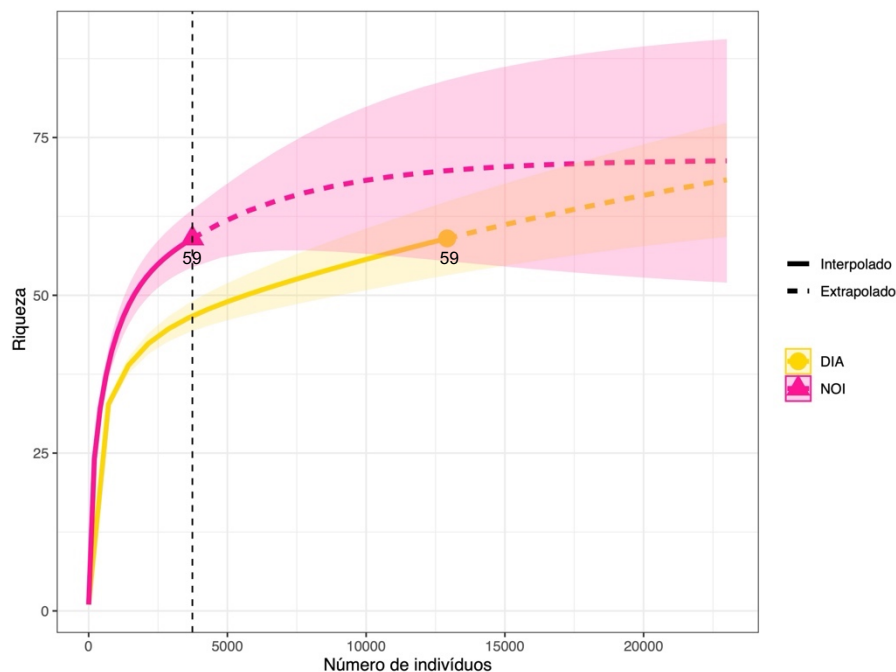


Figura 38. Curvas de rarefação e extrapolação da riqueza com intervalo de confiança de 95% utilizando a abundância numérica para o (DIA) e a noite (NOI). **Fonte:** autor.

Durante o dia foram visualizadas 59 espécies e com base no número de espécies raras, o estimador Chao 1 estimou a existência de mais 22 espécies (Figura 39).

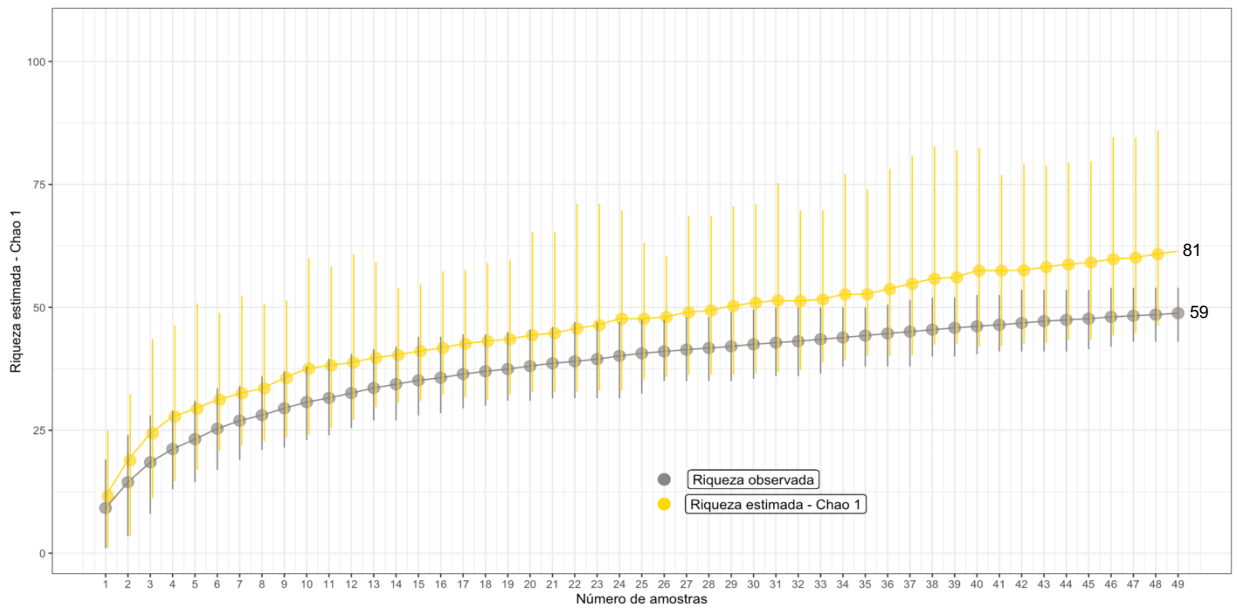


Figura 39. Resultado com intervalo de confiança de 95% para o estimador Chao 1 para o período diurno. **Fonte:** autor.

Durante a noite foram visualizadas 59 espécies e com base no número de espécies raras, o estimador Chao 1 estimou a existência de mais nove espécies (Figura 40).

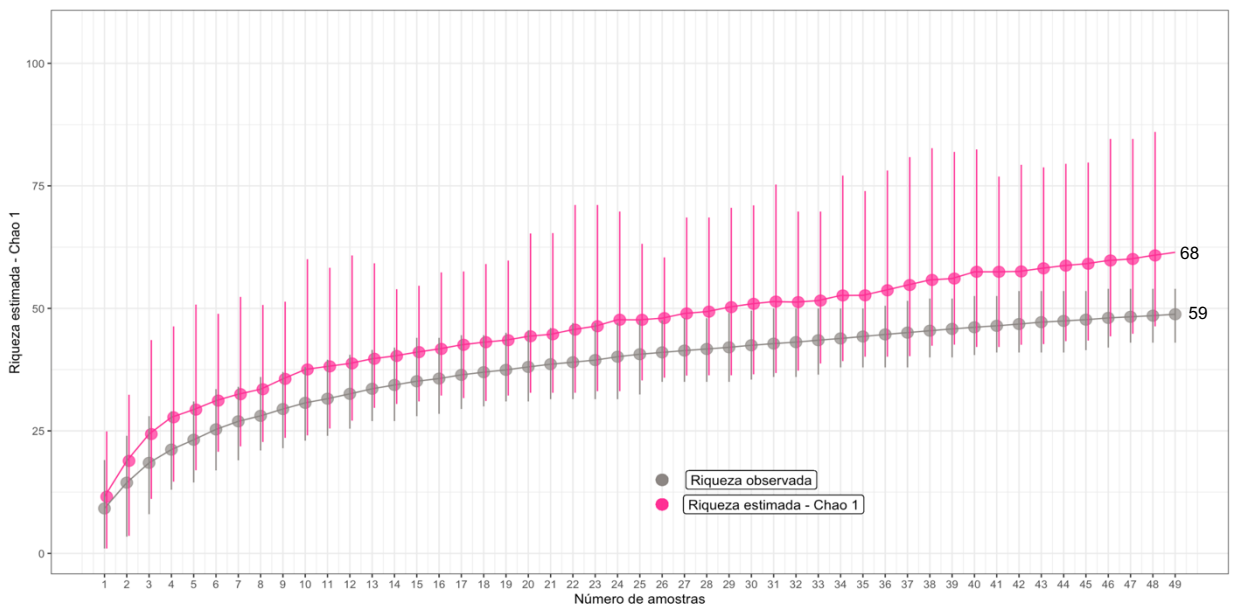


Figura 40. Resultado com intervalo de confiança de 95% para o estimador Chao 1 para o período noturno. **Fonte:** autor.

Tabela 5. Descritores de diversidade do período diurno registrados no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. O resultado do teste de comparação entre os H' ($t=2,1476$; $p<0,0001$).

	DIA	NOITE
Riqueza (S)	59	59
Abundância (ABN)	12.923	3.738
Dominância (D)	0,188	0,319
Shannon (H')	2,15 nat/indivíduo	1,981 nat/indivíduo
Equabilidade (J)	0,527	0,485
Chao-1	81,75	68

Fonte: autor.

Similaridade na composição e abundância das espécies

Ilhas

Apesar na ordenação PCoA apresentar sobreposição da composição entre o Parque Estadual Ilha Anchieta e a Ilha do Mar Virada (Figura 41), a análise de variância por permutação (PERMANOVA) indicou diferenças significativas na composição e abundância das espécies entre as ilhas ($R^2=0,0135$; $F=3,2092$; $p=0,0035$) (Tabela 6), porém a análise BETADISPER ($F=0,0536$; $p=0,8154$) não indicou diferenças na variação entre as ilhas (Tabela 7).

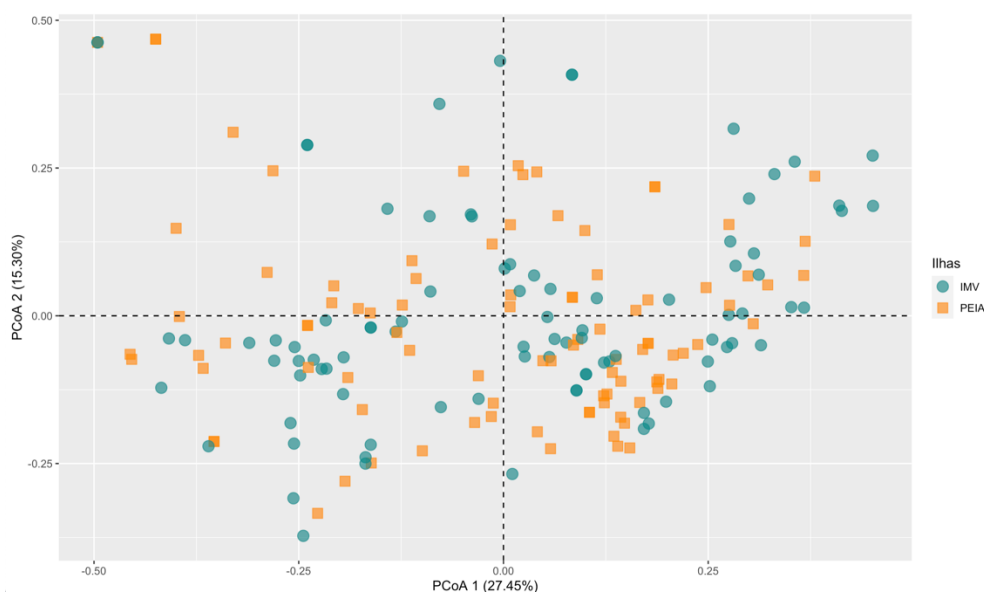


Figura 41. Biplot da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da ordenação dos dados de composição e abundância de espécies padronizados com o método de Hellinger e matriz de distância de Bray-Curtis entre as ilhas: PEIA (Parque Estadual Ilha Anchieta) e IMV (Ilha do Mar Virado). Fonte: autor.

Tabela 6. Resultado da PERMANOVA utilizando os dados de composição e abundância de espécies padronizados com o método de Hellinger e matriz de distância de Bray-Curtis como variável resposta e as ilhas, a estação climática, o período diuturno, a temperatura e a profundidade como fatores. GL: graus de liberdade. Valores significativos estão indicados em negrito.

Fator	GL	Soma dos quadrados	R²	F	p
Ilhas	1	0,492	0,0135	3,2092	0,0035
Estação climática	3	1,584	0,0437	3,4450	0,0001
Período diuturno	1	5,789	0,1597	37,777	0,0001
Temperatura	1	0,218	0,006	1,4235	0,1711
Profundidade	1	0,879	0,0242	5,7335	0,0033
Erro	178	27,275	0,7527		
Total	185	36,236	1,0000		

Fonte: autor.

Tabela 7. Resultado do BETADISPER utilizando os dados de composição e abundância de espécies padronizados com o método de Hellinger e matriz de distância de Bray-Curtis como variável resposta e as ilhas como fator. GL: graus de liberdade, Perm: número de permutações.

Ilhas	GL	Soma dos quadrados	Média dos quadrados	F	Perm	p
Grupos	1	0,0009	0,0008	0,0536	9999	0,8154
Erro	184	3,0848	0,0167			

Fonte: autor.

Estação climática

A ordenação PCoA apresentou sobreposição da composição entre as estações climáticas (Figura 42). Porém, a análise de variância por permutação (PERMANOVA) indicou diferenças significativas na composição e abundância das espécies entre as estações climáticas, ($R^2=0,0437$; $F=3,4450$; $p=0,0001$) (Tabela 6) e a análise BETADISPER ($F=4,5287$; $p=0,0035$) indicou diferença na variação entre as estações (Tabela 8). Comparações pareadas entre as estações climáticas mostrou diferença significativa na variação entre verão e outono ($p=0,0017$), implicando em maior variação no outono em relação ao verão (Tabela 9).

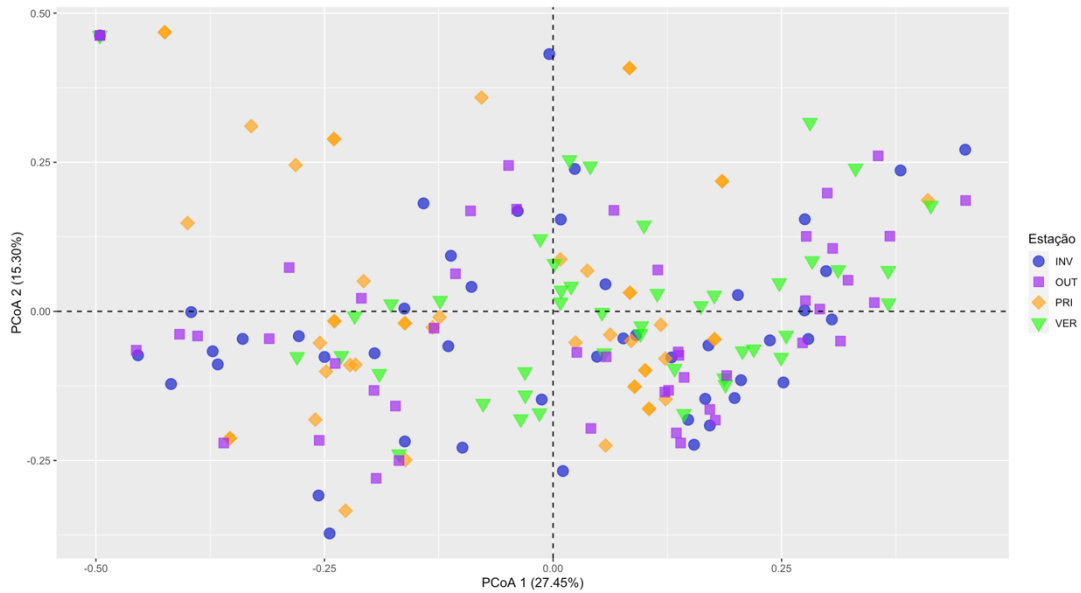


Figura 42. Biplot da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da ordenação dos dados de composição e abundância de espécies padronizados com o método de Hellinger e matriz de distância de Bray-Curtis entre as estações climáticas: INV (inverno), OUT (outono), PRI (primavera) e VER (verão). **Fonte:** autor.

Tabela 8. Resultado do BETADISPER utilizando os dados de composição e abundância de espécies padronizados com o método de Hellinger e matriz de distância de Bray-Curtis como variável resposta e a estação climática como fator. GL: graus de liberdade, Perm: número de permutações. Valores significativos estão indicados em negrito.

Estação climática	GL	Soma dos quadrados	Média dos quadrados	F	Perm	p
Grupos	3	0,2047	0,0682	4,5287	9999	0,0035
Erro	182	2,7432	0,0150			

Fonte: autor.

Tabela 9. Teste de Tukey com as comparações pareadas entre as estações climáticas, resultado baseado na Tabela 8 (BETADISPER). Valor significativo indicado em negrito.

Grupos	Diferenças entre as médias dos grupos	p
Outono - Inverno	0,0432	0,3241
Primavera - Inverno	-0,0008	0,9990
Verão - Inverno	-0,0517	0,1891
Primavera- Outono	-0,0439	0,3040
Verão - Outono	-0,0949	0,0017
Verão - Primavera	-0,0509	0,1965

Fonte: autor.

O teste geral de similaridade de porcentagens (SIMPER) evidenciou 60,50% de dissimilaridade média, sendo; *H. aurolineatum*, *S. fuscus*, *A. saxatilis*, *H. atlanticus*, *D. argenteu*, *A. virginicus*, *P. lineatus*, *O. dentex*, *C. striatus* e *C. glaucofraenum* as 10 espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre as estações climáticas (contribuição acumulativa = 65,62%) (Tabela 10).

A dissimilaridade entre as estações climáticas verão e outono foi 59,94% e 25 espécies contribuíram significativamente para a dissimilaridade entre eles, no qual destacamos as espécies visualizadas exclusivamente no verão: *Eucinostomus* spp., *C. undecimalis*, *Lutjanus synagris*, *Opisthonema oglinum*, *C. bartholomaei*, *Eucinostomus argenteus*, *Selene setapinnis*, *Elops* spp., *C. roseus*, *Trachinotus goodei*, *Sphyræna guachancho*, *S. rivoliana*, *Parablennius marmoreus*, *Stegastes variabilis*, *Labrisomus nuchipinnis*, *Rypticus* spp., *Azurina multilineata*, *Aetobatus narinari* e *Chaetodipterus faber* e uma espécie visualizadas exclusivamente no outono: *Anchoa* spp. (APÊNDICE A).

Tabela 10. Resultado do SIMPER com indicação das espécies de peixes que mais contribuíram (em ordem decrescente de porcentagem) para a dissimilaridade entre inverno (INV), primavera (PRI), verão (VER) e outono (OUT) e a abundância média em cada estação climática amostrada na Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Dissimilaridade média geral 77,72%. Dissim: Dissimilaridade Média, Contrib: Contribuição.

Espécies	Dissim.	Contrib. %	Contrib. acumulativa%	Abundância média			
				INV	PRI	VER	OUT
<i>Haemulon aurolineatum</i>	7,41	12,25	12,25	0,49	0,46	0,66	0,46
<i>Stegastes fuscus</i>	6,58	10,88	23,13	0,29	0,34	0,26	0,24
<i>Abudefduf saxatilis</i>	6,00	9,91	33,04	0,37	0,35	0,30	0,31
<i>Haemulon atlanticus</i>	3,68	6,09	39,13	0,12	0,06	0,17	0,20
<i>Diplodus argenteus</i>	3,33	5,50	44,62	0,14	0,08	0,14	0,13
<i>Anisotremus virginicus</i>	3,06	5,06	49,68	0,12	0,16	0,10	0,11
<i>Pareques lineatus</i>	3,06	5,05	54,74	0,13	0,14	0,09	0,07
<i>Odontoscion dentex</i>	2,62	4,33	59,07	0,07	0,10	0,07	0,08
<i>Chaetodon striatus</i>	2,25	3,72	62,79	0,07	0,11	0,06	0,05
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	1,71	2,83	65,62	0,02	0,11	0,03	0,01
<i>Caranx latus</i>	1,68	2,78	68,40	0,05	0,02	0,05	0,07
<i>Halichoeres poeyi</i>	1,56	2,57	70,97	0,04	0,06	0,05	0,02
<i>Anisotremus surinamensis</i>	1,54	2,55	73,52	0,01	0,05	0,04	0,05
<i>Trichiurus lepturus</i>	0,96	1,59	75,11	0,03	0,02	0,01	0,03
<i>Mycteroperca acutirostris</i>	0,89	1,46	76,57	0,02	0,04	0,03	0,02
<i>Pomacanthus paru</i>	0,87	1,43	78,00	0,02	0,03	0,02	0,02
<i>Eucinostomus gula</i>	0,80	1,32	79,32	0,05	0,01	0,00	0,01
<i>Holocentrus adscensionis</i>	0,76	1,25	80,57	0,02	0,03	0,02	0,02

Espécies	Dissim.	Contrib. %	Contrib. acumulativa%	Abundância média			
				INV	PRI	VER	OUT
<i>Pempheris schomburgkii</i>	0,75	1,24	81,81	0,02	0,00	0,01	0,04
<i>Sparisoma axillare</i>	0,63	1,04	82,86	0,01	0,00	0,03	0,02
<i>Harengula clupeola</i>	0,62	1,02	83,88	0,04	0,00	0,00	0,02
<i>Anchoa</i> spp.	0,61	1,01	84,88	0,00	0,00	0,00	0,06
<i>Stephanolepis hispida</i>	0,61	1,01	85,89	0,01	0,03	0,01	0,01
<i>Malacoctenus delalandii</i>	0,60	1,00	86,89	0,01	0,02	0,01	0,02
<i>Orthopristis rubra</i>	0,54	0,90	87,78	0,01	0,00	0,04	0,01
<i>Selene vomer</i>	0,49	0,82	88,60	0,01	0,02	0,00	0,02
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	0,49	0,82	89,42	0,01	0,02	0,01	0,01
<i>Serranus flaviventris</i>	0,44	0,73	90,14	0,01	0,03	0,00	0,00
<i>Halichoeres brasiliensis</i>	0,42	0,69	90,84	0,01	0,02	0,01	0,01
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,38	0,63	91,47	0,01	0,02	0,01	0,00
<i>Parablennius pilicornis</i>	0,36	0,59	92,06	0,01	0,02	0,00	0,00
<i>Kyphosus vaigiensis</i>	0,36	0,59	92,65	0,01	0,01	0,00	0,01
<i>Serranus baldwini</i>	0,32	0,53	93,17	0,01	0,01	0,00	0,00
<i>Acanthurus chirurgus</i>	0,27	0,44	93,62	0,01	0,01	0,00	0,01
<i>Eucinostomus</i> spp.	0,22	0,37	93,99	0,00	0,00	0,02	0,00
<i>Sphoeroides camilae</i>	0,21	0,34	94,33	0,00	0,01	0,00	0,01
<i>Dasyatis hypostigma</i>	0,19	0,32	94,65	0,01	0,00	0,01	0,00
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0,18	0,30	94,95	0,00	0,00	0,01	0,01
<i>Centropomus undecimalis</i>	0,18	0,30	95,25	0,00	0,00	0,02	0,00
<i>Apogon americanus</i>	0,18	0,30	95,54	0,00	0,00	0,01	0,00
<i>Calamus penna</i>	0,17	0,29	95,83	0,00	0,01	0,00	0,00
<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	0,17	0,28	96,11	0,01	0,00	0,01	0,00
<i>Pellona harroweri</i>	0,17	0,28	96,38	0,00	0,02	0,00	0,00
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0,16	0,27	96,65	0,01	0,00	0,00	0,01
<i>Diapterus rhombeus</i>	0,16	0,27	96,92	0,01	0,00	0,01	0,00
<i>Lutjanus synagris</i>	0,15	0,25	97,17	0,00	0,00	0,01	0,00
<i>Diplectrum formosum</i>	0,14	0,23	97,41	0,01	0,00	0,00	0,00
<i>Kyphosus sectatrix</i>	0,14	0,23	97,63	0,01	0,01	0,00	0,00
<i>Sparisoma frondosum</i>	0,13	0,22	97,85	0,01	0,00	0,00	0,00
<i>Opisthonema oglinum</i>	0,11	0,17	98,03	0,00	0,00	0,01	0,00
<i>Eugerres brasilianus</i>	0,10	0,16	98,19	0,00	0,00	0,00	0,01
<i>Caranx bartholomaei</i>	0,09	0,15	98,34	0,00	0,00	0,01	0,00
<i>Diplectrum radiale</i>	0,08	0,14	98,48	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Haemulon plumierii</i>	0,07	0,11	98,58	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Acanthurus bahianus</i>	0,06	0,10	98,68	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eucinostomus argenteus</i>	0,06	0,10	98,78	0,00	0,00	0,01	0,00
<i>Gymnura altavela</i>	0,06	0,10	98,88	0,00	0,00	0,00	0,00

Espécies	Dissim.	Contrib. %	Contrib. acumulativa%	Abundância média			
				INV	PRI	VER	OUT
<i>Bodianus rufus</i>	0,06	0,09	98,97	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Trachinotus carolinus</i>	0,05	0,09	99,06	0,00	0,00	0,00	0,01
<i>Pseudobatos percellens</i>	0,05	0,09	99,15	0,00	0,01	0,00	0,00
<i>Hyporthodus niveatus</i>	0,05	0,09	99,23	0,01	0,00	0,00	0,00
<i>Hypleurochilus fissicornis</i>	0,05	0,08	99,31	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Selene setapinnis</i>	0,05	0,08	99,39	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Elops spp.</i>	0,04	0,07	99,46	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cryptotomus roseus</i>	0,04	0,06	99,52	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cypselurus spp.</i>	0,04	0,06	99,58	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Aspistor luniscutis</i>	0,03	0,05	99,62	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Lutjanus analis</i>	0,03	0,04	99,67	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Trachinotus goodei</i>	0,02	0,04	99,71	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sphyraena guachancho</i>	0,02	0,04	99,75	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Seriola rivoliana</i>	0,02	0,04	99,78	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Myripristis jacobus</i>	0,02	0,04	99,82	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Parablennius marmoreus</i>	0,02	0,03	99,85	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Mugil curema</i>	0,01	0,02	99,88	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Stegastes variabilis</i>	0,01	0,02	99,90	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Caranx hippos</i>	0,01	0,02	99,92	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	0,01	0,02	99,94	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rypticus spp.</i>	0,01	0,02	99,96	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Azurina multilineata</i>	0,01	0,01	99,97	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Aetobatus narinari</i>	0,01	0,01	99,99	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Chaetodipterus faber</i>	0,01	0,01	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Fonte: autor.

Período diuturno

A ordenação PcoA apresentou sobreposição da composição das espécies durante/entre o período diuturno (Figura 43). Porém, a análise de variância por permutação (PERMANOVA) indicou forte diferença significativa na composição e abundância das espécies entre o dia e a noite ($R^2=0,1597$; $F=37,777$; $p=0,0001$) (Tabela 6) e a análise BETADISPER ($F=6,1006$; $p=0,0172$) indicou diferença na variação entre os períodos (Tabela 11), tendo o período diurno apresentado maior variação ($p<0,0001$) (Tabela 12).

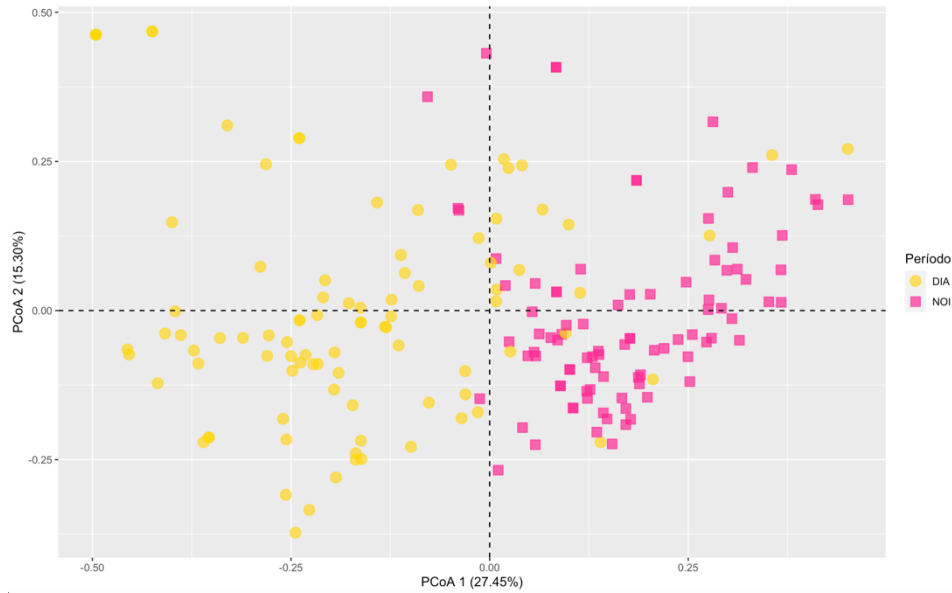


Figura 43. Biplot da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da ordenação dos dados de composição e abundância de espécies padronizados com o método de Hellinger e matriz de distância de Bray-Curtis entre o período diuturno: DIA (Dia) e NOI (noite). **Fonte:** autor.

Tabela 11. Resultado do BETADISPER utilizando os dados de composição e abundância de espécies padronizados com o método de Hellinger e matriz de distância de Bray-Curtis como variável resposta e o período diuturno como fator. GL: graus de liberdade, Perm: número de permutações. Valores significativos estão indicados em negrito.

Diuturno	GL	Soma dos quadrados	Média dos quadrados	F	Perm	p
Grupos	1	0,0971	0,0971	6,1006	9999	0,0172
Erro	184	2,9308	0,0159			

Fonte: autor.

Tabela 12. Teste de Tukey com as comparações pareadas entre o período diuturno, resultado baseado na Tabela 11 (BETADISPER). Valor significativo indicado em negrito.

Grupos	Diferenças entre as médias dos grupos	p
Noite - Dia	-0,0457	0,0144

Fonte: autor.

O teste geral de similaridade de porcentagens (SIMPER) evidenciou 65,17% de dissimilaridade média, sendo; *H. aurolineatum*, *S. fuscus*, *A. saxatilis*, *H. atlanticus*, *P. lineatus*, *D. argenteu*, *A. virginicus*, *O. dentex*, *C. striatus* e *H. poeyi* as 10 espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre o período diuturno (contribuição acumulativa = 67,42%). Ao avaliar as espécies que mais contribuíram significativamente para a dissimilaridade entre os períodos, destacamos sete espécies visualizadas exclusivamente

durante a noite: *H. brasiliensis*, *P. pilicornis*, *Kyphosus sectatrix*, *C. bartholomaei*, *Haemulon plumierii*, *Acanthurus bahianus* e duas espécies visualizadas exclusivamente durante a noite: *T. lepturus* e *Orthopristis rubra* (Tabela 13).

Tabela 13. Resultado do SIMPER com indicação das espécies de peixes que mais contribuíram (em ordem decrescente de porcentagem) para a dissimilaridade entre dia e noite e abundância média em cada período diurno amostrada na Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Dissimilaridade média geral 65,17%. Dissim: Dissimilaridade, Contrib: Contribuição. Valores significativos estão indicados em negrito.

Espécies	Dissim.	Contrib. %	Contrib. acumulativa%	P	Abundância média	
					DIA	NOITE
<i>Haemulon aurolineatum</i>	9,271	14,230	14,230	0,001	0,338	0,694
<i>Stegastes fuscus</i>	8,111	12,450	26,670	0,001	0,446	0,124
<i>Abudefduf saxatilis</i>	6,306	9,677	36,350	0,001	0,397	0,266
<i>Haemulon atlanticus</i>	3,665	5,624	41,970	0,036	0,119	0,158
<i>Pareques lineatus</i>	3,550	5,448	47,420	0,001	0,042	0,170
<i>Diplodus argenteus</i>	3,305	5,071	52,490	0,554	0,120	0,123
<i>Anisotremus virginicus</i>	3,064	4,702	57,190	0,386	0,126	0,115
<i>Odontoscion dentex</i>	2,623	4,025	61,220	0,547	0,082	0,076
<i>Chaetodon striatus</i>	2,308	3,542	64,760	0,007	0,097	0,047
<i>Halichoeres poeyi</i>	1,735	2,663	67,420	0,001	0,081	0,010
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	1,700	2,608	70,030	0,029	0,060	0,025
<i>Caranx latus</i>	1,667	2,558	72,590	0,802	0,043	0,054
<i>Anisotremus surinamensis</i>	1,585	2,432	75,020	0,004	0,062	0,019
<i>Trichiurus lepturus</i>	1,021	1,567	76,590	0,002	0,000	0,046
<i>Mycteroperca acutirostris</i>	0,936	1,437	78,020	0,001	0,042	0,008
<i>Pomacanthus paru</i>	0,901	1,382	79,410	0,002	0,037	0,013
<i>Eucinostomus gula</i>	0,792	1,215	80,620	0,186	0,014	0,025
<i>Pempheris schomburgkii</i>	0,767	1,177	81,800	0,017	0,005	0,034
<i>Holocentrus adscensionis</i>	0,758	1,164	82,960	0,167	0,023	0,021
<i>Sparisoma axillare</i>	0,644	0,989	83,950	0,005	0,027	0,007
<i>Harengula clupeola</i>	0,618	0,948	84,900	0,398	0,019	0,011
<i>Malacoctenus delalandii</i>	0,610	0,936	85,830	0,152	0,020	0,006
<i>Anchoa spp.</i>	0,608	0,933	86,770	0,079	0,008	0,022
<i>Stephanolepis hispida</i>	0,606	0,930	87,700	0,533	0,011	0,021
<i>Orthopristis rubra</i>	0,549	0,842	88,540	0,001	0,000	0,026
<i>Selene vomer</i>	0,511	0,784	89,320	0,009	0,001	0,025
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	0,497	0,763	90,090	0,154	0,017	0,006
<i>Halichoeres brasiliensis</i>	0,452	0,694	90,780	0,001	0,023	0,000
<i>Serranus flaviventris</i>	0,446	0,685	91,460	0,043	0,016	0,007
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,381	0,584	92,050	0,120	0,011	0,009
<i>Parablennius pilicornis</i>	0,370	0,568	92,620	0,002	0,017	0,000
<i>Kyphosus vaigiensis</i>	0,368	0,565	93,180	0,006	0,016	0,002

Espécies	Dissim.	Contrib. %	Contrib. acumulativa%	P	Abundância média	
					DIA	NOITE
<i>Serranus baldwini</i>	0,320	0,491	93,670	0,350	0,008	0,008
<i>Acanthurus chirurgus</i>	0,277	0,425	94,100	0,005	0,013	0,002
<i>Eucinostomus spp.</i>	0,218	0,335	94,430	0,118	0,000	0,011
<i>Sphoeroides camilae</i>	0,207	0,318	94,750	0,283	0,006	0,005
<i>Dasyatis hypostigma</i>	0,192	0,295	95,040	0,472	0,006	0,004
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0,183	0,281	95,330	0,563	0,005	0,004
<i>Apogon americanus</i>	0,177	0,271	95,600	0,096	0,000	0,009
<i>Centropomus undecimalis</i>	0,176	0,270	95,870	0,130	0,010	0,000
<i>Calamus penna</i>	0,174	0,268	96,130	0,097	0,000	0,008
<i>Pellona harroweri</i>	0,168	0,257	96,390	0,405	0,000	0,009
<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	0,167	0,257	96,650	0,179	0,001	0,007
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0,166	0,255	96,900	0,059	0,000	0,008
<i>Diapterus rhombeus</i>	0,161	0,247	97,150	0,283	0,000	0,008
<i>Lutjanus synagris</i>	0,149	0,229	97,380	0,076	0,000	0,007
<i>Diplectrum formosum</i>	0,142	0,218	97,600	0,614	0,000	0,006
<i>Kyphosus sectatrix</i>	0,141	0,216	97,810	0,004	0,008	0,000
<i>Sparisoma frondosum</i>	0,135	0,207	98,020	0,198	0,005	0,002
<i>Opisthonema oglinum</i>	0,102	0,157	98,180	0,509	0,000	0,004
<i>Eugerres brasiliensis</i>	0,098	0,151	98,330	0,718	0,000	0,005
<i>Caranx bartholomaei</i>	0,088	0,134	98,460	0,034	0,005	0,000
<i>Diplectrum radiale</i>	0,083	0,127	98,590	0,363	0,000	0,004
<i>Haemulon plumierii</i>	0,067	0,103	98,690	0,031	0,004	0,000
<i>Acanthurus bahianus</i>	0,062	0,096	98,790	0,045	0,003	0,000
<i>Gymnura altavela</i>	0,058	0,089	98,880	0,383	0,000	0,003
<i>Eucinostomus argenteus</i>	0,058	0,088	98,960	0,536	0,000	0,003
<i>Bodianus rufus</i>	0,056	0,086	99,050	0,673	0,001	0,002
<i>Trachinotus carolinus</i>	0,055	0,084	99,130	0,772	0,000	0,003
<i>Pseudobatos percellens</i>	0,053	0,081	99,220	0,403	0,000	0,003
<i>Hyporthodus niveatus</i>	0,052	0,080	99,300	0,259	0,003	0,000
<i>Hypleurochilus fissicornis</i>	0,049	0,074	99,370	0,742	0,000	0,002
<i>Selene setapinnis</i>	0,046	0,071	99,440	0,742	0,000	0,002
<i>Elops spp.</i>	0,039	0,060	99,500	0,759	0,000	0,001
<i>Cypselurus spp.</i>	0,035	0,054	99,560	0,764	0,000	0,002
<i>Cryptotomus roseus</i>	0,035	0,053	99,610	0,255	0,002	0,000
<i>Aspistor luniscutis</i>	0,029	0,044	99,650	0,799	0,000	0,002
<i>Lutjanus analis</i>	0,026	0,040	99,690	0,745	0,000	0,001
<i>Trachinotus goodei</i>	0,024	0,036	99,730	0,271	0,001	0,000
<i>Sphyaena guachancho</i>	0,024	0,036	99,770	0,271	0,001	0,000
<i>Seriola rivoliana</i>	0,023	0,035	99,800	0,253	0,001	0,000
<i>Myripristis jacobus</i>	0,021	0,033	99,830	0,271	0,001	0,000
<i>Parablennius marmoreus</i>	0,021	0,032	99,870	0,267	0,001	0,000

Espécies	Dissim.	Contrib. %	Contrib. acumulativa%	P	Abundância média	
					DIA	NOITE
<i>Mugil curema</i>	0,015	0,023	99,890	0,255	0,001	0,000
<i>Stegastes variabilis</i>	0,014	0,021	99,910	0,265	0,001	0,000
<i>Caranx hippos</i>	0,013	0,020	99,930	0,231	0,001	0,000
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	0,011	0,017	99,950	0,260	0,001	0,000
<i>Rypticus spp.</i>	0,010	0,015	99,960	0,264	0,001	0,000
<i>Azurina multilineata</i>	0,008	0,013	99,970	0,243	0,000	0,000
<i>Aetobatus narinari</i>	0,008	0,013	99,990	0,254	0,000	0,000
<i>Chaetodipterus faber</i>	0,008	0,013	100,000	0,254	0,000	0,000

Fonte: autor.

DISCUSSÃO

Apresentamos uma relação abrangente de 81 espécies de peixes recifais, considerando variações espaço-temporais, tanto durante o dia quanto à noite, ao longo de um ciclo sazonal em uma área marinha protegida (AMP): Parque Estadual Ilha Anchieta (com restrição à pesca) e Ilha do Mar Virado (sem essa restrição), ambas situadas na Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte (APAMLN), por meio da utilização de um ROV. Poucos estudos levam em consideração a variação espaço-temporal de peixes recifais, especialmente no que diz respeito à análise simultânea de ambas as variáveis temporais (diuturna e sazonal), e empregando métodos não destrutivos em AMPs. Há estudos que adotam métodos não destrutivos para avaliar os impactos da pesca nas assembleias de peixes de recifes em AMPs sem considerar variações temporais (FITZPATRICK *et al.*, 2015; ROLIM *et al.*, 2022), e outros, que consideram a variação temporal diuturna e sazonal, porém, utilizam de métodos letais, como o trabalho realizado por Furia (1996) que estudou a composição e estrutura da comunidade de peixes na enseada das Palmas no Parque Estadual Ilha Anchieta coletando às 10h e 21h durante um ciclo sazonal (1991-1992), utilizando uma rede de arrasto de fundo.

A utilização de métodos não letais para a quantificação de assembleias de peixes vem aumentando cada vez mais nas AMPs do Brasil, principalmente através dos sistemas de câmeras estacionárias. Recentemente, Rolim *et al.* (2022) utilizaram vídeo estéreo subaquático com isca (BRUVs) para comparar locais em diferentes níveis de proteção e habitats no arquipélago de Abrólhos. Machado *et al.* (2022) utilizaram vídeos rotativos submersíveis (SRV - Submersible Rotating Videos) para entender a distribuição, características e efeitos do lixo marinho e do coral *Tubastraea* spp., na comunidade de peixes recifais em nas ilhas costeiras das cidades do Rio de Janeiro e Maricá. Rolim *et al.* (2019) utilizaram BRUVs próximo às áreas de amostragem do atual estudo e revelaram maior abundância e tamanho corporal das espécies de peixes alvo da pesca em reservas marinhas proibidas (No-take marine reserves - NTRs). Fora do Brasil, a utilização dos sistemas de câmeras estacionárias é comum (FITZPATRICK *et al.*, 2015, 2013; WALSH *et al.*, 2015; GHAZILOU *et al.*, 2019) e o seu frequente uso deve-se ao fácil manuseio e menor investimento quando se comparado aos ROV.

Poucos estudos utilizam ROVs em áreas rasas (<20 m) (CAPOCCI *et al.*, 2017; HUVENNE *et al.*, 2018; SWARD *et al.*, 2019). Silva (2019) caracterizou habitats bentônicos em AMPs através de imageamento com ROV entre as profundidades 10 a 100 metros no estado do Espírito Santo atrelando o uso do equipamento a alta profundidade. O autor discute que a utilização do ROV permitiu avaliar a distribuição dos habitats marinhos, sem causar danos ou

interferências à comunidade bentônica, porém, o método é sensível às correntes, partículas em suspensão na água e logística em campo. Colares (2009) caracterizou áreas de pesca de lagosta utilizando ROV em profundidade entre 15 e 25 metros no estado do Ceará e concluiu que o equipamento foi essencial e melhor que o mergulho autônomo. Pereira-Filho *et al.* (2011) apresentaram uma avaliação quantitativa e qualitativa de peixes recifais e assembleias bentônicas em um gradiente de profundidade entre 5 e 100 metros mesclando técnicas avançadas de mergulho com gás (TRIMIX) e ROV nas ilhas Trindade e Martin Vaz, sudoeste do Atlântico. Já Carminatto *et al.* (2020) que utilizaram um ROV em profundidade de até sete metros para avaliar os efeitos da complexidade do habitat e da variação temporal nas comunidades de peixes recifais rochosos no estuário de Santos (São Paulo) e enfatizam que o ROV foi uma ferramenta satisfatória para a caracterização da fauna de peixes recifais e da estrutura do habitat. Porém, independentemente dos sistemas de câmeras remotas, nosso estudo e os supracitados enfatizam a possibilidade em utilizar métodos não letais e permitem a avaliação da comunidade de peixes, especialmente em habitats sensíveis dentro de áreas protegidas, como os ambientes recifais, que abrigam uma quantidade representativa de espécies ameaçadas e endêmicas (PINHEIRO *et al.*, 2018; ROLIM *et al.*, 2019; CARMINATTO *et al.*, 2020; GUEDES & ARAÚJO, 2022; MACHADO *et al.*, 2022; ROLIM *et al.*, 2022).

A utilização do ROV não atraiu e nem repeliu os peixes. Patterson *et al.* (2009) mostraram a eficiência do uso de micro ROVs para avaliar a estrutura e distribuição da comunidade de peixes em recifes artificiais. Os autores mostraram que não houve mudança comportamental por parte dos indivíduos. Johnson *et al.* (2003) observaram o comportamento de bodiões (Labridae) e descreveram seu habitat utilizando um ROV, comprovando sua eficiência e concluindo que o equipamento submersível não prejudica nem atrai as espécies observadas. Porém, para uma melhor aplicação deste equipamento, o ROV deverá ser equipado com motores silenciosos, navegar em baixa velocidade e com luzes de baixa intensidade velocidade (SPANIER *et al.*, 1994; LAIDIG *et al.*, 2016).

Seis (7,40%) espécies referem-se a peixes criptobênticos (Gobiidae, Blenniidae, Labrisomidae e Chaenopsidae); esse grupo forma uma comunidade diversificada e abundante em habitats marinhos rasos tropicais e subtropicais (MACPHERSON, 1994; PATZNER, 1999; LA MESA *et al.*, 2004). No entanto, por serem pequenos e crípticos, a metodologia comumente utilizada para estudar peixes recifais (através de um simples censo visual) pode subestimar o número e a densidade das espécies crípticas em mais de 91% dos casos (WILLIS, 2001). A utilização do ROV foi particularmente relevante, uma vez que esta ferramenta permite registrar espécies que muitas vezes passam despercebidas pelos mergulhadores, como os peixes

criptobênticos. Além disso, a capacidade de manobra dos ROVs permite que o pesquisador faça avaliações das comunidades de peixes em diferentes habitats; áreas elevadas, saliências e fendas submarinas (QUATTRINI *et al.*, 2017), estruturas artificiais (ANDALORO *et al.*, 2013) e possibilita caracterizar a complexidade do habitat (CARMINATTO *et al.*, 2020). O uso dos ROVs ao longo da costa brasileira em ambientes rasos é recente, mas os resultados preliminares mostraram grande potencial para registrar espécies em ambientes recifais (CARMINATTO *et al.*, 2020). Os avanços tecnológicos têm ampliado consideravelmente o leque de modelos de ROVs disponíveis, incluindo opções mais baratas e assim mais acessíveis, proporcionando aos pesquisadores maior disponibilidade e acesso a esse recurso (SWARD *et al.*, 2019).

A iluminação artificial é um fator conhecido por influenciar o comportamento dos organismos (SMALE *et al.*, 2001), mas é um componente importante na amostragem noturna ao considerar a variação temporal, além de pesquisas que vão além da zona fótica, em áreas de alta turbidez, para melhorar a detecção de espécies pequenas ou crípticas, como os linguados (NORCROSS & MUETER, 1999; PACUNSKI *et al.*, 2013). O sistema de luz acoplado ao ROV possibilitou registrar as espécies a noite, e apesar do mesmo número de espécies visualizadas durante o dia e a noite, 27% foram exclusivas de cada período (Figura 37), a similaridade da composição foi de 45,67%, e a PERMANOVA evidenciou diferença significativa na composição e abundância das espécies entre os períodos (Tabela 6). Mudanças diurnas nas assembleias de peixes foram documentadas em todo o mundo em muitos ambientes diferentes (NASH *et al.*, 1994, ANNESE & KINGSFORD, 2005, CARPENTIERI *et al.*, 2005, KOPP *et al.*, 2007, HARVEY *et al.*, 2012), assim como registrado no PEIA, onde Furia (1996) estudou a variação espaço-temporal na composição e estrutura da ictiofauna na Enseada das Palmas e registrou maior abundância e riqueza à noite.

Os menores valores de abundância e diversidade de Shannon visualizados e calculados, respectivamente durante a noite (Tabela 5), podem estar atrelados a sensibilidade dos fotorreceptores dos peixes noturnos ao comprimento de luz branca - 550 a 560 nanômetros (nm) (HARVEY *et al.*, 2012; FITZPATRICK *et al.*, 2013). A maioria dos peixes noturnos possui cones e bastonetes com uma faixa de sensibilidade espectral de 525 a 620 nm (VON DER EMDE *et al.*, 2004) e quando submetidos à luz branca, supõem-se que o espectro perturbe seu comportamento natural (SWARD *et al.*, 2019; HARVEY *et al.*, 2012; FITZPATRICK *et al.*, 2013), diferentemente da luz vermelha (620 a 630 nm), que apesar de atenuar-se mais rápido na coluna de água, ainda está além do espectro visual da maioria dos peixes noturnos e, portanto, supõe-se que não perturbe o seu comportamento natural (HARVEY *et al.*, 2012).

Já o alto valor da dominância (D) calculada a noite (Tabela 5) deve-se ao grande número das espécies mais representativas visualizados exclusivamente neste período, tais como *T. lepturus*, *O. ruber*, *P. harroweri*, *A. americanus* e *D. rhombeus* (Figura 36). Além da questão do espectro visual, alguns estudos mostram que muitas espécies se dispersam em habitats adjacentes do recife em busca de alimento durante a noite, retornando ao amanhecer, daí influenciando no número de espécies e indivíduos visualizados (LOWRY & SUTHERS, 1998, NAGELKERKEN *et al.*, 2001, LEY & HALLIDAY, 2007). Embora os estudos diurnos sejam essenciais para fornecer informações sobre associações entre peixes e habitats (BECK *et al.*, 2001), os padrões de uso do habitat durante o dia podem ser muito diferentes à noite (FITZPATRICK *et al.*, 2013). Sendo assim, sugerimos que estudos noturnos sejam realizados, levando em consideração a cor da luz artificial, para melhor se compreender a distribuição das espécies ao longo dos habitats específicos.

A permanova indicou diferenças significativas na composição e abundância das espécies entre as estações climáticas (Tabela 6). Mudanças sazonais na distribuição vertical e na estrutura da comunidade de peixes é bem comum nos recifes de regiões costeiras (EBELING & HIXON 1991; CARMINATTO *et al.*, 2020). As variações sazonais podem ser associadas com os padrões de migração de espécies anádromas e a ocorrência de espécies marinhas transitórias, que, por sua vez, também se relaciona com movimentos reprodutivos, alterações nos índices de pluviosidade ou ainda com as mudanças nos picos de recrutamento devido à quantidade de recursos disponíveis durante determinada época do ano (HURST *et al.*, 2004, NEVES *et al.*, 2011). Este padrão pode ser observado em espécies que transitam entre rio, estuário e mar, como *C. undecimalis*, *E. argenteus*, *C. faber*, *L. analis*, *C. hippos* e *M. curema*, e em espécies que transitam apenas entre estuário e mar, como *S. setapinnis*, *T. carolinus*, *A. luniscutis* e *P. harroweri* (FRICKE *et al.*, 2023). Essas espécies foram visualizadas exclusivamente em alguma das estações do ano.

Diferenças sazonais na composição e estrutura da ictiofauna também foram relatadas por Furia (1996) na enseada das Palmas no PEIA, destacando o verão e a primavera. Em nosso estudo, as comparações pareadas entre as estações climáticas mostraram diferença significativa na variação entre o verão e as outras estações (Tabela 9). Apesar do outono apresentar estatisticamente maior diversidade de Shannon, e o verão apresentar numericamente maior número de espécies, indivíduos e dominância (Tabela 4). Esse resultado pode ser explicado pela ressurgência de água fria (8-18°C) da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) durante o verão e pela convergência de duas massas de água, característica desta época do ano na região de Ubatuba. A camada superficial (profundidades inferiores a 20 m) de toda a região é ocupada

pela Água Costeira – AC (caracterizada por valores mais baixos de salinidade associados a altas temperaturas) que se mistura com a Água Tropical – AT (caracterizada por valores máximos de salinidade) proveniente da região mais afastada da costa (CASTRO-FILHO *et al.*, 1987). Tais entradas frequentes de água fria, bem como a faixa de profundidade relativamente ampla no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado (Tabela 6), são responsáveis pela ocorrência de vários peixes de recifes com afinidades subtropicais e temperadas (FLOETER *et al.*, 2001; LUIZ JR *et al.*, 2008; GIBRAN & MOURA 2012; PINHEIRO *et al.*, 2015; SOUZA *et al.*, 2018).

Encontramos diferenças significativas na composição e abundância das espécies entre as ilhas (Tabela 6). Espécies como *P. harroweri* e *C. roseus* foram bem representativas em número de indivíduos e visualizadas exclusivamente na Ilha do Mar Virado, enquanto *C. undecimalis* e *S. frondosum* foram exclusivas e bem representativas em número de indivíduos no PEIA. A diferença na composição entre as ilhas pode estar associada à complexidade estrutural dos costões rochosos (FERREIRA *et al.*, 2001, DOMINICI-AROSEMA & WOLF 2006, GIBRAN & MOURA 2012, TEIXEIRA-NEVES *et al.*, 2015; CARMINATTO *et al.*, 2020), a faixa de profundidade das ilhas (PEREIRA-FILHO *et al.*, 2011, GIBRAN & MOURA 2012, TEIXEIRA-NEVES *et al.*, 2015), a distância da costa (MOURA, 2003; FLOETER *et al.*, 2007) e o estatuto de proteção à pesca ao entono do PEIA.

Embora o número registrado de espécies (n=81) seja menor do que o registrado em outros estudos realizados nas proximidades do Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, como 93 espécies em Nonato *et al.* (1983), 70 espécies em Furia (1996), 34 espécies em Sazima *et al.* (2000), 19 espécies em Cunningham & Saul (2004), 51 espécies em Tomasi (2016), 103 espécies em Souza *et al.* (2018), 126 espécies em Rolim *et al.* (2019), 57 espécies em Damasio Neto *et al.* (2019), identificamos 10 espécies não registradas anteriormente nessas ilhas: *Opisthonema oglinum*, *Aspistor luniscutis*, *Hypleurochilus fissicornis*, *Caranx hippos*, *Seriola rivoliana*, *Sphyrna guachancho*, *Elops* spp., *Anchoa* spp., *Rypticus* spp. e *Cypselurus* spp.

As famílias mais representativas em número de espécies foram Carangidae, Serranidae, Labridae, Gerreidae, Haemulidae e Pomacentridae (Figura 6). Essas famílias também foram as mais listadas em estudos anteriores próximo as ilhas, como em Damasio Neto *et al.* (2019): Labridae e Haemulidae, Cunningham & Saul (2004): Gerreidae e Haemulidae, Souza *et al.* (2018): Haemulidae e Serranidae, Tomasi (2016): Carangidae e Furia (1996): Gerreidae, Haemulidae, Sciaenidae e Clupeidae, estudos que envolveram espécies recifais e espécies demersais associadas a substratos não consolidados. Exceto Pomacentridae (*Abudefduf*

saxatilis, *Stegastes fuscus*, *Azurina multilineata*, *Stegastes variabilis*) espécies recifais exclusivas.

A espécie mais abundante foi o *H. aurolineatum* (Figura 7) e os indivíduos desta espécie vulgarmente como conhecidos como "corcoroca", são representantes permanentes da ictiofauna da plataforma interna da região. Os dados existentes sobre sua biologia e distribuição indicam que esta espécie está entre as mais abundantes nas áreas rasas e de costões rochosos, com papel ecológico de destaque, essencial para manter a integridade do ecossistema (CUNNINGHAM, 1983; FURIA, 1996; TOMASI, 2016; SOUZA *et al.*, 2018; DAMASIO NETO *et al.*, 2019).

A sobrepesca e a captura acidental são os principais factores negativos que afetam as espécies ameaçadas registadas no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado (SOUZA *et al.*, 2018). Grandes predadores como *L. analis*, *L. synagris* e *E. marginatus* e herbívoros *S. axillare*, *S. frondosum* e *S. vomer* presentes nas ilhas estão ameaçadas e são alvo de pesca profissional e recreativa, incluindo a caça submarina, que é mal regulamentada e monitorada no Brasil (NUNES *et al.*, 2012; FREIRE *et al.*, 2016). As garoupas (epinefélidos), por exemplo, são espécies de crescimento lento e vida longa, com maturidade tardia (ANDRADE *et al.*, 2003; MITCHESON *et al.*, 2008, REÑONES *et al.*, 2010; SOUZA *et al.*, 2018), sendo, portanto, altamente vulneráveis à pesca e destacando a importância das APMs e de fiscalização efetiva.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDALORO, F., FERRARO, M., MOSTARDA, E., ROMEO, T., AND CONSOLI, P. (2013). Assessing the suitability of a remotely operated vehicle (ROV) to study the fish community associated with offshore gas platforms in the Ionian Sea: a comparative analysis with underwater visual censuses (UVCs). *Helgoland marine research*, 67(2), 241-250. doi: 10.1007/s10152-012-0319-y
- ANDERSON, M. J., & WALSH, D. C. (2013). PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: what null hypothesis are you testing?. *Ecological monographs*, 83(4), 557-574. <https://doi.org/10.1890/12-2010.1>
- ANDRADE, Á. B., MACHADO, L. F., HOSTIM-SILVA, M., & BARREIROS, J. P. (2003). Reproductive biology of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 46, 373-382. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132003000300009>
- ANNESE, D. M., & KINGSFORD, M. J. (2005). Distribution, movements and diet of nocturnal fishes on temperate reefs. *Environmental Biology of Fishes*, 72, 161-174. <https://doi.org/10.1007/s10641-004-0774-7>
- ARAUJO, G. S., KURTZ, Y. R., SAZIMA, I., CARVALHO, P. H., FLOETER, S. R., VILASBOA, A., ROTUNDO, M. M., FERREIRA, CARLOS E. L., BARREIROS, J. P., PITASSY, D. E., & CARVALHO-FILHO, A. (2023). Evolutionary history, biogeography, and a new species of *Sphoeroides* (Tetraodontiformes: Tetraodontidae): how the major biogeographic barriers of the Atlantic Ocean shaped the evolution of a pufferfish genus. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 199(4), 978-993. <https://doi.org/10.1093/zoolinnean/zlad055>
- ASWANI, S., & HAMILTON, R. (2004). The value of many small v. few large marine protected areas in the Western Solomon Islands. *Traditional Marine Resource Management And Knowledge Information Bulletin*, 16, 3-14.
- AUED, A. W., SMITH, F., QUIMBAYO, J. P., CANDIDO, D. V., LONGO, G. O., FERREIRA, C. E., WITMAN, J. D., FLOETER, S. R., & SEGAL, B. (2018). Large-scale patterns of benthic marine communities in the Brazilian Province. *PloS one*, 13(6), e0198452. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0198452>
- AZZURRO E., PAIS A., CONSOLI P., ANDALORO F. (2007). Evaluating day–night changes in shallow Mediterranean rocky reef fish assemblages by visual census. *Marine Biology*, 151:2245-2253. <https://doi.org/10.1007/s00227-007-0661-9>
- BECK, M.W., HECK, K.L., ABLE, K.W., CHILDERS, D.L., EGGLESTON, D.B., GILLANDERS, B.M., HALPERN, B., HAYS, C.G., HOSHINO, K., MINELLO, T.J., ORTH, R.J., SHERIDAN, P.F., & WEINSTEIN, M.R. (2001). The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience* 51, 633–641. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0633:TICAMO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0633:TICAMO]2.0.CO;2)
- BROCK, V. E. (1954). A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *The Journal of Wildlife Management*, 18(3), 297-308.

BONALDO, R. M., KRAJEWSKI, J. P., & SAZIMA, I. (2005). Meals for two: foraging activity of the butterflyfish *Chaetodon striatus* (Perciformes) in southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 65, 211-215. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842005000200004>

CAPOCCI, R., DOOLY, G., OMERDIĆ, E., COLEMAN, J., NEWE, T., & TOAL, D. (2017). Inspection-class remotely operated vehicles- A review. *Journal of Marine Science and Engineering*, 5(1), 13.. doi: 10.3390/jmse5010013

CAPPO, M., HARVEY, E., MALCOLM, H., & SPEARE, P. (2003). Potential of video techniques to monitor diversity, abundance and size of fish in studies of marine protected areas. *Aquatic Protected Areas-what works best and how do we know*, 1, 455-64.

CARMINATTO, A.A.; ROTUNDO, M.M.; BUTTURI-GOMES, D.; BARRELLA, W.; JUNIOR, M.P. (2020). Effects of habitat complexity and temporal variation in rocky reef fish communities in the Santos estuary (SP), Brazil. *Ecological Indicators*, 108, 105728. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105728>

CARPENTIERI, P., COLLOCA, F., & ARDIZZONE, G. D. (2005). Day–night variations in the demersal nekton assemblage on the Mediterranean shelf-break. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 63(4), 577-588. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.01.005>

CARVALHO-FILHO, A. 1999. Peixes: Costa Brasileira. Marca D'água, São Paulo, 3a ed, p 320.

CARVALHO-FILHO, A. L. F. R. E. D. O., OLIVEIRA, C., MAXIMIANO, L., TAVERA, J., ACERO, A. P., & MARCENIUK, A. P. (2022). Review of the *Pareques acuminatus* (Bloch & Schneider, 1801) species complex, with revalidation of *Pareques lineatus* (Cuvier, 1830) from the Western Atlantic (Percomorphacea: Sciaenidae). *Zootaxa*, 5195(5), 401-418. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5195.5.1>

CASTRO FILHO, B.M., MIRANDA, L.B. & MIYAO, S.Y. (1987). Condições hidrográficas na plataforma continental ao largo de Ubatuba: variações sazonais e em média escala. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 35(2), 135-151. <https://doi.org/10.1590/S0373-55241987000200004>

CHAO, A., COLWELL, R. K., CHIU, C. H. & TOWNSEND, D. (2017). Seen once or more than once: Applying Good–Turing theory to estimate species richness using only unique observations and a species list. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(10), 1221-1232. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12768>

CHAO, A., GOTELLI, N. J., HSIEH, T. C., SANDER, E. L., MA, K. H., COLWELL, R. K., & ELLISON, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs*, 84(1), 45-67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>.

CLARKE, K.R. (1993). Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*. 18:117-143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>

COLARES, M.C.S. (2009). Áreas de pesca de lagosta: uma caracterização utilizando geoprocessamento e veículo de operação remota (R.O.V). Dissertação de Mestrado em Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, Brasil.

CUNNINGHAM, P. T. M., & SAUL, A. D. C. (2004). Spatial partition of artificial structures by fish at the surroundings of the conservation unit-Parque Estadual da Ilha Anchieta, SP, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 47, 113-120. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132004000100015>

CUNNINGHAM, Patrícia Teresa Monteiro. (1983). Estudo comparativo da ictiofauna da costa oeste e Enseada das Palmas da Ilha Anchieta, Enseada do Flamengo e Enseada da Fortaleza (LAT. 23°29'S - 23°33'S, LONG. 45°03'W - 45°09'W), Ubatuba, Estado de São Paulo - Brasil. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

DAMASIO NETO, J. B., AZEVEDO, V. G. DE., MOREIRA, P. S., LIGNON, M. C. (2019). Avaliação da ictiofauna do Parque Estadual Ilha Anchieta, Ubatuba (SP) e sua importância como fonte de recursos naturais. Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca – XXI CONBEP.

DECRETO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 1977. No. 9.629 de 29 março de 1977. Cria o Parque Estadual da Ilha Anchieta e dá providências correlatas. Disponível em: <https://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/repositorio/524/documentos/decreto-9629-29.03.1977.pdf>. Acesso em: 20 nov. de 2023.

DECRETO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2008. No. 53.526 de outubro de 2008. Cria a Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Centro, e dá providências correlatas. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2008/decreto-53526-08.10.2008.html> Acesso em: 20 nov. de 2023.

DOMINICI-AROSEMENA, A., & WOLFF, M. (2006). Reef fish community structure in the Tropical Eastern Pacific (Panamá): living on a relatively stable rocky reef environment. *Helgoland Marine Research*, 60(4), 287-305. <https://doi.org/10.1007/s10152-006-0045-4>

FERREIRA, C. E., GONÇALVES, J. E., & COUTINHO, R. (2001). Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. *Environmental biology of fishes*, 61, 353-369. <https://doi.org/10.1023/A:1011609617330>

FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES, N.A. 1978. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1), São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 110p.

FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES, N.A. 1980. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. III. Teleostei (2), São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, p. 90p.

FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES, N.A. 2000. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo, 116p.

FITZPATRICK, B. M., HARVEY, E. S., LANGLOIS, T. J., BABCOCK, R., & TWIGGS, E. (2015). Effects of fishing on fish assemblages at the reefscape scale. *Marine Ecology Progress Series*, 524, 241-253. <https://doi.org/10.3354/meps11077>

FITZPATRICK, C., MCLEAN, D., & HARVEY, E. S. (2013). Using artificial illumination to survey nocturnal reef fish. *Fisheries Research*, 146, 41-50. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.03.016>

FLOETER, S. R., B. S. HALPERN & C. E. L. FERREIRA. (2006). Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. *Biological Conservation*, 128: 391-402. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.005>

FLOETER, S. R., R. Z. P. GUIMARÃES, L. A. ROCHA, C. E. L. FERREIRA, C. A. RANGEL & J. L. GASPARINI. (2001). Geographic variation in reef-fish assemblages along the Brazilian coast. *Global Ecology and Biogeography*, 10: 423-433. <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. 2007. Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environmental Biology of Fishes*, 78(2), 147-160. <https://doi.org/10.1007/s10641-006-9084-6>

FREIRE, K. M. F., TUBINO, R. A., MONTEIRO-NETO, C., ANDRADE-TUBINO, M. F., BELRUSS, C. G., TOMÁS, A. R. G., TUTUI, S. L. S., CASTRO, P. M. G., MARUYAMA, L. S., CATELLA, A. C., CREPALDI, D. V., DANIEL, C. R. A., MACHADO, M. L., MENDONÇA, J. T., MORO, P. S., MOTTA, F. S., RAMIRES, M., SILVA, M. H. C., & VIEIRA, J. P. (2016). BRAZILIAN RECREATIONAL FISHERIES: CURRENT STATUS, CHALLENGES AND FUTURE direction. *Fisheries Management and Ecology*, 23(3-4), 276-290. <https://doi.org/10.1111/fme.12171>

FRICKE, R., ESCHMEYER, W.N., & VAN DER LAAN, R. (EDS) (2023). ESCHMEYER'S CATALOG OF FISHES: GENERA, SPECIES, REFERENCES. (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Electronic version accessed dd mmm 2023.

FURIA, Rosaria Rios. (1996). Composição das capturas de peixes na enseada das Palmas-Ilha Anchieta, Ubatuba-SP: variabilidade espaço-temporal. Dissertação (Mestrado), Universidade de São Paulo, São Paulo, 1996, 137p.

GALZIN, R. (1987). Structure of fish communities of French Polynesian coral reefs. 1. Spatial scales. *Marine ecology progress series*. Oldendorf, 41(2), 129-136.

GHAZILOU, A., SHOKRI, M. R., & GLADSTONE, W. (2019). Comparison of baited remote underwater video (BRUV) and underwater visual census (UVC) for assessment of reef fish in a marginal reef in the northern Persian Gulf. *Iranian Journal of Ichthyology*. <http://hdl.handle.net/10453/138761>

GIBRAN, F.Z. & MOURA, R.L. (2012). The structure of rocky reef fish assemblages across a nearshore to coastal islands' gradient in southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 10, 369–382. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012005000013>

GUEDES, G. H. S., & ARAÚJO, F. G. (2022). Underwater drones reveal different fish community structures on the steep slopes of a tropical reservoir. *Hydrobiologia*, 849(5), 1301-1312. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04790-9>

HALPERN, B. S. (2003). The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter?. *Ecological applications*, 13(spl), 117-137. [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., WALBRIDGE, S., SELKOE, K. A., KAPPEL, C. V., MICHELI, F., D'AGROSA, C., BRUNO, J. F., CASEY, K. S., EBERT, C., FOX, H. E., FUJITA, R., HEINEMANN, D., LENIHAN, H. S., MADIN, E. M. P., PERRY, M. T., SELIG, E. R., SPALDING, M., STENECK, R., & WATSON, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865), 948-952. <https://doi.org/10.1126/science.1149345>

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A. & RYAN, P.D. (2001). PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1): 1-9. Disponível em: <https://www.nhm.uio.no/english/research/resources/past/>

HARPER, D.A.T. (ed.). 1999. *Numerical Palaeobiology*. John Wiley & Sons.

HARVEY, E. S., DORMAN, S. R., FITZPATRICK, C., NEWMAN, S. J., & MCLEAN, D. L. (2012). Response of diurnal and nocturnal coral reef fish to protection from fishing: an assessment using baited remote underwater video. *Coral Reefs*, 31, 939-950. <https://doi.org/10.1007/s00338-012-0955-3>

HELFMAN, G. S. (1993). Fish behaviour by day, night and twilight. In: *The Behaviour of Teleost Fishes*. Pitcher, T. J. (Ed.), Chapman and Hall, London, pp. 479-512.

HOBSON E. S. (1965). Diurnal-nocturnal activity of some inshore fishes in the Gulf of California. *Copeia*, 291-302. <https://doi.org/10.2307/1440790>

HOBSON, E. S., MCFARLAND, W. N., CHESS, J. R. 1981. Crepuscular and nocturnal activities of Californian nearshore fishes, with consideration of their scotopic visual pigments and the photic environment. *Fishery Bulletin*. 79(1): 1-30.

HOLZMAN, R., OHAVIA, M., VAKNIN, R., GENIN, A. 2007. Abundance and distribution of nocturnal fishes over a coral reef during the night. *Marine Ecology Progress Series*. 342: 205-215. <https://doi.org/doi:10.3354/meps342205>

HSIEH, T. C., MA, K. H., & CHAO, A. (2016). iNEXT: An R Package for Rarefaction and Extrapolation of Species Diversity (Hill Numbers). Edited by Greg McInerny. *Methods in Ecology and Evolution* 7 (12): 1451–56. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>.

HURST, T. P., MCKOWN, K. A., & CONOVER, D. O. (2004). Interannual and long-term variation in the nearshore fish community of the mesohaline Hudson River estuary. *Estuaries*, 27(4), 659-669. <https://doi.org/10.1007/BF02907651>

HUVENNE, V. A., ROBERT, K., MARSH, L., LO IACONO, C., LE BAS, T., & WYNN, R. B. (2018). ROVs and AUVs. *Submarine Geomorphology*, 93-108. https://doi.org/10.1007/978-3-319-57852-1_7

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (2016). *Arranjos populacionais e concentrações urbanas no Brasil/ IBGE, Coordenação de Geografia*. 2 ed. Rio de Janeiro.

JACOBY, C., MANNING, C., FRITZ, S., & ROSE, L. (1997). Three recent initiatives for monitoring of Australian coasts by the community. *Ocean & Coastal Management*, 36(1-3), 205-226. [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(97\)00002-1](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(97)00002-1)

KOENIG, C. C., & STALLINGS, C. D. (2015). A new compact rotating video system for rapid survey of reef fish populations. *Bulletin of Marine Science*, 91(3), 365-373.

KOPP, D., BOUCHON-NAVARO, Y., LOUIS, M., & BOUCHON, C. (2007). Diel differences in the seagrass fish assemblages of a Caribbean island in relation to adjacent habitat types. *Aquatic Botany*, 87(1), 31-37. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.01.008>

LA MESA, G., MICALLIZI, M., GIACCONE, G., VACCHI, M. (2004). Cryptobenthic fishes of the “Ciclopi Islands” marine reserve (central Mediterranean Sea): assemblage composition, structure and relations with habitats features. *Marine Biology* 145, 233–242. <https://doi.org/10.1007/s00227-004-1315-9>

L Aidig, T. E., & YOKLAVICH, M. M. (2016). A comparison of density and length of Pacific groundfishes observed from 2 survey vehicles: a manned submersible and a remotely operated vehicle. *Fishery Bulletin*, 114(4). <https://doi.org/10.7755/FB.114.4.2>

LECCHINI, D. (2006). Highlighting ontogenetic shifts in habitat use by nocturnal coral reef fish. *Comptes Rendus Biologies*, 329(4), 265-270. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2006.02.004>
Legendre, P., & Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129, 271-280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>

LEGENDRE, P., & LEGENDRE, L. (2012). *Numerical ecology*. 3 Edição. Elsevier.

LEY, J. A., & HALLIDAY, I. A. (2007). Diel variation in mangrove fish abundances and trophic guilds of northeastern Australian estuaries with a proposed trophodynamic model. *Bulletin of Marine Science*, 80(3), 681-720.

LIPPI, Daniel Lino. Caracterização e variação diurno-noturna da estrutura da comunidade de peixes associados a diferentes microhabitats dos recifes costeiros de Porto de Galinhas, Pernambuco. Dissertação (Mestrado em Oceanografia), Universidade Federal de Pernambuco. Recife, Pernambuco, 2013.

LOWRY, M. B., & SUTHERS, I. M. (1998). Home range, activity and distribution patterns of a temperate rocky-reef fish, *Cheilodactylus fuscus*. *Marine Biology*, 132, 569-578. <https://doi.org/10.1007/s002270050422>

LUIZ JR, O., CARVALHO-FILHO, A. & FERREIRA, C.E.L. (2008). The reef fish assemblage of the Laje de Santos Marine State Park, southwestern Atlantic: annotated checklist with comments on abundance, distribution, trophic structure, symbiotic associations and conservation. *Zootaxa* 25, 1–25.

LUIZ-JÚNIOR, O. J., FLOETER, S. R., GASPARINI, J. L., FERREIRA, C. E. L., & WIRTZ, P. (2004). The occurrence of *Acanthurus monroviae* (Perciformes: Acanthuridae) in the southwestern Atlantic, with comments on other eastern Atlantic reef fishes occurring in Brazil. *Journal of Fish Biology*, 65(4), 1173-1179. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00519.x>

MACPHERSON, E. (1994) Substrate utilisation in a Mediterranean littoral fish community. *Marine Ecology Progress Series* 114, 211-218. <https://www.jstor.org/stable/24849696>

MAGURRAN, A.E. & MCGILL, B.J. (Ed.). 2011. *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press.

MAGURRAN, Anne E. (2013). *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba: Editora da UFPR, p 261.

MALLET, D., & PELLETIER, D. (2014). Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: a review of sixty years of publications (1952–2012). *Fisheries Research*, 154, 44-62. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.01.019>

MENDONÇA-NETO, J.P., C. MONTEIRO-NETO & L. E. MORAES. 2008. Reef fish community structure on three islands of Itaipu, Southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 6(2):267-274. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252008000200015>

MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. 1980. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil: IV. Teleostei (3)*. São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 96p.

MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. 1985. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil: V. Teleostei (4)*. São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 105p.

MENEZES, N.A., NIRCHIO, M., DE OLIVEIRA, C. & SICCHARAMIREZ, R. (2015). Taxonomic review of the species of *Mugil* (Teleostei: Perciformes: Mugilidae) from the Atlantic South Caribbean and South America, with integration of morphological, cytogenetic and molecular data. *Zootaxa*. 3941 (4), 1-38. <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3918.1.1>

MITCHESON, Y. S., & LIU, M. (2008). Functional hermaphroditism in teleosts. *Fish and Fisheries*, 9(1), 1-43. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2007.00266.x>

MOURA, Rodrigo Leão de. 2003. *Riqueza de espécies, diversidade e organização de assembléias de peixes em ambientes recifais: um estudo ao longo do gradiente latitudinal da costa brasileira*. Tese (Doutorado), Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo.

NAGELKERKEN, I., DORENBOSCH, M., VERBERK, W. C. E. P., DE LA MORINIÈRE, E. C., & VAN DER VELDE, G. (2000). Day-night shifts of fishes between shallow-water biotopes of a Caribbean bay, with emphasis on the nocturnal feeding of Haemulidae and Lutjanidae. *Marine Ecology Progress Series*, 194, 55-64. <https://doi.org/10.3354/meps194055>

NASH, R. D. M., SANTOS, R. S., GEFFEN, A. J., HUGHES, G., & ELLIS, T. R. (1994). Diel variability in catch rate of juvenile flatfish on two small nursery grounds (Port Erin Bay, Isle of Man and Porto Pirn Bay, Faial, Azores). *Journal of Fish Biology*, 44(1), 35-45. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1994.tb01583.x>

NELSON, J. S., GRANDE, T. C., & WILSON, M. V. (2016). *Fishes of the World*. John Wiley & Sons.

NEVES, L. M., TEIXEIRA, T. P., & ARAÚJO, F. G. (2011). Structure and dynamics of distinct fish assemblages in three reaches (upper, middle and lower) of an open tropical estuary in Brazil. *Marine Ecology*, 32(1), 115-131. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2010.00407.x>

NONATO, E. F., AMARAL, A. C. Z., & FIGUEIREDO, J. L. (1983). Contribuição ao conhecimento da fauna de peixes do litoral norte do Estado de São Paulo. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 32, 143-152. <https://doi.org/10.1590/S0373-55241983000200005>

NORCROSS, B. L., & MUETER, F. J. (1999). The use of an ROV in the study of juvenile flatfish. *Fisheries Research*, 39(3), 241-251. doi: 10.1016/S0165-7836(98)00200-8

NUNES, J. D. A. C. D. C., MEDEIROS, D. V., REIS-FILHO, J. A., SAMPAIO, C. L. S., & BARROS, F. (2012). Reef fishes captured by recreational spearfishing on reefs of Bahia State, northeast Brazil. *Biota Neotropica*, 12, 179-185. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032012000100014>

OKSANEN, J., SIMPSON, G., BLANCHET, F., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P., O'HARA, R., SOLYMOS, P., STEVENS, M., SZOECS, E., WAGNER, H., BARBOUR, M., BEDWARD, M., BOLKER, B., BORCARD, D., CARVALHO, G., CHIRICO, M., DE CACERES, M., DURAND, S., EVANGELISTA, H., FITZJOHN, R., FRIENDLY, M., FURNEAUX, B., HANNIGAN, G., HILL, M., LAHTI, L., MCGLINN, D., OUELLETTE, M., RIBEIRO, C. E., SMITH, T., STIER, A., TER BRAAK, C., & WEEDON, J. (2022). `_vegan: Community Ecology Package_`. R package version 2.6-2, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.

PACUNSKI, R. E., PAULSSON, W. A., GREENE, H. G., AND GUNDERSON, D. (2008). "Conducting visual surveys with a small ROV in shallow water," in *Marine Habitat Mapping Technology for Alaska*, eds J. R. Reynolds and H. G. Greene (Fairbanks, AK), 109–128. doi: 10.4027/mhmta.2008.08

PARADIS E., & SCHLIEP K. (2019). "ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R." *_Bioinformatics_*, *35*, 526-528. doi:10.1093/bioinformatics/bty633 <<https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bty633>>.

PATTERSON III, W.F., DANCE, M.A. & ADDIS, D.T. 2009. Development of a remotely operated vehicle based methodology to estimate fish community structure at artificial reef sites in the northern Gulf of Mexico. *Proc Gulf Caribb Fish Inst* 61: 263–270. <http://hdl.handle.net/1834/31544>

PATZNER, R.A. (1999). Sea urchins as a hiding-place for juvenile benthic teleosts (Gobiidae, Gobiessocidae) in the Mediterranean Sea. *Cybium* 23,93-97

PEREIRA-FILHO, G. H., AMADO-FILHO, G. M., GUIMARÃES, S. M., MOURA, R. L., SUMIDA, P. Y., ABRANTES, D. P., BAHIA, R. G., GÜTH, A. Z., JORGE, R. R., & FRANCINI FILHO, R. B. (2011). Reef fish and benthic assemblages of the Trindade and Martin Vaz island group, southwestern Atlantic. *Brazilian Journal of Oceanography*, 59, 201-212.

PIMENTEL, C. R., ANDRADES, R., FERREIRA, C. E., GADIG, O. B., HARVEY, E. S., JOYEUX, J. C., & GIARRIZZO, T. (2020). BRUVS reveal locally extinct shark and the way for shark monitoring in Brazilian oceanic islands. *Journal of Fish Biology*, 96(2), 539-542.

PINHEIRO, H.T., MADUREIRA, J.M.C., JOYEUX, J.C. & MARTINS, A.S. (2015). Fish diversity of southwestern Atlantic coastal island: aspects of distribution and conservation in a marine zoogeographical boundary. *Check List* 11, 1615. <https://doi.org/10.15560/11.2.1615>

PINHEIRO, H.T.; ROCHA, L.A.; MACIEIRA, R.M.; CARVALHO-FILHO, A.; ANDERSON, A.B.; BENDER, M.G.; FLOETER, S.R. (2018). South-western Atlantic reef fishes: Zoogeographical patterns and ecological drivers reveal a secondary biodiversity centre in the Atlantic Ocean. *Diversity and Distributions*, 24(7), 951-965. <https://doi.org/10.1111/ddi.12729>

PORTARIA SUDEPE, 1983. No. N-56, 10 de novembro de 1983. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/1983/p_sudepe_56_1983_areaexclusaoilhaanchieta_sp.pdf. Acesso em: 20 nov. de 2023.

QUATTRINI, A. M., DEMOPOULOS, A. W. J., SINGER, R., ROA-VARON, A., AND CHAYTOR, J. D. (2017). Demersal fish assemblages on seamounts and other rugged features in the northeastern Caribbean. *Deep Sea Res. Part I* 123, 90–104. doi: 10.1016/j.dsr.2017.03.009

QUIMBAYO, J. P., SILVA, F. C. D., MENDES, T. C., FERRARI, D. S., DANIELSKI, S. L., BENDER, M. G., PARRAVICINI, V., KULBICKI, M., & FLOETER, S. R. (2021). Life-history traits, geographical range, and conservation aspects of reef fishes from the Atlantic and Eastern Pacific. *Ecology*, 0(0), 2021, e03298 <https://doi.org/10.5281/zenodo.4455016>.

R CORE TEAM (2023). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

REÑONES, O., GRAU, A., MAS, X., RIERA, F., & SABORIDO-REY, F. (2010). Reproductive pattern of an exploited dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe 1834)(Pisces: Serranidae) population in the western Mediterranean. *Scientia Marina*, 74 (3), 523 -537. <http://dx.doi.org/10.3989/scimar.2010.74n3523>

ROLIM, F. A., LANGLOIS, T., MOTTA, F. D. S., CASTRO, G. M. D., LESTER, E., ABIERI, M. L., GADIG, O. B. F., & MOURA, R. L. D. (2022). Habitat and marine reserve status drive reef fish biomass and functional diversity in the largest south Atlantic coral reef system (Abrolhos, Brazil). *Frontiers in Marine Science*, 9, 701244. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.701244>

ROLIM, F. A., LANGLOIS, T., RODRIGUES, P. F., BOND, T., MOTTA, F. S., NEVES, L. M., & GADIG, O. B. (2019). Network of small no-take marine reserves reveals greater abundance and body size of fisheries target species. *PLoS One*, 14(1), e0204970. <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: Abolis Books, 2017.

SAZIMA, I., SAZIMA, C., FRANCINI-FILHO, R. B., & MOURA, R. L. (2000). Daily cleaning activity and diversity of clients of the barber goby, *Elacatinus figaro*, on rocky reefs in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 59, 69-77. <https://doi.org/10.1023/A:1007655819374>

SILVA, Diego Bezerra De Melo. (2019). Caracterização de habitats em áreas de proteção marinha através de imageamento com veículo de operação remota (ROV). Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental), Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

SILVA, F. C., FLOETER, S. R., LINDEGREN, M., & QUIMBAYO, J. P. (2023). Warming-induced changes in reef fish community traits in the Southwestern Atlantic transition zone. *Marine Ecology Progress Series*, 710, 107-123. <https://doi.org/10.3354/meps14288>

SMALE, M., SAUER, W., & ROBERTS, M. (2001). Behavioural interactions of predators and spawning chokka squid off South Africa: towards quantification. *Marine Biology*, 139, 1095-1105. doi: 10.1007/s002270100664

SOUZA, G.R.S.D., GADIG, O.B.F., MOTTA, F.D.S., MOURA, R.L.D., FRANCINI-FILHO, R. B., & GARRONE-NETO, D. (2018). Reef fishes of the Anchieta Island State Park, Southwestern Atlantic, Brazil. *Biota Neotropica*, 18(1). <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2017-0380>

SPANIER, E., COBB, J. S., & CLANCY, M. (1994). Impacts of remotely operated vehicles (ROVs) on the behavior of marine animals: an example using American lobsters. *Marine ecology progress series*. Oldendorf, 104(3), 257-266.

STARCK, W. A., DAVIS W. P. (1966). Night habits of fishes of Alligator Reef, Florida. *Ichthyologica*, 38: 313-355.

SWARD, D., MONK, J., & BARRETT, N. (2019). A systematic review of remotely operated vehicle surveys for visually assessing fish assemblages. *Frontiers in Marine Science*, 6, 134. <http://hdl.handle.net/10453/138761>

TEIXEIRA-NEVES, T.P., NEVES, L.M. & ARAÚJO, F.G. (2015). Hierarchizing biological, physical and anthropogenic factors influencing the structures of fish assemblages along tropical rocky shores in Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 98(6), 1645-1657. <https://doi.org/10.1007/s10641-015-0390-8>

TOMASI, Marcos Felipe (2016). Efeitos das áreas de exclusão de pesca nas assembleias de peixes de costões de Ubatuba, São Paulo. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Oceanografia), Instituto Oceanográfico de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo.

TRAVERS, M. J., NEWMAN, S. J., & POTTER, I. C. (2006). Influence of latitude, water depth, day night and wet v. dry periods on the species composition of reef fish communities in tropical Western Australia. *Journal of Fish Biology*. 69: 987–1017. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01179>.

VILANO, Wagner Ferreira. Aspectos biogeográficos e paleogeográficos de costões rochosos de Ubatuba-São Paulo. 2013. Dissertação (Mestrado em Ciências). Universidade de São Paulo, São Paulo.

VON DER EMDE, G., MOGDANS, J., & KAPOOR, B.G., (2004). *The Senses of Fish: Adaptations for the Reception of Natural Stimuli*. Narosa Publishers, Boston.

WALSH, A. T., BARRETT, N., & HILL, N. (2016). Efficacy of baited remote underwater video systems and bait type in the cool-temperature zone for monitoring 'no-take' marine reserves. *Marine and Freshwater Research*, 68(3), 568-580. <https://doi.org/10.1071/MF15165>

WICKHAM, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.

WILLIS, T.J. (2001). Visual census methods underestimate density and diversity of cryptic reef fishes. *Journal of Fish Biology* 59, 1408-1411. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2001.tb00202.x>

APÊNDICE A

Resultado do SIMPER com indicação das espécies de peixes que mais contribuíram (em ordem decrescente de porcentagem) para a dissimilaridade entre verão (VER) e outono (OUT) e a abundância média em cada estação climática amostrada na Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, SP – Brasil. Dissimilaridade média geral 59,94%. Dissim: Dissimilaridade, Contrib: Contribuição. Valores significativos estão indicados em negrito.

Espécies	Dissim.	Contrib. %	Contrib. acumulativa%	p	Abundância média	
					VER	OUT
<i>Haemulon aurolineatum</i>	7,896	13,170	13,170	0,091	0,658	0,464
<i>Stegastes fuscus</i>	6,492	10,830	24,000	0,586	0,261	0,243
<i>Abudefduf saxatilis</i>	5,535	9,234	33,240	0,929	0,301	0,307
<i>Haemulon atlanticus</i>	4,459	7,439	40,680	0,003	0,169	0,202
<i>Diplodus argenteus</i>	3,707	6,184	46,860	0,046	0,138	0,128
<i>Odontoscion dentex</i>	2,642	4,407	51,270	0,472	0,067	0,082
<i>Anisotremus virginicus</i>	2,601	4,339	55,610	0,986	0,101	0,106
<i>Pareques lineatus</i>	2,423	4,042	59,650	0,995	0,087	0,068
<i>Caranx latus</i>	1,989	3,319	62,970	0,125	0,054	0,069
<i>Anisotremus surinamensis</i>	1,912	3,189	66,160	0,183	0,043	0,055
<i>Chaetodon striatus</i>	1,850	3,086	69,240	0,965	0,058	0,053
<i>Halichoeres poeyi</i>	1,418	2,366	71,610	0,686	0,052	0,024
<i>Anchoa</i> spp.	1,206	2,012	73,620	0,001	0,000	0,060
<i>Pempheris schomburgkii</i>	1,006	1,678	75,300	0,146	0,011	0,040
<i>Orthopristis rubra</i>	1,001	1,670	76,970	0,001	0,040	0,009
<i>Sparisoma axillare</i>	0,952	1,588	78,560	0,001	0,034	0,020
<i>Trichiurus lepturus</i>	0,944	1,574	80,130	0,541	0,010	0,035
<i>Mycteroperca acutirostris</i>	0,844	1,408	81,540	0,609	0,028	0,016
<i>Pomacanthus paru</i>	0,769	1,282	82,820	0,710	0,023	0,021
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	0,747	1,245	84,070	0,996	0,028	0,012
<i>Holocentrus adscensionis</i>	0,746	1,244	85,310	0,561	0,024	0,018
<i>Malacoctenus delalandii</i>	0,669	1,116	86,430	0,408	0,008	0,020
<i>Selene vomer</i>	0,520	0,867	87,290	0,453	0,001	0,024
<i>Eucinostomus</i> spp.	0,477	0,796	88,090	0,001	0,022	0,000
<i>Harengula chupeola</i>	0,476	0,793	88,880	0,703	0,000	0,022
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	0,440	0,733	89,620	0,507	0,009	0,014
<i>Halichoeres brasiliensis</i>	0,416	0,694	90,310	0,512	0,010	0,012
<i>Stephanolepis hispida</i>	0,386	0,645	90,950	0,927	0,010	0,009
<i>Centropomus undecimalis</i>	0,379	0,632	91,590	0,002	0,021	0,000
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0,369	0,616	92,200	0,073	0,009	0,010
<i>Apogon americanus</i>	0,367	0,613	92,820	0,001	0,013	0,004
<i>Eucinostomus gula</i>	0,335	0,559	93,370	0,981	0,005	0,011
<i>Lutjanus synagris</i>	0,282	0,471	93,850	0,019	0,013	0,000
<i>Kyphosus vaigiensis</i>	0,256	0,427	94,270	0,851	0,004	0,009
<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	0,242	0,404	94,680	0,141	0,009	0,003

Espécies	Dissim.	Contrib. %	Contrib. acumulativa%	p	Abundância média	
					VER	OUT
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,232	0,387	95,060	0,927	0,012	0,000
<i>Dasyatis hypostigma</i>	0,225	0,376	95,440	0,354	0,010	0,002
<i>Opisthonema oglinum</i>	0,224	0,374	95,810	0,004	0,010	0,000
<i>Sphoeroides camilae</i>	0,216	0,360	96,170	0,454	0,003	0,008
<i>Eugerres brasiliensis</i>	0,196	0,326	96,500	0,191	0,002	0,008
<i>Caranx bartholomaei</i>	0,189	0,315	96,810	0,001	0,010	0,000
<i>Serranus baldwini</i>	0,171	0,284	97,100	0,898	0,003	0,005
<i>Acanthurus chirurgus</i>	0,143	0,238	97,340	0,961	0,003	0,005
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0,127	0,211	97,550	0,694	0,000	0,006
<i>Eucinostomus argenteus</i>	0,126	0,210	97,760	0,004	0,006	0,000
<i>Diapterus rhombeus</i>	0,125	0,209	97,970	0,630	0,006	0,000
<i>Calamus penna</i>	0,118	0,196	98,160	0,704	0,003	0,003
<i>Trachinotus carolinus</i>	0,107	0,179	98,340	0,444	0,000	0,006
<i>Selene setapinnis</i>	0,101	0,169	98,510	0,014	0,005	0,000
<i>Diplectrum radiale</i>	0,101	0,169	98,680	0,228	0,005	0,000
<i>Hypleurochilus fissicornis</i>	0,095	0,159	98,840	0,453	0,000	0,005
<i>Elops spp.</i>	0,086	0,144	98,980	0,008	0,004	0,000
<i>Parablennius pilicornis</i>	0,082	0,137	99,120	0,987	0,002	0,002
<i>Cryptotomus roseus</i>	0,074	0,124	99,240	0,008	0,004	0,000
<i>Serranus flaviventris</i>	0,053	0,088	99,330	0,994	0,000	0,002
<i>Trachinotus goodei</i>	0,051	0,085	99,420	0,014	0,003	0,000
<i>Sphyraena guachancho</i>	0,051	0,085	99,500	0,014	0,003	0,000
<i>Haemulon plumierii</i>	0,051	0,084	99,590	0,719	0,001	0,002
<i>Seriola rivoliana</i>	0,049	0,082	99,670	0,008	0,003	0,000
<i>Parablennius marmoreus</i>	0,045	0,074	99,740	0,005	0,002	0,000
<i>Stegastes variabilis</i>	0,030	0,049	99,790	0,014	0,002	0,000
<i>Kyphosus sectatrix</i>	0,025	0,042	99,830	0,972	0,001	0,000
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	0,024	0,040	99,870	0,016	0,001	0,000
<i>Rypticus spp.</i>	0,021	0,035	99,910	0,014	0,001	0,000
<i>Azurina multilineata</i>	0,018	0,030	99,940	0,009	0,001	0,000
<i>Aetobatus narinari</i>	0,018	0,030	99,970	0,017	0,001	0,000
<i>Chaetodipterus faber</i>	0,018	0,030	100,000	0,017	0,001	0,000

Fonte: autor.

CAPÍTULO 2: A EFETIVIDADE DE ÁREAS MARINHAS PROTEGIDAS NOS PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAL DOS PEIXES RECIFAIS NO ATLÂNTICO SUDOESTE

RESUMO

Um dos desafios fundamentais da Ecologia é identificar os padrões e processos espaço-temporais observados nas comunidades. As condições ambientais e as interações ecológicas têm o potencial de moldar os padrões de distribuição das espécies. A variabilidade espacial e temporal observada na riqueza e abundância de assembleias de peixes recifais é atribuída a diferentes fatores biológicos e/ou físicos. Este trabalho objetivou entender os padrões e processos espaço-temporais da riqueza e abundância numérica de peixes de recifes rochosos de duas ilhas costeiras em AMPs no sudeste do Brasil através de imagens geradas por um ROV, durante o ciclo sazonal de 2022 e amostragens durante o dia e a noite. Foram visualizados 16.661 indivíduos pertencentes a 81 espécies, 2 classes, 21 ordens e 38 famílias. Os resultados sugerem que o esforço amostral empregado foi suficiente para registrar a riqueza nas ilhas. O estudo revela uma diferenciação na abundância numérica total de peixes entre os períodos diurno, sendo maior durante o dia. Ao analisar as espécies formadoras de cardumes, observou-se uma interação significativa entre o período diurno e a estação climática, indicando maiores formações de cardumes durante a noite e no outono. Para as espécies não formadoras de cardume, a interação significativa entre o período diurno e a temperatura implicou em menor abundância durante a noite e em temperaturas mais baixas. A variação sazonal influenciou na abundância numérica total e na abundância de espécies não formadoras de cardume, resultando em maior abundância no inverno, atribuída à abundância numérica de espécies específicas. A temperatura mostrou uma correlação positiva com a abundância numérica total. Para as espécies formadoras de cardume, a interação entre profundidade e temperatura implicou em formações de cardume em águas mais profundas e quentes. O Parque Estadual Ilha Anchieta, em áreas de maior profundidade, apresentou maior abundância, enquanto a Ilha do Mar Virado, em áreas de menor profundidade, registrou maior abundância. A variação diurna na riqueza foi evidente apenas na Ilha do Mar Virado. Ao avaliar as espécies alvo de pesca foi observado que o fator ilha influencia na composição e proporção de ocorrência das espécies. Enquanto as espécies alvo de conservação ocorrem ao acaso, independente da ilha. Este estudo fornece *insights* valiosos sobre a dinâmica das comunidades de peixes recifais, destacando a importância de fatores ambientais e antropogênicos na sua estrutura e composição. Essas descobertas podem orientar estratégias de conservação e manejo para preservar a biodiversidade marinha em áreas protegidas.

PALAVRAS-CHAVE: Veículo Operado Remotamente. Ilhas costeiras. Variação sazonal. Variação diurna. Espécies alvo de conservação. Espécies alvo de pesca. Espécies formadoras de cardume.

ABSTRACT

One of the fundamental challenges of Ecology is to identify the spatial and temporal patterns and processes observed in communities. Environmental conditions and ecological interactions have the potential to shape the distribution patterns of species. The spatial and temporal variability observed in the richness and abundance of reef fish assemblages is attributed to different biological and/or physical factors. This work aimed to understand the spatial and temporal patterns and processes of the richness and numerical abundance of rocky reef fish

from two coastal islands in Marine Protected Areas (MPAs) in southeastern Brazil through images generated by an ROV, during the seasonal cycle of 2022 and sampling during the day and night. A total of 16,661 individuals belonging to 81 species, 2 classes, 21 orders, and 38 families were visualized. The results suggest that the sampling effort employed was sufficient to record the richness on the islands. The study reveals a differentiation in the total numerical abundance of fish between the diurnal periods, being higher during the day. When analyzing the schooling species, a significant interaction between the diurnal period and the climatic season was observed, indicating larger school formations during the night and in autumn. For the non-schooling species, the significant interaction between the diurnal period and temperature implied lower abundance during the night and at lower temperatures. Seasonal variation influenced the total numerical abundance and the abundance of non-schooling species, resulting in higher abundance in winter, attributed to the numerical abundance of specific species. Temperature showed a positive correlation with total numerical abundance. For schooling species, the interaction between depth and temperature implied school formations in deeper and warmer waters. Anchieta Island State Park, in deeper areas, showed higher abundance, while Mar Virado Island, in shallower areas, recorded higher abundance. Diurnal variation in richness was evident only in Mar Virado Island. When evaluating target fishing species, it was observed that the island factor influences the composition and proportion of species occurrence. While conservation target species occur randomly, regardless of the island. This study provides valuable insights into the dynamics of reef fish communities, highlighting the importance of environmental and anthropogenic factors in their structure and composition. These findings can guide conservation and management strategies to preserve marine biodiversity in protected areas.

KEYWORDS: Remotely Operated Vehicle. Coastal islands. Seasonal variation. Diurnal variation. Conservation target species. Fishing target species. Schooling species.

INTRODUÇÃO

Um dos desafios fundamentais da ecologia é identificar os padrões e processos espaço-temporais observados nas comunidades (LAWTON, 1999; SIMBERLOFF, 2004; MCGILL *et al.*, 2006). As condições ambientais e as interações ecológicas têm o potencial de moldar os padrões de distribuição das espécies (HUBBELL, 2001; CHASE & LEIBOLD 2003; SILVA, 2023).

A variabilidade espacial e temporal observada na riqueza e abundância de assembleias de peixes recifais é atribuída a diferentes fatores biológicos e ou físicos (JONES, 1991), incluindo variações de profundidade (GIBRAN & MOURA, 2012; JANKOWSKI *et al.*, 2015; PEREIRA *et al.*, 2018; COOPER *et al.*, 2019), de temperatura (TEIXEIRA *et al.*, 2009; VAUGHAN *et al.*, 2021; SILVA *et al.*, 2023), estrutura do habitat – resultando em disponibilidade diferencial de recursos como alimentos ou abrigo (GARCÍA-CHARTON *et al.*, 2004; FERRARI *et al.* 2018; BÉGUINOT, 2019; CARMINATTO *et al.*, 2020); diferenças climáticas (HOLBROOK *et al.* 1997; ARAÚJO *et al.*, 2018; MAGEL *et al.*, 2020) predação e competição (HEINLEIN *et al.*, 2010; STIER *et al.*, 2013), dinâmica larval (LEIS & MCCORMICK 2002; PAIVA *et al.*, 2015) e variabilidade de recrutamento (BOOTH & BROSANAN, 1995). Adicionalmente, as ações humanas que têm ganhado destaque como fatores que influenciam a diversidade. Isso se deve ao fato de que atividades como pesca, poluição e introdução de espécies exóticas podem modificar o equilíbrio existente entre habitats e comunidades, resultando, assim, em impactos no funcionamento dos ecossistemas (MCGILL *et al.*, 2015; O’HARA *et al.*, 2021; FRANCO *et al.*, 2023).

Nos últimos anos, vários estudos exploraram o efeito da suspensão da pesca em áreas marinhas protegidas (AMPs), como um fator antrópico que influencia as comunidades de peixes, e constataram que, de maneira geral, a abundância, biomassa e tamanho médio das populações de peixes explorados são maiores dentro das áreas de exclusão de pesca do que em áreas abertas, tanto no Brasil (FLOETER *et al.*, 2006; ROLIM *et al.*, 2019;2022) quanto em outros lugares do mundo (FITZPATRICK *et al.*, 2015; CHIRICO *et al.*, 2017). No entanto, os estudos envolvendo padrões temporais em comunidades de peixes, assim como de outros organismos, é limitado durante uma única estação (principalmente no verão) e em um único período do dia (diurno) devido a coleta da ictiofauna e ou censos visuais serem comparativamente mais fáceis (AZZURRO *et al.*, 2007; HARVEY *et al.*, 2012; FITZPATRICK *et al.*, 2013).

As variações sazonais podem ser associadas com os padrões de migração de espécies anádromas e a ocorrência de espécies marinhas transitórias, que, por sua vez, relaciona-se com movimentos reprodutivos, alterações nos índices de pluviosidade ou ainda com as mudanças nos picos de recrutamento devido à quantidade de recursos disponíveis durante determinada época do ano (HURST *et al.*, 2004, NEVES *et al.*, 2011). E as preferências pelo dia ou noite estão ecologicamente relacionados a diversos fatores, entre eles o equilíbrio entre o forrageamento e a predação (REEBS, 2002), como observado por LIPPI (2013), que registrou maior densidade de herbívoros durante o dia e de planctívoros à noite nos recifes costeiros de Porto de Galinhas, Pernambuco. Sendo assim, além das variações espaciais, as variações temporais como os ciclos sazonais e diurnos também são cruciais para compreender a dinâmica e a adaptação dos peixes recifais em seus habitats, bem como para a conservação e o manejo dessas espécies em áreas marinhas protegidas (AMPs).

Adicionalmente, a diversidade em escala local tem sido explorada classicamente através da riqueza, abundância e composição taxonômica (BLOWES, 2022). Embora estas métricas tenham sido importantes para elucidar as tendências populacionais em abundância e obter informações essenciais sobre as comunidades, elas não refletem por completo as diferenças entre as espécies e as suas contribuições para o funcionamento dos ecossistemas. Assim, a inclusão de métricas associadas ao comportamento (por exemplo, espécies formadoras ou não de cardumes) e à sua importância conservacionista ou comercial (por exemplo, espécies ameaçadas em algum grau de extinção e de interesse para a pesca) são complementares para identificar os padrões de diversidade (HAWKINS *et al.*, 2000; FENNER, 2014; RIEUCAU *et al.*, 2015), especialmente em AMPs, além de possibilitar estimar parâmetros de referência para a conservação e a gestão da pesca.

Muitos autores identificaram o comportamento de cardumes como uma adaptação para evitar a predação (MAGURRAN, 1986; PITCHER & PARRISH, 1993). Apesar de se relacionarem com maior segurança das presas que vivem em grupo (como por exemplo, diluição do risco, detecção aprimorada de predadores, efeito de confusão e manobras evasivas coordenadas), autores como Rieucan *et al.* (2015) sugerem modelos combinados de fatores ambientais com observações diretas e experimentações em grandes cardumes para melhor entendimento dos benefícios e custos finais das agregações.

Já as espécies de importância conservacionista e de interesse comercial possuem aumento de biomassa dentro das AMPs com restrição à pesca, contrastando com áreas abertas onde a remoção de grandes carnívoros pode resultar em maior abundância de espécies de presas, levando a uma reorganização trófica (PAINE, 1966; GRAHAM *et al.*, 2003; MICHELI *et al.*,

2004; BOADEN & KINGSFORD, 2015; ROLIM *et al.*, 2019). Porém, é importante para qualquer investigação englobar os fatores ambientais para identificar os padrões de diversidade dentro das AMPs.

OBJETIVOS

Visando entender os padrões e processos espaço-temporais da riqueza e abundância numérica de peixes de recifes rochosos de duas ilhas costeiras em área marinha protegida, este capítulo foi direcionado às seguintes perguntas:

(1) A abundância numérica e a riqueza variam em função dos preditores espaciais (ilhas), temporais (variação diuturna e variação sazonal) e abióticos (temperatura e profundidade)?

(2) Considerando as espécies formadoras e não formadoras de cardumes, o padrão de distribuição de abundância numérica permanece o mesmo em função dos preditores espaciais, temporais e abióticos?

(3) Considerando que uma das ilhas tem restrição à pesca, a composição e a proporção de co-ocorrências das espécies alvo de conservação e das espécies alvo de pesca difere entre elas?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho de campo foi realizado nos costões rochosos de duas ilhas costeiras na região de Ubatuba, litoral norte de São Paulo, Brasil, o Parque Estadual Ilha da Anchieta (PEIA) (23°27'33.04"S 45°02'45.04"O) e a Ilha do Mar Virado (IMV) (23°33'58.98"S 45°09'25.62"O) (Figura 44).

O Parque Estadual da Ilha Anchieta é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral criada pelo Governo do Estado em 1977 cobrindo a parte terrestre da ilha (DECRETO Nº 9.629, 1977). Em 1983, a Superintendência de Desenvolvimento da Pesca estabeleceu em torno do PEIA um polígono de interdição de pesca com 1.713 hectares (PORTARIA SUDEPE Nº 56, 1983). A área total da Ilha Anchieta é de 8,26 km² situada a 540 metros do continente.

Por outro lado, a Ilha do Mar Virado é uma área permitida para a pesca e faz parte da Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte de São Paulo estabelecida em 2008 (DECRETO Nº 53.525, 2008). A área total da é de 1,19 km² distando 2.000 metros do continente. A pesca ao seu redor emprega o anzol, a caça submarina, o palangre, a armadilhas fixas e a rede de emalhar. Não é permitida a pesca industrial que utiliza arrasto de parelha e embarcações de deriva acima de 20 toneladas bruta (GT) ou de arrasto até 10 toneladas bruta (GT) (DECRETO Nº 53.525, 2008).

Em cada ilha, foram selecionados quatro pontos de amostragem com base nas condições climáticas. Esses pontos foram escolhidos em áreas mais abrigadas, permitindo que o barco chegasse sem dificuldades, mesmo em condições de ventos fortes e mar agitado (Figura 44).

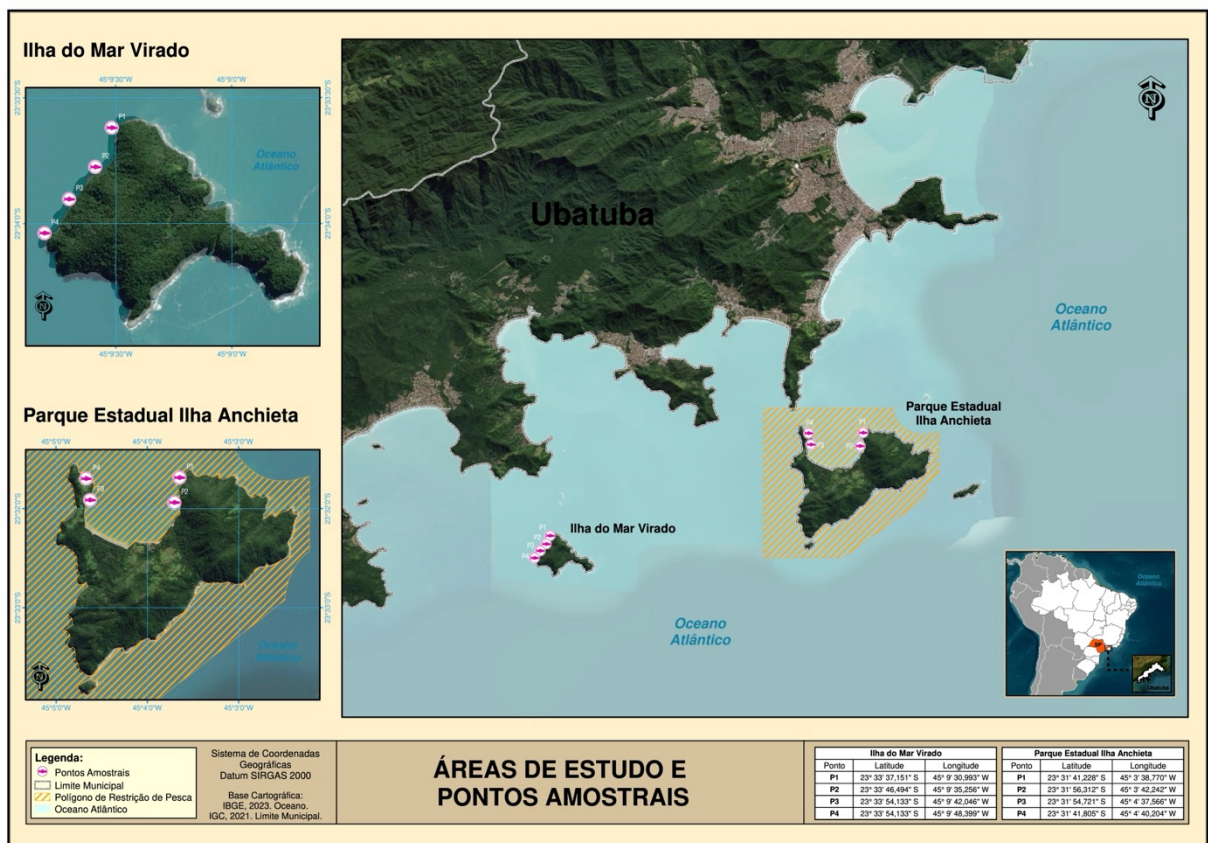


Figura 44. Áreas de estudo localizadas em Ubatuba, litoral norte de São Paulo - Brasil: Ilha do Mar Virado e Parque Estadual Ilha Anchieta. Os pontos em rosa denotam os locais amostrados em cada ilha. **Fonte:** autor.

Censo visual e delineamento amostral

O registro da ictiofauna foi realizado através de censo visual utilizando um ROV (*Remotely Operated Vehicle*), também conhecido como drone subaquático, do modelo M2 da fabricante chinesa CHASING. O ROV possui dimensões de 38 cm de comprimento, 26,7 cm de largura e 16,5 cm de altura, peso de 4,5 kg e capacidade de carga de até 800 g. Inclui sensores de bússola, temperatura, profundidade, câmera de alta resolução e iluminação frontal de LED com dois conjuntos de 2000 lúmens cada de cor branca, cuja intensidade é controlável. É equipado com oito propulsores que lhe permite navegar numa velocidade máxima de três nós (equivalente a 5,6 km/h) e capacidade operacional de 100 metros de profundidade (Figura 45).



Figura 45. ROV (*Remotely Operated Vehicle*) utilizado no censo visual da ictiofauna. **Fonte:** autor.

A operação foi realizada a partir de um barco com dois operadores treinados, um responsável pela pilotagem do ROV e a outro para controlar o cabo. Em cada ponto, os transectos se iniciaram a uma distância de 30 metros da encosta, percorrendo um total de 50 metros em ziguezagues paralelos em direção as ilhas ao longo da coluna d'água e por tempo padronizado de 15 minutos (Figura 36), em profundidades variando entre dois e sete metros.

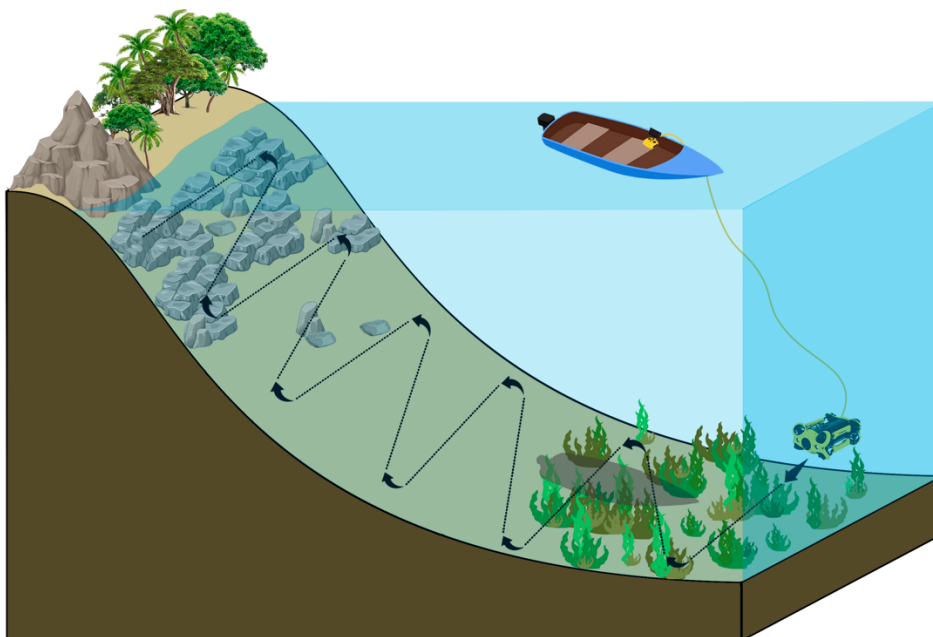


Figura 46. Modelo esquemático da operacionalização com o ROV. **Fonte:** autor.

As coletas de campo ocorreram durante o ciclo climático de 2022, considerando três campanhas em cada estação, uma por mês (**verão**: janeiro a março; **outono**: abril a junho; **inverno**: julho a setembro e **primavera**: outubro a dezembro). Em cada campanha e em cada ilha foram amostrados quatro pontos no período diurno e repetidos no período noturno. No total os pontos foram amostrados 192 vezes [48 por estação climática (4 níveis), 96 por ilhas (2 níveis), 96 por período diuturno (2 níveis) e 48 por ponto (4 níveis) e 2.880 minutos de filmagem (Figura 47).

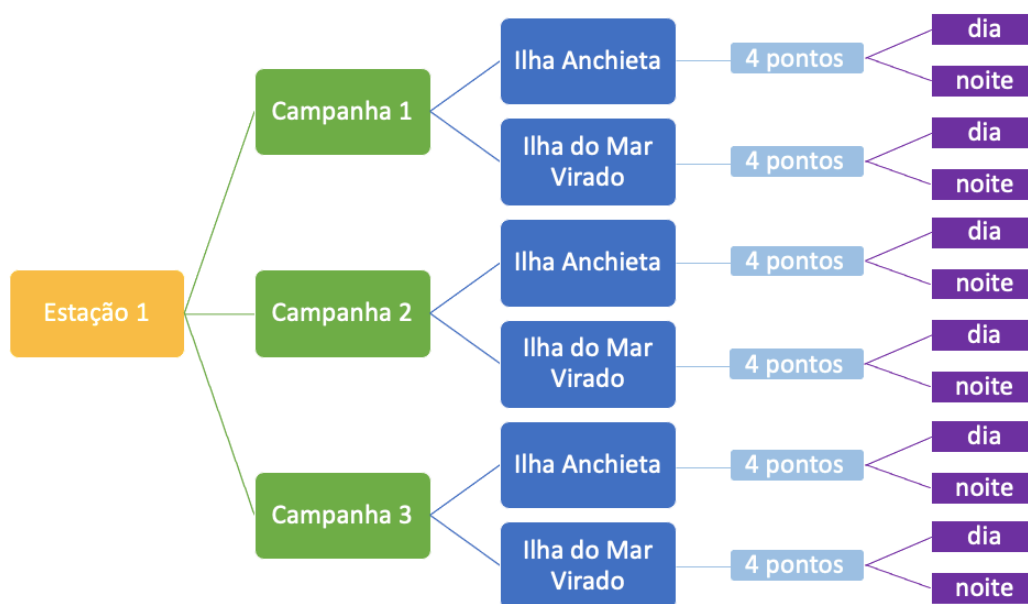


Figura 47. Delineamento amostral do estudo em campo. **Fonte:** autor.

Análise dos vídeos: assembleia de peixes e variáveis abióticas

Os vídeos gravados em cartão de memória foram editados através do programa iMovie® (Apple Inc.) para melhorar a qualidade e auxiliar na posterior identificação visual dos peixes em laboratório. Durante a visualização das imagens para contagem dos peixes ficamos atentos ao risco de contar mais de uma vez o mesmo indivíduo. A superestimação na contagem das espécies é comum quando os pesquisadores utilizam técnicas de censo visual. Esse problema pode ter sido minimizado pela decisão de um único espectador assistir a todos os vídeos (CARMINATTO *et al.*, 2020) e a adoção do MaxN, que é o número máximo de indivíduos de cada espécie observada em um único frame na gravação. MaxN fornece o número mínimo de indivíduos conhecidos em um registro, garantindo que os indivíduos não sejam contados mais de uma vez (CAPPO *et al.*, 2003).

As espécies foram identificadas seguindo a bibliografia da área: Figueiredo & Menezes (1978, 1980, 2000), Menezes & Figueiredo (1980, 1985), Carvalho-Filho (1999), Menezes *et al.* (2015), Rolim *et al.* (2017), Carvalho-Filho *et al.* (2022), Araujo *et al.* (2023) e conferidas pelo taxonomista, Prof. Dr. Matheus Marcos Rotundo (curador do AZUSC - Acervo Zoológico da Universidade Santa Cecília). A sistemática e a nomenclatura adotadas foram, respectivamente, Nelson *et al.* (2016) e Fricke *et al.* (2023).

As variáveis abióticas temperatura e profundidade foram aferidas pelos sensores acoplados ao ROV.

Análises de dados

Com base na riqueza e no número de indivíduos, confeccionamos uma lista de espécies, famílias, ordens e classes por ilhas, estação climática e período diurno.

Para a classificação das espécies formadoras e não formadoras de cardumes, utilizou-se o trabalho de Quimbayo *et al.* (2021) quanto ao tamanho do grupo. As espécies que formam grupos grandes, médios ou pequenos foram classificadas como formadoras de cardumes e as espécies solitárias ou que vivem em pares como não formadoras de cardumes (Tabela 11).

Para a classificação das espécies alvo de conservação utilizamos a Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais das espécies ameaçadas (IUCN, 2023), o Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Diversidade do Brasil – SALVE (ICMBIO, 2023) e o Decreto do Estado de São Paulo Nº 63.853, de 27 de novembro de 2018 (SMA, 2018). Para a classificação das espécies alvo da pesca utilizou-se o trabalho de Rotundo (2020).

Análises estatísticas

Modelo Linear Generalizado (GLM)

De modo a entender quais fatores espaciais (ilhas), temporais (estações climáticas e período diurno) e abióticas (temperatura e profundidade) explicam a abundância numérica de peixes recifais, foram utilizados Modelos Lineares Generalizados (GLMs) (MCCULLAGH & NELDER, 1989).

Os GLMs são muito adequados para análise de dados ecológicos. Os modelos lineares clássicos, baseados na distribuição normal, são um caso particular dos GLMS, nos quais se assume que a variável resposta segue uma distribuição da família exponencial (por exemplo, Poisson, Gaussiana ou Normal, Binomial, Binomial Negativa, Gama e Bernoulli), e os valores preditos são determinados por variáveis preditoras (qualitativas ou quantitativas) utilizando uma função de ligação apropriada (BOLKER, 2008).

As variáveis categóricas foram as duas ilhas (Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado), as quatro estações do ano (verão, outono, inverno e primavera) e os dois períodos diurnos (dia e noite); as variáveis quantitativas foram profundidade e temperatura, e seus quadrados (supondo que existam uma profundidade e temperatura ideais em torno de maiores abundâncias). As variáveis resposta (as contagens de indivíduos), foram abundância numérica total, abundância numérica das espécies formadoras de cardumes e abundância numérica das espécies não formadoras de cardumes.

Para lidar com a distribuição de frequência de probabilidade diferente da distribuição normal ou gaussiana, como requerido pelos dados de contagem (ZUUR *et al.*, 2010), utilizou-se a distribuição binomial negativa e a função de ligação logarítmica para a abundância total, considerando as variáveis categóricas, as variáveis quantitativas e as interações entre elas (exceto a interação entre temperatura e estação climática em razão a relação de dependência entre elas) e as variáveis quantitativas ao quadrado.

Para as abundâncias das espécies formadoras e não formadoras de cardumes, utilizamos a distribuição binomial negativa e a função de ligação logarítmica, ajustando os modelos como acima.

A seleção das variáveis dos modelos supracitados foi realizada por meio de testes de razão de verossimilhança ao nível de significância de 5%. Relatou-se as estimativas dos parâmetros e seus respectivos erros-padrão encontrados apenas nos modelos finais (os “melhores”, após a seleção das variáveis). Além disso, relatou-se as comparações pareadas (tipo Tukey) entre os níveis dos fatores presentes nos modelos selecionados. Os modelos estatísticos finais foram validados usando análises de resíduos, especificamente gráficos quantil-quantil com envelopes simulados (FLACK & FLORES, 1989).

Modelo não-linear da família exponencial (MNLFE)

De modo a entender quais fatores espaciais (ilhas), temporais (estações climáticas e período diurno) e abióticas (temperatura e profundidade) explicam a riqueza de peixes

recifais, inicialmente considerou-se os Modelos Lineares Generalizados (MCCULLAGH & NELDER, 1989) utilizando componente aleatório de Poisson e função de ligação logarítmica. Tendo em conta a presença de superdispersão nesses dados, também ajustou-se modelos com um componente aleatório binomial negativo com ligação logarítmica e modelos com distribuição de Poisson generalizada (PG) do tipo 1 (PG1), que leva em consideração uma relação linear entre média e variância, e Poisson generalizada do tipo 2 (PG2), que leva em consideração uma relação cúbica entre média e variância (CONSUL & JAIN, 1973). Devido à falha desses modelos na análise residual, ajustou-se Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) considerando inicialmente os quatro pontos de amostragem em cada ilha como efeito aleatório, na sequência a estação climática como efeito aleatório e por fim a interação ponto e estação climática como efeito aleatório utilizando componente aleatório de Poisson e função de ligação logarítmica e ainda outro modelo com um componente aleatório binomial negativa com ligação logarítmica (BRESLOW & CLAYTON, 1993; MCCULLOCH & SEARLE, 2001). Devido à falha na validação desses modelos e supondo que algumas das variáveis categóricas ou quantitativas poderiam estar influenciando no parâmetro de dispersão do componente aleatório binomial negativa e da componente aleatória de Poisson, foram adotados modelos com preditores para a média e para os parâmetros de dispersão levando em consideração uma possível heterogeneidade de variâncias.

Ainda devido à falha na validação desses modelos e supondo que a superdispersão nos dados da riqueza se dava devido ao fato de não incluir a abundância no modelo, uma vez que a abundância é precursora da riqueza, optou-se por inclui-la e ajustar um Modelo Não-Linear da Família Exponencial (MNLFE) avaliando diferentes preditores (ou relações funcionais entre riqueza e abundância), como o de Michaelis-Menten, Exponencial, Linear, Quadrático, Power, Logístico, Gompertz e Von Bertalanfy. O preditor de Michaelis-Menten com apenas dois parâmetros foi o que melhor se ajustou aos nossos dados, apresentando menor AIC (*Akaike Information Criteria*). O modelo de Michaelis-Menten estima a riqueza em uma comunidade através da extrapolação (adição aleatória da ordem das amostras) das curvas de acúmulo de espécies e tem sido muito utilizado para estimativas de riqueza em uma comunidade (COLWELL & CODDINGTON, 1994; MAGURRAN & MCGILL, 2011). Este modelo originalmente foi desenvolvido para modelar os mecanismos cinéticos enzimáticos, o que permite estimar a assíntota a partir de qualquer ponto da curva, sendo um modelo facilmente ajustável a diferentes conjuntos de dados (MICHAELIS & MENTEN, 1913). A equação de Michaelis-Menten é dada por:

$$S(n) = \frac{S_{max} n}{B + n}$$

Onde: $S(n)$ = número de espécies observadas em n amostras, S_{max} = Número total de espécies na comunidade e B = esforço amostral necessário para detectar 50% de S_{max} .

Os MNLFEs generalizam os modelos de regressão normal linear e não-linear, abrindo um leque de opções para a distribuição da variável resposta, permitindo maior flexibilidade para a ligação entre a média e a componente sistemática. Esses modelos são caracterizados por um componente aleatório, que é o vetor resposta Y com elementos y_1, \dots, y_n pertencentes à família exponencial, e por uma componente sistemática, que é um preditor não-linear.

A seleção das variáveis foi executada através de testes de razão de verossimilhanças (ao nível de significância de 5%) e os modelos foram selecionados via AIC (com limiar de diferença de 2 pontos, favorecendo o modelo com menor AIC) (ANDERSON & BURNHAM, 2004) e validados usando análises de resíduos, especificamente gráfico quantil-quantil com envelope simulado (FLACK & FLORES, 1989). Assim, relatou-se as estimativas dos parâmetros e seus respectivos erros-padrão encontrados apenas no modelo final (o “melhor”, após a seleção das variáveis).

Modelo Linear Generalizado Vetorial (MLGV)

Para modelar a composição e abundância das espécies alvo de conservação e das espécies alvo de pesca entre as ilhas Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, utilizou-se um Modelo Linear Generalizado Vetorial (MLGV) com componente aleatório Dirichlet-Multinomial e a função de ligação logística (MOSIMANN, 1962). Os MLGVs podem ser compreendidos com uma extensão dos GLMs, que permitem propor um vetor de preditores lineares correspondente ao vetor de parâmetros do componente aleatório. Neste contexto, podemos compreender a distribuição Dirichlet-Multinomial como uma generalização multivariada da distribuição beta-binomial (YEE, 2015).

Tanto para as espécies alvo de conservação quanto para as espécies alvo de pesca, foram ajustados dois modelos, um sem efeito de ilha, (apenas intercepto), partindo do princípio de que a composição e abundâncias ocorrem ao acaso independente das ilhas, e um modelo com efeito das ilhas, supondo que as ilhas influenciam na composição e abundâncias das espécies. As espécies não alvo de conservação e não alvo de pesca entraram como “outras” em uma única variável somada em cada modelo. Esses modelos foram comparados por meio de testes de razão de verossimilhança ao nível de significância de 5%. A partir dos modelos finais, em razão de

possíveis enviesamentos nas estimativas de seus parâmetros, decorrentes da não observação de algumas espécies devido ao método de amostragem empregado, não apenas avaliou-se a proporção esperada de ocorrência das diferentes espécies, mas sim, considerou-se a razão de chances, ou seja, quantas vezes mais é esperado encontrar determinada espécie em uma ilha em comparação a outra.

Programa estatístico adotado

As análises foram realizadas usando a plataforma R (R Core Team, 2023) e seus pacotes “MASS” (VENABLES & RIPLEY, 2002), “VGAM” (YEE, 2015), “lme4” (BATES *et al.*, 2015), “hnp” (MORAL *et al.*, 2017) “gnm” (TURNER & FIRTH, 2022) e “dplyr” (WICKHAM *et al.*, 2023).

RESULTADOS

Assembleia de peixes

Foram visualizados 16.661 indivíduos pertencentes a 81 espécies, 2 classes, 21 ordens e 38 famílias nos recifes rochosos da Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, São Paulo, Brasil (Tabela 14).

Chondrichthyes representou apenas 5,30% (n=4) das espécies, enquanto Osteichthyes representou 95,06% (n=77) das espécies (Tabela 14).

A ordem Perciformes apresentou o maior número de famílias (n=10; 26,32%), seguido por Clupeiformes e Myliobatiformes (n=3; 7,89%) e Gobiiformes, Blenniiformes, Acanthuriformes e Tetraodontiformes (n=2; 5,26%), representando 63,16% (Tabela 14).

A famílias Carangidae apresentou maior número de espécies (n=9; 11,11%), seguida de Serranidae (n=8; 9,88%), Labridae, Gerreidae e Haemulidae (n=6; 7,41%), Pomacentridae (n=4; 4,94%), Blenniidae (n=3; 3,70%) e Clupeidae, Holocentridae, Labrisomidae, Kyphosidae, Lutjanidae, Sciaenidae, Acanthuridae e Sparidae (n=2; 2,47%), representando 69,14% (Tabela 14).

As 12 espécies mais abundantes foram: *Haemulon aurolineatum* (n=5.483; 32,91%), *Abudefduf saxatilis* (n=3.511; 21,07%), *Stegastes fuscus* (n=3.113; 18,68%), *Haemulon atlanticus* (n=873; 5,24%), *Diplodus argenteus* (n= 540; 3,24%), *Anisotremus virginicus* (n=474; 2,84%), *Halichoeres poeyi* (n=237; 1,42%), *Odontoscion dentex* (n=229; 1,37%), *Harengula clupeola* (n=222; 1,33%), *Carax latus* (n=221; 1,33%), *Pareques lineatus* (n=203; 1,22%) e *Chaetodon striatus* (n=172; 1,03%) representando 91,70% da abundância total (Tabela 14).

Tabela 14. Classes, ordens, famílias, espécies em ordem sistemática segundo Nelson *et al.* (2016). Código das espécies (COD), abundância numérica total (ABN total) e abundância numérica registrada nas ilhas: Parque Estadual Ilha Anchieta (PEIA) e na Ilha do Mar Virado (IMV), nas estações climáticas: inverno (INV), primavera (PRI), verão (VER) e outono (OUT) e nos períodos diurnos: dia (DIA) e noite (NOI). Status de conservação segundo a Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais das espécies ameaçadas (IUCN, 2023), o Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Diversidade do Brasil – SALVE (ICMBIO, 2023) e o Decreto do Estado de São Paulo N° 63.853, de 27 de novembro de 2018 (SMA, 2018) sendo: pouco preocupante (LC), vulnerável (VU), quase ameaçada (NT), em perigo (EN), criticamente em perigo (CR), dados deficientes (DD) e não avaliada (NA). Espécies formadoras de cardumes (#) (QUIMBAYO *et al.*, 2021) e espécies alvo de pesca (*) (ROTUNDO, 2020).

Classe/Ordem/ Família/Espécie	COD	Status de conservação			Abundância numérica							ABN total	
		IUCN	ICMBIO	SMA	IMV	PEIA	DIA	NOI	INV	PRI	VER		OUT
<u>CHONDRICHTHYES</u>													
PRISTIFORMES													
Rhinobatidae													
<i>Pseudobatos percellens</i> (Walbaum 1792)	<i>Pse_per</i>	EN	VU	EN	2	0	0	2	0	2	0	0	2
MYLIOBATIFORMES													
Dasyatidae													
<i>Dasyatis hypostigma</i> Santos & Carvalho 2004	<i>Das_hyp</i>	EN	DD	NA	5	10	10	5	6	0	8	1	15
Gymnuridae													
<i>Gymnura altavela</i> (Linnaeus 1758)	<i>Gym_alt</i>	EN	CR	EN	0	2	0	2	1	1	0	0	2
Aetobatidae													
<i>Aetobatus narinari</i> (Euphrasen 1790)	<i>Aet_nar</i>	EN	DD	NT	0	1	1	0	0	0	1	0	1
<u>OSTEICHTHYES</u>													
ELOPIFORMES													
Elopidae													
<i>Elops</i> spp.#	<i>Elo_sp</i>	LC	LC	NA	0	2	1	1	0	0	2	0	2
CLUPEIFORMES													
Pristigasteridae													
<i>Pellona harroweri</i> (Fowler 1917)#	<i>Pel_har</i>	LC	LC	NA	20	0	0	20	0	20	0	0	20
Engraulidae													
<i>Anchoa</i> spp.*#	<i>Anc_sp</i>	LC	LC	DD	81	21	70	32	0	0	0	102	102
Clupeidae													
<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier 1829)*#	<i>Har_chu</i>	LC	LC	NA	220	2	216	6	218	0	0	4	222
<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur 1818)*	<i>Opi_ogl</i>	LC	LC	NA	2	1	0	3	0	0	3	0	3

Classe/Ordem/ Família/Espécie	COD	Status de conservação					Abundância numérica						ABN total
		IUCN	ICMBIO	SMA	IMV	PEIA	DIA	NOI	INV	PRI	VER	OUT	
SILURIFORMES													
Ariidae													
<i>Aspistor luniscutis</i> (Valenciennes 1840)#	<i>Asp_lun</i>	LC	LC	DD	0	1	0	1	1	0	0	0	1
HOLOCENTRIFORMES													
Holocentridae													
<i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck 1765)	<i>Hol_ads</i>	LC	LC	NA	32	27	45	14	10	19	24	6	59
<i>Myripristis jacobus</i> Cuvier 1829#	<i>Myr_jac</i>	LC	LC	DD	0	2	2	0	0	2	0	0	2
KURTIFORMES													
Apogonidae													
<i>Apogon americanus</i> Castelnau 1855	<i>Apo_ame</i>	LC	LC	DD	2	7	0	9	0	0	6	3	9
GOBIIFORMES													
Gobiidae													
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i> Gill 1863#	<i>Cor_gla</i>	LC	LC	NA	13	93	98	8	26	36	39	5	106
Pomacentridae													
<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus 1758)#	<i>Abu_sax</i>	LC	LC	NA	1695	1816	3124	387	1019	673	1275	544	3511
<i>Stegastes fuscus</i> (Cuvier 1830)	<i>Ste_fus</i>	LC	LC	NA	1186	1927	2995	118	975	706	1127	305	3113
<i>Azurina multilineata</i> (Guichenot 1853)#	<i>Azu_mul</i>	LC	LC	NA	0	1	1	0	0	0	1	0	1
<i>Stegastes variabilis</i> (Castelnau 1855)	<i>Ste_var</i>	LC	LC	NA	2	0	2	0	0	0	2	0	2
MUGILIFORMES													
Mugilidae													
<i>Mugil curema</i> Valenciennes 1836*#	<i>Mug_cur</i>	LC	DD	NA	1	0	1	0	0	1	0	0	1
BLENNIIFORMES													
Blenniidae													
<i>Parablennius marmoratus</i> (Poey 1876)	<i>Par_mar</i>	LC	LC	NA	0	1	1	0	0	0	1	0	1
<i>Parablennius pilicornis</i> (Cuvier 1829)	<i>Par_pil</i>	LC	LC	NA	2	16	18	0	7	9	1	1	18
<i>Hypoleurochilus fissicornis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	<i>Hyp_fis</i>	LC	LC	NA	1	0	0	1	0	0	0	1	1
Labrisomidae													
<i>Labrisomus nuchipinnis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	<i>Lab_nup</i>	LC	LC	NA	1	0	1	0	0	0	1	0	1
<i>Malacoctenus delalandii</i> (Valenciennes 1836)	<i>Mal_del</i>	LC	LC	DD	6	7	10	3	2	7	2	2	13
BELONIFORMES													
Exocoetidae													
<i>Cypselurus</i> spp.	<i>Cyp_sp</i>	LC	LC	NA	0	1	0	1	0	1	0	0	1

Classe/Ordem/ Família/Espécie	COD	Status de conservação					Abundância numérica						ABN total
		IUCN	ICMBIO	SMA	IMV	PEIA	DIA	NOI	INV	PRI	VER	OUT	
CARANGIFORMES													
Carangidae													
<i>Caranx bartholomaei</i> Cuvier 1833*#	<i>Car_bar</i>	LC	LC	DD	20	2	22	0	0	0	22	0	22
<i>Caranx latus</i> Agassiz 1831*#	<i>Car_lat</i>	LC	LC	DD	47	174	153	68	56	12	103	50	221
<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus 1766)*#	<i>Car_hip</i>	LC	LC	NA	1	0	1	0	0	1	0	0	1
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus 1766)#	<i>Chl_chr</i>	LC	LC	NA	1	6	0	7	5	0	0	2	7
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus 1758)*#	<i>Sel_vom</i>	LC	LC	NT	6	13	1	18	4	7	1	7	19
<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill 1815)*#	<i>Sel_set</i>	LC	LC	NA	1	0	0	1	0	0	1	0	1
<i>Seriola rivoliana</i> Valenciennes 1833*#	<i>Ser_riv</i>	LC	LC	DD	7	0	7	0	0	0	7	0	7
<i>Trachinotus goodei</i> Jordan & Evermann 1896*#	<i>Tra_goo</i>	LC	LC	NA	0	1	1	0	0	0	1	0	1
<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus 1766)*#	<i>Tra_car</i>	LC	LC	NA	0	1	0	1	0	0	0	1	1
ISTIOPHORIFORMES													
Sphyraenidae													
<i>Sphyraena guachancho</i> Cuvier 1829*#	<i>Sph_gua</i>	LC	DD	DD	0	1	1	0	0	0	1	0	1
SCOMBRIFORMES													
Trichiuridae													
<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus 1758*#	<i>Tri_lep</i>	LC	LC	NA	4	46	0	50	36	3	3	8	50
LABRIFORMES													
Labridae													
<i>Halichoeres brasiliensis</i> (Bloch 1791)	<i>Hal_bra</i>	DD	DD	NA	17	15	32	0	5	16	7	4	32
<i>Halichoeres poeyi</i> (Steindachner 1867)	<i>Hal_poe</i>	LC	LC	NA	173	64	233	4	47	81	101	8	237
<i>Cryptotomus roseus</i> Cope 1871#	<i>Cry_ros</i>	LC	LC	DD	16	0	16	0	0	0	16	0	16
<i>Bodianus rufus</i> (Linnaeus 1758)	<i>Bod_ruf</i>	LC	LC	DD	0	3	2	1	1	2	0	0	3
<i>Sparisoma axillare</i> (Steindachner 1878)*#	<i>Spa_axil</i>	DD	VU	EN	28	52	76	4	13	2	53	12	80
<i>Sparisoma frondosum</i> (Agassiz 1831)*#	<i>Spa_fro</i>	DD	VU	EN	0	12	11	1	11	1	0	0	12
PERCIFORMES													
Centropomidae													
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch 1792)*#	<i>Cen_und</i>	LC	DD	NT	0	44	44	0	0	0	44	0	44
Gerreidae													
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard 1855#	<i>Euc_arg</i>	LC	LC	NA	0	2	0	2	0	0	2	0	2
<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard 1824)#	<i>Euc_gul</i>	LC	LC	DD	12	15	5	22	21	2	3	1	27
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker 1863)#	<i>Euc_mel</i>	LC	LC	DD	60	5	61	4	0	0	60	5	65

Classe/Ordem/ Família/Espécie	COD	Status de conservação					Abundância numérica						ABN total
		IUCN	ICMBIO	SMA	IMV	PEIA	DIA	NOI	INV	PRI	VER	OUT	
<i>Eucinostomus</i> spp.#	<i>Euc_sp</i>	LC	LC	NA	1	13	0	14	0	0	14	0	14
<i>Eugerres brasiliensis</i> (Cuvier 1830)#	<i>Eug_bra</i>	LC	LC	DD	0	3	0	3	0	0	1	2	3
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier 1829)	<i>Dia_rho</i>	LC	LC	NA	0	9	0	9	6	0	3	0	9
Mullidae													
<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch 1793)#	<i>Pse_mac</i>	LC	LC	DD	11	9	15	5	5	3	6	6	20
Pempheridae													
<i>Pempheris schomburgkii</i> Müller & Troschel 1848#	<i>Pem_scho</i>	LC	LC	DD	17	27	11	33	13	1	8	22	44
Kyphosidae													
<i>Kyphosus vaigiensis</i> (Quoy & Gaimard 1825)*#	<i>Kyp_vai</i>	LC	LC	NA	18	30	46	2	18	10	11	9	48
<i>Kyphosus sectatrix</i> (Linnaeus 1758)*#	<i>Kyp_sec</i>	LC	LC	NA	10	2	12	0	5	5	2	0	12
Serranidae													
<i>Diplectrum formosum</i> (Linnaeus 1766)	<i>Dip_for</i>	LC	LC	NA	0	3	0	3	3	0	0	0	3
<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard 1824)	<i>Dip_rad</i>	LC	LC	NA	1	2	0	3	2	0	1	0	3
<i>Serranus baldwini</i> (Evermann & Marsh 1899)	<i>Ser_bal</i>	LC	LC	DD	9	3	8	4	5	4	2	1	12
<i>Serranus flaviventris</i> (Cuvier 1829)	<i>Ser_fla</i>	LC	LC	DD	14	1	12	3	4	10	0	1	15
<i>Mycteroperca acutirostris</i> (Valenciennes 1828)*	<i>Myc_acu</i>	LC	DD	NA	41	32	68	5	10	32	23	8	73
<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe 1834)*	<i>Epi_mar</i>	VU	VU	EN	5	19	19	5	7	6	11	0	24
<i>Hyporthodus niveatus</i> (Valenciennes 1828)	<i>Hyp_niv</i>	VU	VU	EN	1	0	1	0	1	0	0	0	1
<i>Rypticus</i> spp.	<i>Ryp_sp</i>	LC	LC	NA	1	0	1	0	0	0	1	0	1
Chaetodontidae													
<i>Chaetodon striatus</i> Linnaeus 1758	<i>Cha_str</i>	LC	LC	NA	127	45	142	30	41	60	47	24	172
Pomacanthidae													
<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch 1787)	<i>Pom_par</i>	LC	DD	NT	33	48	71	10	24	20	25	12	81
Haemulidae													
<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch 1791)*#	<i>Ani_sur</i>	DD	DD	NA	113	40	141	12	7	36	79	31	153
<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus 1758)#	<i>Ani_vir</i>	LC	LC	NA	283	191	376	98	82	97	243	52	474
<i>Haemulon atlanticum</i> Carvalho, Marceniuk, Oliveira & Wosiacki 2020#	<i>Hae_atl</i>	LC	LC	DD	362	511	670	203	115	32	497	229	873
<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier 1830#	<i>Hae_aur</i>	LC	LC	NA	2260	3223	3437	2046	911	903	2972	697	5483
<i>Haemulon plumierii</i> (Lacepède 1801)#	<i>Hae_plu</i>	LC	DD	NA	3	3	6	0	3	1	1	1	6
<i>Orthopristis rubra</i> (Cuvier 1830)#	<i>Ort_rub</i>	LC	LC	NT	11	12	0	23	2	0	18	3	23
Lutjanidae													
<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier 1828)*#	<i>Lut_ana</i>	NT	NT	NA	0	1	0	1	1	0	0	0	1

Classe/Ordem/ Família/Espécie	COD	Status de conservação					Abundância numérica							ABN total
		IUCN	ICMBIO	SMA	IMV	PEIA	DIA	NOI	INV	PRI	VER	OUT		
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus 1758)*# MORONIFORMES	<i>Lut_syn</i>	NT	NT	DD	2	4	0	6	0	1	5	0	6	
Ephippidae														
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet 1782)# ACANTHURIFORMES	<i>Cha_fab</i>	LC	LC	NA	0	1	1	0	0	0	1	0	1	
Sciaenidae														
<i>Odontoscion dentex</i> (Cuvier 1830)#	<i>Odo_den</i>	LC	LC	DD	97	132	149	80	46	51	74	58	229	
<i>Pareques lineatus</i> (Cuvier, 1830)#	<i>Par_lin</i>	LC	LC	DD	110	93	51	152	67	57	52	27	203	
Acanthuridae														
<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch 1787)#	<i>Aca_chi</i>	LC	LC	NA	12	10	21	1	8	7	4	3	22	
<i>Acanthurus bahianus</i> Castelnau 1855# SPARIFORMES	<i>Aca_bai</i>	LC	LC	NA	2	3	5	0	3	2	0	0	5	
Sparidae														
<i>Calamus penna</i> (Valenciennes 1830)*#	<i>Cal_pen</i>	LC	LC	DD	2	3	0	5	0	3	1	1	5	
<i>Diplodus argenteus</i> (Valenciennes 1830)# LOPHIIFORMES	<i>Dip_arg</i>	LC	LC	NA	208	332	372	168	104	53	266	117	540	
Ogcocephalidae														
<i>Ogcocephalus vespertilio</i> (Linnaeus 1758) TETRAODONTIFORMES	<i>Ogc_ves</i>	LC	LC	NA	1	6	1	6	3	0	3	1	7	
Tetraodontidae														
<i>Sphoeroides camila</i> Carvalho-Filho, Rotundo, Pitassy & Sazima 2023	<i>Sph_cam</i>	LC	LC	DD	11	4	12	3	3	4	5	3	15	
Monacanthidae														
<i>Stephanolepis hispida</i> (Linnaeus 1766)*	<i>Ste_his</i>	LC	LC	NA	18	4	13	9	4	9	6	3	22	

Fonte: autor.

Abundância numérica

A versão final do modelo linear generalizado selecionado para abundância numérica foi aquele com um componente aleatório binomial negativo e a função de ligação logarítmica. No entanto, o valor do parâmetro de superdispersão ($k=0,9698$) não se mostrou significativamente diferente de 1, portanto, é possível afirmar que se trata de um modelo de distribuição geométrica (Tabela 15). O gráfico quantil-quantil com envelope simulado identificou 7 (3,65%) dos 192 pontos fora do envelope (APÊNDICE A:1).

Os fatores significativos ($p<0,05$) que explicam a abundância numérica dos peixes foram as ilhas, o período diuturno, a estação climática, a profundidade, a temperatura e a interação entre ilhas e profundidade (Tabela 15).

Tabela 15. Estimativas dos parâmetros para o modelo final do GLM (componente aleatório geométrico com a função logarítmica) ajustadas à abundância numérica. $|Z|$: Estatística do teste de Wald. Parâmetro de superdispersão $k=0,9698$ e erro padrão: 0,0936. Valores significativos estão indicados em negrito.

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	$ Z $	p
(Intercepto)	3,30805	1,62947	2,030	0,0423
Parque Estadual Ilha Anchieta	-4,15946	0,93348	-4,456	<0,0001
Noite	-1,05154	0,14886	-7,064	<0,0001
Outono	-0,20435	0,21558	-0,948	0,3431
Primavera	-0,60667	0,26251	-2,311	0,0208
Verão	-0,31528	0,33761	-0,934	0,3503
Profundidade	-0,55785	0,15284	-3,650	0,0002
Temperatura	0,18111	0,06266	2,890	0,0038
Parque Estadual Ilha Anchieta: Profundidade	0,87083	0,18495	4,708	<0,0001

Fonte: autor.

O período diuturno foi estatisticamente diferente, implicando em maior abundância numérica durante o dia quando comparado com a noite ($p<0,001$) (Tabela 15; Figura 48).

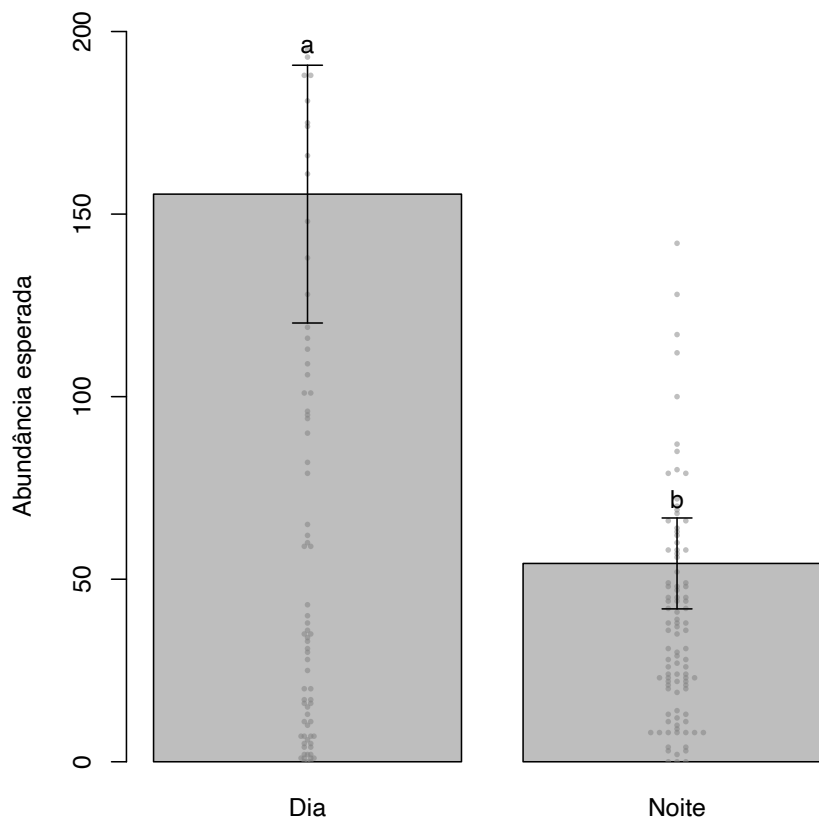


Figura 48. Gráfico da abundância numérica para o período diurno: dia e noite. Letras diferentes equivalem a diferença estatística ($p < 0,05$). As barras equivalem ao erro padrão de predição baseado no modelo. Os pontos dentro do gráfico são os dados brutos (as abundâncias acima de 200 foram omitidos para não sobrecarregar a figura). Gráfico construído com base no cenário de temperatura: 25°C (mediana), profundidade: 5m (mediana), período diurno: dia, estação climática: inverno e localidade: Ilha do Mar Virado. Essa representação base é viável, uma vez que, ao alterar o cenário, o padrão das curvas permaneceria o mesmo, visto que não há interações entre os fatores. A única alteração seria na escala gráfica. **Fonte:** autor.

A estação climática influenciou na abundância e exibiu uma diferença estatística significativa entre inverno e primavera ($p = 0,0208$), sendo notada uma maior abundância numérica durante o inverno (Tabela 15; Figura 49). Porém, essa diferença significativa só é possível de ser detectada no modelo linear generalizado devido a robustez do teste Z de Wald, não sendo possível observá-la quando comparadas as variáveis duas a duas pelo teste tipo Tukey (Tabela 16). É importante notar, no entanto, que as conclusões baseadas nesse teste são válidas apenas para o período do estudo.

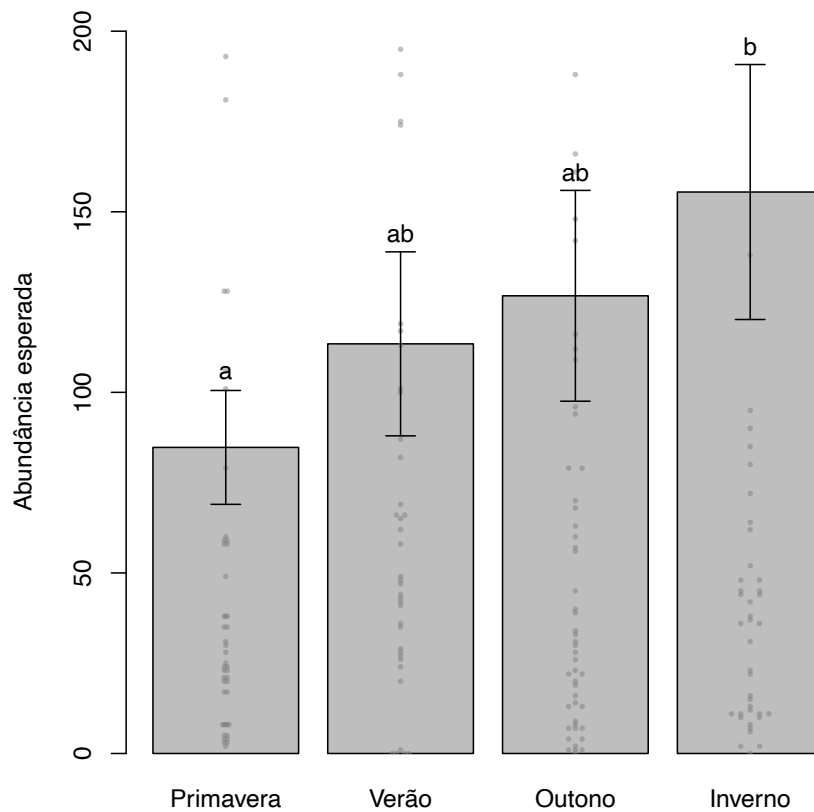


Figura 49. Gráfico da abundância numérica para a estação climática: primavera, verão, outono e inverno. Letras diferentes denotam a diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$). As barras equivalem ao erro padrão de predição baseado no modelo. Os pontos dentro do gráfico são os dados brutos (as abundâncias acima de 200 foram omitidos do gráfico). O gráfico foi construído com base no cenário em temperatura: 25°C (mediana), profundidade: 5m (mediana), período diuturno: dia, estação climática: inverno e localidade: Ilha do Mar Virado. Essa representação base é viável, uma vez que, ao alterar o cenário, o padrão das curvas permaneceria o mesmo, visto que não há interações entre os fatores. A única alteração seria na escala gráfica. **Fonte:** autor.

Tabela 16. Teste tipo Tukey com as comparações pareadas entre estações climáticas, conforme resultados da Tabela 15 (modelo de abundância numérica). Note que nenhuma comparação, duas a duas, foi significativa.

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	Z	p
Outono - Inverno	-0,2044	0,2156	-0,948	0,7691
Primavera - Inverno	-0,6067	0,2625	-2,311	0,0901
Verão - Inverno	-0,3153	0,3376	-0,934	0,7771
Primavera - Outono	-0,4023	0,2652	-1,517	0,4132
Verão - Outono	-0,1109	0,3303	-0,336	0,9862
Verão - Primavera	0,2914	0,2453	1,188	0,6213

Fonte: autor.

A temperatura apresentou diferença estatística no modelo ($p=0,0038$), evidenciando uma correlação positiva com a abundância numérica, sugerindo que temperaturas mais altas estão positivamente relacionadas a maior abundância de peixes (Tabela 15; Figura 50).

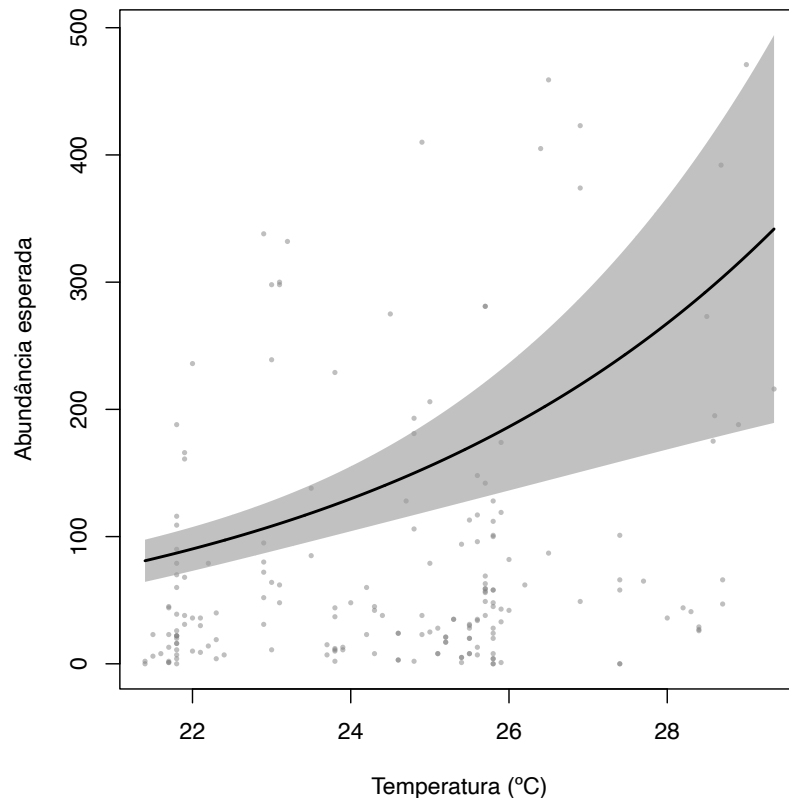


Figura 50. Gráfico da abundância numérica para a temperatura. Os pontos dentro do gráfico são os dados brutos. O gráfico foi construído com base no cenário em temperatura: 25°C (mediana), profundidade: 5m (mediana), período diuturna: dia, período climático: inverno e localidade: Ilha do Mar Virado. Essa representação base é viável, uma vez que, ao alterar o cenário, o padrão das curvas permaneceria o mesmo, visto que não há interações entre os fatores. A única alteração seria na escala gráfica. **Fonte:** autor.

Embora a abundância numérica tenha diferido entre as ilhas e entre as profundidades separadamente, a interação significativa observada entre esses fatores ($p<0,05$) implica em maior abundância numérica nos pontos de maior profundidade no Parque Estadual Ilha Anchieta ($p<0,0001$) e interessante em maior abundância numérica nos pontos de menor profundidade na Ilha do Mar Virado (Tabela 15; Figura 51).

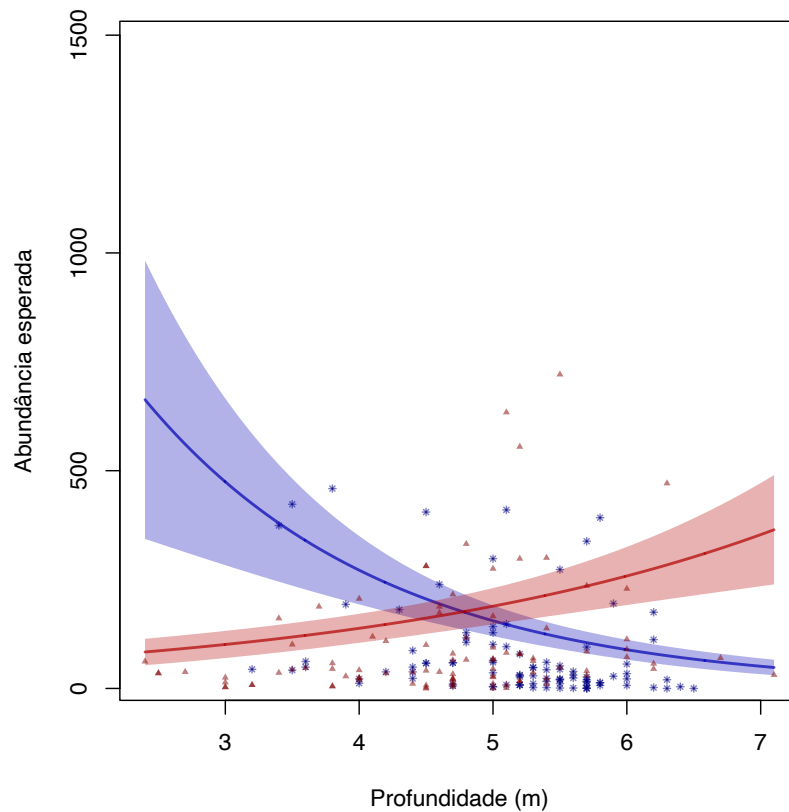


Figura 51. Gráfico da interação entre ilhas e profundidade para a abundância numérica. A linha azul representa a Ilha do Mar Virado e a linha vermelha representa o Parque Estadual Ilha Anchieta. Os asteriscos são os dados brutos da Ilha do Mar Virado e os triângulos são os dados brutos do Parque Estadual Ilha Anchieta. O gráfico foi construído com base no cenário de temperatura: 25°C (mediana), período diuturno: dia e período climático: inverno. Essa representação base é viável, uma vez que, ao alterar o cenário, o padrão das curvas permaneceria o mesmo, visto que não há interações entre os fatores. A única alteração seria na escala gráfica.
Fonte: autor.

Abundância numérica das espécies formadoras e não formadoras de cardumes

Das 81 espécies visualizadas, 61,73% (n=50) são formadoras de cardumes e 38,27% (n=31) não formam cardumes (Figura 52; Tabela 14).

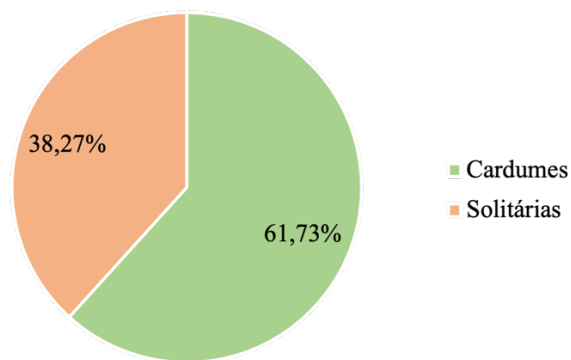


Figura 52. Porcentagem das espécies formadoras e não formadoras de cardume (QUIMBAYO *et al.*, 2021). **Fonte:** autor.

Os modelos finais dos GLMs selecionados para abundância numérica das espécies formadoras de cardume e solitárias foram aqueles com um componente aleatório binomial negativo e a função de ligação logarítmica, com os seguintes parâmetros de superdispersão $k=0,9195$ e $0,879$ e erro padrão: $0,0907$ e $0,103$, respectivamente (Tabela 17). Os gráficos quantil-quantil com envelopes simulados identificaram 16 (8,33%) e 29 (15,10%) dos 192 pontos fora dos envelopes, respectivamente (APÊNDICE A: 2 e 3).

Os fatores significativos ($p<0,05$) que explicam a abundância numérica das espécies formadoras e não formadoras de cardumes foram os mesmos da abundância numérica total (ilhas, período diurno, estação climática, profundidade, temperatura e a interação entre ilhas e profundidade), porém com a adição de interação entre fatores particulares em cada comportamento (Tabela 17). Para as espécies formadoras de cardume, além da significância da interação entre ilha e profundidade, outros fatores significativos foram as interações entre período diurno e estação climática, implicando maiores formações de cardume durante a noite no outono ($p=0,0185$) e a interação entre profundidade e temperatura, implicando na formação de cardumes em águas mais profundas e quentes ($p=0,0330$) (Tabela 17). Para as espécies não formadoras de cardumes, além da significância da interação entre ilha e profundidade, houve interação entre período diurno e temperatura, implicando menor abundância de espécies solitárias durante a noite quando a temperatura diminui ($p=0,026$) e a significância do fator estação climática, apontando diferenças entre inverno e outono ($p=0,0004$), no qual observa-se maior abundância numérica de espécies solitárias durante o inverno (Tabela 17).

Tabela 17. Estimativas dos parâmetros para os modelos finais dos GLMs (componente aleatório binomial negativo com função logarítmica) ajustadas à abundância numérica das espécies formadoras e não formadoras de cardumes. |Z|: Estatística do teste de Wald. Valores significativos estão indicados em negrito.

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	 Z 	p
Espécies formadoras de cardumes				
(Intercepto)	16,9382	6,2284	2,720	0,0065
Parque Estadual Ilha Anchieta	-4,5408	0,9725	-4,669	<0,0001
Noite	-0,975	0,3107	-3,138	0,0017
Outono	-0,6474	0,3057	-2,118	0,0342
Primavera	-0,6715	0,352	-1,908	0,0564
Verão	0,1224	0,4145	0,295	0,7677
Profundidade	-3,1036	1,1484	-2,703	0,0068
Temperatura	-0,356	0,249	-1,430	0,1528
Noite: Outono	1,0416	0,4422	2,355	0,0185
Noite: Primavera	0,1868	0,434	0,431	0,6668
Noite: Verão	-0,2583	0,4351	-0,594	0,5526
Profundidade: Temperatura	0,0971	0,0455	2,231	0,0330
Parque Estadual Ilha Anchieta: Profundidade	0,9452	0,1927	4,904	<0,0001
Espécies não formadoras de cardumes				
(Intercepto)	4,003	2,0412	1,961	0,0498
Parque Estadual Ilha Anchieta	-5,1623	1,0582	-4,878	<0,0001
Noite	1,9723	2,0467	0,964	0,3352
Outono	-0,8671	0,2452	-3,536	0,0004
Primavera	0,0564	0,2965	-0,190	0,8491
Verão	-0,2019	0,3868	-0,522	0,6018
Profundidade	-0,6094	0,1718	-3,547	0,0003
Temperatura	0,111	0,0796	1,403	0,1606
Parque Estadual Ilha Anchieta: Profundidade	1,0834	0,2103	5,150	<0,0001
Noite: Temperatura	-0,1847	0,0829	-2,226	0,0260

Fonte: autor.

Riqueza

O modelo final do modelo não-linear da família exponencial selecionado possui componente aleatório Poisson, função de ligação logarítmica e preditor formado pela soma do lado esquerdo da equação não-linear de Michaelis-Menten e de uma parte linear (Tabela 18). O preditor de Michaelis-Menten com apenas dois parâmetros foi o que melhor se ajustou aos nossos dados, apresentando menor AIC. O gráfico quantil-quantil pode ser observado no APÊNDICE A: 4.

Os parâmetros significativos do MNLFE que explicam a riqueza foram o período diurno, a interação entre as ilhas e o período diurno e os parâmetros S_{max} e B do modelo de Michaelis-Menten (Tabela 18).

Tabela 18. Estimativas dos parâmetros para o modelo final do MNLFE (preditor não-linear de Michaelis-Menten e o componente aleatório poisson com a função logarítmica) ajustadas à riqueza. $|Z|$: Estatística do teste de Wald. AIC: 880,22. S_{max} : Número total de espécies na comunidade e B : esforço amostral necessário para detectar 50% de S_{max} . Valores significativos estão indicados em negrito.

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	$ Z $	p
(Intercepto)	-0,1802	0,3113	-0,579	0,5626
Parque Estadual Ilha Anchieta	-0,0648	0,0665	-0,974	0,3300
Noite	-0,2500	0,0786	-3,179	0,0014
Parque Estadual Ilha Anchieta: Noite	0,2496	0,1009	2,474	0,0133
S_{max}	2,8898	0,3016	9,581	<0,0001
B	6,6199	1,5347	4,313	<0,0001

Fonte: autor.

O modelo de Michaelis-Menten ($p < 0,0001$) se mostrou um bom preditor para estimar a riqueza em ambas as ilhas, revelando que as curvas de acumulação de espécies tanto no Parque Estadual Ilha Anchieta quanto na Ilha do Mar Virado são estáveis e assintóticas, ou seja, aproximando-se de um limite à medida que mais amostras são coletadas. Isso sugere que, caso continuássemos amostrando, o acréscimo de novas espécies seria mínimo, uma vez que o número total de espécies é finito em ambas as ilhas. Essa análise reforça que o esforço amostral empregado foi suficiente para registrar a riqueza de peixes das duas ilhas (Tabela 18; Figura 53).

A interação significativa entre as ilhas e o período diurno destaca que o período diurno variou apenas na Ilha do Mar Virado, no qual observa-se maior riqueza durante o dia em comparação com a noite, enquanto no Parque Estadual Ilha Anchieta não há diferença significativa na riqueza entre dia e noite (Tabela 18; Figura 53).

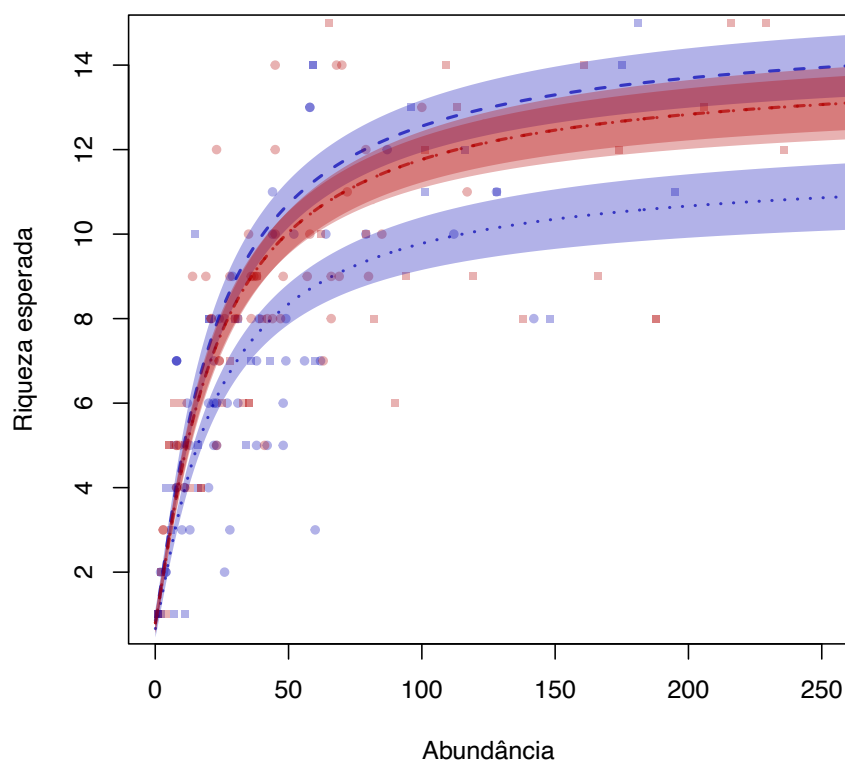


Figura 53. Gráfico da riqueza esperada com o modelo de Michaelis-Menten e a interação entre ilhas e período diurno. A linha azul representa a Ilha do Mar Virado e a linha vermelha representa o Parque Estadual Ilha Anchieta. A linha tracejada representa o dia e a linha pontilhada representa a noite. Os quadrados são os dados brutos do dia e as bolinhas são os dados brutos da noite. **Fonte:** autor.

Composição e proporção de ocorrência de espécies alvo de conservação e espécies alvo de pesca entre as ilhas

Considerando a avaliação da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2021), 85,19% das espécies foram classificadas como “pouco preocupante”, 4,94% como “dados deficientes” e “em perigo” e 2,47% como “quase ameaçada” e “vulnerável” (Figura 54; Tabela 14).

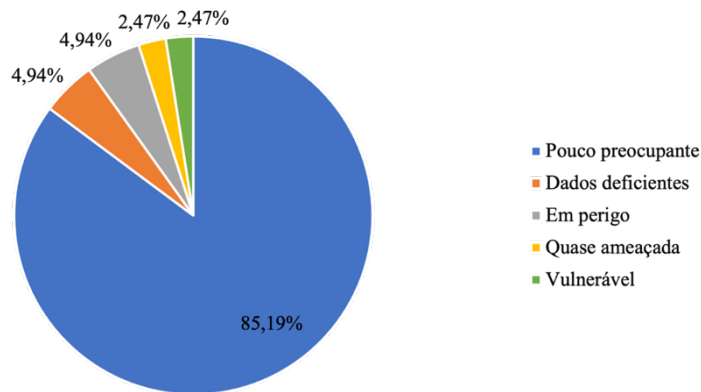


Figura 54. Porcentagem do status de conservação das espécies de acordo com a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2021). **Fonte:** autor.

Com base na no Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Diversidade – SALVE (ICMBIO, 2023), 77,78% das espécies foram classificadas como “pouco preocupante”, 12,35% como “dados deficientes”, 6,17% como “vulnerável” e 2,47% como “quase ameaçada” e 1,23% como “criticamente ameaçada” (Figura 55; Tabela 14).

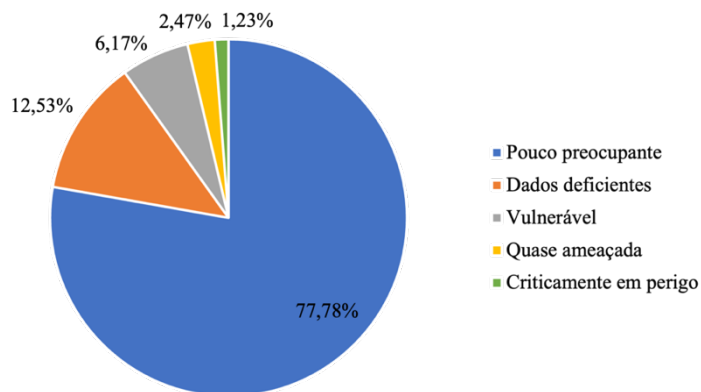


Figura 55. Porcentagem do status de conservação das espécies de acordo o Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Diversidade do Brasil – SALVE (ICMBIO, 2023). **Fonte:** autor.

De acordo com a Decreto do Estado de São Paulo Nº 63.853, de 27 de novembro de 2018 (SMA, 2018), 65,79% das espécies registradas são classificadas como “não avaliada”, 29,63% como “dados deficientes”, 7,41% como “em perigo” e 6,17% como “quase ameaçada” (Figura 56; Tabela 14).

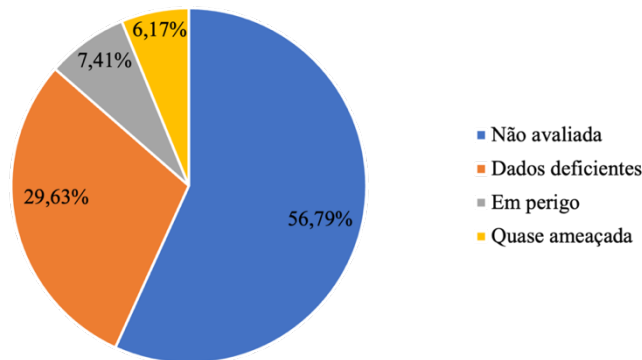


Figura 56. Porcentagem do status de conservação das espécies de acordo com o Decreto do Estado de São Paulo N° 63.853, de 27 de novembro de 2018 (SMA, 2018). **Fonte:** autor.

Dentre as três listas de status de conservação, 17,28% (n=14) as espécies foram classificadas em algum grau de ameaça, sendo consideradas alvo de conservação: *A. narinari*, *C. undecimalis*, *Dasyatis hypostigma*, *Epinephelus marginatus*, *Gymnura altavela*, *H. niveatus*, *L. analis*, *L. synagris*, *O. rubra*, *Pomacanthus paru*, *P. percellens*, *Selene vomer*, *S. axillare* e *S. frondosum*.

Ao comparar os modelos com e sem efeito de ilha para as espécies consideradas alvo de conservação, observa-se que não há valor de p , pois o modelo mais complexo (com efeito de ilha) não é significativo, evidenciando que a composição e a proporção de ocorrência de espécies alvo de conservação ocorrem ao acaso, independente da ilha (Tabela 19).

Tabela 19. Modelos Lineares Generalizados Vetoriais com componente aleatório Dirichlet-Multinomial (função de verossimilhança) ajustados à composição e proporção de ocorrência esperada das espécies alvo de conservação com e sem efeito de ilha. GL: graus de liberdade.

Parâmetros	GL Residual	Função de verossimilhança	GL	2*log da função de verossimilhança	p
Sem efeito de ilha	2405	-1777	-	-	-
Com efeito de ilha	2393	-84517	12	-165481	-

Fonte: autor.

Das 81 espécies visualizadas, 32,10% (n=26) são alvo da pesca e 67,90% (n=55) não detêm valor comercial (Figura 57; Tabela 14).

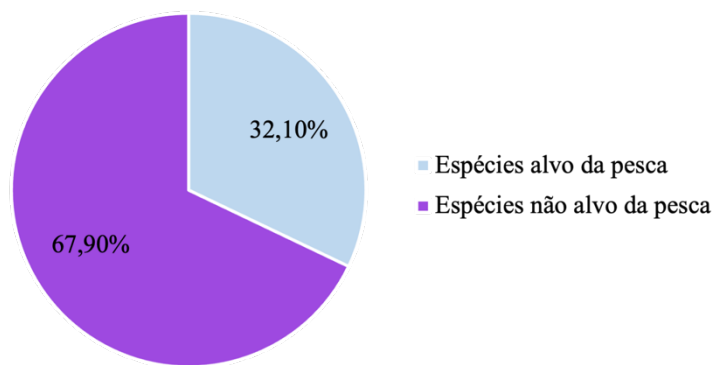


Figura 57. Porcentagem das espécies alvo e não alvo da pesca (ROTUNDO, 2020). **Fonte:** autor.

Ao comparar os modelos com e sem efeito de ilha, observa-se que há influência da ilha na composição e proporção de ocorrência das espécies alvo da pesca ($p < 0,0001$) (Tabela 20). Dentre elas, quatro espécies têm suas proporções alteradas de uma ilha para a outra, sendo elas: *A. surinamensis*, *C. latus*, *S. hispida* e *E. marginatus* ($p < 0,0001$) (Tabela 21).

Tabela 20. Modelos Lineares Generalizados Vetoriais com componente aleatório Dirichlet-Multinomial (função de verossimilhança) ajustados à composição e proporção de ocorrência esperada das espécies alvo de pesca com e sem efeito de ilha. GL: graus de liberdade.

Parâmetros	GL Residual	Função de verossimilhança	GL	2*log da função de verossimilhança	p
Sem efeito de ilha	4995	-4939,2	-	-	-
Com efeito de ilha	4969	-4902,6	26	73,355	<0,0001*

Fonte: autor.

Tabela 21. Estimativas de parâmetros para o Modelo Linear Generalizado Vetorial (com componente aleatório Dirichlet-Multinomial e função de ligação logística) da composição e proporção de ocorrência esperada das espécies alvo de pesca entre as ilhas. |Z|: Estatística do teste de Wald. PEIA: Parque Estadual da Ilha Anchieta. NA: Sem estimativa de parâmetro pois a espécie apareceu apenas uma vez ou em uma única ilha. Valores significativos estão indicados em negrito.

Parâmetros	Estimativa	Erro padrão	Z	p
(Intercepto): <i>Anisotremus surinamensis</i>	-4,010	0,2032	-19,736	<0,0001
(Intercepto): <i>Caranx latus</i>	-4,979	0,3062	-16,261	<0,0001
(Intercepto): <i>Caranx hippos</i>	-7,465	1,003	-7,444	<0,0001
(Intercepto): <i>Centropomus undecimalis</i>	-23,46	1803	NA	NA
(Intercepto): <i>Kyphosus vaigiensis</i>	-6,030	0,4983	-12,102	<0,0001
(Intercepto): <i>Kyphosus sectatrix</i>	-5,647	0,4158	-13,583	<0,0001
(Intercepto): <i>Mycteroperca acutirostris</i>	-4,645	0,2645	-17,56	<0,0001

Parâmetros	Estimativa	Erro padrão	 Z 	p
(Intercepto): <i>Sparisoma axillare</i>	-5,332	0,3591	-14,846	<0,0001
(Intercepto): <i>Sparisoma frondosum</i>	-24,73	3411	NA	NA
(Intercepto): <i>Stephanolepis hispida</i>	-4,801	0,2831	-16,959	<0,0001
(Intercepto): <i>Opisthonema oglinum</i>	-7,457	0,9991	-7,464	<0,0001
(Intercepto): <i>Epinephelus marginatus</i>	-6,351	0,5814	-10,924	<0,0001
(Intercepto): <i>Sphyraena guachancho</i>	-27,21	11770	NA	NA
(Intercepto): <i>Trachinotus goodei</i>	-27,21	11770	NA	NA
(Intercepto): <i>Trachinotus carolinus</i>	-27,21	11770	NA	NA
(Intercepto): <i>Lutjanus synagris</i>	-6,772	0,7132	-9,495	<0,0001
(Intercepto): <i>Lutjanus analis</i>	-27,21	11770	NA	NA
(Intercepto): <i>Seriola rivoliana</i>	-7,446	0,9937	-7,494	<0,0001
(Intercepto): <i>Caranx bartholomaei</i>	-6,729	0,6984	-9,635	<0,0001
(Intercepto): <i>Selene vomer</i>	-6,067	0,5072	-11,962	<0,0001
(Intercepto): <i>Calamus penna</i>	-6,722	0,7132	-9,921	<0,0001
(Intercepto): <i>Trichiurus lepturus</i>	-6,079	0,5099	-11,921	<0,0001
(Intercepto): <i>Selene setapinnis</i>	-7,465	1,003	-7,444	<0,0001
(Intercepto): <i>Harengula clupeola</i>	-5,762	0,4388	-13,132	<0,0001
(Intercepto): <i>Anchoa</i> spp.	-6,014	0,4945	-12,163	<0,0001
(Intercepto): <i>Mugil curema</i>	-7,465	1,003	-7,444	<0,0001
(Intercepto): outras espécies	-2,645	0,1156	-22,88	<0,0001
PEIA: <i>Anisotremus surinamensis</i>	-0,868	0,3355	-2,587	0,0096
PEIA: <i>Caranx latus</i>	1,2	0,346	3,468	0,0005
PEIA: <i>Caranx hippos</i>	-23,84	76170	0,000	0,9997
PEIA: <i>Centropomus undecimalis</i>	17,01	1803	0,009	0,9924
PEIA: <i>Kyphosus vaigiensis</i>	0,8031	0,5884	1,365	0,1722
PEIA: <i>Kyphosus sectatrix</i>	-1,964	1,084	-1,794	0,0727
PEIA: <i>Mycteroperca acutirostris</i>	0,1027	0,3489	0,295	0,7683
PEIA: <i>Sparisoma axillare</i>	0,7068	0,4295	1,645	0,0998
PEIA: <i>Sparisoma frondosum</i>	18,78	3411	0,006	0,9956
PEIA: <i>Stephanolepis hispida</i>	-1,412	0,5798	-2,435	0,0148
PEIA: <i>Opisthonema oglinum</i>	-14,26	1,417	-0,101	0,9198
PEIA: <i>Epinephelus marginatus</i>	1,483	0,6384	2,324	0,0201
PEIA: <i>Sphyraena guachancho</i>	19,61	11770	0,002	0,9986
PEIA: <i>Trachinotus goodei</i>	19,61	11770	0,002	0,9986
PEIA: <i>Trachinotus carolinus</i>	19,61	11770	0,002	0,9986
PEIA: <i>Lutjanus synagris</i>	0,2767	0,9197	0,301	0,7634
PEIA: <i>Lutjanus analis</i>	19,61	11770	0,002	0,9986
PEIA: <i>Seriola rivoliana</i>	-22,61	45580	0,000	0,9996
PEIA: <i>Caranx bartholomaei</i>	-0,1779	0,9973	-0,178	0,8584
PEIA: <i>Selene vomer</i>	0,2932	0,6508	0,451	0,6522

Parâmetros	Estimativa	Erro padrão	Z	p
PEIA: <i>Calamus penna</i>	0,2704	0,9208	0,294	0,7690
PEIA: <i>Trichiurus lepturus</i>	1,014	0,5864	1,729	0,0838
PEIA: <i>Selene setapinnis</i>	-2,384	76170	0,000	0,9997
PEIA: <i>Harengula clupeiola</i>	-1,145	0,8364	-1,368	0,1711
PEIA: <i>Anchoa spp.</i>	0,07224	0,6635	0,109	0,9133
PEIA: <i>Mugil curema</i>	-23,84	76170	0,000	0,9997

Fonte: autor.

Quando comparada a razão entre as proporções de cada espécie em cada ilha, observa-se a ocorrência de 3,26 vezes mais *C. latus* e 4,33 vezes mais *E. marginatus* no Parque Estadual Ilha Anchieta e 2,42 vezes mais *A. surinamensis* e 4,17 vezes mais *S. hispida* na Ilha do Mar Virado (Tabela 22).

Tabela 22. Proporções esperadas (P) e razão (R) de cada espécie em cada ilha com base no Modelo Linear Generalizado Vetorial com componente aleatório Dirichlet-Multinomial (Tabela 21).

Ilhas	<i>A. surinamensis</i>		<i>C. latus</i>		<i>S. hispida</i>		<i>E. marginatus</i>	
	P	R	P	R	P	R	P	R
Parque Estadual Ilha Anchieta	0,0069	0,41	0,0209	3,26	0,0018	0,24	0,0070	4,33
Ilha do Mar Virado	0,0169	2,42	0,0064	0,31	0,0076	4,17	0,0016	0,23

Fonte: autor.

DISCUSSÃO

As famílias Carangidae, Serranidae, Labridae, Gerreidae, Haemulidae, Pomacentridae, Blenniidae e Clupeidae foram as mais representativas em número de espécies e algumas em número de indivíduos. Essas famílias são típicas de habitats recifais que compõem a fauna de peixes ao longo de toda a costa brasileira (FLOETER *et al.*, 2003; FLOETER & GASPARINI, 2000; HOSTIM-SILVA *et al.*, 2006; GIBRAN & MOURA *et al.*, 2012; CARMINATTO *et al.*, 2020; MACHADO *et al.*, 2022). Ao longo dos microhabitats, é notável confirmar a teoria ecológica onde poucas espécies foram muito abundantes e muitas espécies foram raras (MAGURRAN, 2004). Essas descobertas estão alinhadas com as propriedades frequentemente investigadas no nível de agrupamento, especificamente a distribuição de abundância de espécies que prevê uma prevalência de baixa frequência e alta raridade entre as espécies (CONNOLLY *et al.*, 2005; CONNOLLY *et al.*, 2014; MCGILL *et al.*, 2007). Essa discrepância pode estar relacionada a complexidade do habitat que contribui para os diferentes microhabitats. Ambientes que são complexos tanto em termos físicos quanto biológicos criam diversidade microambiental e variação nos recursos, criando condições propícias para a formação e especialização de nichos. Isso, por sua vez, pode favorecer o aumento da variedade de espécies capazes de coexistir de maneira estável (MACARTHUR & LEVINS, 1964; SCHOENER, 1974).

O preditor de Michaelis-Menten foi utilizado para os dados de riqueza, cuja assíntota neste contexto é interpretada como uma estimativa da riqueza. Com base nos resultados, o estimador se mostrou um bom preditor para estimar a riqueza em ambas as ilhas, mostrando que o esforço amostral empregado foi suficiente para registrar a riqueza no Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado (Tabela 18; Figura 53). Inicialmente desenvolvida para modelar cinética de enzimas (MICHAELIS & MENTEN, 1913), esta equação foi também usada para estimativas de riquezas de espécies em uma comunidade (MAGURRAN & MCGILL, 2011). Diversos estudos já foram realizados a respeito desta curva assintótica. Os resultados mostram que o desempenho de predição desta equação varia substancialmente com a estrutura da comunidade (KEATING & QUINN, 1998). Raaijmakers (1987) ao utilizar a abordagem de Michaelis-Menten em seus dados de banco de semente de floresta pluvial, observou que o estimador subestima a riqueza em amostras pequenas. Um estudo subsequente descobriu que ele tinha tendência de “explodir” cedo, devido a sensibilidade do modelo ao aumento súbito na riqueza observadas conforme as amostras de acumulam (CHAZDON *et al.*, 1998). Silva & Coddington (1996) utilizaram modelo Michaelis-Menten para estimar a riqueza

de aranhas em Patkitza, no Peru, e descobriram que apesar do ajuste à curva de acumulação de espécies ser adequado, o número de espécies foi subestimado para um grande número de amostras, assim como para pequenas. Porém, Toti *et al.* (2000) concluem que este foi o estimador mais útil em um estudo sobre a assembleia de aranhas nas Great Smoky Mountains (EUA), enquanto Chazdon *et al.* (1998) descobriram que o modelo teve bom desempenho em sua pesquisa sobre regeneração florestal na Costa Rica. Walther & Moore (2005) relatam que, em sua revisão bibliográfica, apenas um estudo apresenta o modelo Michaelis-Menten como o método mais eficiente para estimativa de riqueza de espécies. Este comprometimento de desempenho do algoritmo deve-se, em grande parte, ao fato do mesmo subestimar o potencial de espécies existentes na comunidade, especialmente para amostras pequenas (COLWELL & CODDINGTON, 1994). Entretanto, o uso deste método na ecologia é clássico e, de acordo com Magurran & McGill (2011), o modelo Michaelis-Menten ainda funciona como uma regra prática para o critério de parada de amostragem: continua-se coletando até a curva do coletor cruzar a curva gerada pelo modelo. Petrere & Butturi-Gomes (2024), mostram que é impossível fornecer intervalos de confiança para S o número estimado de espécies, visto que não há independência entre S e o esforço acumulado de coleta (f), mesmo que os dados sejam independentemente coletados no campo. Esse é um problema intrínseco do modelo que a aleatorização não consegue sanar.

A abundância numérica total dos peixes difere entre o período diurno, implicando em maior abundância durante o dia (Tabela 15; Figura 48). Esse resultado é esperado, pois sabe-se que a estrutura e a composição da comunidade de peixes de recifes são influenciadas pelo ciclo diário (AZZURRO *et al.*, 2007). Mudanças diurnas nas comunidades de peixes foram investigadas em ambientes como rios (COPP & JURAJDA, 1993; WOLTER & FREYHOF, 2004; BAUMGARTNER *et al.*, 2008), manguezais (UNSWORTH *et al.*, 2008; HAMMERSCHLAG *et al.*, 2010), estuários (LEY & HALLIDAY, 2007; HAGAN & ABLE, 2008), em ambientes recifais (ANNESE & KINGSFORD 2005; CARPENTIERI *et al.* 2005; GILBERT *et al.*, 2005; HARVEY *et al.* 2012) e em AMPs com e sem restrição à pesca (HARVEY *et al.*, 2012). Particularmente no Parque Estadual Ilha Anchieta, Furia (1996) que estudou a variação espaço-temporal na composição e estrutura da ictiofauna na Enseada das Palmas e ao contrário do nosso resultado, ela registrou maior abundância e riqueza à noite. Pesquisas anteriores identificaram que as diferenças nas distribuições de assembleias de peixes ao longo do dia são influenciadas pela disponibilidade de abrigo (HOBSON, 1973), abundância de presas (GLADFELTER, 1979; CARPENTIERI *et al.*, 2005), risco de predação (NAGELKERKEN *et al.*, 2000; HAMMERSCHLAG *et al.*, 2010), mudanças

comportamentais, como atividade diária (NASH, 1982) e formação de cardumes (FRÉON *et al.*, 1996).

Ao analisar as espécies formadoras de cardume, verificamos que a interação entre período diurno e estação climática foi um fator significativo, implicando maiores formações de cardume durante a noite e no outono (Tabela 17). Esse fato é explicado pelo número elevado de juvenis de *Anchoa* spp., espécies deste gênero são formadoras de cardume e se aproximam da costa durante os meses mais frios (FISCHER *et al.*, 2011). Já para as espécies não formadoras de cardume, a interação significativa entre o período diurno e a temperatura implicou em menor abundância durante a noite e em temperaturas mais baixas (Tabela 17). Vários artigos mostram que há uma diminuição na formação de cardumes à medida que anoitece. Assim, Fréon *et al.* (1996) destacam que ao amanhecer, os peixes têm uma tendência a se agregar rapidamente, formando cardumes, enquanto ao anoitecer, a dispersão dos cardumes é mais lenta. O autor discute que as variações diurnas na formação de cardumes de peixes estão relacionadas a ao alcance de sua visão, que durante o dia é maior devido à luz natural. Ao anoitecer, os peixes nadam para se alimentarem ou se protegerem, o que resulta em uma expansão lenta do cardume para áreas adjacentes aos recifes, onde há espaço disponível. Do ponto de vista comportamental, a dispersão ao anoitecer é principalmente passiva, enquanto a agregação antes do amanhecer é principalmente ativa.

A variação sazonal influenciou na abundância numérica total (Tabela 15; Figura 49) e na abundância de espécies não formadoras de cardume (Tabela 17), sendo notada maior abundância durante o inverno, muito provavelmente atrelado a alta abundância numérica de *A. saxatilis*, *S. fuscus*, *H. aurolineatum* e *H. clupeola*. A estrutura das comunidades de peixes recifais é influenciada tanto pelas características espaciais do habitat como também pela variação sazonal (EBELING & HIXON 1991; CARMINATTO *et al.*, 2020). Mudanças sazonais, como variações na temperatura da água, padrões de correntes oceânicas, ciclos de reprodução e disponibilidade de alimento impactam a estrutura das comunidades de peixes recifais (RUSSELL *et al.*, 1977; DIAZ-PULIDO & GARZON-FERREIRA 2005; VAUGHAN *et al.*, 2021). Por exemplo, certas espécies migram sazonalmente para áreas específicas de alimentação ou reprodução (OGDEN & QUINN, 1984; KAUNDA-ARARA & ROSE, 2004). As mudanças sazonais na temperatura também afetam a distribuição e a utilização do habitat pelos peixes herbívoros itinerantes; além disso, os recifes estão sujeitos a influências das ressurgências, as quais resultam em variações nas condições ambientais, ocasionando alterações representativas na composição e na abundância de algas bentônicas (DIAZ-PULIDO & GARZON-FERREIRA, 2005; ATEWEBERHAN *et al.*, 2006). Um estudo realizado no sul

do Mar Vermelho mostrou que os herbívoros tendem a explorar zonas recifais mais profundas no verão, enquanto em outras estações eles se agregam em zonas recifais mais rasas (AFEWORKI *et al.*, 2012). Vaughan *et al.* (2021) avaliaram a variação sazonal nas assembleias de peixes de recife no extremo sul do Golfo Pérsico/Árábico e identificaram que a abundância de peixes é geralmente maior no verão em comparação com o inverno, e existem diferenças significativas ao avaliar a similaridade da composição entre as duas estações.

A temperatura apresentou diferença estatística no modelo, evidenciando uma correlação positiva com a abundância numérica total, sugerindo que temperaturas mais altas estão positivamente relacionadas a maiores abundâncias de peixes (Tabela 15; Figura 50). Já as espécies formadoras de cardume, a interação entre profundidade e temperatura implicou na formação de cardumes em águas mais profundas e quentes (Tabela 17). Esse resultado pode estar relacionado com o gradiente latitudinal, onde as comunidades de peixes marinhos tropicais são muito mais diversas do que as comunidades de peixes encontradas em latitudes mais altas (TITTENSOR *et al.*, 2010; STUART-SMITH *et al.*, 2013), e várias explicações para este gradiente de diversidade latitudinal propõem que os ambientes quentes de recife servem como “pontos críticos” evolutivos para a formação de espécies (KIESSLING *et al.*, 2010; ALFARO *et al.*, 2007; COWMAN & BELLWOOD, 2011; SIQUEIRA *et al.*, 2016). Além disso, a temperatura atua como um impulsionador de biodiversidade, pois influencia a fisiologia, o crescimento, a taxa de reprodução e a distribuição geográfica das espécies (MUNDAY *et al.*, 2008; PINSKY *et al.*, 2013).

Além disso, embora a abundância numérica tenha diferido entre as ilhas e entre as profundidades separadamente, a interação significativa observada entre esses fatores implica em maior abundância numérica total (Tabela 15) e em maior abundância de espécies formadoras e não formadoras de cardume (Tabela 17) nos pontos de maior profundidade no Parque Estadual Ilha Anchieta e em maior abundância nos pontos de menor profundidade na Ilha do Mar Virado. Esse resultado pode estar relacionado à complexidade estrutural do habitat no Parque Estadual Ilha Anchieta, no qual o aumento da complexidade do habitat proporciona mais locais de abrigo, alimentação, reprodução e recrutamento, aumentando assim o número de indivíduos e espécies (CHARTON & RUZAFKA, 1998, JONES & SYMS, 1998; ABURTO-OROPEZA & BALART, 2001; BROTTTO *et al.*, 2007; CARMINATTO *et al.*, 2020). Teixeira-Neves *et al.* (2015) observaram uma maior diversidade de peixes em locais mais profundos em comparação com locais rasos. Eles associaram essa maior diversidade aos locais profundos situados entre o substrato consolidado e o fundo arenoso. Essa zona de transição favorece o aumento da riqueza de espécies, pois fornece um ambiente propício para as espécies transitarem

para atividades de forrageamento e camuflagem na areia. Em contraste, os locais rasos são caracterizados apenas por substrato consolidado, oferecendo assim menos diversidade de habitat para os peixes. Mendonça-Neto *et al.* (2008) também descobriram que a riqueza de espécies aumenta de áreas rasas para áreas de interface em uma região tropical ao longo da costa sudeste do Brasil.

No modelo da riqueza, a interação significativa entre as ilhas e o período diurno destaca que o período diurno variou apenas na Ilha do Mar Virado no qual observa-se maior riqueza durante o dia, enquanto no Parque Estadual Ilha Anchieta não há diferença significativa na riqueza entre dia e noite (Tabela 18; Figura 53). Na Ilha do Mar Virado, é provável que a variação diurna seja atribuída a mudanças nas relações tróficas, como a distribuição vertical das presas, e mudanças comportamentais em resposta ao aumento da predação noturna (GLADFELTER, 1979; CARPENTIERI *et al.*, 2005). Porém, esse resultado era esperado para o Parque Estadual Ilha Anchieta, que é uma área restrita à pesca, e é de se esperar que as AMPs restritas à pesca normalmente protegem as espécies visadas pelos pescadores que são frequentemente os principais predadores no ecossistema (WATSON *et al.*, 2007), e assim, seria de esperar que estas áreas estivessem sujeitas a maiores pressões de predação, particularmente de espécies noturnas. Esse padrão foi registrado nas Ilhas Houtman na Austrália Ocidental, que apesar da redução à noite, ainda foram observados maiores números de indivíduos dentro das áreas restritas à pesca do que nas áreas abertas durante os levantamentos noturnos (FITZPATRICK *et al.*, 2013).

Ao comparar os modelos com e sem efeito de ilha para as espécies consideradas alvo de conservação, evidenciamos que a composição e a proporção de sua ocorrência ao acaso, independente da ilha (Tabela 19), diferentemente para as espécies alvo da pesca, que a ilha influencia na composição e proporção de sua ocorrência (Tabela 20). Assim, por exemplo quando se compara a razão entre as proporções de cada espécie em cada ilha, observa-se a ocorrência de 3,26 vezes mais *C. latus* e 4,33 vezes mais *E. marginatus* no Parque Estadual Ilha Anchieta e 2,42 vezes mais *A. surinamensis* e 4,17 vezes mais *S. hispida* na Ilha do Mar Virado (Tabela 22). Alguns estudos mostram que as AMPs restritas à pesca têm sido eficazes no restabelecimento de populações de espécie alvo, como os piscívoros (EVANS & RUSS 2004) e eficazes no aumento da biodiversidade, especialmente para espécies de peixes exploradas ROLIM *et al.* (2019). Além do polígono de proteção à pesca no Parque Estadual Ilha Anchieta, a ocorrência dos predadores *C. latus* e *E. marginatus* deve-se a complexidade estrutural dos costões rochosos (FERREIRA *et al.*, 2001; DOMINICI-AROSEMA & WOLF, 2006; GIBRAN & MOURA, 2012; TEIXEIRA-NEVES *et al.*, 2015; CARMINATTO *et al.*, 2020), visto que a

profundidade nesta ilha influencia positivamente na abundância numérica das espécies formadoras e não formadoras de cadume. Além disso, esses locais são adequados para predadores como os serranídeos em busca de presas (TEIXEIRA-NEVES *et al.*, 2015). Já na Ilha do Mar Virado, a maior ocorrência das espécies *S. hispida* e *A. surinamensis* pode estar associada à presença de grandes bancos de algas e invertebrados marinhos. Boaden & Kingsford (2015) observaram no Parque Marinho da Grande Barreira de Corais na Austrália, que os recifes abertos à pesca tinham densidades mais baixas de piscívoros e maiores densidades de presas e peixes herbívoros em comparação com as reservas marinhas fechadas.

A pesca predatória e a captura acidental são os principais factores de stress que afetam mais de 17% das espécies ameaçadas registradas nas ilhas estudadas, que incluem principalmente mesopredadores (carnívoros de médio a grande porte), como as garoupas (*E. marginatus*, *M. acutirostris*), vermelhos e guaiúbas (gênero *Lutjanus*) e grandes herbívoros como *S. axillare* e bodiões (gênero *Sparissoma*) (FLOETER *et al.*, 2006, FRANCINI-FILHO & MOURA 2008, TEIXEIRA-NEVES *et al.*, 2015; EGGERTSEN *et al.*, 2024). A pesca avançou sobre os peixes de tamanho pequeno e que ocupam níveis inferiores na teia alimentar, sinalizando a pesca insustentável. Só em 2015, aproximadamente 50 mil toneladas de peixes com valor comercial foram pescados. A falta de gerenciamento e de fiscalização da atividade pesqueira, provocou o declínio de várias populações de peixes principalmente a partir dos anos 2000, momento em que houve um pico de capturas destas espécies (EGGERTSEN *et al.*, 2024).

A espécies de elasmobrânquios registradas (4,93%) são classificadas como ameaçadas de extinção em algumas das listas (IUCN, 2023; ICMBIO, 2023; SMA, 2018); *P. percellens*, *D. hypostigma*, *G. altavela* e *A. narinari* e seu status populacional é mais crítico que o dos actinoptérígios. Com populações reduzidas, os elasmobrânquios são atualmente capturados principalmente como captura acidental (ROSA & GADIG, 2014) e, portanto, merecem medidas de mitigação específicas dirigidas às pescarias que visam outros recursos (especialmente palangres, redes de emalhar e redes de arrasto) (SOUZA *et al.*, 2018). Entre os actinoptérígios, as garoupas (epinefélidos), além de serem classificadas como ameaçadas em todas as listas, são espécies hermafroditas protogínicos, de crescimento lento e vida longa, com maturidade tardia (ANDRADE *et al.*, 2003, MITCHESON *et al.*, 2008, REÑONES *et al.*, 2010), sendo, portanto, altamente vulneráveis à pesca.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABURTO-OROPEZA, O., & BALART, E. F. (2001). Community structure of reef fish in several habitats of a rocky reef in the Gulf of California. *Marine ecology*, 22(4), 283-305. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0485.2001.01747.x>

AFEWORKI, Y., VIDELER, J. J., & BRUGGEMANN, J. H. (2013). Seasonally changing habitat use patterns among roving herbivorous fishes in the southern Red Sea: the role of temperature and algal community structure. *Coral Reefs*, 32, 475-485. <https://doi.org/10.1007/s00338-012-1000-2>

ALFARO, M. E., SANTINI, F., & BROCK, C. D. (2007). Do reefs drive diversification in marine teleosts? Evidence from the pufferfish and their allies (Order Tetraodontiformes). *Evolution*, 61(9), 2104-2126. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2007.00182.x>

ANDERSON, D., & BURNHAM, K. (2004). *Model selection and multi-model inference*. Second. NY: Springer-Verlag, 63(2020), 10.

ANDRADE, Á. B., MACHADO, L. F., HOSTIM-SILVA, M., & BARREIROS, J. P. (2003). Reproductive biology of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 46, 373-382. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132003000300009>

ANNESE, D. M., & KINGSFORD, M. J. (2005). Distribution, movements and diet of nocturnal fishes on temperate reefs. *Environmental Biology of Fishes*, 72, 161-174. <https://doi.org/10.1007/s10641-004-0774-7>

ARAÚJO, F. G., TEIXEIRA, T. P., GUEDES, A. P. P., DE AZEVEDO, M. C. C., & PESSANHA, A. L. M. (2018). Shifts in the abundance and distribution of shallow water fish fauna on the southeastern Brazilian coast: a response to climate change. *Hydrobiologia*, 814, 205-218. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3537-8>

ARAÚJO, G. S., KURTZ, Y. R., SAZIMA, I., CARVALHO, P. H., FLOETER, S. R., VILASBOA, A., ROTUNDO, M. M., FERREIRA, CARLOS E. L., BARREIROS, J. P., PITASSY, D. E., & CARVALHO-FILHO, A. (2023). Evolutionary history, biogeography, and a new species of *Sphoeroides* (Tetraodontiformes: Tetraodontidae): how the major biogeographic barriers of the Atlantic Ocean shaped the evolution of a pufferfish genus. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 199(4), 978-993. <https://doi.org/10.1093/zoolinnean/zlad055>

ATEWEBERHAN, M., BRUGGEMANN, J.H., & BREEMAN, A.M. (2006). Effects of extreme seasonality on community structure and functional group dynamics of coral reef algae in the southern Red Sea (Eritrea). *Coral Reefs* 25:391–406. <https://doi.org/10.1007/s00338-006-0109-6>

AZZURRO, E., PAIS, A., CONSOLI, P., & ANDALORO, F. (2007). Evaluating day–night changes in shallow Mediterranean rocky reef fish assemblages by visual census. *Marine Biology*, 151, 2245-2253. <https://doi.org/10.1007/s00227-007-0661-9>

- BATES, D., MAECHLER, M., BOLKER, B., & WALKER, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48. <https://doi:10.18637/jss.v067.i01>.
- BAUMGARTNER, L. J., STUART, I. G., & ZAMPATTI, B. P. (2008). Determining diel variation in fish assemblages downstream of three weirs in a regulated lowland river. *Journal of Fish Biology*, 72(1), 218-232. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01696.x>
- BÉGUINOT, J. (2019). Influence of Coral-reef Complexity on Species Richness and the Hierarchical Structuration of Species Abundances in Reef fish Communities: A Case Study in South-east Brazil. *Asian Journal of Environment & Ecology*, 9(3), 1-20. <https://10.9734/AJEE/2019/v9i330098>
- BLOWES, S. A., DASKALOVA, G. N., DORNELAS, M., ENGEL, T., GOTELLI, N. J., MAGURRAN, A. E., MARTINS, I. S., MCGILL, B., MCGLINN, D. J., SAGOUIS, A., SHIMADZU, H., SUPP, S. R., & CHASE, J. M. (2022). Local biodiversity change reflects interactions among changing abundance, evenness, and richness. *Ecology*, 103(12), e3820. <https://doi.org/10.1002/ecy.3820>
- BOADEN, A. E., & KINGSFORD, M. J. (2015). Predators drive community structure in coral reef fish assemblages. *Ecosphere* 6: 1–33. Marine Hard Substrate Communities, 261. <https://doi.org/10.1890/ES14-00292.1>
- BOLKER, B. M., BROOKS, M. E., CLARK, C. J., GEANGE, S. W., POULSEN, J. R., STEVENS, M. H. H., & WHITE, J. S. S. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in ecology & evolution*, 24(3), 127-135. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008>
- BOOTH, D. J., & BROSNAN, D. M. (1995). The role of recruitment dynamics in rocky shore and coral reef fish communities. In *Advances in ecological research* (Vol. 26, pp. 309-385). Academic Press. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60068-9](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60068-9)
- BRESLOW, N. E., & CLAYTON, D. G. (1993). Approximate inference in generalized linear mixed models. *Journal of the American statistical Association*, 88(421), 9-25. <https://doi.org/10.2307/2290687>
- BROTTO, D. S., KROHLING, W., & ZALMON, I. R. (2007). COMPARATIVE EVALUATION OF FISH assemblages census on an artificial reef. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24, 1157-1162. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000400037>
- CAPPO, M., HARVEY, E., MALCOLM, H., & SPEARE, P. (2003). Potential of video techniques to monitor diversity, abundance and size of fish in studies of marine protected areas. *Aquatic Protected Areas-what works best and how do we know*, 1, 455-64.
- CARMINATTO, A. A., ROTUNDO, M. M., BUTTURI-GOMES, D., BARRELLA, W., & JUNIOR, M. P. (2020). Effects of habitat complexity and temporal variation in rocky reef fish communities in the Santos estuary (SP), Brazil. *Ecological Indicators*, 108, 105728. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105728>

CARPENTIERI, P., COLLOCA, F., & ARDIZZONE, G. D. (2005). Day–night variations in the demersal nekton assemblage on the Mediterranean shelf-break. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 63(4), 577-588. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.01.005>

CARVALHO-FILHO, A. (1999). *Peixes: Costa Brasileira*. Marca D'água, São Paulo, 3a ed, p 320.

CARVALHO-FILHO, A., OLIVEIRA, C., MAXIMIANO, L., TAVERA, J., ACERO, A. P., & MARCENIUK, A. P. (2022). Review of the *Pareques acuminatus* (Bloch & Schneider, 1801) species complex, with revalidation of *Pareques lineatus* (Cuvier, 1830) from the Western Atlantic (Percomorphacea: Sciaenidae). *Zootaxa*, 5195(5), 401-418. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5195.5.1>

CHASE, J.M.& LEIBOLD, M.A. (2003). *Ecological niches: Linking classical and contemporary approaches*. Chicago and London

CHARTON, J. G., & RUZAFKA, A. P. (1998). Correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblage in the southwest Mediterranean. *Marine Ecology*, 19(2), 111-128. <https://doi: 10.1111/j.1439-0485.1998.tb00457.x>

CHAZDON, R.L., COLWELL, R.K., DENSLOW, J.S., GUARIGUATA, M.R. (1998). Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of NE Costa Rica. In: *Forest Biodiversity Research, Monitoring and Modeling: Conceptual Background and Old World Case Studies*, eds Dallmeier F. & Comiskey J.A.), pp. 285–309. Parthenon Publishing, Paris, France.

CHIRICO, A. A., MCCLANAHAN, T. R., & EKLÖF, J. S. (2017). Community-and government-managed marine protected areas increase fish size, biomass and potential value. *PLoS One*, 12(8), e0182342. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0182342>

COLWELL, R. K., & CODDINGTON, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 345(1311), 101-118. <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>

CONNOLLY, S. R., MACNEIL, M. A., CALEY, M. J., KNOWLTON, N., CRIPPS, E., HISANO, THIBAUT, L. M., BHATTACHARYA, B. D., BENEDETTI-CECCHI, L., BRAINARD, R. E., BRANDT, A., BULLERI, F., ELLINGSEN, K. E., KAISER, S., KRÖNCKE, I., LINSE, K., MAGGI, E., O'HARA, T. D., PLAISANCE, L., POORE, G. C. B., SARKAR, S. K., SATPATHY, K. K., SCHÜCKEL, U., WILLIAMS, A., & WILSON, R. S. (2014). Commonness and rarity in the marine biosphere. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(23), 8524-8529. <https://doi.org/10.1073/pnas.1406664111>

CONNOLLY, S.R., HUGHES, T.P., BELLWOOD, D.R., KARLSON. R.H. (2005). Community structure of corals and reef fishes at multiple scales. *Science* (80-) 309:1363–5. doi: 10.1126/science.1113281

CONSUL, P. C., & JAIN, G. C. (1973). On some interesting properties of the generalized Poisson distribution. *Biometrische Zeitschrift*, 15(7), 495-500. <https://doi.org/10.1002/bimj.19730150707>

COOPER, A. M., MACDONALD, C., ROBERTS, T. E., & BRIDGE, T. C. (2019). Variability in the functional composition of coral reef fish communities on submerged and emergent reefs in the central Great Barrier Reef, Australia. *PLoS One*, 14(5), e0216785. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216785>

COPP, G. H., & JURAJDA, P. (1993). Do small riverine fish move inshore at night?. *Journal of Fish Biology*, 43, 229-241. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1993.tb01190.x>

COWMAN, P. F., & BELLWOOD, D. R. (2011). Coral reefs as drivers of cladogenesis: expanding coral reefs, cryptic extinction events, and the development of biodiversity hotspots. *Journal of evolutionary biology*, 24(12), 2543-2562. <https://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2011.02391.x>

DECRETO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 1977. No. 9.629 de 29 março de 1977. Cria o Parque Estadual da Ilha Anchieta e dá providências correlatas. Disponível em: <https://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/repositorio/524/documentos/decreto-9629-29.03.1977.pdf>. Acesso em: 20 Novembro de 2023.

DECRETO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2008. No. 53.526 de outubro de 2008. Cria a Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Centro, e dá providências correlatas. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2008/decreto-53526-08.10.2008.html> Acesso em: 20 Novembro de 2023.

DIAZ-PULIDO, G., & GARZÓN-FERREIRA, J. (2005). Seasonality in algal assemblages on upwelling-influenced coral reefs in the Colombian Caribbean. *Journal Botanica Marina*, 284-292. <https://doi.org/10.1515/BOT.2002.028>

DOMINICI-AROSEMENA, A., & WOLFF, M. (2006). Reef fish community structure in the Tropical Eastern Pacific (Panamá): living on a relatively stable rocky reef environment. *Helgoland Marine Research*, 60(4), 287-305. <https://doi.org/10.1007/s10152-006-0045-4>

EBELING, A.W., & HIXON, M.A. (1991) Tropical and temperate reef fishes: comparison of community structure. In: Sale PF (ed) *The ecology of fishes on coral reefs*. Academic Press, San Diego, pp 509–562. Disponível em: <https://hixon.science.oregonstate.edu/files/hixon/publications/025%20-%20Ebeling%20&%20Hixon%2091%20in%20Sale%20book/index.pdf>. Acesso em: 28 Dezembro de 2023.

EGGERTSEN, L., LUZA, A. L., CORDEIRO, C. A., DAMBROS, C., FERREIRA, C. E., FLOETER, S. R., FRANCINI-FILHO, R. B., FREIRE, K. M. F., GASALLA, M. A., GIARRIZZO, T., GIGLIO, V. J., HANAZAKI, N., LOPES, P. F. M., LONGO, G. O. LUIZ, O. J., MAGRIS, R. A. MENDES, T. C., PINHEIRO, H. T. QUIMBAYO, J. P., REIS-FILHO, J. A., VILA-NOVA, D. A., & BENDER, M. G. (2024). Complexities of reef fisheries in Brazil: a retrospective and functional approach. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 1-28. <https://doi.org/10.1007/s11160-023-09826-y>

EVANS, R. D., & RUSS, G. R. (2004). Larger biomass of targeted reef fish in no-take marine reserves on the Great Barrier Reef, Australia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14(5), 505-519. <https://doi.org/10.1002/aqc.631>

FENNER, D. (2014). Fishing down the largest coral reef fish species. *Marine pollution bulletin*, 84(1-2), 9-16. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.04.049>

FERRARI, R., MALCOLM, H. A., BYRNE, M., FRIEDMAN, A., WILLIAMS, S. B., SCHULTZ, A., JORDAN, A. R., & FIGUEIRA, W. F. (2018). Habitat structural complexity metrics improve predictions of fish abundance and distribution. *Ecography*, 41(7), 1077-1091. <https://doi.org/10.1111/ecog.02580>

FERREIRA, C. E., GONÇALVES, J. E., & COUTINHO, R. (2001). Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. *Environmental biology of fishes*, 61, 353-369. <https://doi.org/10.1023/A:1011609617330>

FIGUEIREDO, J.L., & MENEZES, N.A. (1978). Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1), São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 110p.

FIGUEIREDO, J.L., & MENEZES, N.A. (1980). Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. III. Teleostei (2), São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, p. 90p.

FIGUEIREDO, J.L., & MENEZES, N.A. (2000). Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo, 116p.

FISCHER, L. G., PEREIRA, L. E. D., & VIEIRA, J. P. (2004). Peixes estuarinos e costeiros. 2ª edição Luciano Gomes Fischer, 2011.

FITZPATRICK, B. M., HARVEY, E. S., LANGLOIS, T. J., BABCOCK, R., & TWIGGS, E. (2015). Effects of fishing on fish assemblages at the reefscape scale. *Marine Ecology Progress Series*, 524, 241-253. <https://doi.org/10.3354/meps11077>

FITZPATRICK, C., MCLEAN, D., & HARVEY, E. S. (2013). Using artificial illumination to survey nocturnal reef fish. *Fisheries Research*, 146, 41-50. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.03.016>

FLACK, V. F., & FLORES, R. A. (1989). Using simulated envelopes in the evaluation of normal probability plots of regression residuals. *Technometrics*, 31(2), 219-225. <https://doi.org/10.1080/00401706.1989.10488515>

FLOETER, S. R., & GASPARINI, J. L. (2000). The southwestern Atlantic reef fish fauna: composition and zoogeographic patterns. *Journal of Fish Biology*, 56(5), 1099-1114. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2000.tb02126.x>

FLOETER, S. R., HALPERN, B. S., & FERREIRA, C. E. L. (2006). Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. *Biological Conservation*, 128(3), 391-402. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.005>

FLOETER, S. R., GASPARINI, J. L., ROCHA, L. A., FERREIRA, C. E. L., RANGEL, C. A., & FEITOZA, B. M. (2003). BRAZILIAN REEF FISH FAUNA: CHECKLIST AND REMARKS. BRAZILIAN REEF FISH PROJECT.

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

FRANCO, A. C. S., AZEVEDO-SANTOS, V. M., NOGUEIRA, M. A. M. D. P., GIARRIZZO, T., HAUSER-DAVIS, R. A., GUIMARÃES, E. C., DALCIN, R. H., SOETH, M., FREITAS, M. O., BERTONCINI, A. A., ABILHOA, V., CUNICO, A. M., ADELIR-ALVES, J., BENTES, B., NOVAES, J. L. C., HOSTIM-SILVA, M., LEITE, J. R., DOS SANTOS, V. L. M., & VITULE, J. R. S. (2023). Tilapia venturing into high-salinity environments: A cause for concern?. *Aquatic Ecology*, 1-9. <https://doi.org/10.1111/geb.12693>

FRÉON, P., GERLOTTO, F., & SORIA, M. (1996). Diel variability of school structure with special reference to transition periods. *ICES Journal of Marine Science*, 53(2), 459-464. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1996.0065>

FRICKE, R., ESCHMEYER, W.N., & VAN DER LAAN, R. (EDS) (2023). *ESCHMEYER'S CATALOG OF FISHES: GENERA, SPECIES, REFERENCES*. (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Electronic version accessed dd mmm 2023.

FURIA, R. R. (1996) Composição das capturas de peixes na enseada das Palmas-Ilha Anchieta, Ubatuba-SP: variabilidade espaço-temporal. Dissertação (Mestrado), Universidade de São Paulo, São Paulo, 1996, 137p.

GARCÍA-CHARTON, J. A., PÉREZ-RUZAFÁ, A., SÁNCHEZ-JEREZ, P., BAYLE-SEMPERE, J. T., REÑONES, O., & MORENO, D. (2004). Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology*, 144, 161-182. <https://doi.org/10.1007/s00227-003-1170-0>

GIBRAN, F. Z., & MOURA, R. L. D. (2012). The structure of rocky reef fish assemblages across a nearshore to coastal islands' gradient in Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 10, 369-382. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012005000013>

GILBERT, M., RASMUSSEN, J. B., & KRAMER, D. L. (2005). Estimating the density and biomass of moray eels (Muraenidae) using a modified visual census method for hole-dwelling reef fauna. *Environmental biology of fishes*, 73, 415-426. <https://doi.org/10.1007/s10641-005-2228-2>

GLADFELTER, W. B. (1979). Twilight migrations and foraging activities of the copper sweeper *Pempheris schomburgki* (Teleostei: Pempheridae). *Marine Biology*, 50, 109-119. <https://doi.org/10.1007/BF00397815>

GRAHAM, N. A., EVANS, R. D., & RUSS, G. R. (2003). The effects of marine reserve protection on the trophic relationships of reef fishes on the Great Barrier Reef. *Environmental Conservation*, 30(2), 200-208. <https://doi.org/10.1017/S0376892903000195>

GUEDES, G. H. S., & ARAÚJO, F. G. (2022). Underwater drones reveal different fish community structures on the steep slopes of a tropical reservoir. *Hydrobiologia*, 849(5), 1301-1312. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04790-9>

- HAGAN, S. M., & ABLE, K. W. (2008). Diel variation in the pelagic fish assemblage in a temperate estuary. *Estuaries and Coasts*, 31, 33-42. <https://doi.org/10.1007/s12237-007-9018-3>
- HAMMERSCHLAG, N., HEITHAUS, M. R., & SERAFY, J. E. (2010). Influence of predation risk and food supply on nocturnal fish foraging distributions along a mangrove–seagrass ecotone. *Marine Ecology Progress Series*, 414, 223-235. <https://doi.org/10.3354/meps08731>
- HARVEY, E. S., DORMAN, S. R., FITZPATRICK, C., NEWMAN, S. J., & MCLEAN, D. L. (2012). Response of diurnal and nocturnal coral reef fish to protection from fishing: an assessment using baited remote underwater video. *Coral Reefs*, 31, 939-950. <https://doi.org/10.1007/s00338-012-0955-3>
- HAWKINS, J. P., ROBERTS, C. M., & CLARK, V. (2000, February). The threatened status of restricted-range coral reef fish species. In *Animal conservation forum* (Vol. 3, No. 1, pp. 81-88). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2000.tb00089.x>
- HEINLEIN, J. M., STIER, A. C., & STEELE, M. A. (2010). Predators reduce abundance and species richness of coral reef fish recruits via non-selective predation. *Coral Reefs*, 29, 527-532. <https://doi.org/10.1007/s00338-010-0592-7>
- HOBSON, E. S. (1973). Diel feeding migrations in tropical reef fishes. *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen*, 24(1), 361-370. <https://doi.org/10.1007/BF01609526>
- HOLBROOK, S. J., SCHMITT, R. J., & STEPHENS JR, J. S. (1997). Changes in an assemblage of temperate reef fishes associated with a climate shift. *Ecological Applications*, 7(4), 1299-1310. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[1299:CIAAOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[1299:CIAAOT]2.0.CO;2)
- HOSTIM-SILVA, M., BERTONCINI, Á. A., MACHADO, L. F., GERHARDINGER, L. C., DAROS, F. A., BARREIROS, J. P., & GODOY, E. (2006). Peixes de Costão Rochoso de Santa Catarina. I. Arvoredo. Peixes de Costão Rochoso de Santa Catarina. I. Arvoredo. <http://hdl.handle.net/10400.3/1630>
- HUBBELL, S.P. (2001). *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*, University Press, Princeton. <https://doi.org/10.1515/9781400837526>
- HURST, T. P., MCKOWN, K. A., & CONOVER, D. O. (2004). Interannual and long-term variation in the nearshore fish community of the mesohaline Hudson River estuary. *Estuaries*, 27, 659-669. <https://doi.org/10.1007/BF02907651>
- ICMBio (2023). Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Diversidade – SALVE. Disponível em: <https://salve.icmbio.gov.br/>. Acesso em: 10 de Jul. de 2023
- IUCN (2023). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 10 de Jul. de 2023
- JANKOWSKI, M. W., GARDINER, N. R., & JONES, G. P. (2015). Depth and reef profile: effects on the distribution and abundance of coral reef fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 98, 1373-1386. <https://doi.org/10.1007/s10641-014-0365-1>

- JONES, G. P. (1991). Postrecruitment processes in the ecology of coral reef fish populations: a multifactorial perspective. In: The ecology of fishes on coral reefs. Peter F. Sale. The Ecology of Fishes on Coral Reefs, 294-328. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-092551-6.50016-7>
- JONES, G. P., & SYMS, C. (1998). Disturbance, habitat structure and the ecology of fishes on coral reefs. *Australian Journal of Ecology*, 23(3), 287-297. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1998.tb00733.x>
- KAUNDA-ARARA, B., & ROSE, G. A. (2004). Long-distance movements of coral reef fishes. *Coral Reefs*, 23, 410-412. <https://doi.org/10.1007/s00338-004-0409-7>
- KEATING, K. A., & QUINN, J. F. (1998). Estimating species richness: the Michaelis-Menten model revisited. *Oikos*, 411-416. <https://doi.org/10.2307/3547060>
- KIESSLING, W., SIMPSON, C., & FOOTE, M. (2010). Reefs as cradles of evolution and sources of biodiversity in the Phanerozoic. *Science*, 327(5962), 196-198. <https://doi.org/10.1126/science.1182241>
- LAWTON, J.H. (1999). Are there general laws in ecology? Introduction and definitions. Source: *Oikos* 84:177–192. <https://doi.org/10.2307/3546712>
- LEIS, J. M., & MCCORMICK, M. I. (2002). The biology, behavior, and ecology of the pelagic, larval stage of coral reef fishes. *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem*, 171-199.
- LEY, J. A., & HALLIDAY, I. A. (2007). Diel variation in mangrove fish abundances and trophic guilds of northeastern Australian estuaries with a proposed trophodynamic model. *Bulletin of Marine Science*, 80(3), 681-720.
- LIPPI, Daniel Lino (2013). Caracterização e variação diurno-noturna da estrutura da comunidade de peixes associados a diferentes microhabitats dos recifes costeiros de Porto de Galinhas, Pernambuco. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Universidade Federal de Pernambuco. Recife, Pernambuco.
- MACARTHUR, R., & LEVINS, R. (1964). Competition, habitat selection, and character displacement in a patchy environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 51(6), 1207-1210. <https://doi.org/10.1073/pnas.51.6.1207>
- MACHADO, A. A., MORAES, F. C. D., AGUIAR, A. A., HOSTIM-SILVA, M., SANTOS, L. N., & BERTONCINI, Á. A. (2022). Rocky reef fish biodiversity and conservation in a Brazilian Hope Spot region. *Neotropical Ichthyology*, 20. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2022-0032>
- MAGEL, J. M., DIMOFF, S. A., & BAUM, J. K. (2020). Direct and indirect effects of climate change-amplified pulse heat stress events on coral reef fish communities. *Ecological Applications*, 30(6), e02124. <https://doi.org/10.1002/eap.2124>

MAGURRAN, A. E. (1986). Predator inspection behaviour in minnow shoals: Differences between populations and individuals. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 19(4), 267–273. <https://doi.org/10.1007/BF00300641>

MAGURRAN, A.E. (2004) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, 256 p.

MAGURRAN, A.E., & MCGILL, B.J. (ED.). 2011. *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press.

MCCULLAGH, P., NELDER, J.A., 1989. *Generalized Linear Models*, 2nd edn. Chapman and Hall, London.

MCCULLOCH, E. C., & SEARLE, S. R. (2001). *Linear and Generalized Linear Mixed Models*. Wiley, New York.

MCGILL, B. J., DORNELAS, M., GOTELLI, N. J., & MAGURRAN, A. E. (2015). Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. *Trends in ecology & evolution*, 30(2), 104–113. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.11.006>

MCGILL, B. J., ENQUIST, B. J., WEIHER, E., & WESTOBY, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology & evolution*, 21(4), 178–185. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.002>

MCGILL, B.J., ETIENNE, R.S., GRAY, J.S., ALONSO, D., ANDERSON, M.J., BENECHA, H.K., DORNELAS, M., ENQUIST, B.J., GREEN, J.L., HE, F., HURLBERT, A.H., MAGURRAN, A.E., MARQUET, P.A., MAURER, B.A., OSTLING, A., SOYKAN, C.U., UGLAND, K.L.I., & WHITE, E.P. (2007). Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology letters*, 10(10), 995–1015. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01094.x>

MENDONÇA-NETO, J. P. D., MONTEIRO-NETO, C., & MORAES, L. E. (2008). Reef fish community structure on three islands of Itaipu, Southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 6, 267–274. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252008000200015>

MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. (1980). *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil: IV. Teleostei (3)*. São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 96p.

MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. (1985). *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil: V. Teleostei (4)*. São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 105p.

MENEZES, N. A., NIRCHIO, M., OLIVEIRA, C. D., & SICCHARAMIREZ, R. (2015). Taxonomic review of the species of *Mugil* (Teleostei: Perciformes: Mugilidae) from the Atlantic South Caribbean and South America, with integration of morphological, cytogenetic and molecular data. *Zootaxa*, 3918(1), 1–38. <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3918.1.1>

MICHAELIS, L., & MENTEN, M. L. (1913). Die kinetik der invertinwirkung. *Biochem. z.*, 49(333–369), 352.

- MICHELI, F., HALPERN, B. S., BOTSFORD, L. W., & WARNER, R. R. (2004). Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecological applications*, 14(6), 1709-1723. <https://doi.org/10.1890/03-5260>
- MITCHESON, Y. S., & LIU, M. (2008). Functional hermaphroditism in teleosts. *Fish and Fisheries*, 9(1), 1-43. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2007.00266.x>
- MORAL, R.A., HINDE, J., DEMÉTRIO, C.G.B. (2017). Half-normal plots and overdispersed models in R: the hnp package. *Journal of Statistical Software*, 81(10). <https://doi.org/10.18637/jss.v081.i10>
- MOSIMANN, J. E. (1962). On the compound multinomial distribution, the multivariate β -distribution, and correlations among proportions. *Biometrika*, 49(1/2), 65-82. <https://doi.org/10.2307/2333468>
- MUNDAY, P. L., JONES, G. P., PRATCHETT, M. S., & WILLIAMS, A. J. (2008). Climate change and the future for coral reef fishes. *Fish and Fisheries*, 9(3), 261-285. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00281.x>
- NAGELKERKEN, I., DORENBOSCH, M., VERBERK, W. C. E. P., DE LA MORINIÈRE, E. C., & VAN DER VELDE, G. (2000). Day-night shifts of fishes between shallow-water biotopes of a Caribbean bay, with emphasis on the nocturnal feeding of Haemulidae and Lutjanidae. *Marine Ecology Progress Series*, 194, 55-64. <https://doi.org/10.3354/meps194055>
- NASH, R. D. M. (1982). The diel behaviour of small demersal fish on soft sediments on the west coast of Scotland using a variety of techniques: with special reference to *Lesueurigobius friesii* (Pisces; Gobiidae). *Marine Ecology*, 3(2), 161-178. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.1982.tb00381.x>
- NELSON, J. S., GRANDE, T. C., & WILSON, M. V. (2016). *Fishes of the World*. John Wiley & Sons.
- NEVES, L. M., TEIXEIRA, T. P., & ARAUJO, F. G. (2011). Structure and dynamics of distinct fish assemblages in three reaches (upper, middle and lower) of an open tropical estuary in Brazil. *Marine Ecology*, 32(1), 115-131. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2010.00407.x>
- O'HARA, C. C., FRAZIER, M., & HALPERN, B. S. (2021). At-risk marine biodiversity faces extensive, expanding, and intensifying human impacts. *Science*, 372(6537), 84-87. <https://doi.org/10.1126/science.abe6731>
- OGDEN, J. C., & QUINN, T. P. (1984). Migration in Coral Reef Fishes: Ecological Significance and Orientation Mechanisms. In: McCleave, J.D., Arnold, G.P., Dodson, J.J., Neill, W.H. (eds) *Mechanisms of Migration in Fishes*. NATO Conference Series, vol 14. Springer, Boston, MA. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-2763-9_18
- PAINE, R. T. (1966). Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist*, 100(910), 65-75. <https://doi.org/10.1086/282400>
- PAIVA, M. I. G., MENDES, L. F., LINS-OLIVEIRA, J. E., ALENCAR, C. E. R. D., & TORQUATO, F. O. (2015). Temporal and spatial patterns on the settlement of reef fish larvae

in a South Atlantic reef, Bahia, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 10(1), 19-28.

PEREIRA, P. H. C., MACEDO, C. H., NUNES, J. D. A. C., MARANGONI, L. F. D. B., & BIANCHINI, A. (2018). Effects of depth on reef fish communities: Insights of a “deep refuge hypothesis” from Southwestern Atlantic reefs. *PLoS One*, 13(9), e0203072. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0203072>

PETRERE JR, M., & BUTTURI-GOMES, D. (2024). Lack of independence: An insidious and subtle pitfall in model fitting. *Fisheries Research*, 270, 106901. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2023.106901>

PINSKY, M. L., WORM, B., FOGARTY, M. J., SARMIENTO, J. L., & LEVIN, S. A. (2013). Marine taxa track local climate velocities. *Science*, 341(6151), 1239-1242. <https://doi.org/10.1126/science.1239352>

PINHEIRO, H.T.; ROCHA, L.A.; MACIEIRA, R.M.; CARVALHO-FILHO, A.; ANDERSON, A.B.; BENDER, M.G.; FLOETER, S.R. (2018). South-western Atlantic reef fishes: Zoogeographical patterns and ecological drivers reveal a secondary biodiversity centre in the Atlantic Ocean. *Diversity and Distributions*, 24(7), 951-965. <https://doi.org/10.1111/ddi.12729>

PITCHER, T. J., & PARRISH J. K. (1993). The functions of shoaling behaviour. In: Pitcher TJ (ed) *The behaviour of teleost fishes*, vol 2. Chapman and Hall, London, pp 363–439.

PORTARIA SUDEPE, 1983. No. N-56, 10 of November 1983. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/1983/p_sudepe_56_1983_areaexclusaoilhaanchieta_sp.pdf. Acesso em: 20 Novembro de 2023.

QUIMBAYO, J. P., SILVA, F. C. D., MENDES, T. C., FERRARI, D. S., DANIELSKI, S. L., BENDER, M. G., PARRAVICINI, V., KULBICKI, M., & FLOETER, S. R. (2021). Life-history traits, geographical range, and conservation aspects of reef fishes from the Atlantic and Eastern Pacific. *Ecology*, 0(0), 2021, e03298 <https://doi.org/10.5281/zenodo.4455016>.

R CORE TEAM (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Acesso em: <https://www.R-project.org/>.

RAAIJMAKERS, J. G. (1987). Statistical analysis of the Michaelis-Menten equation. *Biometrics*, 793-803. <https://doi.org/10.2307/2531533>

REEBS, S. G. (2002). Plasticity of diel and circadian activity rhythms in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 12, 349-371. <https://doi.org/10.1023/A:1025371804611>

REÑONES, O., GRAU, A., MAS, X., RIERA, F., & SABORIDO-REY, F. (2010). Reproductive pattern of an exploited dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe 1834)(Pisces: Serranidae) population in the western Mediterranean. *Scientia Marina*, 74 (3), 523 -537. <http://dx.doi.org/10.3989/scimar.2010.74n3523>

RIEUCAU, G., FERNÖ, A., IOANNOU, C. C., & HANDEGARD, N. O. (2015). Towards of a firmer explanation of large shoal formation, maintenance and collective reactions in marine

fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 25, 21-37. <https://doi.org/10.1007/s11160-014-9367-5>

ROLIM, F. A., LANGLOIS, T., MOTTA, F. D. S., CASTRO, G. M. D., LESTER, E., ABIERI, M. L., GADIG, O. B. F., & MOURA, R. L. D. (2022). Habitat and marine reserve status drive reef fish biomass and functional diversity in the largest south Atlantic coral reef system (Abrolhos, Brazil). *Frontiers in Marine Science*, 9, 701244. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.701244>

ROLIM, F. A., LANGLOIS, T., RODRIGUES, P. F., BOND, T., MOTTA, F. S., NEVES, L. M., & GADIG, O. B. (2019). Network of small no-take marine reserves reveals greater abundance and body size of fisheries target species. *PLoS One*, 14(1), e0204970. <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: Abolis Books, 2017.

ROSA, R. S., & GADIG, O. B. F. (2014). Conhecimento da diversidade dos Chondrichthyes marinhos no Brasil: a contribuição de José Lima de Figueiredo. *Arquivos de Zoologia*, 45, 89-104. <https://doi.org/10.11606/issn.2176-7793.v45iespp89-104>

ROTUNDO, Matheus Marcos. *Aspectos estruturais e funcionais da comunidade de peixes demersais da Baía de Santos-SP.448f. Tese (Doutorado), Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, São Paulo, 2020.*

RUSSELL, B. C., ANDERSON, G. R. V., & TALBOT, F. H. (1977). Seasonality and recruitment of coral reef fishes. *Marine and Freshwater Research*, 28(4), 521-528. <https://doi.org/10.1071/MF9770521>

SCHOENER, T. W. (1974). Resource Partitioning in Ecological Communities: Research on how similar species divide resources helps reveal the natural regulation of species diversity. *Science*, 185(4145), 27-39. [10.1126/science.185.4145.27](https://doi.org/10.1126/science.185.4145.27)

SILVA, D., & CODDINGTON, J. A. (1996). *Spiders of Pakitza (Madre de Dios, Perú): species richness and notes on community structure*. Manu: the biodiversity of Southeastern Peru.

SILVA, F. C., FLOETER, S. R., LINDEGREN, M., & QUIMBAYO, J. P. (2023). Warming-induced changes in reef fish community traits in the Southwestern Atlantic transition zone. *Marine Ecology Progress Series*, 710, 107-123. <https://doi.org/10.3354/meps14288>

SILVA, Fernando Carolina da. *Padrões e processos espaço-temporais da diversidade taxonômica e funcional de peixes recifais em uma zona de transição de temperatura*. 188p. Tese (Doutorado), Universidade Federal de Santa Catarina, 2023.

SIMBERLOFF, D. (2004). *Community Ecology: Is It Time to Move On? (An American Society of Naturalists Presidential Address)*. *The American Naturalist*, 163(6), 787-799. <https://doi.org/10.1086/420777>.

SIQUEIRA, A. C., OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R., COWMAN, P. F., & FLOETER, S. R. (2016). Evolutionary processes underlying latitudinal differences in reef fish biodiversity. *Global Ecology and Biogeography*, 25(12), 1466-1476. <https://doi.org/10.1111/geb.12506>

SMA - Secretaria de Meio Ambiente. Decreto Nº 63.853, de 27 de novembro de 2018. Declara as espécies da fauna silvestre no Estado de São Paulo regionalmente extintas, as ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as com dados insuficientes para avaliação, e dá providências correlatas. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2018/decreto-63853-27.11.2018.html>. Acesso em: 10 de Jul. de 2023

SOUZA, G. R. S. D., GADIG, O. B. F., MOTTA, F. D. S., MOURA, R. L. D., FRANCINI-FILHO, R. B., & GARRONE-NETO, D. (2018). Reef fishes of the Anchieta Island State Park, Southwestern Atlantic, Brazil. *Biota Neotropica*, 18. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2017-0380>

STIER, A. C., GEANGE, S. W., HANSON, K. M., & BOLKER, B. M. (2013). Predator density and timing of arrival affect reef fish community assembly. *Ecology*, 94(5), 1057-1068. <https://doi.org/10.1890/11-1983.1>

STUART-SMITH, R. D., BATES, A. E., LEFCHECK, J. S., DUFFY, J. E., BAKER, S. C., THOMSON, R. J., STUART-SMITH, J.F., HILL, N. A., KININMONTH, S.J., AIROLDI, L., BECERRO, M. A., CAMPBELL, S. J., DAWSON, T. P., NAVARRETE, S.A., SOLER, G.A., STRAIN, E. M. A., WILLIS, T. J., & EDGAR, G. J. (2013). Integrating abundance and functional traits reveals new global hotspots of fish diversity. *Nature*, 501(7468), 539-542. <https://doi.org/10.1038/nature12529>

TEIXEIRA-NEVES, T. P., NEVES, L. M., & ARAÚJO, F. G. (2015). Hierarchizing biological, physical and anthropogenic factors influencing the structure of fish assemblages along tropical rocky shores in Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 98, 1645-1657. <https://doi.org/10.1007/s10641-015-0390-8>

TEIXEIRA, T. P., NEVES, L. M., & ARAÚJO, F. G. (2009). Effects of a nuclear power plant thermal discharge on habitat complexity and fish community structure in Ilha Grande Bay, Brazil. *Marine Environmental Research*, 68(4), 188-195. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2009.06.004>

TITTENSOR, D. P., MORA, C., JETZ, W., LOTZE, H. K., RICARD, D., BERGHE, E. V., & WORM, B. (2010). Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature*, 466(7310), 1098-1101. <https://doi.org/10.1038/nature09329>

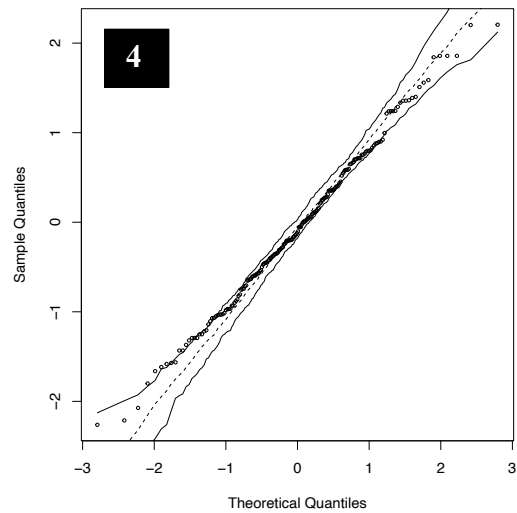
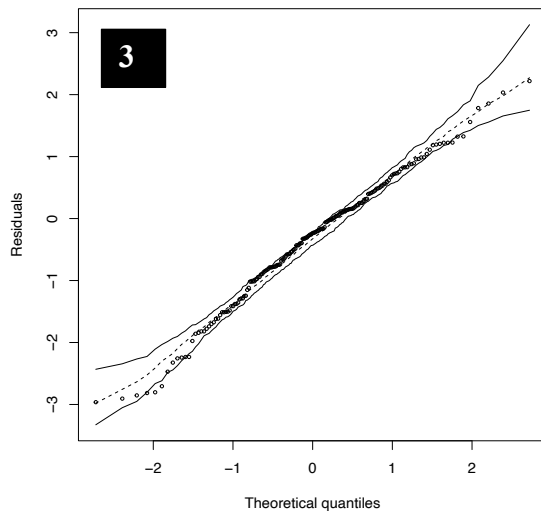
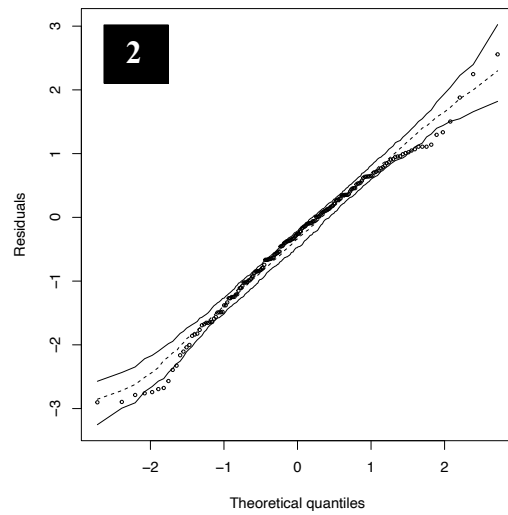
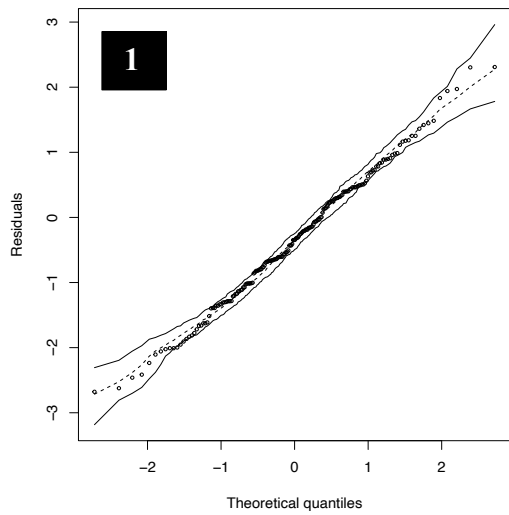
TOTI, D. S., COYLE, F. A., & MILLER, J. A. (2000). A structured inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. *The Journal of Arachnology*, 28(3), 329-345. [https://doi.org/10.1636/0161-8202\(2000\)028\[0329:ASIOAG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1636/0161-8202(2000)028[0329:ASIOAG]2.0.CO;2)

TURNER, H. & FIRTH, D. (2022). Generalized nonlinear models in R: An overview of the `gnm` package. (R package version 1.1-2). Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=gnm>

- UNSWORTH, R. K., DE LEÓN, P. S., GARRARD, S. L., JOMPA, J., SMITH, D. J., & BELL, J. J. (2008). High connectivity of Indo-Pacific seagrass fish assemblages with mangrove and coral reef habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 353, 213-224. <https://doi.org/10.3354/meps07199>
- VAUGHAN, G. O., SHIELS, H. A., & BURT, J. A. (2021). Seasonal variation in reef fish assemblages in the environmentally extreme southern Persian/Arabian Gulf. *Coral Reefs*, 40(2), 405-416. <https://doi.org/10.1007/s00338-021-02058-1>
- VENABLES, W. N. & RIPLEY, B. D. (2002) *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0
- WALTHER, B. A., & MORAND, S. (1998). Comparative performance of species richness estimation methods. *Parasitology*, 116(4), 395-405. <https://doi.org/10.1017/S0031182097002230>
- WATSON, D. L., HARVEY, E. S., KENDRICK, G. A., NARDI, K., & ANDERSON, M. J. (2007). Protection from fishing alters the species composition of fish assemblages in a temperate-tropical transition zone. *Marine Biology*, 152, 1197-1206. <https://doi.org/10.1007/s00227-007-0767-0>
- WICKHAM, H., FRANÇOIS, R., HENRY, L., MÜLLER, K., & VAUGHAN, D. (2023). *_dplyr: A Grammar of Data Manipulation_*. R package version 1.1.2. Disponible <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>.
- WOLTER, C., & FREYHOF, J. (2004). Diel distribution patterns of fishes in a temperate large lowland river. *Journal of Fish Biology*, 64(3), 632-642. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2004.00327.x>
- YEE, T.W. (2015). *Vector generalized linear and additive models: with an implementation in R* (Vol. 10, pp. 978-1). New York: springer.
- ZUUR, A. F., IENO, E. N., & ELPHICK, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in ecology and evolution*, 1(1), 3-14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>

APÊNDICE A

Gráficos quantil-quantil com envelopes simulados das análises de resíduos do 1: Modelo Linear Generalizado (GLM) para abundância numérica de espécies, 2: Modelo Linear Generalizado (GLM) para espécies formadoras de cardume, 3: Modelo Linear Generalizado (GLM) para as espécies não formadoras de cardume e 4: Modelo não-linear da família exponencial (MNLFE) para a riqueza.



CAPÍTULO 3: DIVERSIDADE MORFOADAPTATIVA E A OCUPAÇÃO DA ICTIOFAUNA EM DIFERENTES MICROHABITATS DO RECIFE ROCHOSO

RESUMO

Habitats fisicamente e biologicamente complexos geram heterogeneidade microambiental e irregularidade de recursos, proporcionando condições ideais para a divisão e especialização de nichos, o que, por sua vez, pode facilitar o aumento do número de espécies capazes de coexistir de forma estável e consequentemente a diversidade funcional. Os atributos ecomorfológicos são frequentemente empregados para avaliar a diversidade funcional dos peixes. Estudos nessa área partem do pressuposto de que a variação morfológica leva a diferenças funcionais e de desempenho que resultam em diferenças na partição do uso de recursos. A caracterização de comunidades biológicas por meio de atributos funcionais busca uma compressão mais aprofundada dos mecanismos ecológicos subjacentes aos padrões de comunidade, uma vez que as medidas são baseadas na relação dos organismos com o ambiente. Neste sentido, objetivamos explorar as diferenças na composição da comunidade de peixes associados aos microhabitats recifais e investigar se há relação entre a diversidade morfoadaptativa e a ocupação nos diferentes microhabitats do recife rochoso. O presente estudo foi realizado em duas ilhas costeiras em AMPs no sudeste do Brasil através de imagens geradas por um ROV, durante o ciclo sazonal de 2022 e amostragens durante o dia e a noite. Para compreender a ocupação das espécies nos diferentes microhabitats do recife rochoso, anotamos o local específico de ocorrência de cada indivíduo detectado pelo ROV. Os diferentes tipos de microhabitat foram definidos com base na fisiografia, como o tipo de substrato e a posição do peixe na coluna d'água. Com base na lista de peixes ósseos detectada pelo ROV nas áreas de estudo, foram anotados em laboratório 23 medidas morfométricas em 74 espécies presentes em coleção científica, visto que o ROV não tem capacidade de tomar medidas morfométricas de cada indivíduo detectado. Testamos 50 atributos ecomorfológicos baseados no uso do habitat, na capacidade natatória e na seleção de presas. Desses, nove foram selecionados para responder se a diversidade morfoadaptativa explica a ocupação das espécies nos diferentes microhabitats. Sete microhabitats foram determinados ao longo das ilhas, sendo quatro associados à algum tipo substrato (ZBA - zona sobre bancos de algas, ZI - zona de interface, ZRR - zona recifal rochosa e ZS - zona de sedimento) e três associados a coluna água desses substratos (CDZI - coluna d'água sobre a zona de interface, e CDZS - coluna d'água sobre a zona de sedimento). Espécies generalistas como *H. aurolineatum* e *H. atlanticus* foram abundantes em todos os microhabitats, enquanto outras, como *E. marginatus* e *C. glaucofraenum*, demonstraram preferência por microhabitats específicos, indicando características de especialistas. A similaridade na composição e abundância de espécies entre os microhabitats, sugere a existência de características ecológicas compartilhadas. A diversidade de microhabitats é apontada como contribuinte para a diversidade funcional das comunidades de peixes nos recifes. A diversidade morfoadaptativa explica aproximadamente $\cong 35\%$ da variação na abundância das espécies nos microhabitats. Índices como a compressão lateral do corpo, área das nadadeiras caudal e peitoral e posicionamento da boca foram estatisticamente significativos associados à variação na composição das espécies. Essas características morfológicas estão conformadas com a adaptação das espécies aos diferentes microhabitats. Os resultados ressaltam a importância da diversidade de habitats na geração de adaptações morfológicas e funcionais distintas nos peixes recifais. Além disso, indicam que os recifes rochosos permitem a diversificação ecomorfológica, influenciando a dinâmica e a composição das comunidades de peixes.

Palavras-chave: Zona recifal rochosa. Coluna d'água sobre a zona recifal rochosa. Atributos ecomorfológicos. Índices como a compressão lateral do corpo. Área da nadadeira caudal. Área da nadadeira peitoral. Posicionamento da boca.

ABSTRACT

Physically and biologically complex habitats generate microenvironmental heterogeneity and resource irregularity, providing ideal conditions for niche partitioning and specialization, which in turn can facilitate an increase in the number of species capable of coexisting stably and consequently in functional diversity. Ecomorphological attributes are often used to assess the functional diversity of fish. Studies in this area assume that morphological variation leads to functional and performance differences that result in differences in resource use partitioning. Characterizing biological communities through functional attributes aims to gain a deeper understanding of the ecological mechanisms underlying community patterns, as the measurements are based on the relationship of organisms with the environment. In this sense, we aim to explore differences in the composition of fish communities associated with reef microhabitats and investigate whether there is a relationship between morphoadaptative diversity and occupation in different microhabitats of the rocky reef. The present study was conducted on two coastal islands in MPAs in southeastern Brazil through images generated by an ROV, during the seasonal cycle of 2022 and samples taken during the day and night. To understand the occupation of species in different rocky reef microhabitats, we noted the specific location of occurrence of each individual detected by the ROV. The different types of microhabitat were defined based on physiography, such as substrate type and the position of the fish in the water column. Based on the list of bony fish detected by the ROV in the study areas, 23 morphometric measures were noted in the laboratory for 74 species present in a scientific collection, as the ROV cannot take morphometric measurements of each detected individual. We tested 50 ecomorphological attributes based on habitat use, swimming ability, and prey selection. Of these, nine were selected to answer whether morphoadaptative diversity explains the occupation of species in different microhabitats. Seven microhabitats were determined along the islands, four associated with some type of substrate (ZBA - zone over algal banks, ZI - interface zone, ZRR - rocky reef zone, and ZS - sediment zone) and three associated with the water column of these substrates (CDZI - water column over the interface zone, and CDZS - water column over the sediment zone). Generalist species such as *H. aurolineatum* and *H. atlanticus* were abundant in all microhabitats, while others, such as *E. marginatus* and *C. glaucofraenum*, showed a preference for specific microhabitats, indicating specialist characteristics. The similarity in species composition and abundance among microhabitats suggests the existence of shared ecological characteristics. The diversity of microhabitats is pointed out as contributing to the functional diversity of fish communities on reefs. Morphoadaptative diversity explains approximately $\cong 35\%$ of the variation in species abundance in microhabitats. Indices such as lateral body compression, caudal and pectoral fin area, and mouth positioning were statistically significantly associated with variation in species composition. These morphological characteristics are aligned with the adaptation of species to different microhabitats. The results highlight the importance of habitat diversity in generating distinct morphological and functional adaptations in reef fish. Furthermore, they indicate that rocky reefs allow ecomorphological diversification, influencing the dynamics and composition of fish communities.

Keywords: Rocky reef zone. Water column above the rocky reef zone. Ecomorphological attributes. Body lateral compression index. Caudal fin area. Pectoral fin area. Mouth positioning.

INTRODUÇÃO

A relação entre a complexidade do habitat e a diversidade de espécies é amplamente reconhecida; à medida que a complexidade do habitat aumenta, observa-se um aumento na quantidade de indivíduos e no número de espécies que habitam determinado área (MACARTHUR & MACARTHUR, 1961; ROSENZWEIG, 1995; LUCKHURST & LUCKHURST, 1978; DARLING *et al.*, 2017). Essa relação pode ser análoga à relação espécie/área, que é muitas vezes descrita pela função potência $S = a.A^z$ (CONNOR & McCOY, 1979). Habitats fisicamente e biologicamente complexos geram heterogeneidade microambiental e irregularidade de recursos, proporcionando condições ideais para a divisão e especialização de nichos, o que, por sua vez, pode aumentar o número de espécies capazes de coexistir de forma estável (MACARTHUR & LEVINS, 1964; SCHOENER, 1974).

No ecossistema marinho, os recifes de coral, recifes rochosos e florestas de algas são os ecossistemas estruturalmente complexos e com alta produtividade primária e secundária (FRASER & CURRIE, 1996; STENECK *et al.*, 2002; MONISMITH, 2006). Ambientes de substrato são topograficamente mais complexos (GRATWICKE & SPEIGHT, 2005) e são frequentemente dominados por produtores primários (corais e macroalgas) que proporcionam complexidade estrutural adicional. A complexidade do substrato está positivamente associada à biomassa de peixes nos leitos de algas marinhas no Canadá (TREBILCO *et al.*, 2015), bem como à abundância, diversidade e estrutura trófica de peixes nos recifes de coral em Seychelles, Maldivas, Chagos e Austrália (DARLING *et al.*, 2017), também deve ser mencionado a comparativamente alta abundância, riqueza e diversidade trófica nos recifes rochosos no Brasil (CARMINATTO *et al.*, 2020).

Os recifes de coral são os ecossistemas marinhos de águas rasas mais biologicamente diversos na Biosfera (ROBERTS *et al.*, 2002) e abrigam a maior riqueza de espécies de peixes (HARMELIN-VIVIEN, 2002). Os recifes rochosos também são biologicamente diversos, sustentando uma ampla variedade de espécies de animais e algas (LEVINTON, 1995). Nesses ambientes, é possível encontrar microhabitats formados por rochas e fendas de diversos tamanhos e formatos, além de diferentes tipos de fundos, como cascalho e areia. A complexidade física dos recifes cria uma variedade de condições ambientais, fornecendo recursos alimentares, locais de refúgio e áreas de reprodução essenciais para muitas espécies de peixes (HOSTIM-SILVA *et al.*, 2006; DAROS *et al.*, 2018). Essa diversidade de ambientes

está relacionada com adaptações morfológicas e funcionais distintas observadas nos peixes, onde cada uma dessas características evoluiu seletivamente para se adequar aos nichos específicos disponíveis nesse ecossistema complexo (FLOETER *et al.*, 2018). Price *et al.* (2023) descrevem que os habitats de recife promovem a evolução da diversidade morfológica em peixes hemulídeos, com taxas mais rápidas de evolução morfológica observadas em espécies que vivem em recifes em comparação com espécies não recifais.

Porém, ainda há lacunas no conhecimento de como isso ocorre. A maioria dos avanços na compreensão da evolução de características funcionais e dos processos e interações que determinam a composição de espécies em uma comunidade e como essas espécies se organizam no espaço e no tempo provém de estudos realizados em comunidades terrestres, especialmente em comunidades de plantas (WEBB, 2000, 2002; REICH *et al.*, 2003; ACKERLY, 2009). No ambiente marinho, apenas alguns estudos examinaram a evolução de características funcionais ao longo do tempo (VERMEIJ, 1977; JABLONSKI & SEPKOSKI, 1996), principalmente para comunidades que habitam recifes de corais (WOOD, 1999; GOATLEY *et al.*, 2010; BELLWOOD *et al.*, 2016; FLOETER *et al.*, 2018; MIHALITSIS & BELLWOOD, 2019) e poucos em recifes rochosos (DUBUC *et al.*, 2023; SILVA *et al.*, 2023b).

Os atributos ecomorfológicos são frequentemente empregados para avaliar a diversidade funcional ou morfoadaptativa de peixes (LEITÃO *et al.*, 2017; TERESA *et al.*, 2015; TOUSSAINT *et al.*, 2016). Estudos nessa área partem do pressuposto de que a variação morfológica leva a diferenças funcionais e de desempenho que resultam em diferenças de uso de recursos (MOTTA *et al.*, 1995). A caracterização de comunidades biológicas por meio de atributos funcionais busca uma compressão mais aprofundada dos mecanismos ecológicos subjacentes aos padrões de comunidade, uma vez que as medidas são baseadas na relação dos organismos com o ambiente (VILLÉGER *et al.*, 2017). Portanto, os atributos funcionais devem prever como os organismos alteram seu ambiente (atributos de efeito) ou respondem a ele (atributos de resposta). Esses atributos podem formar um espaço funcional multidimensional que se correlaciona com o espaço de nicho n-dimensional de Hutchinson (BLONDER, 2018). Identificar os principais eixos de variação neste espaço é essencial para decifrar os mecanismos ecológicos e evolutivos relacionados à persistência das espécies (SOARES *et al.*, 2023).

Os atributos funcionais na ecologia animal estão comumente associados a cinco dimensões essenciais de nicho, que englobam estratégias ecológicas relacionadas à sobrevivência das espécies: estratégia alimentar, uso do habitat, história de vida, defesa e tipo metabólico (WINEMILLER *et al.*, 2015). Especificamente para peixes, os atributos ecomorfológicos têm sido amplamente empregados como indicadores representativos das

estratégias alimentares e uso do habitat. Por exemplo, Fulton *et al.* (2005) detectaram uma correlação entre o posicionamento mediano da nadadeira peitoral em peixes de recifes de coral e seu padrão de natação. Posteriormente, essa correlação foi estabelecida de forma causal por meio de experimentos de desempenho, e então sugeriram que essas espécies têm a capacidade de acessar ambientes com hidrodinamismo específico, como os encontrados em recifes planos. Desde então, constatou-se que esta adaptação não só é observável em escala global (FULTON *et al.*, 2017), mas também tem impacto nas interações alimentares e dinâmicas tróficas nos ecossistemas de recifes de coral (BELLWOOD *et al.*, 2018).

Os atributos ecomorfológicos estão ligados a estratégias ecológicas e são ferramentas importantes para entender a relação das espécies com o ambiente (SANTOS *et al.*, 2019; CÔTE *et al.*, 2022). E a abordagem morfofuncional permite compreender a relação entre a diversidade e funções ecossistêmicas, oferecendo informações complementares à riqueza e diversidade taxonômica (CADOTTE *et al.*, 2011; LAURETO *et al.*, 2015). Sendo assim, pretende-se responder numa escala local como ocorre a ocupação da ictiofauna nos diferentes microhabitats do recife rochoso através dos atributos ecomorfológicos ligados ao uso do habitat (por exemplo, a forma do corpo associada ao posicionamento vertical na coluna d'água), aos hábitos alimentares (por exemplo, largura e altura da boca, relacionada ao tamanho da presa) e ao tipo de natação (por exemplo, área relativa da nadadeira caudal relacionada a eficiência de propulsão).

OBJETIVOS

Este capítulo tem por objetivo explorar diferenças na composição da comunidade de peixes associados aos microhabitats recifais e investigar se há relação entre a diversidade morfoadaptativa e a ocupação nos diferentes microhabitats do recife rochoso. Sendo assim, buscamos responder as seguintes perguntas:

- (1) Quais são os microhabitats identificados nas áreas de estudo?
- (2) Quais espécies caracterizam os diferentes microhabitats?
- (3) A diversidade morfoadaptativa explica a ocupação das espécies nos diferentes microhabitats? Quais atributos explicam a ocupação?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho de campo foi realizado nos costões rochosos de duas ilhas costeiras na região de Ubatuba, litoral norte de São Paulo, Brasil, o Parque Estadual Ilha da Anchieta (PEIA) (23°27'33.04"S 45°02'45.04"O) e a Ilha do Mar Virado (IMV) (23°33'58.98"S 45°09'25.62"O) (Figura 58).

O Parque Estadual da Ilha Anchieta é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral criada pelo Governo do Estado em 1977 cobrindo a parte terrestre da ilha (DECRETO Nº 9.629, 1977). Em 1983, a Superintendência de Desenvolvimento da Pesca estabeleceu em torno do PEIA um polígono de interdição de pesca com 1.713 hectares (PORTARIA SUDEPE Nº 56, 1983). A área total da Ilha Anchieta é de 8,26 km² situada a 540 m do continente.

Por outro lado, a Ilha do Mar Virado é uma área permitida para a pesca e faz parte da Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte de São Paulo estabelecida em 2008 (DECRETO Nº 53.525, 2008). A área total da é de 1,19 km² distando 2.000 m do continente. A pesca ao seu redor emprega o anzol, a caça submarina, o palangre, a armadilhas fixas e a rede de emalhar. Não é permitida a pesca industrial que utiliza arrasto de parelha e embarcações de deriva acima de 20 toneladas bruta (GT) ou de arrasto até 10 toneladas bruta (GT) (DECRETO Nº 53.525, 2008).

Em cada ilha, foram selecionados quatro pontos de amostragem com base nas condições climáticas. Esses pontos foram escolhidos em áreas mais abrigadas, permitindo que o barco chegasse sem dificuldades, mesmo em condições de ventos fortes e mar agitado (Figura 58).

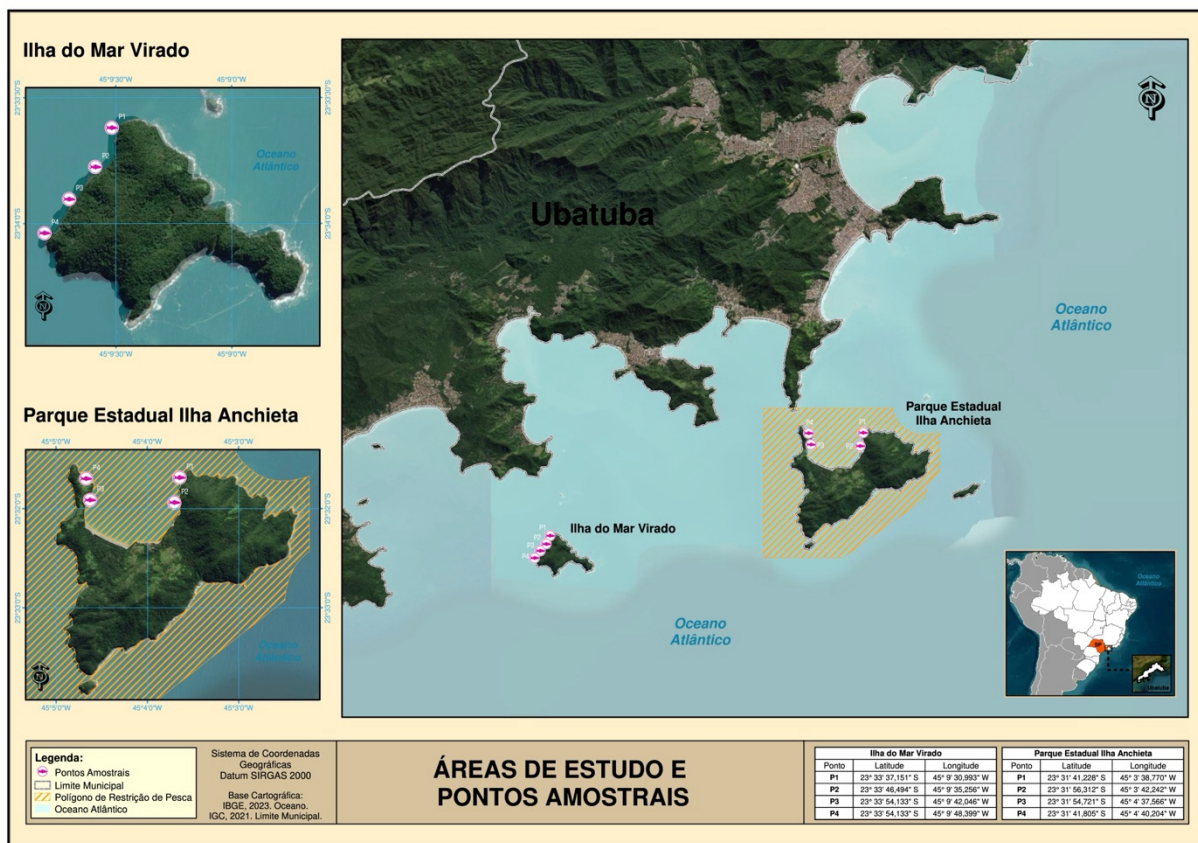


Figura 58. Áreas de estudo localizadas em Ubatuba, litoral norte de São Paulo - Brasil: ilha do Mar Virado e ilha Anchieta. Os pontos em rosa denotam os locais amostrados em cada ilha.
Fonte: autor.

Censo visual e delineamento amostral

O registro da ictiofauna foi realizado através de censo visual utilizando um ROV (*Remotely Operated Vehicle*), também conhecido como drone subaquático, do modelo M2 da fabricante chinesa CHASING. O ROV possui dimensões de 38 cm de comprimento, 26,7 cm de largura e 16,5 cm de altura, peso de 4,5 kg e capacidade de carga de até 800 g. Inclui sensores de bússola, temperatura, profundidade, câmera de alta resolução e iluminação frontal de LED com dois conjuntos de 2000 lúmens cada de cor branca, cuja intensidade é controlável. É equipado com oito propulsores que lhe permite navegar numa velocidade máxima de três nós (equivalente a 5,6 km/h) e capacidade operacional de 100 metros de profundidade (Figura 59).



Figura 59. ROV (*Remotely Operated Vehicle*) utilizado no censo visual da ictiofauna. **Fonte:** autor.

A operação foi realizada a partir de um barco com dois operadores treinados, um responsável pela pilotagem do ROV e a outro para controlar o cabo. Em cada ponto, os transectos se iniciaram a uma distância de 30 metros da encosta, percorrendo um total de 50 metros em ziguezagues paralelos em direção as ilhas ao longo da coluna d'água e por tempo padronizado de 15 minutos (Figura 60), em profundidades variando entre dois e sete metros.

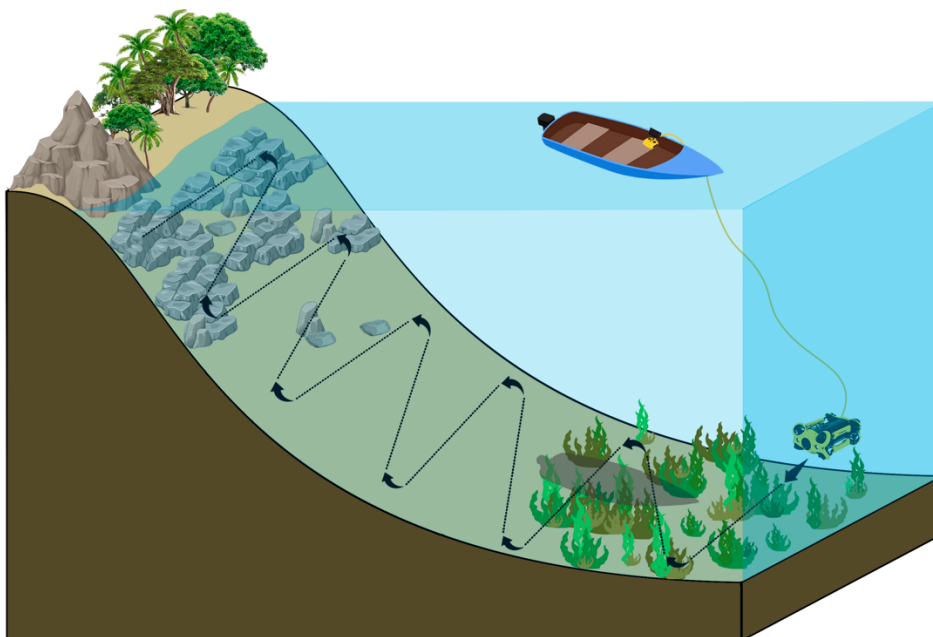


Figura 60. Modelo esquemático da operacionalização com o ROV. **Fonte:** autor.

As coletas de campo ocorreram durante o ciclo climático de 2022, considerando três campanhas em cada estação, uma por mês (**verão**: janeiro a março; **outono**: abril a junho; **inverno**: julho a setembro e **primavera**: outubro a dezembro). Em cada campanha e em cada ilha foram amostrados quatro pontos no período diurno e repetidos no período noturno. No total os pontos foram amostrados 192 vezes [48 por estação climática (4 níveis), 96 por ilhas (2 níveis), 96 por período diuturno (2 níveis) e 48 por ponto (4 níveis) e 2.880 minutos de filmagem (Figura 61).

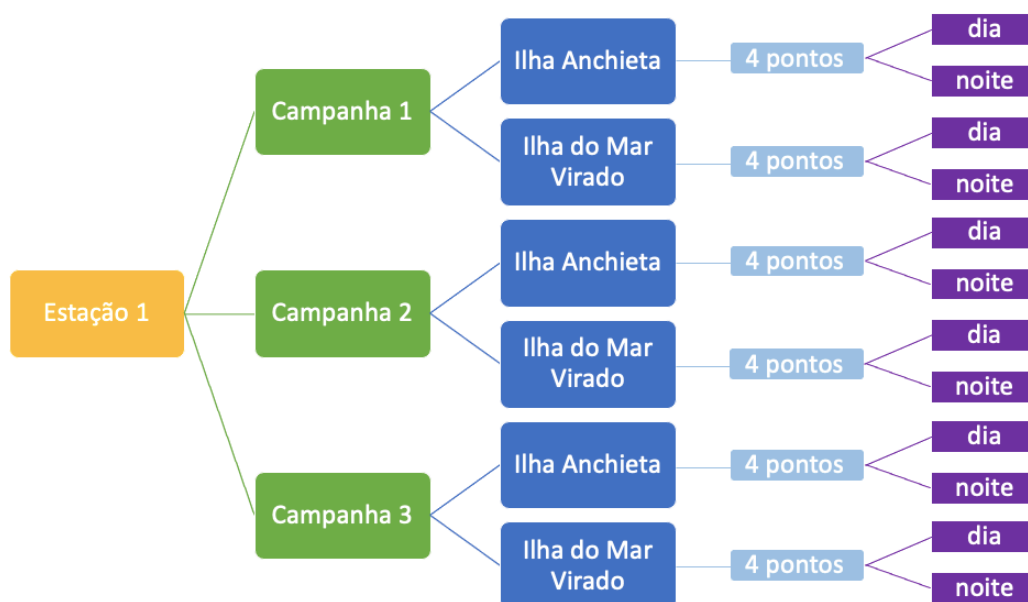


Figura 61. Delineamento amostral do estudo em campo. **Fonte:** autor.

Análise dos vídeos: assembleia de peixes

Os vídeos gravados em cartão de memória foram editados através do programa iMovie® (Apple Inc.) para melhorar a qualidade e auxiliar na posterior identificação visual dos peixes em laboratório. Durante a visualização das imagens para contagem dos peixes ficamos atentos ao risco de contar mais de uma vez o mesmo indivíduo. A superestimação na contagem das espécies é comum quando os pesquisadores utilizam técnicas de censo visual. Esse problema pode ter sido minimizado pela decisão de um único espectador assistir a todos os vídeos (CARMINATTO *et al.*, 2020) e a adoção do MaxN, que é o número máximo de indivíduos de cada espécie observada em um único frame na gravação. MaxN fornece o número mínimo de indivíduos conhecidos em um registro, garantindo que os indivíduos não sejam contados mais de uma vez (CAPPO *et al.*, 2003).

As espécies foram identificadas seguindo a bibliografia da área: Figueiredo & Menezes (1978, 1980, 2000), Menezes & Figueiredo (1980, 1985), Carvalho-Filho (1999), Menezes *et al.* (2015), Rolim *et al.* (2017), Carvalho-Filho *et al.* (2022), Araujo *et al.* (2023) e conferidas pelo taxonomista, Prof. Dr. Matheus Marcos Rotundo (curador do AZUSC - Acervo Zoológico da Universidade Santa Cecília). A sistemática e a nomenclatura adotadas foram, respectivamente, Nelson *et al.* (2016) e Fricke *et al.* (2023).

Microhabitats

Para compreender a ocupação das espécies nos diferentes microhabitats do recife rochoso, anotamos o local específico de ocorrência de cada indivíduo detectado pelo ROV. Os diferentes tipos de microhabitat foram definidos com base na fisiografia, como o tipo de substrato e a posição do peixe na coluna d'água (Tabela 23; Figura 62).

Tabela 23. Identificação e descrição dos microhabitats do recife rochoso.

Quantidade	Microhabitats	Sigla	Descrição
1	Zona recifal rochosa	ZRR	peixes que vivem associados ao fundo rochoso
2	Coluna d'água sobre a zona recifal rochosa	CDZRR	peixes que vivem na coluna d'água sob o fundo rochoso
3	Zona de interface	ZI	peixes que vivem na interface rocha sedimento
4	Coluna d'água sobre a zona de interface	CDZI	peixes que vivem na coluna d'água sob a interface rocha sedimento
5	Zona de sedimento	ZS	peixes que vivem associados ao fundo arenoso
6	Coluna d'água sobre a zona de sedimento	CDZS	peixes que vivem na coluna d'água sob o fundo arenoso
7	Zona sobre bancos de algas	ZBA	peixes que vivem associados a algas

Fonte: autor.

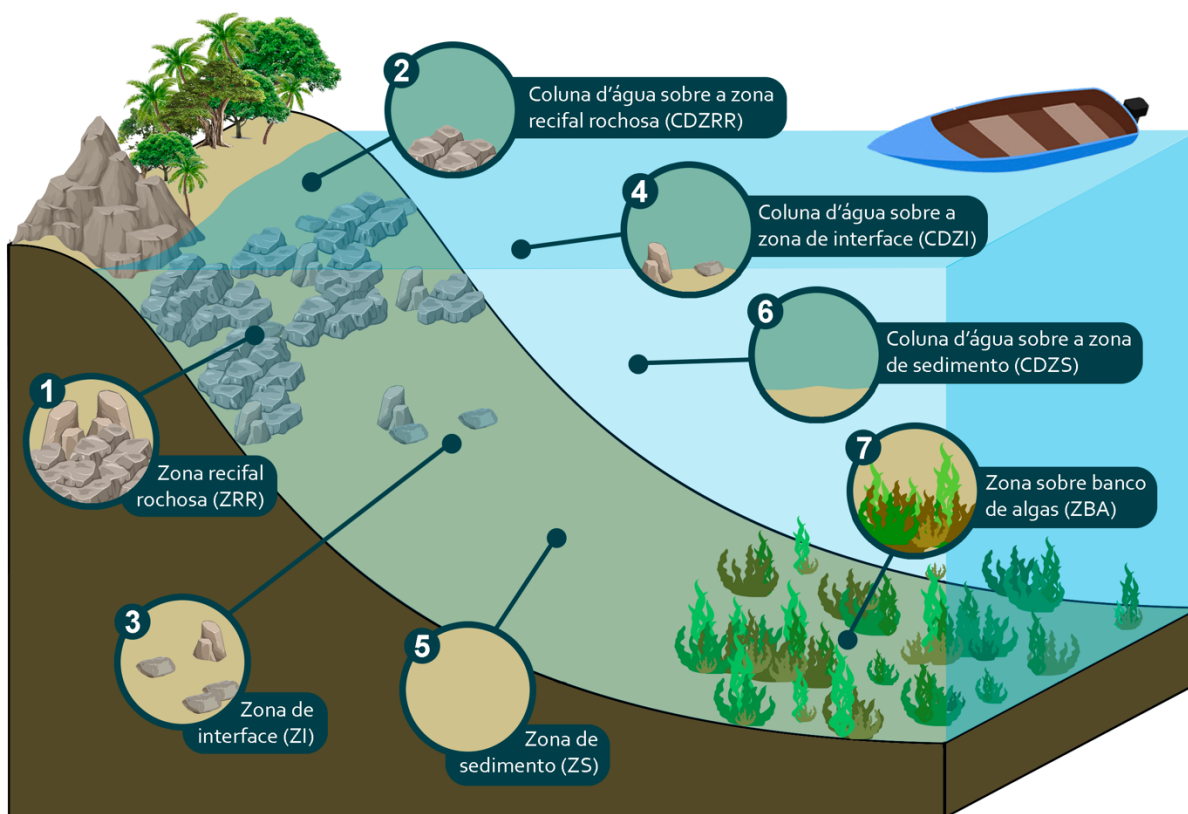


Figura 62. Identificação dos sete microhabitats baseados na fisiografia do ambiente recifal e na posição do peixe na coluna d'água. **Fonte:** autor.

Medidas morfométricas

Com base na lista de peixes ósseos detectado através do ROV nas áreas de estudo, foram anotados em laboratório 23 medidas morfométricas em 74 espécies presentes na coleção científica do Acervo Zoológico da Universidade Santa Cecília (AZUSC) (Figura 63).

As medidas foram tomadas utilizando paquímetro digital (0,1mm). Considerando a variação morfológica intraespecífica (MATTSON *et al.*, 2013; SHUAI *et al.*, 2018; CAIGER *et al.*, 2021) anotamos as medidas em três indivíduos adultos por espécie, onde o comprimento de cada espécime foi categorizado como pequeno, médio e grande e os indivíduos não foram sorteados.

Para as espécies que não possuem alguma das estruturas medidas, adotamos o valor 0 (zero) para indicar sua ausência, como por exemplo: *Trichiurus lepturus* que não possui pedúnculo caudal, nadadeira caudal e nadadeiras anais e pélvicas e *Sphoeroides camila* e *Stephanolepis hispida* não possuem nadadeiras pélvicas.

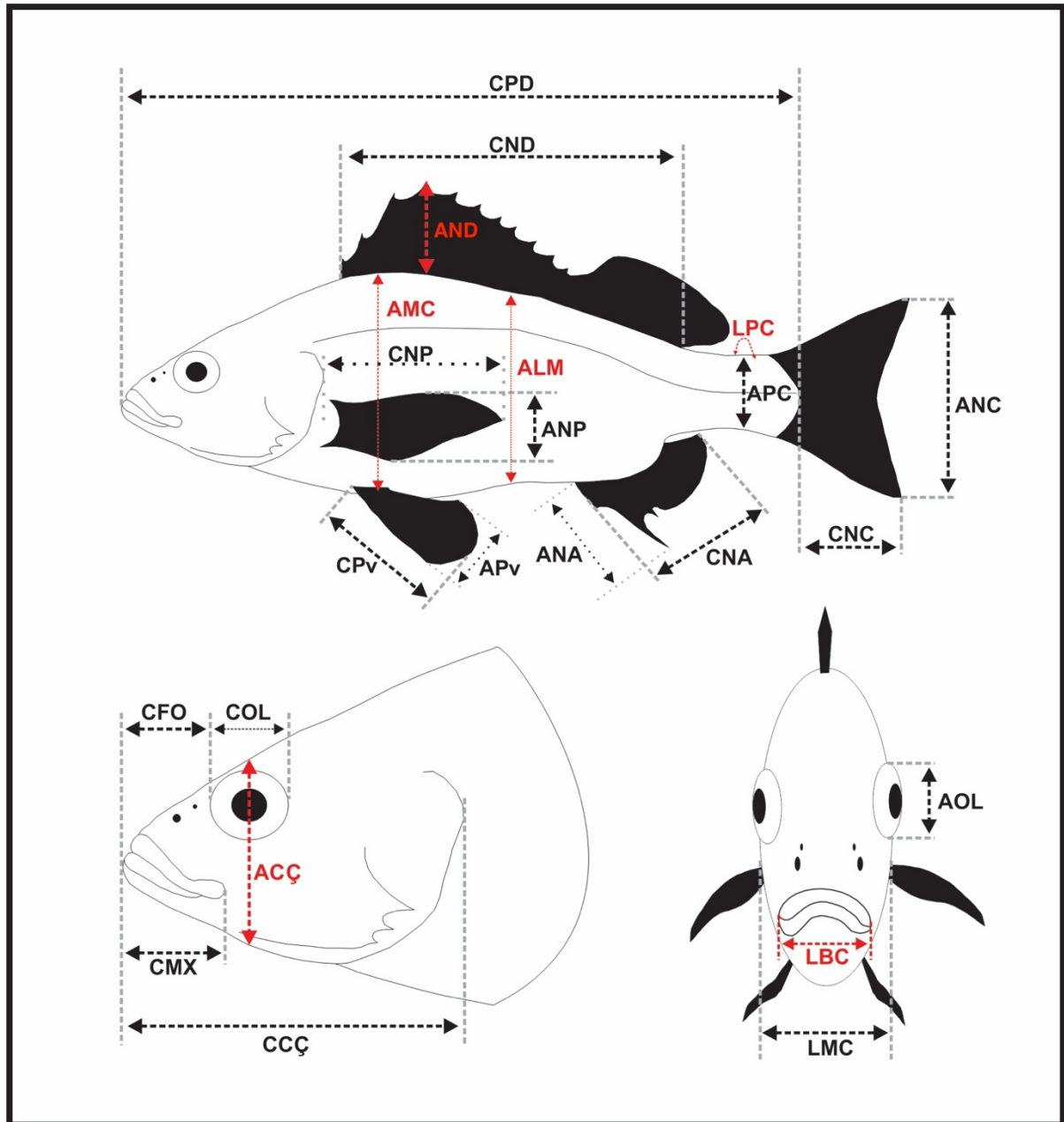


Figura 63. Medidas morfométricas. AMC = Altura máxima do corpo, LMC = Largura máxima do corpo, ALM = Altura da linha média, CPD = Comprimento padrão, CCCÇ = Comprimento da cabeça, ACCÇ = Altura da cabeça, CMX = Comprimento da maxila, LBC = Largura da boca, CFO = Comprimento do focinho, APC = Altura do pedúnculo caudal, LPC = Largura do pedúnculo caudal, ANC = Altura nadadeira caudal, CNC = Comprimento nadadeira caudal, CNP = Comprimento da nadadeira peitoral, ANP = Altura da nadadeira peitoral, CNA = Comprimento da nadadeira anal, ANA = Altura da nadadeira anal, APv = Altura da nadadeira pélvica, CPv = Comprimento da nadadeira pélvica, AND = Altura da nadadeira dorsal, CND = Comprimento da nadadeira dorsal, AOL = Altura do olho, COL = Comprimento do olho.
Fonte: autor.

Avaliação dos atributos ecomorfológicos para a diversidade morfoadatativa

A partir das médias das medidas morfométricas foram avaliados 50 atributos ecomorfológicos cuja seleção foi baseada numa busca bibliográfica que resultou em 40 e além deles, propormos mais 10. As características selecionadas resumem diferentes atributos morfofuncionais dos peixes, incluindo: (i) atributos de olhos, boca e cabeça relacionados à aquisição e manipulação de alimentos; (ii) atributos do corpo e nadadeiras relacionados à capacidade de natação e ao uso do habitat. As características de aquisição e manipulação de alimentos determinam como os peixes utilizam os recursos alimentares, favorecendo diferentes estratégias na localização de presas, microhabitats de forrageamento e manipulação. As características de capacidade de natação e uso do habitat determinam como os peixes utilizam o espaço, favorecendo diferentes estratégias locomotoras e escolha de microhabitats (GATZ, 1979; WATSON & BALON, 1984; WINEMILLER, 1991; VILLÉGER *et al.*, 2017; SOARES *et al.*, 2023).

Todos os atributos foram conferidos e testados, porém, apenas nove foram utilizados para correlacionar com a ocupação das espécies nos diferentes microhabitats (QUADRO 1). Os atributos testados podem ser vistos no Apêndice A. Os critérios de seleção passaram primeiramente por uma filtragem em relação a redundância da explicação dos atributos que objetivou remover qualquer informação repetitiva ou duplicada. Na sequência, realizamos uma análise de correlação de Pearson para verificar a associação entre os atributos e correlações “altas” ($r > 0,7$) foram reavaliadas e retiradas. A seguir, verificamos os 10 valores mais altos e mais baixos das espécies dentro de cada atributo afim de verificar se a explicação ecológica condizia com as nossas espécies, uma vez que a maioria dos atributos ecomorfológicos foram desenvolvidos para peixes de água doce (HORA, 1922; LINDSEY, 1978; GATZ, 1979; WATSON & BALON, 1984; BALON *et al.*, 1986; WINEMILLER, 1991; BARRELLA *et al.*, 1994; BEAUMORD & PETRERE-JR, 1994). Preteritamente realizamos uma Análise de Componente Principais (PCA) para interpretar “relações” entre as variáveis preditoras (atributos ecomorfológicos) e as variáveis dependentes (espécies), e utilizando pacote “FactoMineR” e a função “dimdesc” na plataforma R, destacamos os atributos ecomorfológicos mais explicativos para os dois primeiros eixos através de uma análise fatorial considerando o critério de Kaiser-Meyer-Olkin com significância de $p < 0,05$. E finalmente, antes de realizar a Análise de Redundância (RDA) (descrita na sessão análise de dados), utilizamos a função “vif.cca” no R para calcular os Fatores de Inflação da Variância, que mede a proporção em que a variância de um coeficiente de regressão é inflacionado pela presença de outra variável

explicativa, ou seja, a análise avalia o quanto as variáveis explicativas (atributos ecomorfológicos) têm alta correlação duas a duas (BORCARD *et al.*, 2011).

Quadro 1. Atributos ecomorfológicas utilizadas para descrever a diversidade morfoadatativa considerando o uso do habitat, a capacidade natatória e a seleção de presas, com suas respectivas fórmulas e interpretações ecológicas.

Atributos ecomorfológicos	Fórmulas	Relação ecológica
Posicionamentos da boca (PBo)	1 - superior; 2 - terminal; 3 - subterminal; 4 - inferior; e 5 - protátil inferior	A posição da abertura da boca está relacionada ao método e a localização no habitat para a captura de alimentos. Boca superior está presente em espécies pelágicas de superfície que capturam suas presas próximo a linha d'água ou espécies bentônicas que capturam suas presas quando estas passam sobre sua posição. Boca terminal está geralmente associada a espécies pelágicas que perseguem suas presas ou a espécies que possuem elevado direcionamento de captura. Boca subterminal está associada a espécies demersais que capturam suas presas sobre o substrato. Boca inferior está relacionada a espécies bentônicas que capturam suas presas no substrato ou a espécies pelágicas filtradoras. Boca protátil inferior está presente em espécies demersais que capturam suas presas no substrato por sucção (detritívoros/ iliófagos) (GATZ, 1979; IBAÑEZ <i>et al.</i> , 2007; CARLSON & WAINWRIGHT, 2010; LÓPEZ-FERNÁNDEZ <i>et al.</i> , 2012).
Formato de corpo sagital (FCS)	1 - torpediniforme; 2 - alongado; 3 - esférico; 4 - deprimido; 5 - trapezoidal	1 - Elevado hidrodinamismo e boa velocidade; 2 - hidrodinamismo e velocidade (arranques) intermediário; 3 - hidrodinamismo e velocidade baixo; 4 - intermediário hidrodinamismo e (geralmente) baixa velocidade; 5 - hidrodinamismo e velocidade intermediária.
Propulsão (PRO)	1- caudal; 2- peitoral; 3- dorsal/anal; 4 - dorsal	1- caudal; 2- peitoral; 3- dorsal/anal; 4 - dorsal
Índice de compressão lateral (ICL)	<p style="text-align: center;">AMC / LMC</p> <p>AMC = Altura máxima do corpo LMC = Largura máxima do corpo</p>	A forma do corpo está associada ao posicionamento vertical na coluna d'água e a capacidade de realizar deslocamentos verticais, determinando a cinemática e hidrodinamismo corporal. Valores mais elevados estão associados a peixes comprimidos lateralmente e de corpo alto, sendo característico de espécies pelágicas, enquanto baixos valores, geralmente são característicos de peixes bentônicos (GATZ, 1979; WATSON & BALÃO, 1984; SFAKIOTAKIS <i>et al.</i> , 1999; SIBBING &

Atributos ecomorfológicos	Fórmulas	Relação ecológica
		NAGELKERKE, 2000; TYTELL <i>et al.</i> , 2010; VILLÉGER <i>et al.</i> , 2017; BARROS <i>et al.</i> , 2019; LAROUCHE <i>et al.</i> , 2020).
Área relativa da nadadeira caudal (ANC)	$\frac{ArNC}{ArC}$ <p>ArNC = Área da nadadeira caudal (comprimento nadadeira caudal multiplicado pela altura máxima da nadadeira caudal)</p> <p>ArC = Área corporal (comprimento padrão multiplicado pela altura máxima do corpo)</p>	No geral, a nadadeira caudal representa a principal fonte de propulsão (natação ondulatória), assim, possibilita avaliar a velocidade de natação contínua, capacidade de arranque frente a inércia e manobrabilidade. Geralmente os baixos valores estão associados a espécies bentônicos ou demersais, as quais possuem elevada capacidade de arranques repentinos e manobrabilidade, porém não alcançam maior velocidade durante a natação contínua. Em contraposição, altos valores estão relacionados a espécies pelágicas que possuem baixa capacidade de arranque e manobrabilidade, porém elevada velocidade em natação contínua (MAGNUSON, 1978; GATZ, 1979; WEBB, 1984; BALON <i>et al.</i> , 1986; OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2010; MATTA <i>et al.</i> , 2019).
Área relativa da nadadeira peitoral (APt)	$\frac{ArNP}{ArC}$ <p>ArNP = Área da nadadeira peitoral (comprimento da nadadeira peitoral vezes a altura da nadadeira peitoral)</p> <p>ArC = Área corporal (comprimento padrão vezes a altura máxima do corpo).</p>	As nadadeiras peitorais têm como função a estabilização durante a natação rápida, capacidade de manobrabilidade, assim como, em alguns casos, como principal fonte de propulsão. Valores altos indicam nadadeiras peitorais com maiores áreas, geralmente em forma de leque/remo, permitindo boa manobrabilidade, porém menor estabilidade durante a natação rápida (constante ou de arranque). Os menores valores geralmente estão associados a nadadeiras alongadas, porém estreitas; refletindo em maior estabilidade durante a natação rápida, porém com menor manobrabilidade (GATZ, 1979; WATSON & BALON, 1984; FULTON <i>et al.</i> , 2001; WAINWRIGHT <i>et al.</i> , 2002; WALKER & WESTNEAT, 2002; AGUILAR-MEDRANO <i>et al.</i> , 2013).

Atributos ecomorfológicos	Fórmulas	Relação ecológica
Altura relativa da nadadeira pélvica (APv)	<p style="text-align: center;">APv / CPD</p> <p>APv = Altura da nadadeira pélvica CPD = Comprimento padrão</p>	<p>De forma geral, as nadadeiras pélvicas têm função de estabilização e frenagem durante a natação, podendo também serem utilizadas como estruturas de apoio sobre o substrato. Geralmente altos valores indicam espécies com capacidade natatória intermediária (que não possuem natação contínua veloz), porém com elevada capacidade de frenagem, a qual favorece mudanças bruscas de direção (manobrabilidade). Em oposição, os menores valores estão relacionados com espécies pelágicas com elevada capacidade de velocidade (durante a natação contínua) ou espécies bentônicas que utilizam as nadadeiras pélvicas como suporte (GATZ, 1979; BREDA <i>et al.</i>, 2005; CASATTI & CASTRO, 2006).</p>
Formato da boca (FBo)	<p style="text-align: center;">CMX / LBC</p> <p>CMX = Comprimento da maxila LBC = Largura da boca</p>	<p>O formato da boca está relacionado ao tipo e tamanho de alimento, assim como a forma de captura e manuseio, sendo determinante na força e na eficiência cinemática. Os maiores valores estão relacionados a espécies que consomem grandes presas (geralmente carnívoros-piscívoros) ou filtradores (plancívoros). Os menores valores geralmente estão associados a espécies que possuem dieta composta por organismos com estruturas rígidas que requerem maior força de mordedura (como corais, crustáceos, gastrópodes, bivalves etc.), ou espécies com dieta composta por pequenos organismos, ou ainda que habitam tocas e espaços intersticiais (GATZ, 1979; MARRERO & WINEMILLER, 1993; PORTER & MOTTA, 2004; DAY <i>et al.</i>, 2015).</p>
Tamanho do olho (TOI)	<p style="text-align: center;">DMO / CCÇ</p> <p>DMO = Diâmetro máximo do olho (comprimento ou altura do olho) CCÇ = Comprimento da cabeça</p>	<p>O tamanho do olho está relacionado diretamente na capacidade de detecção de presas (acuidade visual) na visão fotópica, assim como, pode determinar o tamanho, tipo e posicionamento na coluna d'água das presas. Geralmente, os maiores valores indicam espécies com maior acuidade visual para a detecção de presas amplamente distribuídas na coluna d'água, possuindo amplo espectro de itens alimentares em sua dieta. Enquanto os menores valores indicam espécies com necessidade de visão direcionada (binocular) para detecção de presas específicas localizadas em habitats característicos, geralmente possuindo menor espectro</p>

Atributos ecomorfológicos	Fórmulas	Relação ecológica
		alimentar (dieta especializada) (PANKHURST, 1989; WINEMILLER, 1991; POUILLY <i>et al.</i> , 2003; CAVES, 2017; BESTON <i>et al.</i> , 2019; BESTON & WALSH, 2019).

Fonte: autor.

Análise dos dados

Composição e abundância das espécies entre os microhabitats

Com base na riqueza e no número de indivíduos, confeccionamos uma lista de espécies, famílias, ordens e classes contendo as frequências relativas das espécies por microhabitats. A riqueza é definida pelo número de espécies e a abundância numérica pela contagem dos indivíduos em cada microhabitat. As espécies mais representativas (em número de indivíduos) e aquelas exclusivas foram descritas em cada microhabitat.

Similaridade na composição e abundância das espécies entre os microhabitats

Uma amostra foi definida a partir da quantidade de microhabitats dentro de cada ponto de imersão do ROV nos quais os espécimes foram detectados em campo pelo ROV e depois visualizados em laboratório. Porém, para diminuir a dispersão de dados entre os sete microhabitats, aleatoriamente selecionamos 40 amostras (esforço mínimo de coleta) em cada microhabitat e calculamos a abundância média para as 74 espécies de peixes. Esse procedimento foi repetido 9999 vezes para cada microhabitat, gerando uma matriz comunitária de médias de abundância das espécies. Um boxplot foi gerado para verificar se esse procedimento de randomização não modificou (diminuiu ou aumentou) a média original de abundância para cada espécie (APÊNDICE B). Em seguida, utilizamos essa matriz de abundância randomizada para realizar uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) com subsequentes Análises de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA; 9999 permutações) para testar a hipótese nula de os microhabitats serem diferentes em termos de composição de espécies. Para essas análises, primeiro transformamos os dados pelo método Hellinger (está transformação é adequada para dados ecológicos com muitos zeros, pois diminui a importância das espécies dominantes e não sofre influência por “duplos zeros” (LEGENDRE & LEGENDRE, 2012) e aplicamos a dissimilaridade de Bray-Curtis. A função "envfit" foi utilizada para ajustar vetores de espécies à ordenação da PCoA ao longo de 9999 permutações.

Relação entre a diversidade morfoadatativa e ocupação das espécies nos microhabitats

Para responder se diversidade morfoadatativa explica a ocupação das espécies nos diferentes microhabitats, realizamos uma Análise de Redundância (RDA). Posteriormente, utilizamos a Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) baseada em permutação (9999) para verificar a significância global da RDA ($p < 0,05$), significância dos eixos canônicos e significância das variáveis resposta. Para essas análises, consideramos as espécies como amostras tanto para as matrizes de resposta (abundância média por microhabitat) quanto para as matrizes explicativas. Como variáveis explicativas, consideramos os nove atributos ecomorfológicos descritos no Quadro 1.

As análises foram realizadas no software R, versão 4.1.2 (R CORE TEAM, 2023), utilizando os pacotes: "ggplot2" (WICKHAM, 2016), "vegan" (OKSANEN *et al.*, 2022) e "dplyr" (WICKHAM *et al.*, 2023).

RESULTADOS

Composição e abundância entre os microhabitats

Foram visualizados 16.661 indivíduos pertencentes a 81 espécies, 2 classes, 21 ordens e 38 famílias distribuídos nos sete microhabitats dos recifes rochosos da Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba, São Paulo, Brasil (Tabela 24).

Chondrichthyes representou apenas 5,30% (n=4) das espécies, enquanto Osteichthyes representou 95,06% (n=77) das espécies (Tabela 24).

A ordem Perciformes apresentou o maior número de famílias (n=10; 26,32%), seguido por Clupeiformes e Myliobatiformes (n=3; 7,89%) e Gobiiformes, Blenniiformes, Acanthuriformes e Tetraodontiformes (n=2; 5,26%), representando 63,16% (Tabela 24).

A famílias Carangidae apresentou maior número de espécies (n=9; 11,11%), seguida de Serranidae (n=8; 9,88%), Labridae, Gerreidae e Haemulidae (n=6; 7,41%), Pomacentridae (n=4; 4,94%), Blenniidae (n=3; 3,70%) e Clupeidae, Holocentridae, Labrisomidae, Kyphosidae, Lutjanidae, Sciaenidae, Acanthuridae e Sparidae (n=2; 2,47%), representando 69,14% (Tabela 24).

As 12 espécies mais abundantes foram: *Haemulon aurolineatum* (n=5483; 32,91%), *Abudefduf saxatilis* (n=3511; 21,07%), *Stegastes fuscus* (n=3113; 18,68%), *Haemulon atlanticus* (n=873; 5,24%), *Diplodus argenteus* (n= 540; 3,24%), *Anisotremus virginicus* (n=474; 2,84%), *Halichoeres poeyi* (n=237; 1,42%), *Odontoscion dentex* (n=229; 1,37%), *Harengula clupeola* (n=222; 1,33%), *Carax latus* (n=221; 1,33%), *Pareques lineatus* (n=203; 1,22%) e *Chaetodon striatus* (n=172; 1,03%) representando 91,70% da abundância total (Tabela 24).

Tabela 24. Lista de espécies da ictiofauna contendo abundância numérica de indivíduos (N) e abundância numérica relativa (ABR%) registradas nos sete microhabitats dos recifes rochosos da Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado em Ubatuba, SP – Brasil. Zona recifal rochosa (ZRR), coluna d’água sobre a zona recifal rochosa (CDZRR), zona de interface (ZI), coluna d’água sobre a zona de interface (CDZI), zona de sedimento (ZS), coluna d’água sobre a zona de sedimento (CDZS) e zona sobre bancos de algas (ZBA). Código das espécies (COD). Classes, ordens, famílias e espécies em ordem sistemática segundo Nelson *et al.* (2016).

Classe/Ordem/ Família/Espécie	COD	ZRR		CDZRR		ZI		CDZI		ZS		CDZS		ZBA	
		N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)
CHONDRICHTHYES															
PRISTIFORMES															
Rhinobatidae															
<i>Pseudobatos percellens</i> (Walbaum 1792)	<i>Pse_per</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,20	0	0	0	0
MYLIOBATIFORMES															
Dasyatidae															
<i>Dasyatis hypostigma</i> Santos & Carvalho 2004	<i>Das_hyp</i>	0	0	0	0	8	0,30	0	0	6	0,60	1	0,12	0	0
Gymnuridae															
<i>Gymnura altavela</i> (Linnaeus 1758)	<i>Gym_alt</i>	0	0	0	0	1	0,04	0	0	1	0,10	0	0	0	0
Aetobatidae															
<i>Aetobatus narinari</i> (Euphrasen 1790)	<i>Aet_nar</i>	0	0	1	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
OSTEICHTHYES															
ELOPIFORMES															
Elopidae															
<i>Elops</i> spp.	<i>Elo_sp</i>	0	0	0	0	0	0	1	0,036	0	0	1	0,12	0	0
CLUPEIFORMES															
Pristigasteridae															
<i>Pellona harroweri</i> (Fowler 1917)	<i>Pel_har</i>	0	0	20	0,43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Engraulidae															
<i>Anchoa</i> spp.	<i>Anc_sp</i>	3	0,08	3	0,06	13	0,49	74	2,65	7	0,70	2	0,23	0	0
Clupeidae															

Classe/Ordem/ Família/Espécie	COD	ZRR		CDZRR		ZI		CDZI		ZS		CDZS		ZBA	
		N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)
<i>Harengula clupeiola</i> (Cuvier 1829)	<i>Har_clu</i>	0	0	100	2,15	0	0	115	4,11	0	0	4	0,47	0	0
<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur 1818)	<i>Opi_ogl</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,35	0	0
SILURIFORMES															
Ariidae															
<i>Aspistor luniscutis</i> (Valenciennes 1840)	<i>Asp_lun</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,10	0	0	0	0
HOLOCENTRIFORMES															
Holocentridae															
<i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck 1765)	<i>Hol_ads</i>	36	0,99	5	0,11	13	0,49	1	0,04	0	0	0	0	4	0,37
<i>Myripristis jacobus</i> Cuvier 1829	<i>Myr_jac</i>	0	0	2	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
KURTIFORMES															
Apogonidae															
<i>Apogon americanus</i> Castelnau 1855	<i>Apo_ame</i>	1	0,03	0	0	5	0,19	0	0	3	0,30	0	0	0	0
GOBIIFORMES															
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i> Gill 1863	<i>Cor_gla</i>	7	0,19	0	0	83	3,14	2	0,07	13	1,31	0	0	0	0
Pomacentridae															
<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus 1758)	<i>Abu_sax</i>	368	10,08	1871	40,22	281	10,64	572	20,46	6	0,60	20	2,34	303	28,26
<i>Azurina multilineata</i> (Guichenot 1853)	<i>Azu_mul</i>	1	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stegastes fuscus</i> (Cuvier 1830)	<i>Ste_fus</i>	2487	68,14	197	4,23	423	16,01	47	1,68	1	0,10	0	0	52	4,85
<i>Stegastes variabilis</i> (Castelnau 1855)	<i>Ste_var</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,19
MUGILIFORMES															
Mugilidae															
<i>Mugil curema</i> Valenciennes 1836	<i>Mug_cur</i>	0	0	0	0	0	0	1	0,04	0	0	0	0	0	0
BLENNIIFORMES															
Blenniidae															
<i>Parablennius marmoreus</i> (Poey 1876)	<i>Par_mar</i>	1	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parablennius pilicornis</i> (Cuvier 1829)	<i>Par_pil</i>	14	0,38	1	0,02	3	0,11	0	0	0	0	0	0	0	0

Classe/Ordem/ Família/Espécie	COD	ZRR		CDZRR		ZI		CDZI		ZS		CDZS		ZBA		
		N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	
<i>Hypleurochilus fissicornis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	<i>Hyp_fis</i>	1	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Labrisomidae																
<i>Labrisomus nuchipinnis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	<i>Lab_nup</i>	1	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Malacoctenus delalandii</i> (Valenciennes 1836)	<i>Mal_del</i>	7	0,19	0	0	6	0,23	0	0	0	0	0	0	0	0	
BELONIFORMES																
Exocoetidae																
<i>Cypselurus</i> spp.	<i>Cyp_sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,12	0	0	
CARANGIFORMES																
Carangidae																
<i>Caranx bartholomaei</i> Cuvier 1833	<i>Car_bar</i>	1	0,03	3	0,06	0	0	3	0,11	0	0	0	0	15	1,40	
<i>Caranx latus</i> Agassiz 1831	<i>Car_lat</i>	0	0	111	2,39	9	0,34	69	2,47	5	0,50	23	2,70	1	0,09	
<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus 1766)	<i>Car_hip</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,09	
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus 1766)	<i>Chl_chr</i>	0	0	0	0	2	0,08	2	0,072	1	0,10	1	0,12	0	0	
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus 1758)	<i>Sel_vom</i>	0	0	4	0,09	1	0,04	4	0,143	3	0,30	9	1,06	0	0	
<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill 1815)	<i>Sel_set</i>	0	0	1	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Seriola rivoliana</i> Valenciennes 1833	<i>Ser_riv</i>	0	0	7	0,15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus 1766)	<i>Tra_car</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,12	0	0	
<i>Trachinotus goodei</i> Jordan & Evermann 1896	<i>Tra_goo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,12	0	0	
ISTIOPHORIFORMES																
Sphyraenidae																
<i>Sphyraena guachancho</i> Cuvier 1829	<i>Sph_gua</i>	0	0	1	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
SCOMBRIFORMES																
Trichiuridae																
<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus 1758	<i>Tri_lep</i>	0	0	2	0,04	15	0,57	21	0,75	2	0,20	10	1,17	0	0	
LABRIFORMES																
Labridae																

Classe/Ordem/ Família/Espécie	COD	ZRR		CDZRR		ZI		CDZI		ZS		CDZS		ZBA	
		N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)
<i>Halichoeres brasiliensis</i> (Bloch 1791)	<i>Hal_bra</i>	1	0,03	7	0,15	1	0,04	12	0,43	0	0	0	0	10	0,93
<i>Halichoeres poeyi</i> (Steindachner 1867)	<i>Hal_poe</i>	16	0,44	48	1,03	38	1,44	72	2,58	0	0	1	0,12	61	5,69
<i>Cryptotomus roseus</i> Cope 1871	<i>Cry_ros</i>	0	0	7	0,15	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0,84
<i>Bodianus rufus</i> (Linnaeus 1758)	<i>Bod_ruf</i>	3	0,08	0	0,00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sparisoma axillare</i> (Steindachner 1878)	<i>Spa_axil</i>	4	0,11	32	0,69	7	0,26	30	1,07	0	0	0	0	8	0,75
<i>Sparisoma frondosum</i> (Agassiz 1831)	<i>Spa_fro</i>	0	0	5	0,11	1	0,04	5	0,18	0	0	1	0,12	0	0
PERCIFORMES															
Centropomidae															
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch 1792)	<i>Cen_und</i>	0	0	1	0,02	0	0	43	1,54	0	0	0	0	0	0
Gerreidae															
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard 1855	<i>Euc_arg</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,20	0	0	0	0
<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard 1824)	<i>Euc_gul</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	20	2,01	1	0,12	2	0,19
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker 1863)	<i>Euc_mel</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,20	63	7,39	0	0
<i>Eucinostomus</i> spp.	<i>Euc_sp</i>	1	0,03	0	0	5	0,19	0	0	8	0,80	0	0	0	0
<i>Eugerres brasilianus</i> (Cuvier 1830)	<i>Eug_bra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,10	2	0,23	0	0
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier 1829)	<i>Dia_rho</i>	0	0	0	0	1	0,04	0	0	7	0,70	1	0,12	0	0
Mullidae															
<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch 1793)	<i>Pse_mac</i>	5	0,14	2	0,04	7	0,26	4	0,14	0	0	0	0	2	0,19
Pempheridae															
<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch 1793)	<i>Pem_sch</i>	0	0,0	25	0,54	1	0,04	5	0,18	1	0,10	5	0,59	4	0,37
Kyphosidae															
<i>Kyphosus sectatrix</i> (Linnaeus 1758)	<i>Kyp_sec</i>	2	0,05	4	0,09	0	0	2	0,07	0	0	0	0	3	0,28
<i>Kyphosus vaigiensis</i> (Quoy & Gaimard 1825)	<i>Kyp_vai</i>	3	0,08	34	0,73	0	0	11	0,39	0	0	0	0	1	0,09
Serranidae															
<i>Diplectrum formosum</i> (Linnaeus 1766)	<i>Dip_for</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,30	0	0	0	0
<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard 1824)	<i>Dip_rad</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,20	0	0	1	0,09

Classe/Ordem/ Família/Espécie	COD	ZRR		CDZRR		ZI		CDZI		ZS		CDZS		ZBA	
		N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)
<i>Serranus baldwini</i> (Evermann & Marsh 1899)	<i>Ser_bal</i>	5	0,14	0	0	5	0,19	0	0	0	0	0	0	2	0,19
<i>Serranus flaviventris</i> (Cuvier 1829)	<i>Ser_fla</i>	5	0,14	0	0	7	0,26	0	0	0	0	0	0	3	0,28
<i>Mycteroperca acutirostris</i> (Valenciennes 1828)	<i>Myc_acu</i>	17	0,47	5	0,11	20	0,76	23	0,82	0	0	0	0	6	0,56
<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe 1834)	<i>Epi_mar</i>	9	0,25	1	0,02	11	0,42	2	0,07	0	0	0	0	1	0,09
<i>Hyporthodus niveatus</i> (Valenciennes 1828)	<i>Hyp_niv</i>	0	0	0	0	1	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rypticus</i> spp.	<i>Ryp_sp</i>	1	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetodontidae															
<i>Chaetodon striatus</i> Linnaeus 1758	<i>Cha_str</i>	23	0,63	29	0,62	38	1,44	45	1,61	1	0,10	0	0	36	3,36
Pomacanthidae															
<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch 1787)	<i>Pom_par</i>	19	0,52	12	0,26	18	0,68	27	0,97	0	0	0	0	4	0,37
Haemulidae															
<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch 1791)	<i>Ani_sur</i>	28	0,77	62	1,33	12	0,45	28	1,00	0	0	0	0	26	2,43
<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus 1758)	<i>Ani_vir</i>	44	1,21	164	3,53	65	2,46	124	4,43	15	1,51	2	0,23	55	5,13
<i>Haemulon atlanticus</i> Carvalho, Marceniuk, Oliveira & Wosiacki 2020	<i>Hae_atl</i>	43	1,18	197	4,23	141	5,34	318	11,37	75	7,53	29	3,40	88	8,21
<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier 1830	<i>Hae_aur</i>	237	6,49	1428	30,70	1106	41,86	979	35,01	763	76,61	660	77,37	294	27,43
<i>Haemulon plumierii</i> (Lacepède 1801)	<i>Hae_plu</i>	1	0,03	1	0,02	1	0,04	3	0,11	0	0	0	0	1	0,09
<i>Orthopristis rubra</i> (Cuvier 1830)	<i>Ort_rub</i>	1	0,03	0	0	7	0,26	0	0	15	1,51	0	0	0	0
Lutjanidae															
<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier 1828)	<i>Lut_ana</i>	0	0	0	0	1	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus 1758)	<i>Lut_syn</i>	0	0	0	0	3	0,11	0	0	3	0,30	0	0	0	0
MORONIFORMES															
Ephippidae															
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet 1782)	<i>Cha_fab</i>	0	0	1	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ACANTHURIFORMES															
Sciaenidae															

Classe/Ordem/ Família/Espécie	COD	ZRR		CDZRR		ZI		CDZI		ZS		CDZS		ZBA	
		N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)	N	ABR(%)
<i>Odontoscion dentex</i> (Cuvier 1830)	<i>Odo_den</i>	98	2,68	17	0,37	52	1,97	38	1,36	5	0,50	3	0,35	22	2,05
<i>Pareques lineatus</i> (Cuvier 1830)	<i>Par_lin</i>	76	2,08	1	0,02	110	4,16	1	0,04	4	0,40	0	0	12	1,12
Acanthuridae															
<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch 1787)	<i>Aca_bai</i>	0	0	1	0,02	0	0	2	0,07	0	0	0	0	2	0,19
<i>Acanthurus bahianus</i> Castelnau 1855	<i>Aca_chi</i>	0	0	10	0,21	2	0,08	9	0,32	0	0	0	0	1	0,09
SPARIFORMES															
Sparidae															
<i>Calamus penna</i> (Valenciennes 1830)	<i>Cal_pen</i>	0	0	0	0	2	0,08	0	0	3	0,30	0	0	0	0
<i>Diplodus argenteus</i> (Valenciennes 1830)	<i>Dip_arg</i>	73	2,00	226	4,86	105	3,97	92	3,29	13	1,31	7	0,82	26	2,43
LOPHIIFORMES															
Ogcocephalidae															
<i>Ogcocephalus vespertilio</i> (Linnaeus 1758)	<i>Ogc_ves</i>	2	0,05	0	0	4	0,15	0	0	1	0,10	0	0	0	0
TETRAODONTIFORMES															
Tetraodontidae															
<i>Sphoeroides camila</i> Carvalho-Filho, Rotundo, Pitassy & Sazima 2023	<i>Sph_cam</i>	2	0,05	3	0,06	2	0,08	1	0,04	1	0,10	0	0	6	0,56
Monacanthidae															
<i>Stephanolepis hispida</i> (Linnaeus 1766)	<i>Ste_his</i>	3	0,08	0	0	5	0,19	8	0,29	0	0	1	0,12	8	0,75

Fonte: autor.

Obtivemos um total 724 amostras nos quais a maioria dos indivíduos foram vizualizados na coluna d'água sobre a zona recifal rochosa (n=4662; 27,92%), seguidos daqueles visualizados na zona recifal rochosa (n=3650; 21,91%) e as menores abundâncias foram visualizados na coluna d'água sobre a zona de sedimento (n=853; 5,12%) seguidos daqueles visualizados na zona de sedimento (n=996; 5,98%) (Figura 64; Tabela 25).

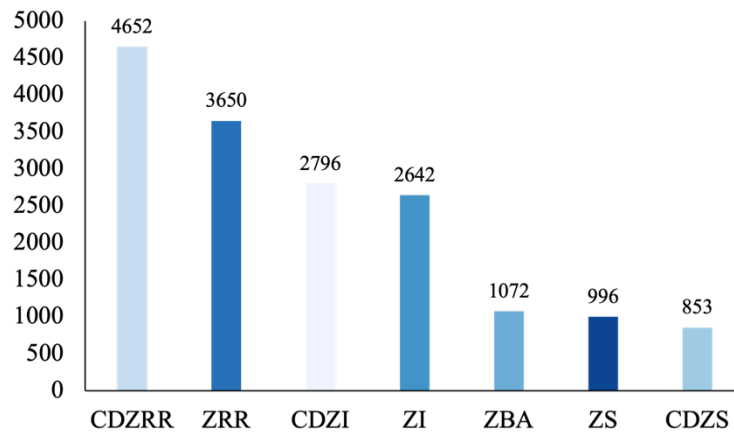


Figura 64. Abundância numérica nos diferentes microhabitats do recife rochoso. Zona recifal rochosa (ZRR), zona de sedimento (ZS), zona de interface (ZI), zona sobre bancos de algas (ZBA), coluna d'água sobre a zona recifal rochosa (CDZRR), coluna d'água sobre a zona de sedimento (CDZS) e coluna d'água sobre a zona de interface (CDZI). **Fonte:** autor.

Em relação a riqueza, o maior número de espécies foi visualizado na zona de interface (n=45; 55,56%) e na coluna d'água sobre a zona recifal rochosa (n=42; 51,85%) e os menores valores foram visualizados na coluna d'água sobre a zona de sedimento (n=26; 32,10%) seguidos daqueles visualizados na zona de sedimento (n=34; 41,98%) (Figura 65).

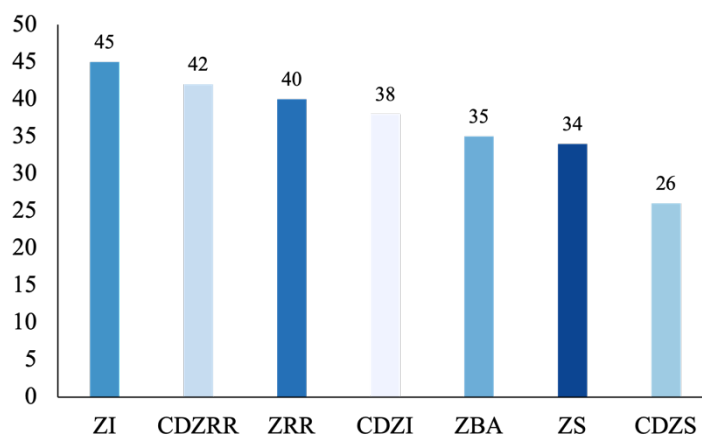


Figura 65. Riqueza nos diferentes microhabitats do recife rochoso. Zona recifal rochosa (ZRR), zona de sedimento (ZS), zona de interface (ZI), zona sobre bancos de algas (ZBA), coluna d'água sobre a zona recifal rochosa (CDZRR), coluna d'água sobre a zona de sedimento (CDZS) e coluna d'água sobre a zona de interface (CDZI). **Fonte:** autor.

Na coluna d'água sobre a zona recifal rochosa, das 42 espécies visualizadas, as 10 mais abundantes foram: *Abudefduf saxatilis* (n=1.871; 40,22%), *Haemulon aurolineatum* (n=1.428; 30,70%), *Diplodus argenteus* (n=226; 4,86%), *Haemulon atlanticus* e *Stegastes fuscus* (n=197; 4,23%), *Anisotremus virginicus* (n=164; 3,53%), *Caranx latus* (n=111; 2,39%), *Harengula clupeiola* (n=100; 2,15%), *Anisotremus surinamensis* (n=62; 1,33%) e *Halichoeres poeyi* (n=48; 1,03%), representando 94,67% da abundância total neste microhabitat (Figura 66A).

Sete espécies foram exclusivas: *Pellona harroweri* (n=20; 0,43%); *Seriola rivoliana* (n=07; 0,15%), *Myripristis jacobus* (n=02; 0,04%), *Aetobatus narinari*, *Chaetodipterus faber*, *Sphyræna guachancho* e *Selene setapinnis* (n=01; 0,02%), representando 0,71% (Figura 66B; Tabela 25).

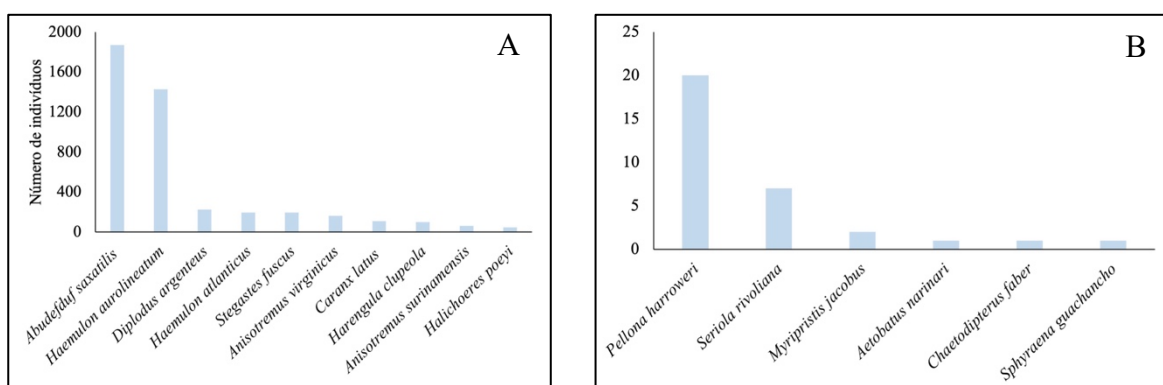


Figura 66. A: Abundância numérica das 10 espécies mais representativas e B: Abundância das sete espécies exclusivas visualizadas na coluna d'água sobre a zona recifal rochosa (CDZRR). **Fonte:** autor.

Na zona recifal rochosa, das 40 espécies visualizadas, as 10 mais abundantes foram: *S. fuscus* (n=2487; 68,14%), *A. saxatilis* (n=368; 10,08%), *H. aurolineatum* (n=237; 6,49%), *O. dentex* (n=98; 2,68%), *P. lineatus* (n=76; 2,08%), *D. argenteus* (n=73; 2,00%), *A. virginicus* (n=44; 1,21%), *H. atlanticus* (n=43; 1,18%), *Holocentrus adscensionis* (n=36; 0,99%) e *A. surinamensis* (n=28; 0,77%), representando 95,62% da abundância total neste microhabitat (Figura 67A).

Seis espécies foram exclusivas: *Azurina multilineata* (n=3; 0,08%), *Bodianus rufus*, *Hypleurochilus fissicornis*, *Labrisomus nuchipinnis*, *Parablennius marmoratus* e *Rypticus* spp. (n=01; 0,03%), representando 0,22% (Figura 67B; Tabela 25).

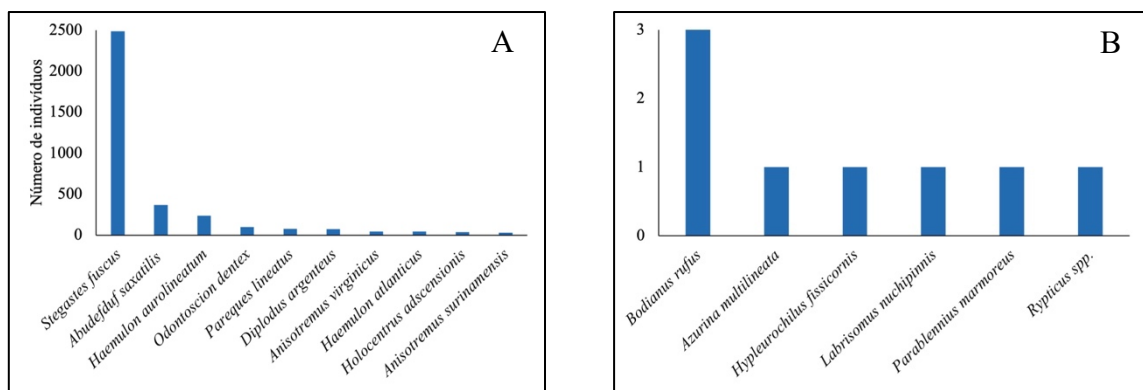


Figura 67. A: Abundância numérica das 10 espécies mais representativas e **B:** Abundância das seis espécies exclusivas visualizadas na zona recifal rochosa (ZRR). **Fonte:** autor.

Na coluna d'água sobre a zona de interface, das 38 espécies visualizadas, as 10 mais abundantes foram: *H. aurolineatum* (n=979; 35,01%), *A. saxatilis* (n=572; 20,46%), *H. atlanticus* (n=318; 11,37%), *A. virginicus* (n=124; 4,43%), *H. clupeiola* (n=115; 4,11%), *D. argenteus* (n=92; 3,29%), *Anchoa* spp. (n=74; 2,65%), *H. poeyi* (n=72; 2,58%), *C. latus* (n=69; 2,47%), *S. fuscus* (n=47; 1,68%), representando 88,05% da abundância total neste microhabitat (Figura 68). *Mugil curema* (n=1; 0,04%) foi a única espécie exclusiva deste microhabitat (Tabela 25).

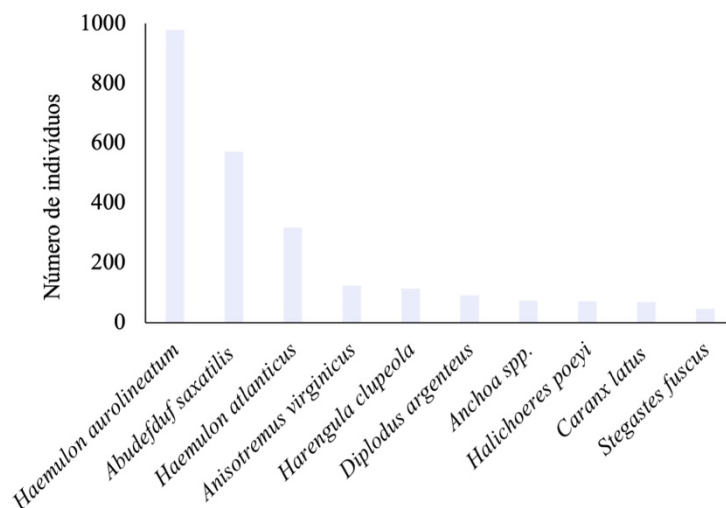


Figura 68. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas na coluna d'água sobre a zona de interface (CDZI). **Fonte:** autor.

Na zona de interface, das 45 espécies visualizadas, as 11 mais abundantes foram: *H. aurolineatum* (n=1106; 41,86%), *S. fuscus* (n=423; 16,01%), *A. saxatilis* (n=281; 10,64%), *H. atlanticus* (n=141; 5,34%), *P. lineatus* (n=110; 4,16%), *D. argenteus* (n=105; 3,97%), *C. Coryphopterus glaucofraenum* (n=83; 3,14%), *A. virginicus* (n=65; 2,46%), *O. dentex* (n=52; 1,97%), *C. striatus* e *H. poeyi* (n=38; 1,44%), representando 92,43% da abundância total neste microhabitat (Figura 69).

Hyporthodus niveatus e *Lutjanus analis* (n=1; 0,04%) foram as únicas espécies exclusivas, representando 0,08% (Tabela 25).

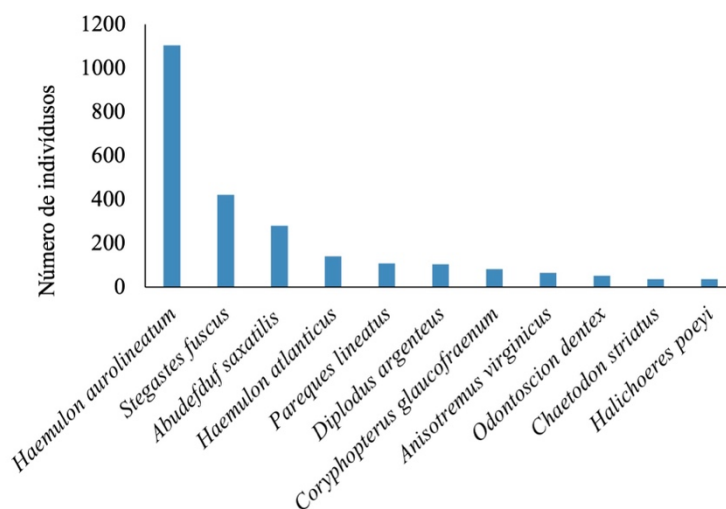


Figura 69. Abundância numérica das 11 espécies mais representativas visualizadas zona de interface (ZI). **Fonte:** autor.

Na zona sobre banco de algas, das 35 espécies visualizadas, as 10 mais abundantes foram: *A. saxatilis* (n=303; 28,26%), *H. aurolineatum* (n=294; 27,43%), *H. atlanticus* (n=88; 8,21%), *H. poeyi* (n=61; 5,69%), *A. virginicus* (n=55; 5,13%), *S. fuscus* (n=52; 4,85%), *C. striatus* (n=36; 3,36%), *A. surinamensis* e *D. argenteus* (n=26; 2,43%) e *O. dentex* (n=22; 2,05%), representando 89,83% da abundância total (Figura 70).

Stegastes variabilis (n=2; 0,19%) e *Caranx hippos* (n=1; 0,09%) foram as únicas espécies exclusivas, representando 0,28% da abundância total deste microhabitat (Tabela 25).

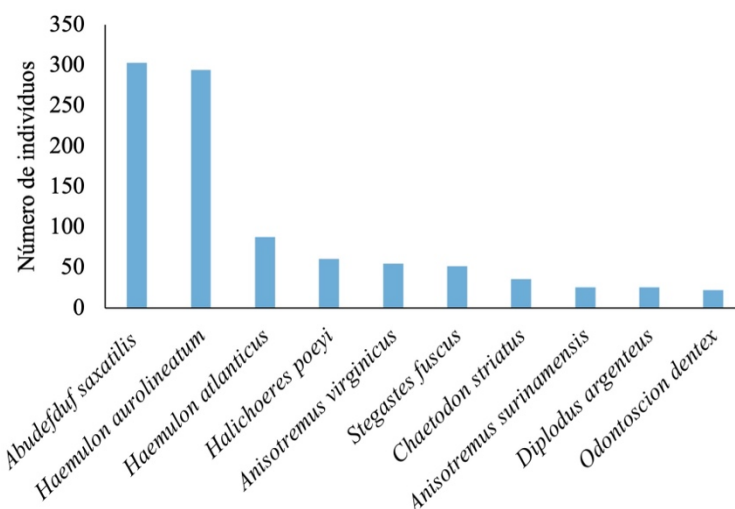


Figura 70. Abundância numérica das 10 espécies mais representativas visualizadas na zona sobre banco de algas (ZBA). **Fonte:** autor.

Na zona de sedimento, das 34 espécies visualizadas, 10 foram mais abundantes: *H. aurolineatum* (n=763; 76,61%), *H. atlanticus* (n=75; 7,53%), *E. gula* (n=20; 2,01%), *A. virginicus* e *O. ruber* (n=15; 2,01%), *C. glaucofraenum* e *D. argenteus* (n=13; 1,31%), *Eucinostomus* spp. (n=8; 0,80%) e *Anchoa* spp. e *Diapterus rhombeus* (n=7; 0,70%), representando 93,98% da abundância total neste microhabitat (Figura 71A).

Quatro espécies foram exclusivas: *Diplectrum formosum* (n=3; 0,30%), *Eucinostomus argenteus* e *Pseudobatos percellens* (n=2; 0,20%) e *Aspistor luniscutis* (n=1; 0,10%), representando 0,80% da abundância total neste microhabitat (Figura 71B; Tabela 25).

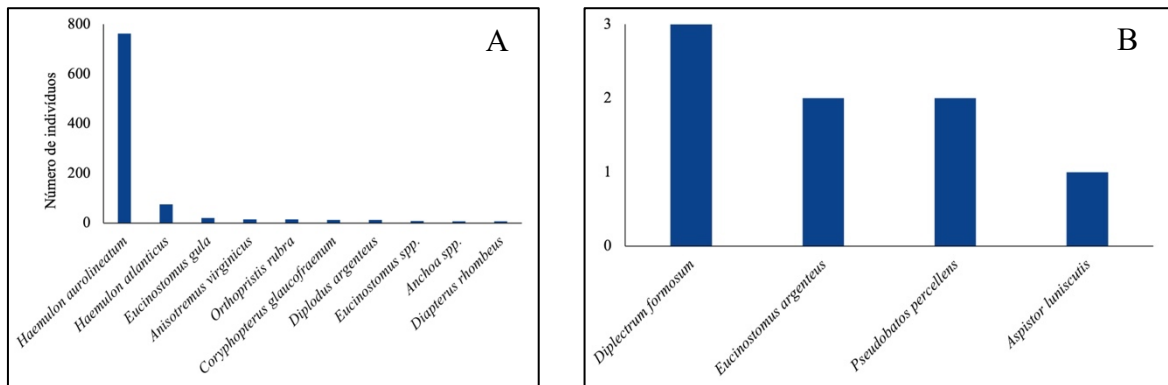


Figura 71. A: Abundância numérica das 10 espécies mais representativas e B: Abundância das quatro espécies exclusivas visualizadas na zona de sedimento (ZS). **Fonte:** autor.

Na coluna d'água sobre a zona de sedimento, das 26 espécies visualizadas, as 10 mais abundantes foram: *H. aurolineatum* (n=660; 77,37%), *E. melanopterus* (n=63; 7,39%), *H. atlanticus* (n=29; 3,40%), *C. latus* (n=23; 2,70%), *A. saxatilis* (n=20; 2,34%), *T. lepturus* (n=10; 1,17%), *S. vomer* (n=09; 1,06%), *D. argenteus* (n=07; 0,82), *P. schomburgkii* (n=05; 0,59) e *H. clupeiola* (n=04; 0,47%), representando 97,30% da abundância total neste microhabitat (Figura 72A).

Quatro espécies foram exclusivas: *Opisthonema oglinum* (n=03; 0,35%), *Trachinotus carolinus*, *Trachinotus goodei* e *Cypselurus spp.* (n=01; 0,70%), representando 0,80% (Figura 72B; Tabela 25).

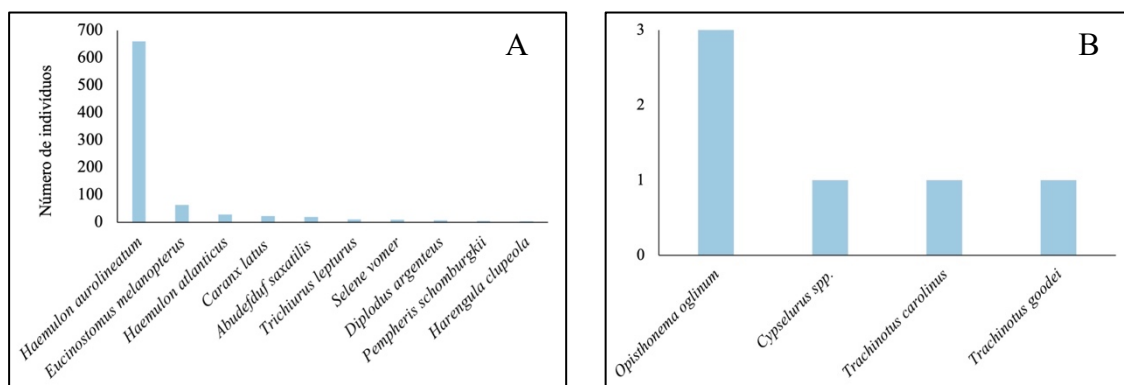


Figura 72. A: Abundância numérica das 10 espécies mais representativas e B: Abundância das quatro espécies exclusivas visualizadas na coluna d'água sobre a zona de sedimento (CDZS). **Fonte:** autor.

Tabela 25. Número de microhabitats visualizados (N); abundância numérica e número de espécies registados para cada microhabitat e espécies exclusivas ocorrendo em cada microhabitat. Percentuais considerando 16.661 indivíduos e 81 espécies. Coluna d'água sobre a zona de interface (CDZI), coluna d'água sobre a zona recifal rochosa (CDZRR), coluna d'água sobre a zona de sedimento (CDZS), zona sobre bancos de algas (ZBA), zona de interface (ZI), zona recifal rochosa (ZRR) e zona de sedimento (ZS).

Microhabitat	N	Abundâncias	Espécies	Espécies exclusivas
CDZRR	103	4.652 (27,93%)	42 (51,85%)	7 (8,64%)
ZRR	150	3.650 (21,91%)	40 (49,38%)	6 (7,41%)
CDZI	115	2.796 (16,78%)	38 (46,91%)	1 (1,23%)
ZI	155	2.642 (15,86%)	45 (55,56%)	2 (2,47%)
ZBA	46	1072 (6,43%)	35 (43,21%)	2 (2,47%)
ZS	89	996 (5,98%)	34 (41,98%)	4 (4,94%)
CDZS	66	853 (5,12%)	26 (32,10%)	4 (4,94%)

Fonte: autor.

Similaridade na composição e abundância das espécies entre os microhabitats

Observamos diferenças significativas entre os microhabitats considerando a composição e abundância de espécies (PERMANOVA: $F=8100,5$; $R^2=0,88$; $p=0,001$). Os microhabitats com maior dissimilaridade foram CDZS e ZRR, CDZS e ZBA, CDZS e ZI, CDZS e CDZRR, CDZS e CDZI, ZS e ZRR, ZS e CDZRR, ZS e ZBA, ZS e CDZI e entre ZS e ZI. Por outro lado, os microhabitats ZRR e ZI apresentaram uma relação próxima. E os microhabitats CDZRR, CDZI e ZBA e entre CDZS e ZS apresentaram maior similaridade em termos de composição e abundância de espécies (Figura 73).

Os microhabitats CDZRR, CDZI e ZBA compartilham espécies de coluna d'água que ocupam a zona recifal rochosa, a interface rocha/sedimento e a zona sobre bancos de algas, tais como *A. saxatilis*, *H. atlanticus*, *D. argenteus*, *A. virginicus*, *A. surinamensis*, *C. striatus*, *Caranx bartholomaei*, *C. latus*, *Pempheris schomburgkii*, *H. poeyi*, *Acanthurus bahianus*, *Acanthurus chirurgus*, *H. clupeola*, *Pomacanthus paru*, *Sphoeroides camila*, *Kyphosus sectatrix*, *Kyphosus vaigiensis*, *Sparisoma axillare*, *Sparisoma frondosum*, *Halichoeres brasiliensis*, *Pseudupeneus maculatus*, *C. hippos* e *S. variabilis* (Figura 73).

Os microhabitats CDZS e ZS compartilham espécies associadas a coluna d'água e ao sedimento, tais como: *H. aurolineatum*, *S. vomer*, *Chloroscombrus chrysurus* e *Eugerres brasilianus* (Figura 73).

Os microhabitats ZRR e ZI compartilham espécies associadas à zona recifal rochosa e a interface rocha/sedimento, sendo elas: *Serranus flaviventris*, *Serranus baldwini*, *O. dentex*,

Epinephelus marginatus, *H. adscensionis*, *S. fuscus*, *P. lineatus*, *Malacoctenus delalandii*, *Parablennius pilicornis* e *Ogcocephalus vespertilio* (Figura 73).

O microhabitat CDZRR é caracterizado por espécies que ocupam a coluna d'água sobre a zona recifal rochosa, tais como: *M. jacobus*, *C. faber*, *S. guachancho*, *Selene setapinnis*, *S. rivoliana* e *P. harroweri* (Figura 73).

O microhabitat CDZI é caracterizado por espécies que ocupam a coluna d'água sobre zona de interface rocha/sedimento, tais como: *Trichiurus lepturus*, *Stephanolepis hispida*, *Mycteroperca acutirostris*, *Anchoa* spp., *M. curema* e *Centropomus undecimalis* (Figura 73).

O microhabitat ZRR é caracterizado por espécies que ocupam a zona recifal rochosa, tais como: *B. rufus*, *H. fissicornis*, *L. nuchipinnis*, *Rypticus* spp., *A. multilineata* e *P. marmoreus* (Figura 73).

O microhabitat ZI é caracterizado por espécies que ocupam a zona de interface rocha/sedimento, tais como: *C. glaucofraenum*, *L. analis* e *Hyphorhodus niveatus* (Figura 73).

O microhabitat CDZS é caracterizado por espécies que ocupam a coluna d'água sobre a zona de sedimento, tais como: *Elops* spp., *T. carolinus*, *T. goodei*, *O. oglinum*, *Eucinostomus melanopterus* (Figura 73).

O microhabitat ZS é caracterizado por espécies que ocupam a zona de sedimento: *D. radiale*, *A. luniscutis*, *Eucinostomus gula*, *E. argenteus*, *Diapterus rhombeus*, *D. formosum*, *Calamus penna*, *Lutjanus synagris*, *Orthopristis rubra* e *Apogon americanos* (Figura 73).

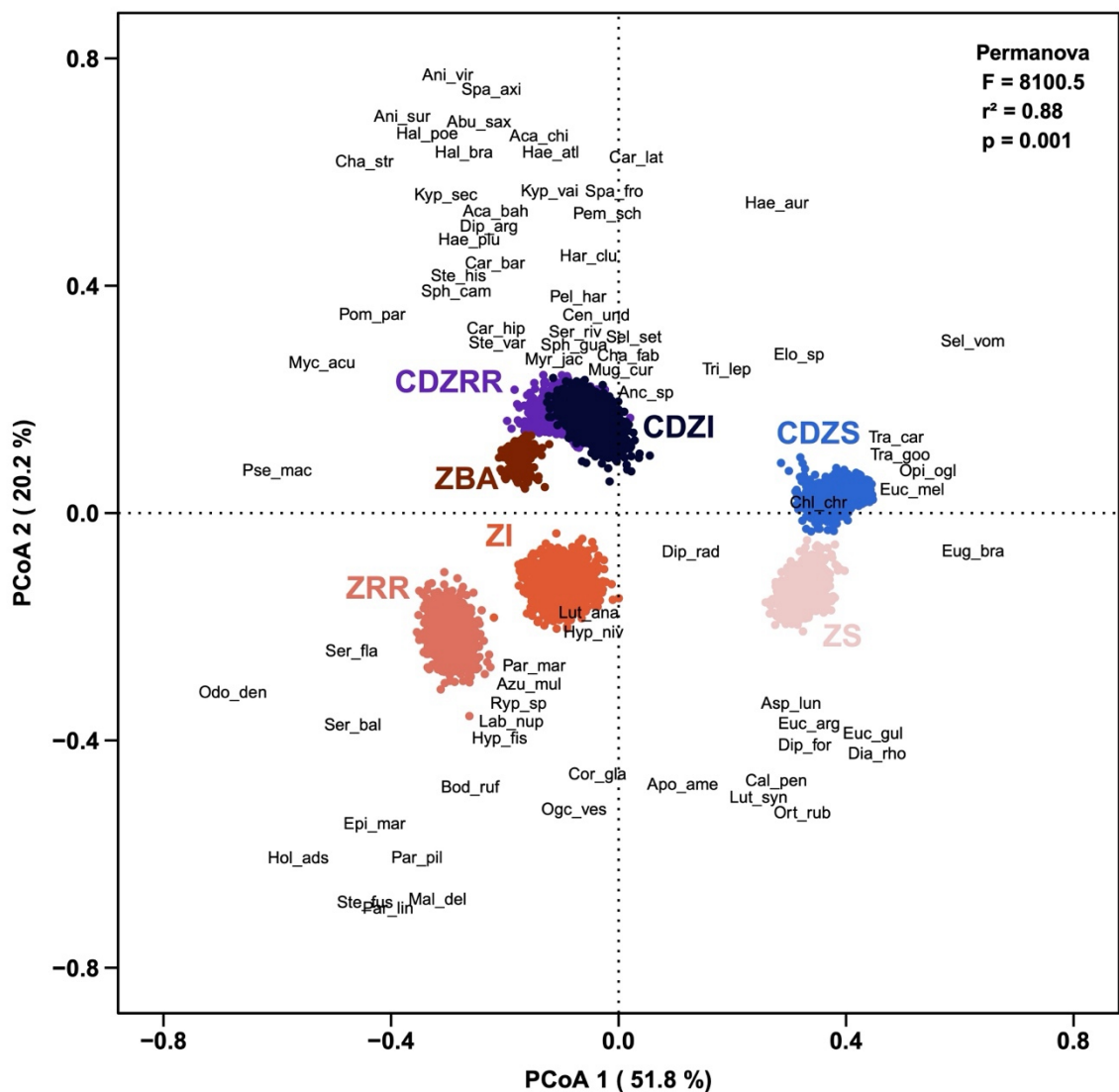


Figura 73. Análise de Coordenadas Principais (PCoA) descrevendo a distribuição das espécies em relação à sua associação com os microhabitats. Coluna d’água sobre a zona de interface (CDZI), coluna d’água sobre a zona recifal rochosa (CDZRR), coluna d’água sobre a zona de sedimento (CDZS), zona sobre bancos de algas (ZBA), zona de interface (ZI), zona recifal rochosa (ZRR) e zona de sedimento (ZS). PERMANOVA: $F=8100,5$; $r^2=0,88$; $p=0,001$. Os nomes das espécies estão na Tabela 24. **Fonte:** autor.

Relação entre a diversidade morfoadatativa e a ocupação das espécies nos microhabitats

A análise de redundância (RDA) indicou que 34,91% da variabilidade na abundância de espécies nos microhabitats foi explicada pela diversidade morfoadatativa, sendo 14,41% explicado pelo eixo 1 (RDA 1) e 11,76% pelo eixo 2 (RDA 2) (Figura 75).

A variância explicada pela diversidade morfoadatativa foi significativa ($F= 1,76$; $p=0,001$) e apresenta coeficiente de determinação $r^2_{ajustado} = 15,14\%$. Ambos os eixos foram significativos, eixo 1 (RDA 1) ($F=14,61$; $p=0,001$) e eixo 2 (RDA 2) ($F=11,92$; $p=0,01$), indicando que a análise gráfica bidimensional é adequada. Os atributos ecomorfológicos com contribuição significativa ($p<0,05$) sobre a variação na composição das espécies nos diferentes microhabitats foram: o índice de compressão lateral (ICL), a área relativa da nadadeira caudal (ANC), a área relativa da nadadeira peitoral (APt) e os diferentes posicionamentos da boca (PBo): protátil inferior (PBoprotátil_inferior), inferior (PBoinferior), superior (PBosuperior), terminal (PBoterminal) e subterminal (PBosubterminal) (Tabela 26).

Tabela 26. Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) baseada em permutações (9999) para avaliar a significância estatística dos atributos ecomorfológicos. GL: graus de liberdade. Valores em negrito denotam significância estatística.

Atributos ecomorfológicos	GL	Variância	F	p
Índice de compressão lateral (ICL)	1	0,0302	4,1278	0,002
Área relativa da nadadeira caudal (ANC)	1	0,0335	4,5737	0,001
Área relativa da nadadeira peitoral (APt)	1	0,0169	2,3105	0,035
Altura relativa da nadadeira pélvica (APv)	1	0,0119	1,6307	0,152
Tamanho do olho (TOI)	1	0,0050	0,6851	0,676
Formato da boca (FBo)	1	0,0129	1,7625	0,099
Posicionamento da boca (PBo)	4	0,0681	2,3262	0,002
Formato de corpo sagital (FCS)	4	0,0218	0,7464	0,815
Propulsão (PRO)	3	0,0194	0,8843	0,581
Resíduo	56	0,4103		

Fonte: autor.

A dimensão 1 (RDA1) apresentou correlação positiva com a área relativa da nadadeira caudal (ANC), o índice de compressão lateral (ICL), o posicionamento da boca terminal (PBoterminal), o posicionamento da boca superior (PBosuperior), o formato da boca aberta (FBo), tamanho do olho (TOI), a altura relativa da nadadeira pélvica (APv), a propulsão peitoral (PROpeitoral), a propulsão dorsal/anal (PROdorsal_anal), a propulsão dorsal (PROdorsal), o formato de corpo sagital torpediniforme (FCStorpediniforme) e o formato de corpo sagital

esférico (FCSesférico). Assim, como correlação negativa com o posicionamento da boca protátil inferior (PBoprotátil_inferior), o posicionamento da boca subterminal (PBosubterminal), a posição da boca inferior (PBoinferior), a área relativa da nadadeira peitoral (APt), o formato de corpo sagital trapezoidal (FCSdtrapezoidal), o formato de corpo sagital alongado (FCSalongado), o formato de corpo sagital deprimido (FCSdeprimido) e a propulsão caudal (PROcaudal) (Figura 74).

A dimensão 2 (RDA2) apresentou correlação positiva com o posicionamento da boca terminal (PBoterminal), o posicionamento da boca subterminal (PBosubterminal), o posicionamento da boca inferior (PBoinferior), a área relativa da nadadeira peitoral (APt), a altura relativa da nadadeira pélvica (APv), o formato de corpo sagital deprimido (FCSdeprimido), o formato de corpo sagital esférico (FCSesférico), o formato de corpo sagital alongado (FCSalongado), a propulsão peitoral (PROpeitoral) e a propulsão dorsal/anal (PROdorsal_anal). Assim como correlação negativa com o posicionamento da boca superior (PBosuperior), o índice de compressão lateral (ICL), a área relativa da nadadeira caudal (ANC), o posicionamento da boca protátil inferior (PBoprotátil_inferior), o formato de corpo sagital torpediniforme (FCStorpediniforme), o formato da boca aberta (FBo), tamanho do olho (TOl), a propulsão dorsal (PROdorsal), o formato de corpo sagital trapezoidal (FCSdtrapezoidal) e a propulsão caudal (PROcaudal) (Figura 74).

O triplot mostrou que as espécies *Elops* spp. (Elo_sp), *Selene vomer* (Sel_vom), *Trachinotus goodei* (Tra_goo), *Trachinotus carolinus* (Tra_car), *Opisthonema oglinum* (Opi_ogl) e *Chloroscombrus chrysurus* (Chl_chr) ocupam a coluna d'água sobre a zona de sedimento (CDZS) e compartilham o atributo relacionado à área relativa da nadadeira caudal (ANC) e propulsão caudal (PROcaudal), referente a espécies pelágicas que possuem baixa capacidade de arranque e manobrabilidade, porém elevada velocidade em natação contínua. A espécie *Selene vomer* (Sel_vom) possui o formato de corpo sagital trapezoidal (FCSdtrapezoidal) que lhe confere hidrodinamismo e velocidade intermediária (Figura 74).

As espécies *Eucinostomus melanopterus* (Euc_mel), *Eucinostomus gula* (Euc_gul), *Diapterus rhombeus* (Dia_rho), *Diplectrum formosum* (Dip_for), *D. radiale* (Dip_rad), *Aspistor luniscutis* (Asp_lun), *Lutjanus synagris* (Lut_syn), *Calamus penna* (Cal_pen), *Orthopristis rubra* (Ort_rub) e *Eugerres brasiliensis* (Eug_bra) ocupam a zona de sedimento (ZS) e compartilham os atributos relacionados ao posicionamento da boca protátil inferior (PBoprotátil_inferior) e subterminal (PBosubterminal), característica de espécies demersais que capturam suas presas no substrato por sucção ou não (Figura 74).

As espécies *Coryphopterus glaucofraenum* (Cor_gla), *Malacoctenus delalandii* (Mal_del), *Labrisomus nuchipinnis* (Lab_nup), *Rypticus* spp. (Ryp_sp), *Parablennius pilicornis* (Par_lin), *Pareques lineatus* (Par_pil), *Holocentrus adscensionis* (Hol_ads), *Lutjanus analis* (Lut_ana), *Hypleurochilus fissicornis* (Hyp_fis), *Azurina multilineata* (Azu_mul), *Parablennius marmoreus* (Par_mar), *Bodianus rufus* (Bod_rufus), *Hyporthodus niveatus* (Hyp_niv), *Serranus baldwini* (Ser_bal), *Serranus flaviventris* (Ser_fla), *Epinephelus marginatus* (Epi_mar), *Odontoscion dentex* (Odo_den) e *Stegastes fuscus* (Ste_fus) ocupam a zona recifal rochosa (ZRR) e a zona de interface (ZI) e compartilham os atributos relacionados à área relativa da nadadeira peitoral (APt), ao posicionamento da boca subterminal (PBsubterminal) e ao formato de corpo sagital alongado (FCSalongado), referente a espécies que possuem nadadeiras peitorais com maiores áreas, geralmente em forma de leque ou remo, que permite boa manobrabilidade, porém menor estabilidade durante a natação rápida (constante ou de arranque), a boca subterminal está associada as espécies demersais que capturam suas presas sobre o substrato, e o formato corpo sagital alongado são espécies com hidrodinamismo e velocidade (arranques) intermediário. O *Ogcocephalus vespertilio* (Ogc_ves) também possui nadadeiras peitorais com maiores áreas e serve como suporte, o formato de corpo sagital deprimido (FCSdeprimido) que lhe confere hidrodinamismo intermediário e baixa velocidade, e ao posicionamento da boca inferior (PBinferior) característica de espécies bentônicas que capturam suas presas no substrato (Figura 74).

As espécies *Stephanolepis hispida* (Ste_his) e *Sphoeroides camila* (Sph_cam) ocupam a zona sobre bancos de algas (ZBA) e utilizam da propulsão dorsal/anal (PROdorsal_anal) (Figura 74).

As outras espécies ocupam a coluna d'água sobre a zona recifal rochosa (CDZRR), a coluna d'água sobre a zona de interface (CDZI) e a zona sobre bancos de algas (ZBA). *Pomacanthus paru* (Pom_par), *Caranx bartholomaei* (Car_bar), *Chaetodon striatus* (Cha_str), *Haemulon plumierii* (Hae_plu), *Halichoeres poeyi* (Hal_poe), *Kyphosus sectatrix* (Kyp_sec), *Halichoeres brasiliensis* (Hal_bra), *Sparisoma axillare* (Spa_axil), *Abudefduf saxatilis* (Abu_sax) e *Diplodus argenteus* (Dip_arg) compartilham os atributos relacionados ao posicionamento da boca terminal (PBterminal) que está presente em espécies pelágicas que perseguem suas presas ou a espécies que possuem elevado direcionamento de captura. Já o *Pseudupeneus maculatus* (Pse_mac) e a *Mycteroperca acutirostris* (Myc_acu) estão associadas ao atributo altura relativa da nadadeira pélvica (APv), no qual as suas nadadeiras têm função de estabilização e frenagem durante a natação, podendo também serem utilizadas como estruturas de apoio sobre o substrato. As espécies *Acanthurus chirurgus* (Aca_chi), *A. bahianus*

(Aca_bai), *K. vaigiensis* (Kyp_vai), *Myripristis jacobus* (Myc_jac), *Seriola rivoliana* (Ser_riv), *Pempheris schomburgkii* (Pem_sch), *H. atlanticus* (Hae_atl), *S. frondosum* (Spa_fro) e *Mugil curema* (Mug_cur) possuem o formato de corpo sagital torpediniforme (FCStorpediniforme) e lhes conferem elevado hidrodinamismo e boa velocidade. As espécies *Selene setapinnis* (Sel_set), *Pellona harroweri* (Pel_har), *Chaetodipterus faber* (Cha_fab) e *Caranx latus* (Car_lat) detém alto índice de compressão lateral (ICL), associado a peixes comprimidos lateralmente e de corpo alto, sendo característico de espécies pelágicas. As espécies *Anchoa* spp. (Anc_sp), *Trichiurus lepturus* (Tri_lep), *Haemulon aurolineatum* (Hae_aur) e *Harengula clupeola* (Har_clu) possuem o formato da boca aberta (FBo) de espécies que consomem grandes presas (geralmente carnívoros-piscívoros) ou filtradores (planctívoros). Já as espécies *Centropomus undecimalis* (Cen_und) e *Sphyraena guachancho* (Phy_gua) possuem posicionamento da boca superior (PBosuperior) característico de espécies pelágicas de superfície que capturam suas presas próximo a linha d'água (Figura 74).

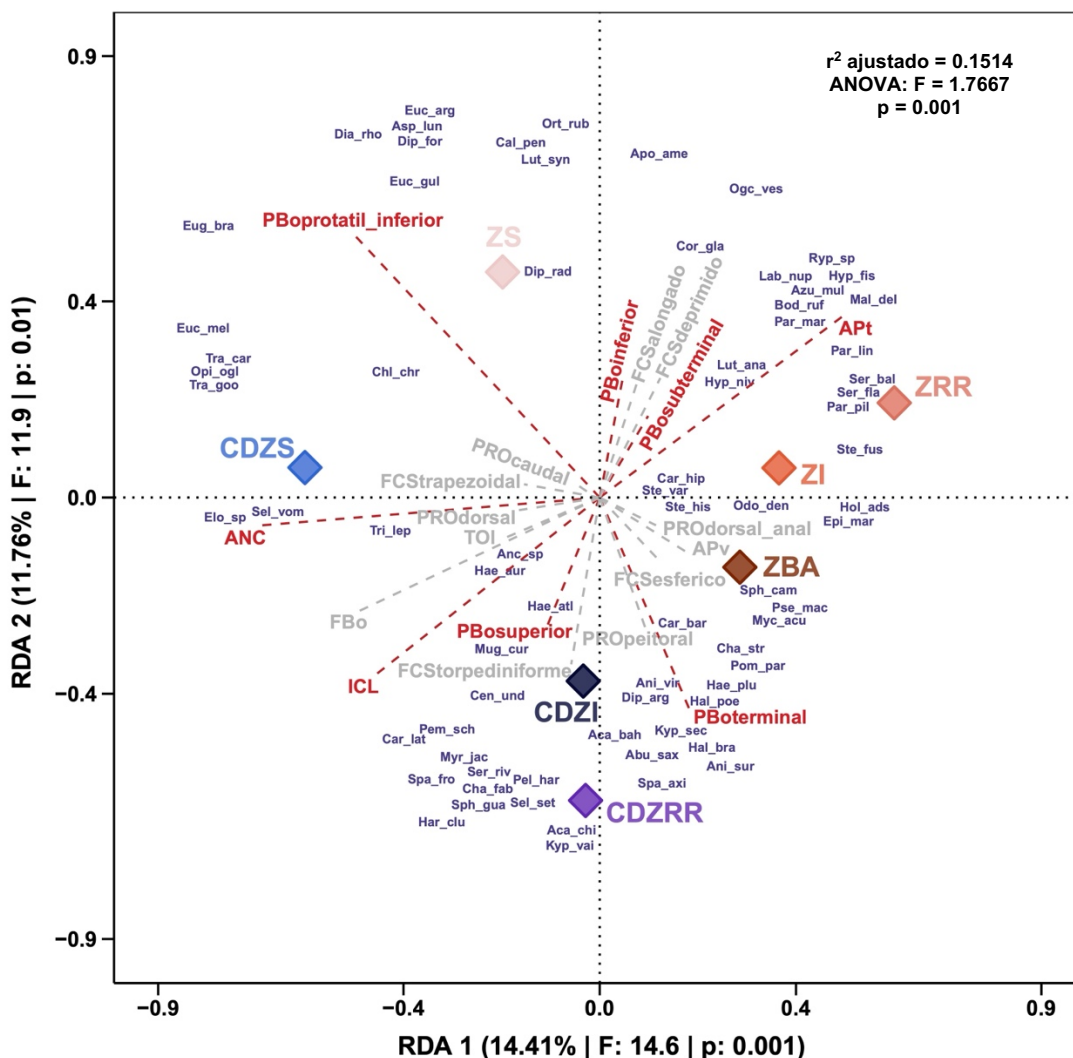


Figura 74. Análise de redundância (RDA) utilizando a composição de espécies nos microhabitats localizados nos recifes rochosos do Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado, Ubatuba – SP e os atributos ecomorfológicos. Linhas pontilhadas em vermelho representam os atributos ecomorfológicos significativos ($p < 0,05$): índice de compressão lateral (ICL), área relativa da nadadeira caudal (ANC), área relativa da nadadeira peitoral (APt), posicionamento da boca protátil inferior (PBoprotátil_inferior), posicionamento da boca inferior (PBoinferior), posicionamento da boca protátil superior (PBosuperior), posicionamento da boca terminal (PBoterminal) e posicionamento da boca subterminal (PBosubterminal). Linhas pontilhadas em cinza representam os atributos não significativos ($p > 0,05$) formato da boca aberta (FBo), tamanho do olho (TOI), altura relativa da nadadeira pélvica (APv), propulsão caudal (PROcaudal), propulsão peitoral (PROpeitoral), propulsão dorsal/anal (PROdorsal_anal), propulsão dorsal (PROdorsal), formato de corpo sagital torpediniforme (FCStorpediniforme), formato de corpo sagital alongado (FCSalongado), formato de corpo sagital: esférico (FCSesferico), formato de corpo sagital deprimido (FCSdeprimido) e formato de corpo sagital trapezoidal (FCSdtrapezoidal). Losangos representam os microhabitats; zona recifal rochosa (ZRR), zona de interface (ZI), coluna d’água sobre a zona recifal rochosa (CDZRR), coluna d’água sobre a zona de interface (CDZI), zona de sedimento (ZS), coluna d’água sobre a zona de sedimento (CDZS) e zona sobre bancos de algas (ZBA). Coeficiente de determinação (r^2 ajustado) = 0,1514; ANOVA: $F = 1,7667$; $p = 0,001$. **Fonte:** autor.

DISCUSSÃO

Verificamos a ocorrência e a preferência das espécies com base na abundância nos diferentes microhabitats do ambiente recifal. Ao longo das ilhas identificamos sete microhabitats baseados no tipo de substrato e na posição do peixe na coluna d'água: quatro associados à algum tipo substrato (ZBA - zona sobre bancos de algas, ZI - zona de interface, ZRR - zona recifal rochosa e ZS - zona de sedimento) e três associados a coluna água desses substratos (CDZI - coluna d'água sobre a zona de interface, CDZRR - coluna d'água sobre a zona recifal rochosa e CDZS - coluna d'água sobre a zona de sedimento). Espécies como *H. aurolineatum*, *H. atlanticus*, *S. fuscus*, *A. saxatilis*, *A. virginicus*, *D. argenteus*, *P. lineatus*, *O. dentex*, *C. striatus* e *C. latus* foram as mais abundantes e ocorreram em todos os microhabitats. São espécies generalistas que tendem a utilizar mais de um microhabitat e serem mais abundantes (BROWN, 1984; MUNDAY *et al.*, 1997, 2002; MEDEIROS *et al.*, 2007). Outras espécies foram menos abundantes e caracterizaram o microhabitat, como por exemplo o *E. marginatus* na zona recifal rochosa, o *C. glaucofraenum* na zona de interface rocha/sedimento, o *C. faber* na coluna d'água sobre a zona recifal rochosa, o *Centropomus undecimalis* na coluna d'água sobre a zona de interface, *D. rhombeus* na zona de sedimento, o *T. carolinus* na coluna d'água sobre a zona de sedimento e o *S. camila* sobre os bancos de algas. Essas espécies possuem características de espécies especialistas; abundantes somente em áreas específicas onde seus recursos são mais acessíveis (BROWN, 1984; MUNDAY *et al.*, 1997, 2002; MEDEIROS *et al.*, 2007).

Os microhabitats coluna d'água sobre a zona recifal rochosa (CDZRR), coluna d'água sobre a zona de interface (CDZI) e zona sobre bancos de algas (ZBA) são semelhantes em termos de espécies e abundância, assim como a coluna d'água sobre a zona de sedimento (CDZS) e zona de sedimento (ZS) e entre a zona recifal rochosa (ZRR) e a zona de interface (ZI). Essas semelhanças sugerem uma relação próxima entre esses microhabitats, potencialmente compartilhando características ecológicas similares e proporcionando condições adequadas para as espécies, como por exemplo as características ecomorfológicas (GATZ, 1979; WATSON & BALÃO, 1984; SFAKIOTAKIS *et al.*, 1999; SIBBING & NAGELKERKE, 2000; TYTELL *et al.*, 2010; VILLÉGER *et al.*, 2017; BARROS *et al.*, 2019; LAROCHE *et al.*, 2020). Além das características ecomorfológicas, alguns estudos têm mostrado que as espécies de peixes exibem versatilidade no uso, preferência e seletividade do microhabitat em escala local, que podem variar ao longo dos gradientes de profundidade

(MACDONALD *et al.*, 2018), a cobertura bentônica, disponibilidade de recursos e posição trófica (MEDEIROS *et al.*, 2016). Consequentemente, a diversidade de microhabitats dentro de um recife contribui para a diversidade funcional das comunidades de peixes (HAYDEN *et al.*, 2022). No geral, a ocorrência e preferência de espécies de peixes em diferentes microhabitats do ambiente recifal são influenciadas por uma combinação de diversidade de habitat, disponibilidade de recursos e adaptações específicas da espécie.

Nossos resultados revelam que a diversidade morfoanatômica explica cerca de $\cong 35\%$ da variação da abundância das espécies nos microhabitats (Figura 74). Isso sugere que as espécies de peixes apresentam preferência por ocupar os microhabitats e parte é explicada pela diversidade morfológica. Esse resultado enfatiza que a diversidade de habitats gera adaptações morfológicas e funcionais distintas nos peixes, onde cada uma dessas características evoluiu seletivamente para se adequar aos nichos específicos disponíveis nesse ecossistema complexo (CANTERLE *et al.*, 2020; FERRARI *et al.*, 2024). Os peixes recifais dependem do seu habitat para as suas três necessidades básicas: alimentação, abrigo e reprodução. Portanto, a disponibilidade de microhabitats dentro do ambiente recifal desempenha um papel crucial para os comedores de invertebrados, algas e para os especialistas em habitats, que residem nos recifes rochosos ou utilizam a complexidade estrutural do recife como abrigo (HOBBS & MUNDAY, 2004).

Os atributos ecomorfológicos com contribuição significativa ($p < 0,05$) sobre a variação na composição das espécies nos diferentes microhabitats foram: o índice de compressão lateral (ICL), a área relativa da nadadeira caudal (ANC), a área relativa da nadadeira peitoral (APt) e os posicionamentos da boca (PBo): protátil inferior (PBoprotátil_inferior), inferior (PBoinferior), superior (PBosuperior), terminal (PBoterminal) e subterminal (PBosubterminal) (Tabela 26).

O índice de compressão lateral (ICL) refere-se à forma do corpo associada ao posicionamento vertical na coluna d'água e a capacidade de realizar deslocamentos verticais, influenciado a cinemática e hidrodinamismo corporal. As espécies *S. setapinnis*, *P. harroweri*, *C. faber* e *C. latus* apresentam um alto índice de compressão lateral (ICL). Esses peixes possuem corpos altos e comprimidos lateralmente, característica típica de espécies pelágicas, o que corrobora com os microhabitats de ocorrência; na coluna d'água sobre a zona recifal rochosa (CDZRR) e na coluna d'água sobre a zona de interface (CDZI) (GATZ, 1979; WATSON & BALÃO, 1984; SFAKIOTAKIS *et al.*, 1999; SIBBING & NAGELKERKE, 2000; TYTELL *et al.*, 2010; VILLÉGER *et al.*, 2017; BARROS *et al.*, 2019; LAROCHE *et al.*, 2020).

A área relativa da nadadeira caudal (ANC) está vinculada à verdadeira função da nadadeira caudal, a principal fonte de propulsão (natação ondulatória). Isso permite avaliar a velocidade de natação contínua, a capacidade de arranque frente à inércia e manobrabilidade. As espécies *Elops* spp. *S. vomer*, *T. goodei*, *T. carolinus*, *O. oglinum* e *C. chrysurus* são pelágicas que possuem baixa capacidade de arranque e manobrabilidade, porém elevada velocidade em natação contínua, corroborando com o microhabitat aonde foram mais abundantes visualizadas, na coluna d'água sobre a zona de sedimento (CDZS) (MAGNUSON, 1978; GATZ, 1979; WEBB, 1984; BALON *et al.*, 1986; OLIVEIRA *et al.*, 2010; MATTA *et al.*, 2019).

A área relativa da nadadeira peitoral (APt) está intrinsecamente ligada à função das nadadeiras peitorais, desempenhando um papel crucial na estabilização durante a natação rápida e na capacidade de manobrabilidade, além de, em alguns casos, servirem como principal fonte de propulsão. Espécies como; *O. vespertilio*, *C. glaucofraenum*, *M. delalandii*, *L. nuchipinnis*, *Rypticus* spp., *P. pilicornis*, *P. lineatus*, *L. analis*, *H. fissicornis*, *A. multilineata*, *P. marmoreus*, *B. rufus*, *S. baldwini*, *S. flaviventris*, *E. marginatus*, *O. dentex* e *S. fuscus* possuem nadadeiras peitorais com maiores áreas, geralmente em forma de leque ou remo, proporcionando boa manobrabilidade, porém menor estabilidade durante a natação rápida (constante ou de arranque). Essas características estão em consonância com a ocorrência das espécies em microhabitats específicos, como a zona recifal rochosa (ZRR) e a zona de interface (ZI) (GATZ, 1979; WATSON & BALON, 1984; FULTON *et al.*, 2001; WAINWRIGHT *et al.*, 2002; WALKER & WESTNEAT, 2002; AGUILAR-MEDRANO *et al.*, 2013).

O posicionamento da boca (PBo) está diretamente associado ao método e a localização no habitat para a captura de alimentos. As espécies *C. undecimalis* e *S. guachancho* apresentam o posicionamento da boca superior (PBosuperior), uma característica de espécies pelágicas que capturam suas presas próximo a linha d'água. Essa informação está em concordância com os microhabitats onde essas espécies foram abundantemente visualizadas: na coluna d'água sobre a zona recifal rochosa (CDZRR) e na coluna d'água sobre a zona de interface (CDZI) (GATZ, 1979; IBAÑEZ *et al.*, 2007; CARLSON & WAINWRIGHT, 2010; LÓPEZ-FERNÁNDEZ *et al.*, 2012).

As espécies *E. melanopterus*, *E. gula*, *D. rhombeus*, *E. brasiliensis* e *A. luniscutis* apresentam um posicionamento da boca protátil inferior (PBoprotátil_inferior), uma característica típica em espécies demersais que capturam suas presas no substrato por sucção, sendo detritívoras ou iliófagas. Corroborando com o microhabitat de ocorrência dessas

espécies, que é a zona de sedimento (ZS) (GATZ, 1979; IBAÑEZ *et al.*, 2007; CARLSON & WAINWRIGHT, 2010; LÓPEZ-FERNÁNDEZ *et al.*, 2012).

As espécies *D. formosum*, *D. radiale*, *L. synagris*, *C. penna*, *O. rubra*, *P. pilicornis*, *P. lineatus*, *M. delalandii* apresentam o posicionamento da boca subterminal (PBosubterminal), característica de espécies demersais que capturam suas presas no substrato. Essa característica corrobora com os microhabitats onde essas espécies são abundantemente visualizadas: a zona de sedimento (ZS), a zona recifal rochosa (ZRR) e a zona de interface (ZI) (GATZ, 1979; IBAÑEZ *et al.*, 2007; CARLSON & WAINWRIGHT, 2010; LÓPEZ-FERNÁNDEZ *et al.*, 2012).

O *O. vespertilio* possui posicionamento da boca inferior (PBoinferior), uma característica comum em espécies bentônicas que capturam suas presas no substrato. Essa característica corrobora com a sua ocorrência na zona recifal rochosa (ZRR) e na zona de interface (ZI) (GATZ, 1979; IBAÑEZ *et al.*, 2007; CARLSON & WAINWRIGHT, 2010; LÓPEZ-FERNÁNDEZ *et al.*, 2012).

As espécies *P. paru*, *C. bartholomaei*, *C. striatus*, *H. plumierii*, *H. poeyi*, *K. sectatrix*, *H. brasiliensis*, *S. axillare*, *A. saxatilis* e *D. argenteus* apresentam o posicionamento da boca terminal (PBterminal), característica presente em espécies pelágicas que perseguem suas presas ou a espécies que demonstram elevado direcionamento de captura. Essas características estão em consonância com os microhabitats onde essas espécies são mais frequentemente visualizadas: a coluna d'água sobre a zona recifal rochosa (CDZRR), a coluna d'água sobre a zona de interface (CDZI) e a zona sobre bancos de algas (ZBA) (GATZ, 1979; IBAÑEZ *et al.*, 2007; CARLSON & WAINWRIGHT, 2010; LÓPEZ-FERNÁNDEZ *et al.*, 2012).

Em outros estudos, como por exemplo de Luiz *et al.* (2008), os autores apresentaram uma lista de 196 peixes recifais no Parque Estadual Marinho da Laje de Santos, São Paulo, e registraram o local específico onde cada espécie foi encontrada e associou à estrutura trófica da comunidade. Os autores estipularam arbitrariamente os diferentes tipos de habitat com base em fatores fisiográficos, como tipo de substrato e profundidade, sendo eles: recife raso (substrato rochoso de 0 a 12 m de profundidade), encosta de recife (substrato rochoso de 13 a 20 m de profundidade), fundo de areia (substrato arenoso adjacente à encosta rochosa do recife), coluna d'água (ambiente pelágico de 0 a 10 m de profundidade, adjacente ao recife rochoso, mas distante pelo menos ~3 m do fundo), e recife profundo (substrato rochoso na faixa de 30 a 45 m de profundidade). A estrutura trófica específica do habitat foi refletida na semelhança de grupos de espécies registradas para cada habitat. As zonas de recife raso e encosta de recife eram praticamente idênticas e melhor correspondiam ao conjunto total no local de estudo. No

entanto, como esperado, na zona da coluna d'água, as categorias de planctívoros e carnívoros foram mais representadas. Os habitats de recife profundo e fundo de areia apresentaram padrões de estrutura trófica semelhantes; ambos não possuem herbívoros e alimentadores de invertebrados sésseis, provavelmente devido à redução na cobertura algácea devido aos baixos níveis de luz no recife profundo e à falta de substrato adequado para a fixação de algas. Já Medeiros *et al.* (2016), os autores testaram o grau de associação ao substrato de cinco espécies de peixes comuns e seus padrões de preferências não aleatórias por categorias bentônicas (alga turf, macroalga, alga coralínea, coral vivo, areia e pavimento rochoso não-colonizado) no arquipélago Fernando de Noronha, Recife. As espécies móveis apresentaram preferências aleatórias, enquanto as espécies de fundo e territoriais exibiram padrões distintos. Diferenças na preferência por substrato desses dois grupos são provavelmente um efeito de estratégias de forrageio contrastantes. No entanto, até mesmo espécies móveis passaram mais que 80% do tempo próximas ao substrato (até 30 cm), sugerindo que este desempenha um importante papel na história de vida desses peixes, possivelmente oferecendo proteção contra predadores.

É perceptível que os diferentes microhabitats foram definidos com base na paisagem de cada ambiente recifal, sendo que a profundidade do recife, o tipo de substrato e a cobertura bentônica são elementos que se diferem entre os recifes e influenciam na distribuição espacial da ictiofauna. A seleção de microhabitats específicos feita pelos peixes recifais exerce forte influência sobre a composição e distribuição das comunidades de organismos nesses ambientes (CHABANET *et al.*, 1997; ALMANY, 2004). A seleção desses microhabitats está associada a fatores intrínsecos e particulares de cada espécie, como por exemplo, a utilização de áreas onde seus recursos alimentares são abundantes. Peixes herbívoros são geralmente encontrados associados a ambientes com grande abundância de algas (LETOURNEUR, 1992), enquanto os planctívoros utilizam, com frequência, ambientes com elevado hidrodinamismo, onde o plâncton pode ser transportado para dentro de sua área (HOBSON & CHESS, 1989; THRESHER, 1983). Além disso, características morfológicas associadas à capacidade de natação, como nadadeiras caudais furcadas, são importantes para espécies que habitam ambientes de alto hidrodinamismo (MCGEHEE, 1994; BELLWOOD *et al.*, 2002; WAINWRIGHT *et al.*, 2002; FLOETER *et al.*, 2007). Dessa forma, os fatores ambientais têm o potencial de afetar a distribuição espacial das espécies.

Existem algumas razões pelas quais certos microhabitats podem favorecer maior diversificação ecomorfológica em comparação com outros (COLLAR *et al.*, 2010). De acordo com a hipótese de Price *et al.*, (2012), a complexidade biológica e estrutural dos recifes rochosos proporciona uma variedade de oportunidades para os organismos que neles habitam.

A presença de elevados níveis de biomassa de recursos, diversidade de espécies e abundância aumenta o potencial competitivo, assim como a partição de recursos, ambos contribuindo para a diversificação morfológica. Além disso, o aumento da complexidade física também contribui para taxas elevadas de diversificação morfológica à medida que as espécies se adaptam a diferentes microhabitats (PRICE *et al.*, 2012). Os ambientes recifais apresentam complexidade física tanto em termos de rugosidade (complexidade do fundo) quanto de irregularidades. Tradicionalmente, a elevada diversidade de espécies nos recifes de coral tem sido atribuída à variação do tipo de habitat, porque os peixes recifais tendem a ser sedentários e, até certo ponto, especialistas em habitats (SALE, 1977).

Padrões de elevada diversidade morfológica em recifes foram descritos qualitativamente em grupos de peixes. Por exemplo, em peixes-anjo marinhos (Pomacanthidae), os peixes-anjo-pigmeus parecem exibir disparidades morfológicas e ecológicas notavelmente maiores do que outros clados de peixes-anjo, juntamente com maior fidelidade aos recifes de coral (BELLWOOD *et al.*, 2004). Em haemulídeos, as taxas de evolução ecomorfológica (a forma do corpo e a morfologia locomotora) são mais rápidas nas espécies que habitam recifes altamente produtivos e complexos (PRICE *et al.*, 2012). Contudo, a influência promotoradora dos recifes na diversificação ecomorfológica dos peixes pode não ser generalizada. Bellwood *et al.*, (2010) sugeriram que o Chaetodon, um grupo de peixes-borboleta (Chaetodontidae) predominantemente associado a recifes, apresenta uma diversidade morfológica reduzida devido à sua relação obrigatória com corais por meio da corallivoria. Quanto à composição da comunidade, estudos evidenciaram que as assembleias de peixes de água doce em habitats estruturalmente mais complexos apresentam uma maior diversidade morfológica (WILLIS *et al.*, 2005). À medida que surgem mais estudos e conhecimento são reunidos sobre o impacto dos recifes na diversificação fenotípica dos peixes, provavelmente surgirá uma compreensão mais abrangente dos fatores que impulsionam essa interação (PRICE *et al.*, 2012).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACKERLY, D. (2009). Conservatism and diversification of plant functional traits: evolutionary rates versus phylogenetic signal. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106, 19699–19706. <https://doi.org/10.1073/pnas.0901635106>
- AGUILAR-MEDRANO, R., FREDERICH, B., BALART, E. F., & DE LUNA, E. (2013). Diversification of the pectoral fin shape in damselfishes (Perciformes, Pomacentridae) of the Eastern Pacific. *Zoomorphology*, 132, 197-213. <https://doi.org/10.1007/s00435-012-0178-8>.
- ALMANY, G. R. (2004). Does increased habitat complexity reduce predation and competition in coral reef fish assemblages?. *Oikos*, 106(2), 275-284. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13193.x>
- ARAUJO, G. S., KURTZ, Y. R., SAZIMA, I., CARVALHO, P. H., FLOETER, S. R., VILASBOA, A., ROTUNDO, M. M., FERREIRA, CARLOS E. L., BARREIROS, J. P., PITASSY, D. E., & CARVALHO-FILHO, A. (2023). Evolutionary history, biogeography, and a new species of *Sphoeroides* (Tetraodontiformes: Tetraodontidae): how the major biogeographic barriers of the Atlantic Ocean shaped the evolution of a pufferfish genus. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 199(4), 978-993. <https://doi.org/10.1093/zoolinnean/zlad055>
- BALON, E. K., CRAWFORD, S. S., & LELEK, A. (1986). Fish communities of the upper Danube River (Germany, Austria) prior to the new Rhein-Main-Donau connection. *Environmental Biology of Fishes*, 15(4), 243-271. <https://doi.org/10.1007/BF03549796>
- BARRELLA, W., BEAUMORD, A. C., & PETRERE-JR, M. (1994). Comparison between the fish communities of Manso river (MT) and Jacare Pepira river (SP), Brazil. *Acta Biologica Venezuelica*, 12(2), 11-20.
- BARROS, T. F., LOUVISE, J., & CARAMASCHI, É. P. (2019). Flow gradient drives morphological divergence in an Amazon pelagic stream fish. *Hydrobiologia*, 833, 217-229. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-3902-2>.
- BEAUMORD, A. C., & PETRERE JUNIOR, M. (1994). Comunidades de peces del rio Manso, Chapada dos Guimarães, MT, Brasil. *Acta Biologica Venezuelica*, 15(2), 21-35.
- BELLWOOD, D. R., GOATLEY, C. H., & BELLWOOD, O. (2016). The evolution of fishes and corals on reefs: form, function and interdependence. *Biological Reviews*, 92(2), 878-901. <https://doi.org/10.1111/brv.12259>
- BELLWOOD, D. R., KLANTEN, S., COWMAN, P. F., PRATCHETT, M. S., KONOW, N., & VAN HERWERDEN, L. (2010). Evolutionary history of the butterflyfishes (f: Chaetodontidae) and the rise of coral feeding fishes. *Journal of evolutionary biology*, 23(2), 335-349. <https://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2009.01904.x>
- BELLWOOD, D. R., STREIT, R. P., BRANDL, S. J., & TEBBETT, S. B. (2018). The meaning of the term ‘function’ in ecology: A coral reef perspective. *Functional Ecology*, 33(6), 948-961. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13265>

- BELLWOOD, D. R., WAINWRIGHT, P. C., FULTON, C. J., & HOEY, A. (2002). Assembly rules and functional groups at global biogeographical scales. *Functional Ecology*, 557-562. <https://www.jstor.org/stable/826738>
- BELLWOOD, D. R., HOEY, A. S., BELLWOOD, O. & GOATLEY, C. H. R. (2014). Evolution of long-toothed fishes and the changing nature of fish-benthos interactions on coral reefs. *Nature Communications* 5, 3144. <https://doi.org/10.1038/ncomms4144>
- BELLWOOD, D.R, GOATLEY, C.H.R., BRANDL S.J., & BELLWOOD O. 2014 Fifty million years of herbivory on coral reefs: fossils, fish and functional innovations. *Proc. R. Soc. B* 281, 20133046. <https://doi:10.1098/rspb.2013.3046>
- BENTON, B., CORN, K. A., FRIEDMAN, S. T., GROSS, D., IWAN, M., KESSLER, B., MARTINEZ, C. M., RODRIGUEZ, S., WHELPLEY, H., WAINWRIGHT, P. C., PRICE, S. A. (2020). Reef-associated fishes have more maneuverable body shapes at a macroevolutionary scale. *Coral Reefs*, 39, 1427-1439. <https://doi.org/10.1007/s00338-020-01976-w>.
- BESTON, S. M., & WALSH, M. R. (2019). Natural selection favours a larger eye in response to increased competition in natural populations of a vertebrate. *Functional Ecology*, 33(7), 1321-1331. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13334>
- BLONDER, B. (2018). “Hypervolume Concepts in Niche- and Trait-Based Ecology.” *Ecography* 41 (9): 1441–55. <https://doi.org/10.1111/ecog.03187>.
- BORCARD, D., GILLET, F., & LEGENDRE, P. (2011). *Numerical ecology with R* (Vol. 2, p. 688). New York: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7976-6>
- BONATO, K. O., BURRESS, E. D., & FIALHO, C. B. (2017). Dietary differentiation in relation to mouth and tooth morphology of a neotropical characid fish community. *Zoologischer Anzeiger*, 267, 31-40. <https://doi.org/10.1016/j.jcz.2017.01.003>.
- BREDA, L., DE OLIVEIRA, E. F., & GOULART, E. (2005). Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 27(4), 371-381. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v27i4.1271>
- BROWN, J. H. (1984). On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist*, 124, 255–279. <https://doi.org/10.1086/284267>
- CADOTTE, M. W., CARSCADDEN, K., & MIROTCHEV, N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of applied ecology*, 48(5), 1079-1087. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>
- CAIGER, P. E., CROQ, C., & CLEMENTS, K. D. (2021). Environmentally induced morphological variation in the temperate reef fish, *Forsterygion lapillum* (F. Tripterygiidae). *Marine Biology*, 168, 1-14. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2004.00314.x>
- CAPPO, M., HARVEY, E., MALCOLM, H., & SPEARE, P. (2003). Potential of video techniques to monitor diversity, abundance and size of fish in studies of marine protected areas. *Aquatic Protected Areas-what works best and how do we know*, 1, 455-64.

CARLSON, R. L., & WAINWRIGHT, P. C. (2010). The ecological morphology of darter fishes (Percidae: Etheostomatinae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 100(1), 30-45. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2010.01417.x>.

CARMINATTO, A. A., ROTUNDO, M. M., BUTTURI-GOMES, D., BARRELLA, W., & JUNIOR, M. P. (2020). Effects of habitat complexity and temporal variation in rocky reef fish communities in the Santos estuary (SP), Brazil. *Ecological Indicators*, 108, 105728. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105728>

CANTERLE, A.M., NUNES, L.T., FONTOURA, L., MAIA, H.A. & FLOETER, S.R. (2020). Reef microhabitats mediate fish feeding intensity and agonistic interactions at Príncipe Island Biosphere Reserve, Tropical Eastern Atlantic. *Marine Ecology*, doi: 10.1111/MAEC.12609

CARVALHO-FILHO, A. (1999). *Peixes: Costa Brasileira*. Marca D'água, São Paulo, 3a ed, p 320.

CARVALHO-FILHO, A. L. F. R. E. D. O., OLIVEIRA, C., MAXIMIANO, L., TAVERA, J., ACERO, A. P., & MARCENIUK, A. P. (2022). Review of the *Pareques acuminatus* (Bloch & Schneider, 1801) species complex, with revalidation of *Pareques lineatus* (Cuvier, 1830) from the Western Atlantic (Percomorphacea: Sciaenidae). *Zootaxa*, 5195(5), 401-418. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5195.5.1>

CASATTI, L., & CASTRO, R. (2006). Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical ichthyology*, 4, 203-214. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252006000200006>

CAVES, E. M., SUTTON, T. T., & JOHNSEN, S. (2017). Visual acuity in ray-finned fishes correlates with eye size and habitat. *Journal of Experimental Biology*, 220(9), 1586-1596. <https://doi.org/10.1242/jeb.151183>.

CHABANET, P., RALAMBONDRAINNY, H., AMANIEU, M., FAURE, G., & GALZIN, R. (1997). Relationships between coral reef substrata and fish. *Coral reefs*, 16, 93-102. <https://doi.org/10.1007/s003380050063>

COLLAR, D. C., SCHULTE, J. A., O'MEARA, B. C., & LOSOS, J. B. (2010). Habitat use affects morphological diversification in dragon lizards. *Journal of evolutionary biology*, 23(5), 1033-1049. <https://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2010.01971.x>

CONNOLLY, S. R., HUGHES, T. P., BELLWOOD, D. R., & KARLSON, R. H. (2005). Community structure of corals and reef fishes at multiple scales. *Science*, 309(5739), 1363-1365. <https://doi.org/10.1126/science.1113281>

CONNOLLY, S.R., MACNEIL, M.A., CALEY, M.J., KNOWLTON, N., CRIPPS, E., HISANO, M., THIBAUT, L.M., BHATTACHARYA, B.D., BENEDETTI-CECCHI, L., BRAINARD, R.E., BRANDT, A., BULLERI, F., ELLINGSEN, K.E., KAISER, S., KRONCKE, I., LINSE, K., MAGGI, E., O'HARA, T.D., PLAISANCE, L., POORE, G.C.B., SARKAR, S.K., SATPATHY, K.K., SCHUCKEL, U., WILLIAMS, A., WILSON, R.S. (2014). Commonness and rarity in the marine biosphere. *Proc Natl Acad Sci*. doi: 10.1073/pnas.1406664111

CONNOR, E. F., & MCCOY, E. D. (1979). The statistics and biology of the species-area relationship. *The American Naturalist*, 113(6), 791-833. <https://doi.org/10.1086/283438>

CÔTE, J., KUCZYNSKI, L., & GRENOUILLET, G. (2022). Morphology reflects differently the various facets of species traits in stream fish. *Freshwater Biology*, 67(7), 1203-1213. <https://doi.org/10.1111/>

DARLING, E. S., GRAHAM, N. A., JANUCHOWSKI-HARTLEY, F. A., NASH, K. L., PRATCHETT, M. S., & WILSON, S. K. (2017). Relationships between structural complexity, coral traits, and reef fish assemblages. *Coral Reefs*, 36, 561-575. <https://doi.org/10.1007/s00338-017-1539-z>

DAROS, F. A., BUENO, L. S., VILAR, C. C., PASSOS, A. C., & SPACH, H. L. (2012). Checklist of rocky reef fishes from the Currais Archipelago and Itacolomis Island, Paraná state, Brazil. *Check List*, 8(3), 349-354.

DAY, S. W., HIGHAM, T. E., HOLZMAN, R., & VAN WASSENBERGH, S. (2015). Morphology, kinematics, and dynamics: the mechanics of suction feeding in fishes. *Integrative and Comparative Biology*, 55(1), 21-35. <https://doi.org/10.1093/icb/icv032>.

DECRETO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 1977. No. 9.629 de 29 março de 1977. Cria o Parque Estadual da Ilha Anchieta e dá providências correlatas. Disponível em: <https://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/repositorio/524/documentos/decreto-9629-29.03.1977.pdf>. Acesso em: 20 nov. de 2023.

DECRETO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2008. No. 53.526 de outubro de 2008. Cria a Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Centro, e dá providências correlatas. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2008/decreto-53526-08.10.2008.html> Acesso em: 20 nov. de 2023

DUBUC, A., QUIMBAYO, J. P., ALVARADO, J. J., ARAYA-ARCE, T., ARRIAGA, A., AYALA-BOCOS, A., ... & BEJARANO, S. (2023). Patterns of reef fish taxonomic and functional diversity in the Eastern Tropical Pacific. *Ecography*, 2023(10), e06536. <https://doi.org/10.1111/ecog.06536>

DUNIC, J. C., & BAUM, J. K. (2017). Size structuring and allometric scaling relationships in coral reef fishes. *Journal of Animal Ecology*, 86(3), 577-589. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12637>.

FERRARI, D.S., NUNES, L.T., MENDES, T.C., FERREIRA, C.E.L. & FLOETER, S.R. (2024). Hyperdominance and habitat composition drive reef fish foraging at Atlantic oceanic islands. *Marine Ecology Progress Series*. DOI: 10.3354/meps14483.

FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES, N.A. (1978). Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1), São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 110p.

FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES, N.A. (1980). Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. III. Teleostei (2), São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, p. 90p.

- FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES, N.A. (2000). Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo, 116p.
- FLOETER, S. R., BENDER, M. G., SIQUEIRA, A. C., & COWMAN, P. F. (2018). Phylogenetic perspectives on reef fish functional traits. *Biological Reviews*, 93(1), 131-151. <https://doi.org/10.1111/brv.12336>
- FLOETER, S. R., HALPERN, B. S., & FERREIRA, C. E. L. (2006). Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. *Biological Conservation*, 128(3), 391-402. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.005>
- FLOETER, S.R., KROHLING, W., GASPARINI, J.L., FERREIRA, C.E. & ZALMON, I.R. (2007). Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environmental Biology of Fishes*, 78(2), 147-160. <https://doi.org/10.1007/s10641-006-9084-6>
- FRICKE, R., ESCHMEYER, W.N., & VAN DER LAAN, R. (EDS) (2023). ESCHMEYER'S CATALOG OF FISHES: GENERA, SPECIES, REFERENCES. (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Electronic version accessed dd mmm 2023.
- FULTON C, BELLWOOD D, WAINWRIGHT P. (2005) Wave energy and swimming performance shape coral reef fish assemblages. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 272:827–832. <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.3029>
- FULTON, C. J., WAINWRIGHT, P. C., HOEY, A. S., & BELLWOOD, D. R. (2017). Global ecological success of *Thalassoma* fishes in extreme coral reef habitats. *Ecology and evolution*, 7(1), 466-472. <https://doi.org/10.1002/ece3.2624>
- FULTON, C., BELLWOOD, D., & WAINWRIGHT, P. (2001). The relationship between swimming ability and habitat use in wrasses (Labridae). *Marine Biology*, 139, 25-33. <https://doi.org/10.1007/s002270100565>
- GATZ JR., A. J. (1979). Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany*, 21(2): 91-124.
- GOATLEY, C. H. R., BELLWOOD, D. R. & BELLWOOD, O. (2010). Fishes on coral reefs: changing roles over the past 240 million years. *Paleobiology* 36, 415–427. <https://doi.org/10.1666/09035.1>
- GRATWICKE, B., & SPEIGHT, M. R. (2005). The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of fish biology*, 66(3), 650-667. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2005.00629.x>
- GUEDES, G. H. S., & ARAÚJO, F. G. (2022). Underwater drones reveal different fish community structures on the steep slopes of a tropical reservoir. *Hydrobiologia*, 849(5), 1301-1312. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04790-9>

- HARMELIN-VIVIEN, M. L. (2002). Energetics and fish diversity on coral reefs. Pp. 265–274. *In*: P. F. Sale, ed. Coral reef fishes. Dynamics and diversity in a complex ecosystem. Academic Press, Boston, MA
- HAYDEN, B., KOVAČIĆ, M., KIRINČIĆ, M., & MARČIĆ, Z. (2022). Comparative trophic ecology of microhabitat-associated guilds of reef fishes in the Adriatic Sea. *Journal of Fish Biology*. <https://doi.org/10.1111/jfb.15101>
- HOBBS, J. P., & MUNDAY, P. L. (2004). Intraspecific competition controls spatial distribution and social organisation of the coral-dwelling goby *Gobiodon histrio*. *Marine Ecology Progress Series*, 278, 253-259. <https://doi:10.3354/meps278253>
- HOBSON, E. S., & CHESS, J. R. (1986). Relationships among fishes and their prey in a nearshore sand community off southern California. *Environmental Biology of Fishes*, 17, 201-226. <https://doi.org/10.1007/BF00698198>
- HORA, S. L. (1922). Structural modifications in the fish of mountain torrents. *Records of the Zoological Survey of India*, 24(1), 31-61.
- HOSTIM-SILVA, M., ANDRADE, A.B., MACHADO, L.F., GERHARDINGER, L.C., DAROS, F.A., BARREIROS, J.P., & GODOY, E.A. (2006). Peixes de Costão Rochoso de Santa Catarina. I. Arvoredo. UNIVALI, Itajaí, SC. Brasil: 1 vol. (131 pp.). ISBN: 85-7696-009-5, Disponível em: <https://repositorio.uac.pt/handle/10400.3/1630>. Acesso em: 18 nov. de 2024.
- IBAÑEZ, C., TEDESCO, P. A., BIGORNE, R., HUGUENY, B., POUILLY, M., ZEPITA, C., ZUBIETA, J., OBERDORFF, T. (2007). Dietary-morphological relationships in fish assemblages of small forested streams in the Bolivian Amazon. *Aquatic Living Resources*, 20(2), 131-142. <https://doi.org/10.1051/alr:2007024>.
- JABLONSKI, D. & SEPKOSKI, J. J. (1996). Paleobiology, community ecology, and scales of ecological pattern. *Ecology* 77, 1367–1378. <https://doi.org/10.2307/2265534>
- KARPOUZI, V. S., & STERGIOU, K. I. (2003). The relationships between mouth size and shape and body length for 18 species of marine fishes and their trophic implications. *Journal of fish biology*, 62(6), 1353-1365. <https://doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00118.x>
- LAROCHE, O., BENTON, B., CORN, K. A. FRIEDMAN, S. T., GROSS, D., IWAN, M., KESSLER, B., MARTINEZ, C. M., RODRIGUEZ, S., WHELPLEY, H., WAINWRIGHT, P.C., PRICE, S. A. (2020). Reef-associated fishes have more maneuverable body shapes at a macroevolutionary scale. *Coral Reefs*, 39, 1427-1439. <https://doi.org/10.1007/s00338-020-01976-w>
- LAURETO, L. M. O., CIANCIARUSO, M. V., & SAMIA, D. S. M. (2015). Functional diversity: an overview of its history and applicability. *Natureza & Conservação*, 13(2), 112-116. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.11.001>
- LEGENDRE, P., & LEGENDRE, L. (2012). Numerical ecology. 3 Edição. Elsevier.

LEITÃO, R. P., ZUANON, J., MOUILLOT, D., LEAL, C. G., HUGHES, R. M., KAUFMANN, P. R., VILLÉGER, S., POMPEU, P.S., KASPER, D., PAULA, F. R. DE FERRAZ, S. F. B., & GARDNER, T. A. (2018). Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography*, 41(1), 219-232. <https://doi.org/10.1111/ecog.02845>

LEVINTON, J. S. (1995). *Marine biology. function, biodiversity, ecology*. Oxford Univ. Press, New York.

LINDSEY, C.C. (1978). Form, function, and locomotory habitats in fish. Pp. 1-88. In: W.S. Hoar & D.J. Randall (eds.). *Fish physiology: locomotion*. Volume 7. Academic Press, New York, NY. 576p., [http://dx.doi.org/10.1016/S1546-5098\(08\)60163-6](http://dx.doi.org/10.1016/S1546-5098(08)60163-6)

LOPEZ-FERNANDEZ, H., WINEMILLER, K. O., MONTANA, C., & HONEYCUTT, R. L. (2012). Diet-morphology correlations in the radiation of South American geophagine cichlids (Perciformes: Cichlidae: Cichlinae). *PLoS One*, 7(4), e33997. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0033997>.

LUCKHURST, B. E., & LUCKHURST, K. (1978). Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology*, 49, 317-323.

LUIZ JR, O. J., CARVALHO-FILHO, A., FERREIRA, C. E., FLOETER, S. R., GASPARINI, J. L., & SAZIMA, I. (2008). The reef fish assemblage of the Laje de Santos Marine State Park, Southwestern Atlantic: annotated checklist with comments on abundance, distribution, trophic structure, symbiotic associations, and conservation. *Zootaxa*, 1807(1), 1-25.

MACARTHUR, R. H., & J. W. MACARTHUR. (1961). On bird species diversity. *Ecology* 42:594–593. <https://doi.org/10.2307/1932254>

MACARTHUR, R., & LEVINS, R. (1964). Competition, habitat selection, and character displacement in a patchy environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 51(6), 1207-1210. <https://doi.org/10.1073/pnas.51.6.1207>

MACDONALD, C., TAUATI, M. I., & JONES, G. P. (2018). Depth patterns in microhabitat versatility and selectivity in coral reef damselfishes. *Marine Biology*, 165(8), 138. <https://doi.org/10.1007/s00227-018-3396-x>

MAGNUSON, J. J. (1978). Locomotion by scombrid fishes: Hydromechanics, morphology, and behaviour. *Fish Physiol*, 240.

MARRERO, C., & WINEMILLER, K. O. (1993). Tube-snouted gymnotiform and mormyriiform fishes: convergence of a specialized foraging mode in teleosts. *Environmental Biology of Fishes*, 38, 299-309. <https://doi.org/10.1007/BF00007523>.

MATTA, A., BAYANDOR, J., BATTAGLIA, F., & PENDAR, H. (2019). Effects of fish caudal fin sweep angle and kinematics on thrust production during low-speed thunniform swimming. *Biology Open*, 8(7), bio040626. <https://doi.org/10.1242/bio.040626>

MATTSON, E., & BELK, M. C. (2013). Intraspecific Morphological variation in two common marine fish species from South Africa. *The Open Fish Science Journal*, 6(1).

- MCGEHEE, M.A. (1994). Correspondence between assemblages of coral reef fishes and gradients of water motion, depth, and substrate size off Puerto Rico. *Marine Ecology-Progress Series*, 105, 243-243.
- MEDEIROS, P. R. D., MOREIRA, A. L. P., & MEDEIROS, A. M. A. D. (2016). Local variations in microhabitat use by *Stegastes fuscus* (Cuvier, 1830)(Teleostei: Pomacentridae) in a tropical reef of Brazil. *Brazilian Journal of Biological Sciences*, 3(6), 375-384. <http://dx.doi.org/10.21472/bjbs.030613>
- MEDEIROS, P. R., GREMPEL, R. G., SOUZA, A. T., ILARRI, M. I., & SAMPAIO, C. L. S. (2007). Effects of recreational activities on the fish assemblage structure in a northeastern Brazilian reef. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 2(3), 288-300.
- MENEZES, N. A., NIRCHIO, M., OLIVEIRA, C. D., & SICCHARAMIREZ, R. (2015). Taxonomic review of the species of *Mugil* (Teleostei: Perciformes: Mugilidae) from the Atlantic South Caribbean and South America, with integration of morphological, cytogenetic and molecular data. *Zootaxa*, 3918(1), 1-38. <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3918.1.1>
- MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. 1980. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil: IV. Teleostei (3). São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 96p.
- MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. 1985. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil: V. Teleostei (4). São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 105p.
- MIHALITSIS, M., & BELLWOOD, D. R. (2019). Morphological and functional diversity of piscivorous fishes on coral reefs. *Coral Reefs*, 38(5), 945-954. <https://doi.org/10.1007/s00338-019-01820-w>
- MIHALITSIS, M., & BELLWOOD, D. R. (2017). A morphological and functional basis for maximum prey size in piscivorous fishes. *PloS one*, 12(9), e0184679. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0184679>.
- MONISMITH, S. G. (2006). Hydrodynamics of Coral Reefs. *Ann. Rev. Fluid Mech.* 39:37–55. <https://doi.org/10.1146/annurev.fluid.38.050304.092125>
- MOTTA, P. J., NORTON, S. F., & LUCZKOVICH, J. J. (1995). Perspectives on the ecomorphology of bony fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 44, 11-20. <https://doi.org/10.1007/BF00005904>
- MUNDAY, P. L., JONES, G. P., & CALEY, M. J. (1997). Habitat specialisation and the distribution and abundance of coral-dwelling gobies. *Marine Ecology Progress Series*, 152, 227-239. <https://doi:10.3354/meps152227>
- MUNDAY, P. L., JONES, G. P., PRATCHETT, M. S., & WILLIAMS, A. J. (2008). Climate change and the future for coral reef fishes. *Fish and Fisheries*, 9(3), 261-285. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00281.x>.
- MUNDAY, P. L., PIERCE, S. J., JONES, G. P., & LARSON, H. K. (2002). Habitat use, social organization and reproductive biology of the seawhip goby, *Bryaninops yongei*. *Marine and Freshwater Research*, 53(4), 769-775. <https://doi.org/10.1071/MF01205>

NELSON, J. S., GRANDE, T. C., & WILSON, M. V. (2016). *Fishes of the World*. John Wiley & Sons.

OKSANEN, J., SIMPSON, G., BLANCHET, F., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P., O'HARA, R., SOLYMOS, P., STEVENS, M., SZOECS, E., WAGNER, H., BARBOUR, M., BEDWARD, M., BOLKER, B., BORCARD, D., CARVALHO, G., CHIRICO, M., DE CACERES, M., DURAND, S., EVANGELISTA, H., FITZJOHN, R., FRIENDLY, M., FURNEAUX, B., HANNIGAN, G., HILL M., LAHTI, L., MCGLINN, D., OUELLETTE, M., RIBEIRO, CUNHA, E., SMITH, T., STIER, A., TER BRAAK, C., WEEDON, J. (2022), *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-2, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.

OLIVEIRA, E. F., GOULART, E., BRENDA, L., MINTE-VERA, C. V., PAIVA, L. R. D. S., & VISMARA, M. R. (2010). Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neotropical Ichthyology*, 8, 569-586. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252010000300002>

PANKHURST, N. W. (1989). The relationship of ocular morphology to feeding modes and activity periods in shallow marine teleosts from New Zealand. *Environmental Biology of Fishes*, 26, 201-211. <https://doi.org/10.1007/BF00004816>

PINHEIRO, H.T., ROCHA, L.A., MACIEIRA, R.M., CARVALHO-FILHO, A., ANDERSON, A.B., BENDER, M.G.; DARIO, F.D., FERREIRA, C. E. L., FIGUEIREDO-FILHO, J., FRANCINI-FILHO, R., GASPARINI, J. L., JOYEUX, J. C., OSMAR, J. L., MINCARONE, M. M., MOURA, RODRIGO L., NUNES, JOSÉ DE ANCHIETA C. C., QUIMBAYO, J. P., ROSA, R. S., SAMPAIO, C. L. S., SAZIMA, I., SIMON, T., VILANOVA, DANIELE A., & FLOETER, S.R. (2018). South-western Atlantic reef fishes: Zoogeographical patterns and ecological drivers reveal a secondary biodiversity centre in the Atlantic Ocean. *Diversity and Distributions*, 24(7), 951-965. <https://doi.org/10.1111/ddi.12729>

PORTARIA SUDEPE, 1983. No. N-56, 10 de novembro de 1983. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/1983p_sudepe_56_1983_areaexclusaoilhaanchieta_sp.pdf. Acesso em: 20 nov. de 2023.

PORTER, H. T., & MOTTA, P. J. (2004). A comparison of strike and prey capture kinematics of three species of piscivorous fishes: Florida gar (*Lepisosteus platyrhincus*), redfin needlefish (*Strongylura notata*), and great barracuda (*Sphyrnaena barracuda*). *Marine Biology*, 145, 989-1000. <https://doi.org/10.1007/s00227-004-1380-0>.

POUILLY, M., LINO, F., BRETENOUX, J. G., & ROSALES, C. (2003). Dietary-morphological relationships in a fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. *Journal of Fish Biology*, 62(5), 1137-1158. <https://doi.org/10.1046/j.1095-1005.2003.00108.x>.

PRICE, S. A., TAVERA, J. J., NEAR, T. J., & WAINWRIGHT, P. C. (2013). Elevated rates of morphological and functional diversification in reef-dwelling haemulid fishes. *Evolution*, 67(2), 417-428. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2012.01773.x>

PIORSKI, N. M., J. R. L. ALVES, M. R. B. MACHADO & M. M. F. CORREIA. 2005. Alimentação e ecomorfologia de duas espécies de piranhas (Characiformes: Characidae) do

lago de Viana, estado do Maranhão, Brasil. *Acta Amazonica*, 35: 63-70. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672005000100010>

R CORE TEAM (2023). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

REICH, P. B., WRIGHT, I. J., CAVENDER-BARES, J., CRAINE, J. M., OLEKSYN, J., WESTOBY, M., & WALTERS, M. B. (2003). The evolution of plant functional variation: traits, spectra, and strategies. *International Journal of Plant Sciences* 164, S143–S164. <https://doi.org/10.1086/374368>

ROBERTS, C. M., MCCLEAN, C. J., VERON, J. E., HAWKINS, J. P., ALLEN, G. R., MCALLISTER, D. E., SCHUELER, F. W., SPALDING, M., WELLS, F., VYNNE, C., & WERNER, T. B. (2002). Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science*, 295(5558), 1280-1284. <https://10.1126/science.1067728>

ROLIM, F. A., LANGLOIS, T., RODRIGUES, P. F., BOND, T., MOTTA, F. S., NEVES, L. M., & GADIG, O. B. (2019). Network of small no-take marine reserves reveals greater abundance and body size of fisheries target species. *PLoS One*, 14(1), e0204970. <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: Abolis Books, 2017.

ROSENZWEIG, M. L. (1995). *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

SALE, P. F. (1977). Maintenance of high diversity in coral reef fish communities. *The American Naturalist*, 111(978), 337-359. <https://doi.org/10.1086/283164>

SANTOS, L. L., BENONE, N. L., SOARES, B. E., BARTHEM, R. B., & MONTAG, L. F. (2019). Trait–environment relationships in Amazon stream fish assemblages. *Ecology of Freshwater Fish*, 28(3), 424-433. <https://doi.org/10.1111/eff.12465>.

SCHOENER, T. W. (1974). Resource Partitioning in Ecological Communities: Research on how similar species divide resources helps reveal the natural regulation of species diversity. *Science*, 185(4145), 27-39. <https://10.1126/science.185.4145.27>

SFAKIOTAKIS, M., LANE, D. M., & DAVIES, J. B. C. (1999). Review of fish swimming modes for aquatic locomotion. *IEEE Journal of Oceanic Engineering*, 24(2), 237-252. <https://doi.org/10.1109/48.757275>.

SHUAI, F., YU, S., LEK, S., & LI, X. (2018). Habitat effects on intra-species variation in functional morphology: Evidence from freshwater fish. *Ecology and evolution*, 8(22), 10902-10913. <https://doi.org/10.1002/ece3.4555>

SIBBING, F. A., & NAGELKERKE, L. A. (2000). Resource partitioning by Lake Tana barbs predicted from fish morphometrics and prey characteristics. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 10, 393-437. <https://doi.org/10.1023/A:1012270422092>

- SILVA, F. C., FLOETER, S. R., LINDEGREN, M., & QUIMBAYO, J. P. (2023). Warming-induced changes in reef fish community traits in the Southwestern Atlantic transition zone. *Marine Ecology Progress Series*, 710, 107-123. <https://doi.org/10.3354/meps14288>
- SILVA, Fernando Carolina da. Padrões e processos espaço-temporais da diversidade taxonômica e funcional de peixes recifais em uma zona de transição de temperatura. 188p. Tese (Doutorado), Universidade Federal de Santa Catarina, 2023.
- SOARES, B. E., BENONE, N. L., LEITÃO, R. P., LEAL, C. G., SANTOS, L. L., DE ASSIS MONTAG, L. F., & CARAMASCHI, É. P. (2023). The ecomorphological diversity of Amazonian stream fishes is constrained by phylogenetic relationships. *ECOVORXIV*. <https://doi.org/10.32942/X2N59N>
- STENECK, R. S., GRAHAM, M. H., BOURQUE, B. J., CORBETT, D., ERLANDSON, J. M., ESTES, J. A., & TEGNER, M. J. (2002). Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental conservation*, 29(4), 436-459. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000322>
- TERESA, F. B., CASATTI, L., & CIANCIARUSO, M. V. (2015). Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. *Neotropical Ichthyology*, 13, 361-370. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20130229>.
- THRESHER, R. E. (1983). Environmental correlates of the distribution of planktivorous fishes in the One Tree Reef Lagoon. *Marine Ecology Progress Series*, 10(13), 7-145.
- TOUSSAINT, A., CHARPIN, N., BROSSE, S., & VILLÉGER, S. (2016). Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Scientific reports*, 6(1), 22125. <https://doi.org/10.1038/srep22125>.
- TREBILCO, R., DULVY, N. K., STEWART, H., & SALOMON, A. K. (2015). The role of habitat complexity in shaping the size structure of a temperate reef fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 532, 197-211. <https://doi.org/10.3354/meps11330>
- TYTELL, E. D., BORAZJANI, I., SOTIROPOULOS, F., BAKER, T. V., ANDERSON, E. J., & LAUDER, G. V. (2010). Disentangling the functional roles of morphology and motion in the swimming of fish. *Integrative and Comparative Biology*, 50(6), 1140-1154. <https://doi.org/10.1093/icb/icq057>.
- VERMEIJ, G. J. (1977). The Mesozoic marine revolution: evidence from snails, predators and grazers. *Paleobiology* 3, 245–258. <https://doi.org/10.1017/S0094837300005352>
- VILLÉGER, S., BROSSE, S., MOUCHET, M., MOUILLOT, D., & VANNI, M. J. (2017). Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. *Aquatic Sciences*, 79, 783-801. <https://doi.org/10.1007/s00027-017-0546-z>
- WAINWRIGHT, P. C., BELLWOOD, D. R., & WESTNEAT, M. W. (2002). Ecomorphology of locomotion in labrid fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 65, 47-62. <https://doi.org/10.1023/A:1019671131001>.

- WALKER, J. A., & WESTNEAT, M. W. (2002). Performance limits of labriform propulsion and correlates with fin shape and motion. *Journal of Experimental Biology*, 205(2), 177-187. <https://doi.org/10.1242/jeb.205.2.177>.
- WATSON, D. J., & BALON, E. K. (1984). Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology*, 25(3), 371-384. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1984.tb04885.x>
- WEBB, C. O. (2000). Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. *The American Naturalist*, 156(2), 145-155. <https://doi.org/10.1086/303378>
- WEBB, C. O., ACKERLY, D. D., MCPEEK, M. A., & DONOGHUE, M. J. (2002). Phylogenies and community ecology. *Annual review of ecology and systematics*, 33(1), 475-505. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150448>
- WEBB, P. W. (1984). Form and function in fish swimming. *Scientific American*, 251(1), 72-83. <https://doi.org/10.1038/scientificamerican0784-72>.
- WICKHAM, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- WICKHAM, H., FRANÇOIS, R., HENRY, L., MÜLLER, K., VAUGHAN, D. (2023). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. R package version 1.1.3, <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>.
- WILLIS, S. C., WINEMILLER, K. O., & LOPEZ-FERNANDEZ, H. (2005). Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia*, 142, 284-295. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1723-z>
- WINEMILLER, K. O. (1991). Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs*, 61(4), 343-365. <https://doi.org/10.2307/2937046>
- WINEMILLER, K. O., FITZGERALD, D. B., BOWER, L. M., & PIANKA, E. R. (2015). Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecology letters*, 18(8), 737-751. <https://doi.org/10.1111/ele.12462>.
- WOOD, R. (1999). *Reef Evolution*. Oxford University Press, Oxford.
- ZHONG, Y., WU, J., WANG, C., LI, Y., & SONG, J. (2022). Hydrodynamic effects of the caudal fin shape of fish in carangiform undulatory swimming. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part C: Journal of Mechanical Engineering Science*, 236(12), 6385-6394. <https://doi.org/10.1177/09544062211069007>.

APÊNDICE A

Atributos ecomorfológicas relativos a diversidade morfoadatativa testado para descrever o uso do habitat, a capacidade natatória e a seleção de presas, com suas respectivas fórmulas e referências bibliográficas.

Atributos ecomorfológicos	Fórmula	Referências bibliográficas
Altura relativa do corpo	$\frac{AMC}{CPD}$ <p>AMC = Altura máxima do corpo CPD = Comprimento padrão</p>	GATZ (1979)
Índice de compressão ventral	$\frac{ALM}{AMC}$ <p>ALM = Altura da linha média AMC = Altura máxima do corpo</p>	HORA (1922), WATSON & BALON (1984)
Índice de compressão do pedúnculo	$\frac{APC}{LPC}$ <p>APC = Altura do pedúnculo caudal LPC = Largura do pedúnculo caudal</p>	GATZ (1979); WINEMILLER (1991), WILLIS <i>et al.</i> (2005), OLIVEIRA <i>et al.</i> (2010)
Estrangulamento do pedúnculo caudal	$\frac{ANC}{APC}$ <p>ANC = Altura da nadadeira caudal APC = Altura do pedúnculo caudal</p>	WEBB (1984), BALON <i>et al.</i> (1986), MATTA <i>et al.</i> (2019)
Altura relativa da nadadeira caudal	$\frac{ANC}{AMC}$ <p>ANC = Altura da nadadeira caudal AMC = Altura máxima do corpo</p>	BALON <i>et al.</i> (1986), OLIVEIRA <i>et al.</i> (2010)
Razão aspecto da nadadeira caudal	$\frac{(ANC)^2}{ArNC}$ <p>ANC = Altura nadadeira caudal ArNC = Área da nadadeira caudal (comprimento nadadeira caudal vezes a altura nadadeira caudal)</p>	WEBB (1984), BREDÁ <i>et al.</i> (2005), MATTA <i>et al.</i> (2019), ZHONG <i>et al.</i> (2022)

Atributos ecomorfológicos	Fórmula	Referências bibliográficas
Razão aspecto da nadadeira peitoral	$\frac{(\text{CNP})^2}{\text{ArNP}}$ <p>CNP = Comprimento da nadadeira peitoral ArNP = Área da nadadeira peitoral (comprimento da nadadeira peitoral vezes a altura da nadadeira peitoral)</p>	WAINWRIGHT <i>et al.</i> (2002)
Razão da nadadeira peitoral	$\frac{\text{ANP}}{\text{CNP}}$ <p>ANP = Altura da nadadeira peitoral CNP = Comprimento da nadadeira peitoral</p>	WALKER & WESTNEAT (2002), WAINWRIGHT <i>et al.</i> (2002); AGUILAR-MEDRANO <i>et al.</i> (2013)
Proporção da nadadeira peitoral - 1	$\frac{\text{CNP}}{\text{AMC}}$ <p>CNP = Comprimento da nadadeira peitoral AMC = Altura máxima do corpo</p>	WATSON & BALON, 1984; PIORSKI <i>et al.</i> , 2005
Proporção da nadadeira peitoral - 2	$\frac{(\text{CNP})^2}{\text{ArNP}}$ <p>CNP = Comprimento da nadadeira peitoral ArNP = Área da nadadeira peitoral (comprimento da nadadeira peitoral vezes a altura da nadadeira peitoral)</p>	WALKER & WESTNEAT (2002), AGUILAR MEDRANO <i>et al.</i> (2013), WAINWRIGHT <i>et al.</i> (2002)
Área relativa da nadadeira peitoral - 1	$\frac{\text{ArNP}}{(\text{CPD})^2}$ <p>ArNP = Área da nadadeira peitoral (comprimento da nadadeira peitoral vezes a altura da nadadeira peitoral) CPD = Comprimento padrão</p>	WATSON & BALON (1984)
Área relativa da nadadeira peitoral - 2	$\frac{\text{ANP}}{\text{ACC}}$ <p>ANP = Altura da nadadeira peitoral ACC = Altura da cabeça</p>	GATZ (1979), FULTON <i>et al.</i> (2001)
Relação da superfície da nadadeira peitoral e caudal	$2 * \frac{\text{ArNP}}{\text{ArNC}}$ <p>ArNP = Área da nadadeira peitoral (comprimento da nadadeira peitoral vezes a altura da nadadeira peitoral) ArNC = Área da nadadeira caudal (comprimento nadadeira caudal vezes a altura nadadeira caudal)</p>	WEBB (1984)

Atributos ecomorfológicos	Fórmula	Referências bibliográficas
Altura relativa da nadadeira anal - 1	$\frac{CNA}{AMC}$ <p>CNA = Comprimento da nadadeira anal AMC = Altura máxima do corpo</p>	BREDA <i>et al.</i> (2005)
Altura relativa da nadadeira anal - 2	$\frac{ANA}{AMC}$ <p>ANA = Altura da nadadeira anal AMC = Altura máxima do corpo</p>	Proposto pelos autores
Proporção da nadadeira anal	$\frac{(CNA)^2}{ArNA}$ <p>CNA = comprimento da nadadeira anal ArNA = Área da nadadeira anal (comprimento da nadadeira anal vezes a altura da nadadeira anal)</p>	BREDA <i>et al.</i> (2005)
Razão da nadadeira anal - 1	$\frac{CNA}{CPD}$ <p>CNA = Comprimento da nadadeira anal CPD = Comprimento padrão do corpo</p>	BREDA <i>et al.</i> (2005)
Razão da nadadeira anal - 2	$\frac{CNA}{ANA}$ <p>CNA = Comprimento da nadadeira anal ANA = Altura da nadadeira anal</p>	Proposto pelos autores
Área relativa da nadadeira pélvica - 1	$\frac{ArPv}{(CPD)^2}$ <p>ArPv = Área da nadadeira pélvica (comprimento da nadadeira pélvica vezes a altura da nadadeira pélvica) CPD = Comprimento padrão</p>	BREDA <i>et al.</i> (2005)
Área relativa da nadadeira pélvica - 2	$\frac{ArPv}{ArC}$ <p>ArP = Área da nadadeira pélvica (comprimento da nadadeira pélvica vezes a altura da nadadeira pélvica) ArC = Área corporal (comprimento padrão vezes a altura máxima do corpo)</p>	GATZ (1979)

Atributos ecomorfológicos	Fórmula	Referências bibliográficas
Razão aspecto da nadadeira pélvica	$\text{ArPv} / (\text{CPv})^2$ <p>ArPv = Área da nadadeira pélvica (comprimento da nadadeira pélvica vezes a altura da nadadeira pélvica) CPv = Comprimento da nadadeira pélvica</p>	BREDA <i>et al.</i> (2005), CASATTI & CASTRO (2006)
Proporção da nadadeira pélvica	$(\text{CPv})^2 / \text{ArPv}$ <p>CPv = Comprimento da nadadeira pélvica ArPv = Área da nadadeira pélvica (comprimento da nadadeira pélvica vezes a altura da nadadeira pélvica)</p>	GATZ (1979)
Altura relativa da nadadeira dorsal	AND / AMC <p>AND = Altura da nadadeira dorsal AMC = Altura máxima do corpo</p>	BREDA <i>et al.</i> (2005)
Área relativa da nadadeira dorsal	ArND / ArC <p>ArND = Área da nadadeira dorsal (comprimento da nadadeira dorsal vezes a altura da nadadeira dorsal) ArC = Área corporal (comprimento padrão vezes a altura máxima do corpo)</p>	LIDSEY (1978)
Comprimento relativo da cabeça	$\text{CCÇ} / \text{CPD}$ <p>CCÇ = Comprimento da cabeça CPD = Comprimento padrão</p>	GATZ (1979), WATSON & BALON (1984), WINEMILLER (1991), WILLIS <i>et al.</i> (2005)
Altura relativa da cabeça	$\text{ACÇ} / \text{LMC}$ <p>ACÇ = Altura da cabeça AMC = Altura máxima do corpo</p>	WATSON & BALON (1984), WINEMILLER (1991), Willis <i>et al.</i> (2005)
Abertura relativa da boca - cabeça	$\text{CMX} / \text{CCÇ}$ <p>CMX = Comprimento da maxila CCÇ = Comprimento da cabeça</p>	GATZ (1979)

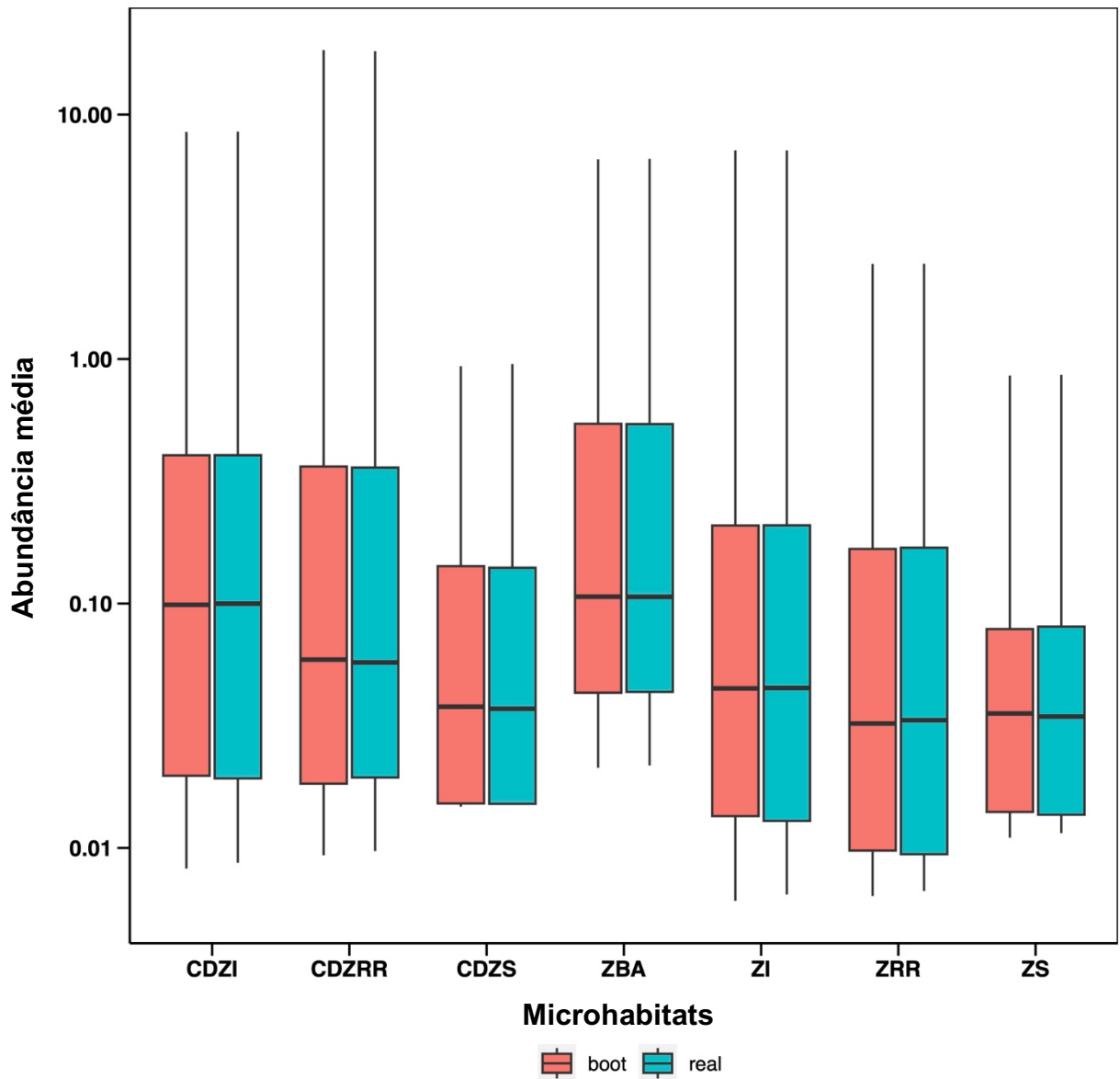
Atributos ecomorfológicos	Fórmula	Referências bibliográficas
Abertura relativa da boca - comprimento padrão	<p style="text-align: center;">CMX/CPD CMX = Comprimento da maxila CPD = Comprimento padrão</p>	GATZ (1979)
Largura relativa da boca	<p style="text-align: center;">LBC / LMC LBC = Largura da boca LMC = Largura máxima do corpo</p>	GATZ (1979), WINEMMILER (1991), BEAUMORD & PETRERE JR. (1994)
Superfície da boca aberta	<p style="text-align: center;">CMX * LBC / LMC * AMC CMX = Comprimento da maxila LBC = Largura da boca LMC = Largura máxima do corpo AMC = Altura máxima do corpo</p>	KARPOUZI & STERGIU (2003), DUNIC & BAUM (2017), MIHALITSIS & BELLWOOD (2017), BONATO <i>et al.</i> (2017)
Posição da boca	<p style="text-align: center;">PBO / CCÇ PBO = Posicionamento da boca CCÇ = Comprimento da cabeça</p>	IBAÑEZ <i>et al.</i> (2007), CARLSON & WAINWRIGHT (2010), LÓPEZ-FERNÁNDEZ <i>et al.</i> (2012)
Tamanho relativo do olho	<p style="text-align: center;">ArO / (CPD)² ArO = Área do olho (comprimento do olho vezes a altura do olho) CPD = Comprimento padrão</p>	PANKHURST (1989), POUILLY <i>et al.</i> (2003)
Posição do olho	<p style="text-align: center;">AOL / CCÇ AOL = Altura do olho CCÇ = Comprimento da cabeça</p>	WINEMILLER (1991), POUILLY <i>et al.</i> (2003)
Posição relativa do olho	<p style="text-align: center;">DMO / ACÇ DMO = Diâmetro máximo do olho (comprimento ou altura do olho) ACÇ = Altura da cabeça</p>	GATZ (1979), WATSON & BALON (1984)

Atributos ecomorfológicos	Fórmula	Referências bibliográficas
Comprimento do focinho	CFO / CCC CFO = Comprimento do focinho CCC = Comprimento da cabeça	BELLWOOD <i>et al.</i> (2014)
Tipo de nadadeira caudal	1 - arredondada; 2 - truncada; 3 - emarginada; 4 - lunada; 5 - bifurcada; 6 - lanceolada e 7 - peduncular (ausente)	Proposto pelos autores
Tamanho da nadadeira pélvica	1 - fundida; 2 - ausente; 3 - mediana; 4 - prolongada; 5 - intermediária; 6 - reduzida e 7 - suporte	Proposto pelos autores
Posicionamento da nadadeira pélvica	1 - jugular; 2 - torácica; 3 - sub-abdominal; 4 - abdominal e 5 - ausente	Proposto pelos autores
Posicionamento da nadadeira peitoral	1 - superior, 2 - mediana, 3 - submediana, 4 - inferior	Proposto pelos autores
Tamanho da nadadeira peitoral	1- prolongada; 2 - intermediária; 3 - restrita; 4 - espinhosa e 5 - suporte	Proposto pelos autores
Formato do corpo coronal	1 - cilíndrico/esférico; 2 - deprimido e 3 - comprimido	Proposto pelos autores

Fonte: autor.

APÊNDICE B

Boxplot para distribuição média da abundância de espécies (real). Boxplot aleatório mostrando diminuição na dispersão dos dados (boot). Zona recifal rochosa (ZRR), coluna d'água sobre a zona recifal rochosa (CDZRR), zona de interface (ZI), coluna d'água sobre a zona de interface (CDZI), zona de sedimento (ZS), coluna d'água sobre a zona de sedimento (CDZS) e zona sobre bancos de algas (ZBA).



CAPÍTULO 4: CONCLUSÃO GERAL

No capítulo 1, a similaridade da composição entre o Parque Estadual Ilha Anchieta e Ilha do Mar Virado foi de 60,49% e o resultado do teste de comparação entre os H' foi significativo, indicando que $H'_{IMV} > H'_{PEIA}$. A similaridade da composição entre os períodos diurnos foi de 45,67% e resultado do teste de comparação entre os H' foi significativo, indicando que $H'_{DIA} > H'_{NOITE}$. A similaridade da composição entre as estações climáticas foi numericamente alta, sendo o maior valor (66,67%) entre primavera e inverno, e o menor (48,61%) entre verão e inverno e o resultado do teste de comparação entre os H' foi significativo, indicando **indicando $H'_{OUTONO} > H'_{VERÃO}$, $H'_{OUTONO} > H'_{PRIMAVERA}$, $H'_{VERÃO} > H'_{PRIMAVERA}$ e $H'_{VERÃO} > H'_{INVERNO}$.**

A PERMANOVA indicou diferenças significativas na composição e abundância das espécies entre as ilhas, entre as estações climáticas, entre o período diurno e a profundidade. Comparações pareadas entre as estações climáticas mostraram diferença significativa na variação entre verão e outono implicando em maior variação no outono, e entre os períodos diurnos, onde o dia apresentou maior variação.

A utilização do ROV se mostrou eficiente ao detectar os componentes da comunidade de peixes, especialmente em habitats sensíveis dentro de áreas protegidas, como os ambientes recifais, que abrigam uma quantidade representativa de espécies ameaçadas, além de trazer resultados da composição e similaridade da ictiofauna entre os ciclos sazonal e diurno.

Ressaltamos a importância de pesquisas noturnas, considerando a influência da luz artificial no comportamento dos peixes, e destacamos a vulnerabilidade de espécies ameaçadas à pesca, enfatizando a necessidade de regulamentação e fiscalização adequadas.

No capítulo 2, encontramos uma diferença na abundância numérica total de peixes entre os períodos diurno, sendo maior durante o dia.

Ao analisar as espécies formadoras de cardumes, observou-se uma interação significativa entre o período diurno e a estação climática, indicando maiores formações de cardumes durante a noite e no outono. Para as espécies não formadoras de cardume, a interação significativa entre o período diurno e a temperatura implicou em menor abundância durante a noite e em temperaturas mais baixas.

A variação sazonal influenciou na abundância numérica total e na abundância de espécies não formadoras de cardume, resultando em maior abundância no inverno, atribuída à abundância numérica de espécies específicas. A temperatura mostrou uma correlação positiva com a abundância numérica total. Para as espécies formadoras de cardume, a interação entre

profundidade e temperatura implicou em formações de cardume em águas mais profundas e quentes.

O Parque Estadual Ilha Anchieta, com maiores pontos profundidade, apresentou maior abundância, enquanto a Ilha do Mar Virado, com pontos de menor profundidade, registrou maior abundância em áreas rasas. A variação diuturna na riqueza foi evidente apenas na Ilha do Mar Virado.

Ao avaliar as espécies alvo de pesca foi observado que o fator ilha influencia na composição e proporção de ocorrência estas espécies, enquanto as espécies alvo de conservação ocorrem ao acaso, independente da ilha.

Este estudo fornece *insights* valiosos sobre a dinâmica das comunidades de peixes recifais, destacando a importância de fatores ambientais e antropogênicos na sua estrutura e composição. Essas descobertas podem orientar estratégias de conservação e manejo para preservar a diversidade marinha em áreas protegidas.

O capítulo 3, proporcionou uma análise abrangente da ocorrência e preferência das espécies de peixes em diferentes microhabitats do ambiente recifal. Ao longo das ilhas estudadas, foram identificados sete microhabitats baseados no tipo de substrato e posição do peixe na coluna d'água. Espécies generalistas, como *H. aurolineatum*, *H. atlanticus* e *S. fuscus*, demonstraram maior abundância e ocorreram em diversos microhabitats, enquanto outras, como *E. marginatus*, *C. glaucofraenum*, *C. faber*, *D. rhombeus*, *S. camila* e *T. carolinus*, mostraram preferência por microhabitats específicos, caracterizando-se como espécies especialistas.

A similaridade na composição e abundância de espécies entre os microhabitats, sugere a existência de características ecológicas compartilhadas. Além disso, destacamos a influência significativa de atributos ecomorfológicos na variação da abundância das espécies nos microhabitats. Características como índice de compressão lateral, área relativa das nadadeiras caudal e peitoral, e posicionamento da boca têm contribuições significativas. Esses atributos morfológicos estão relacionados ao comportamento alimentar, locomoção e adaptação das espécies aos diferentes ambientes.

A heterogeneidade de microhabitats dentro do ambiente recifal é fundamental para a diversidade funcional das comunidades de peixes. A disponibilidade desses microhabitats desempenha um papel crucial nas necessidades fundamentais dos peixes recifais, como alimentação, abrigo e reprodução. A influência da complexidade física dos recifes na diversificação morfológica e na distribuição das espécies reflete na adaptação seletiva das espécies aos diferentes nichos ecológicos presentes no ecossistema recifal.

Esta tese reforça a importância da interação entre características ambientais, morfológicas e comportamentais na determinação da distribuição e abundância das espécies de peixes em ambientes recifais. Os resultados têm implicações importantes para a gestão e conservação dos recifes em AMPs, ressaltando a necessidade de preservar a diversidade de microhabitats para garantir a sustentabilidade das comunidades de peixes recifais.