

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**Estrutura e distribuição espacial de assembleias de peixes
sob influência de ressurgência costeira**

Vinicius Leandro Soares

Vitória-ES

2021

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**Estrutura e distribuição espacial de assembleias de peixes
sob influência de ressurgência costeira**

Vinicius Leandro Soares

Orientador: Prof. Dr. Jean-Christophe Joyeux

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Animal) da Universidade Federal do Espírito Santo como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Biologia Animal.

Vitória-ES

2021

Vinicius Leandro Soares

“Estrutura e distribuição espacial de assembleias de peixes sob influência de ressurgência costeira”

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas do Centro de Ciências Humanas e Naturais da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Biologia Animal.

Aprovada em ____ de _____ de 2021

Comissão Examinadora:

Prof. Dr. Jean-Christophe Joyeux (UFES)
Orientador e Presidente da Comissão

Prof. Dr. Agnaldo Silva Martins (UFES)
Examinador interno

Prof. Dr. Sergio Ricardo Floeter (UFSC)
Examinador externo

S676e Soares, Vinicius Leandro, 1992-
Estrutura e distribuição espacial de assembleias de peixes sob
influência de ressurgência costeira / Vinicius Leandro Soares.
2021.
57 f. : il.

Orientador: Jean Christophe Joyeux.
Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Universidade
Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e
Naturais.

1. Peixes recifais. 2. recifes subtropicais. 3. ressurgência. 4.
stereo-BRUVS. 5. mudanças climáticas.. I. Christophe Joyeux,
Jean. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de
Ciências Humanas e Naturais. III. Título.

CDU: 57

*Mãe é mar
mares não maré, água e terra
mar, amar...*

AGRADECIMENTOS

A elaboração deste trabalho, assim como a concretização deste mestrado, só foram possíveis graças ao incentivo e envolvimento de pessoas e instituições que, assim como eu, acreditam que somente com ciência honesta e acessível a humanidade pode aprender com os erros passados, repensar suas relações com a natureza e enfrentar com sabedoria os grandes desafios ambientais, sociais e humanitários do futuro.

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer à vida. Obrigado pela oportunidade de estar aqui, vivo, crescendo, me melhorando e aprendendo. Num período tão conturbado e de tantas mortes (evitáveis!), estar vivo e ver, mesmo que digitalmente, tantas pessoas queridas vivas e com saúde são os motivos pelos quais mais sou grato.

Agradeço a meu querido orientador Prof. Dr. Jean-Christophe Joyeux, por me dar a honra de ser parte da família IctioLab, pelos seus tantos ensinamentos sobre peixes e o ambiente marinho, por sempre estar apto quando precisei de orientação e principalmente pela simplicidade e sinceridade que conduz a vida e o fazer ciência. Saiba que você nos ensina para além da vida acadêmica.

Ao meu coorientador (em prática) Dr. Caio Ribeiro Pimentel (gênero *Magrus*), por sempre acreditar na minha capacidade e por me confiar o trabalho com *stereo*-BRUVS em Arraial do Cabo. Serei eternamente grato pelo companheirismo, paciência e por nunca medir esforços pelo melhor deste trabalho, independente do momento.

Agradeço a toda equipe do Projeto Costão Rochoso, em especial ao Prof. Dr. Carlos Eduardo L. Ferreira e Dr. Moysés C. Barbosa por todo apoio logístico durante as amostragens e por compartilharem seus infinitos conhecimentos sobre esta região de tão grande importância biogeográfica e ecológica.

Aos membros da banca examinadora, Prof. Dr. Agnaldo Silva Martins e Prof. Dr. Sergio Floeter, pela disponibilidade em participar e contribuir positivamente com esse importante momento da minha vida.

Aos professores (as) e funcionários (as) do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da UFES pelo auxílio e conhecimentos transferidos presencial e remotamente.

Aos companheiros (as) do Laboratório de Ictiologia da UFES-IctioLab pela convivência e por todas as contribuições ao trabalho durante os anos de mestrado. O IctioLab só é o que é e produz ciência de tanta qualidade, graças aos grandes pesquisadores que o compõe. Em especial, agradeço a Oc.^a Stephanie D. T. Delfino pelos ensinamentos nas análises dos vídeos e por compartilhar os bônus e ônus do trabalho com *stereo*-BRUVS.

Aos irmãos oceanográficos Markin Bereket, Basílio (Plincão), Lohran e Bonja (MecHouse), que dividiram o (intenso) convívio e as responsabilidades nas diferentes repúblicas em que vivi. Levarei todos os momentos no fundo do coração.

As minhas duas famílias, Soares e Abker. Família Soares, por toda compreensão pelas minhas ausências frequentes e por me ensinarem os requisitos básicos de hombridade, amor à natureza e respeito as pessoas; e família Abker, por me acolherem de uma forma que nunca poderia imaginar e por darem todas as condições possíveis para que esse momento se tornasse realidade. Em especial, agradeço a minha companheira Juliana Abker, que dividiu comigo todas as descobertas e dificuldades, torceu e acreditou em mim dia após dia. Sem você nada disso seria possível morocha!

A todos os amigos (as) da Oceanografia e Biologia Animal UFES que me incentivaram e tornaram o dia a dia acadêmico mais enriquecedor e menos enlouquecedor. Agradecimento especial a Artur Perin pela suporte na confecção dos mapas da área de estudo.

Agradeço à CAPES pela bolsa concedida.

Muito obrigado!

RESUMO

No atual cenário de mudanças climáticas entender como assembleias de peixes respondem a processos meteoceanográficos é fundamental para avaliações de futuros impactos aos ambientes recifais e a sua biodiversidade. Em zonas de ressurgência, a alta variabilidade em temperatura da água e produtividade primária podem alterar padrões de composição e distribuição de comunidades bentônicas e pelágicas. No entanto, seus efeitos sobre a distribuição de peixes em recifes subtropicais brasileiros ainda são pouco entendidos. Com esse propósito, 69 filmagens subaquáticas remotas iscadas (*stereo-BRUVS*) foram distribuídas entre regiões de maior (externa) e menor (interna) influência da ressurgência costeira no interior da Reserva Extrativista Marinha do Arraial do Cabo. A variabilidade ambiental induzida pela ressurgência somada as características físicas do ambiente (tipo de habitat de fundo e profundidade) dão origem a duas assembleias distintas em composição, estrutura e funcionamento. A região interna possui uma assembleia composta majoritariamente por espécies de origem tropical, mais abundante, rica e com biomassa distribuída de forma mais homogênea entre grupos tróficos. Em contraste, a região externa apresenta uma assembleia dominada por espécies de origem subtropical em menor abundância, riqueza e com biomassa concentrada em grupos de níveis tróficos maiores. Também foi observado que os recifes internos atuam como áreas de desenvolvimento para algumas das espécies mais abundantes, provavelmente em resposta a maior disponibilidade de refúgios e a menor abundância de predadores e de peixes adultos. Em curto prazo, essas informações são úteis na elaboração de estratégias de conservação dos recursos e serviços ecossistêmicos locais como áreas de proibição de atividades humanas e incentivo a pesquisa científica. Em longo prazo, podem servir como base comparativa em futuros cenários de mudanças climáticas, onde a intensidade dos processos meteoceanográficos e as divergências entre regiões tendem a ser mais pronunciadas.

Palavras-chave: Peixes, recifes, ressurgência, *stereo-BRUVS*, mudanças climáticas.

ABSTRACT

In the current climate change scenario understanding how fish assemblages respond to meteo-oceanographic processes is essential for assessing future impacts on reef environments and their biodiversity. In upwelling zones, the high variability in water temperature and primary productivity can alter composition and distribution patterns of benthic and pelagic marine communities. However, its effects on Brazilian subtropical reef fish distribution are still poorly understood. For this purpose, 69 baited remote underwater *stereo*-video (*stereo*-BRUVS) samples were distributed between regions of high (external) and low (internal) influence of upwelling waters inside the Arraial do Cabo Marine Extractive Reserve. The upwelling-induced environmental variability added to the physical characteristics of the environment (habitat type and depth) give rise to two distinct fish assemblages in composition, structure and functioning. The internal region has an assemblage composed mostly by species of tropical origin, more abundant, richer and with biomass distributed more homogeneously among trophic groups. In contrast, the external region presents an assemblage dominated by species of subtropical origin in lower abundance, richness and with biomass concentrated in groups of higher trophic levels. It has also been observed that internal reefs act as developmental areas for some of the most abundant species, probably in response to the greater refuge availability and lower abundance of predators and adult fish. In the short term, this information is useful in the elaboration of strategies for conservation of local ecosystem resources and services, such as areas where human activities are prohibited and scientific research encouraged. In the long term, they can serve as comparative baselines for future climate change scenarios, where the intensity of meteo-oceanographic processes and divergences between regions tend to be more pronounced.

Key-words: Fish, reefs, upwelling, *stereo*-BRUVS, climate changes.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Mapas da área de estudo mostrando a) a localização geográfica de Arraial do Cabo na costa do estado do Rio de Janeiro-Brasil, b) a área marinha da Resexmar AC (retângulo verde 51.601,46 hectares) e c) a esquematização da atuação da ressurgência com os pontos de amostragem localizados nas regiões interna (círculos) e externa (triângulos) da unidade.....**18**
- Figura 2** - *Stereo-BRUVS* utilizado na coleta de dados. Na imagem à esquerda é mostrado o equipamento e seus principais componentes e à direita o processo de calibração em piscina....**20**
- Figura 3** - Interface do software *EventMeasure* exemplificando o processo de identificação e medição dos indivíduos contribuintes ao MaxN das espécies (a, b) e os habitats recifais (c) e inconsolidados (d) amostrados.....**21**
- Figura 4** - Figura 4 - Riqueza específica por família registrada por *stereo-BRUVS* na Resexmar AC.....**25**
- Figura 5** - Composição percentual de biomassa de grupos tróficos registrados por *stereo-BRUVS* na Resexmar AC. \neq indica diferença significativa em composição trófica entre regiões de ressurgência segundo o GLM multivariado. * indicam grupos tróficos com maiores contribuições para as dissimilaridades de acordo com a SIMPER. CAR = carnívoros; MIF = comedores de invertebrados móveis; OMN = omnívoros; PLK = planctívoros; ROVH = herbívoros errantes; SIF = comedores de invertebrados sésseis e TERH = herbívoros territoriais.....**27**
- Figura 6** - Ordenação de Componentes Principais (PCO) para a) estrutura taxonômica e b) estrutura trófica das assembleias de peixes da Resexmar AC, RJ-Brasil. Símbolos representam lançamentos individuais de *stereo-BRUVS* em diferentes regiões (interna: vermelho; externa: azul) e habitats (recife: símbolos fechados; inconsolidado: símbolos abertos). Espécies e grupos tróficos altamente correlacionados com os dois primeiros eixos da PCO (Correlação de Pearson $> 0,5$) foram evidenciados como vetores. CAR = carnívoros; MIF = comedores de invertebrados móveis; ROVH = herbívoros errantes; SIF = comedores de invertebrados sésseis.....**28**

- Figura 7** - Relação entre Abundância (TMaxN) e Biomassa (TBio) totais de peixes e os fatores espaciais preditivos Região, Tipo de Habitat de fundo e Profundidade estimados na Resexmar AC. As caixas representam os quartis Q1 e Q3, as linhas horizontais as médias e as verticais os limites mínimos e máximos, respectivamente. Asteriscos indicam diferença significativa de médias entre níveis de fatores (GLM $p < 0,05$).....**31**
- Figura 8** - Relação entre Riqueza de espécies (S) e Riqueza Trófica (SGT) e os fatores espaciais preditivos Região e Tipo de Habitat de fundo estimados na Resexmar AC. As caixas representam os quartis Q1 e Q3, as linhas horizontais as médias e as verticais os limites mínimos e máximos, respectivamente. Asteriscos indicam diferença significativa de médias entre níveis de fatores (GLM $p < 0,05$).....**31**
- Figura 9** - Biomassa média relativa (kg \pm desvio padrão) de grupos tróficos entre regiões interna (barras vermelhas) e externa (barras azuis) da Resexmar AC. Valores de $p < 0,05$ indicam diferença significativa entre médias (GLM).....**33**
- Figura 10** - Abundância média relativa (MaxN \pm desvio padrão) das principais espécies de peixes registradas entre regiões interna (barras vermelhas) e externa (barras azuis) da Resexmar AC. Asteriscos denotam diferença significativa entre médias (GLM $p < 0,05$).....**34**
- Figura 11** - Distribuições de frequências de comprimentos totais (em mm) das principais espécies entre regiões interna (curvas vermelhas) e externa (curvas azuis) da Resexmar AC. As linhas tracejadas representam os comprimentos médios de primeira maturação (L50) para a espécie registrado na literatura: 1 - De Melo *et al.*, 2020; 2 - Tapia-García *et al.*, 1995; 3 - David *et al.*, 2005; 4 - Silva; Matsuura, 1996; 5 - Choat; Robertson, 2002 e 6 - Shinozaki-Mendes *et al.*, 2007. As caixas inferiores representam os quartis Q1 e Q3, as linhas verticais o comprimento médio da espécie e as horizontais limites mínimos e máximos, respectivamente. }* indicam diferença significativa em distribuições de frequências de comprimentos de acordo com o teste de Kolmogorov-Smirnov (KS).....**35**

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Resultados das análises de deviância dos GLMs multivariados avaliando diferenças em composição de espécies e biomassa de grupos tróficos entre Regiões, Habitats de Fundo e ao longo do gradiente de Profundidades na Resexmar AC. GL: graus de liberdade. Wald: estimativas do teste estatístico de Wald. Valores de <i>p</i> em negrito indicam diferença significativa em composição entre níveis de fatores ($p < 0,05$).....	27
Tabela 2 - Resultados das Análises de Deviância dos melhores GLMs investigando diferenças espaciais nos índices comunitários TMaxN, TBio, S e S _{GT} na Resexmar AC. NB = distribuição negativa binomial com função de ligação logarítmica; P = distribuição de Poisson com função de ligação logarítmica. AIC _c = valor de AIC corrigido. Df = graus de liberdade. Valores de <i>p</i> em negrito indicam diferença significância ($p < 0,05$) entre níveis de fatores.....	30
Tabela 3 - Coeficientes de regressão (\pm erro padrão) estimados através de GLMs comparando abundâncias relativas das principais espécies de peixes registradas entre regiões da Resexmar AC. Valores de $p < 0,05$ (em parênteses) indicam correlação negativa ou positiva com a região interna (nível de base).....	34
Tabela Suplementar 1 - Grupos tróficos e total de espécies registrados na Resexmar AC. Classificação das espécies baseada em Ferreira <i>et al.</i> , 2004.....	51
Tabela Suplementar 2 - Coeficientes de regressão (\pm erro padrão) estimados através de GLMs comparando biomassas relativas de grupos tróficos entre regiões da Resexmar AC. Valores de $p < 0,05$ (em parênteses) indicam correlação positiva com a região interna (nível de base). Grupo THER registrado restritamente na região interna.....	51
Tabela Suplementar 3 - Abundância relativa por nível de fator, Média (MMaxN), Total (TMaxN) e Percentual (%TMaxN) dos táxons registrados por <i>stereo</i> -BRUVS na Resexmar AC. Grupos tróficos baseados na classificação de Ferreira <i>et. al</i> (2004). EN _{IUCN} = Em perigo segundo a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2018); NT _{IUCN} = Quase ameaçada segundo a IUCN; VU _{IUCN} =Vulnerável segundo a IUCN; EN _{BR} = Em perigo segundo a legislação brasileira (ICMBio, 2018); VU _{BR} = Vulnerável segundo a legislação brasileira.....	52
Tabela Suplementar 4 - Comprimento médio (mm) \pm desvio padrão das principais espécies registradas entre regiões da Resexmar AC. L50 = comprimento médio de primeira maturação registrado para a espécie na literatura. Em negrito espécies com diferenças significativas em frequências de distribuições de comprimentos.....	57

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	14
MATERIAIS E MÉTODOS.....	17
Área de estudo.....	17
Levantamento de dados.....	19
Análise dos vídeos e processamento dos dados.....	20
Análises estatísticas.....	22
Análises multivariadas.....	22
Análises univariadas de índices comunitários.....	23
Distribuição espacial de espécies e grupos tróficos.....	23
RESULTADOS.....	24
Padrões gerais da assembleia de peixes da Reserva Extrativista Marinha do Arraial do Cabo-RJ, Brasil.....	24
Variações espaciais em estrutura e composição.....	25
Variações espaciais em índices comunitários.....	28
Distribuição espacial de espécies e grupos tróficos.....	32
DISCUSSÃO.....	36
REFERÊNCIAS.....	41
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	51

INTRODUÇÃO

Peixes recifais são organismos que utilizam os recifes (biogênicos ou rochosos) e/ou suas proximidades para atividades de alimentação, reprodução, desenvolvimento ou refúgio (CARVALHO-FILHO *et al.*, 2005). Os peixes estão entre os organismos mais abundantes e diversos nos ambientes recifais e são de grande importância nos fluxos de matéria e energia entre níveis tróficos de teias alimentares locais e entre biomas vizinhos (CHRISTENSEN; PAULY, 1993; MUMBY *et al.*, 2004; ALVAREZ-FILIP *et al.*, 2006), sendo considerados elementos-chave no funcionamento e resiliência de ecossistemas aquáticos (BELLWOOD; CHOAT, 1990; BURKEPILE; HAY, 2006; TAYLOR; FLECKER; HALL JR., 2006). Sendo assim, compreender como as assembleias de peixes são estruturadas e se distribuem no espaço e no tempo é essencial não só para o avanço no conhecimento de seus aspectos biológicos, como para a elaboração de estratégias e políticas de conservação dos ambientes que habitam (AROSEMENA, 2006; STUART-SMITH *et al.*, 2014; SCHUMM *et al.*, 2019).

Regionalmente, a composição e estrutura de assembleias de peixes são influenciadas por processos macroecológicos (MCGILL; COLLINS, 2003), biogeográficos (FLOETER *et al.*, 2001), evolutivos (TRIP *et al.*, 2014) e espécie-específicos (WHITTAKER 1972; BURNS; STRAUSS, 2011). Em escala local, os principais fatores reguladores incluem interações ecológicas entre espécies (RICKLEFS, 2008), profundidade (HEYNS-VEALE *et al.*, 2016), cobertura e complexidade estrutural bentônica (FERREIRA; GONÇALVES; COUTINHO, 2001; GRAHAM; NASH, 2013), exposição à ação de ondas e correntes (FLOETER *et al.*, 2007), entre outros. Somado a isso, interações entre fatores antrópicos (*e.g.* sobrepesca, degradação dos habitats, turismo massivo) e processos naturais (*e.g.* variações na temperatura e acidez dos oceanos, tempestades, aquecimento global) podem alterar padrões de distribuição e seleção de habitats pelas espécies e definir quais delas ocupam uma determinada comunidade (HILLERISLAMBERS *et al.*, 2012). No atual cenário de mudanças climáticas globais, onde processos meteoceanográficos tendem a ser mais intensos e frequentes (BAKUN; WEEKS, 2008; WANG *et al.*, 2015; SOUSA *et al.*, 2017), entender como as assembleias de peixes respondem a tais processos no presente é fundamental para avaliações de futuros impactos aos ambientes recifais e sua biodiversidade (HORTA e COSTA *et al.*, 2014, EISELE *et al.*, 2020).

Dentre os processos meteoceanográficos de reconhecida influência sobre padrões de abundância e distribuição de comunidades marinhas destaca-se a ressurgência costeira (MENGE *et al.*, 2003; LÓPEZ-PÉREZ *et al.*, 2012; EDGAR *et al.*, 2017). No processo, ventos paralelos à linha de costa deslocam águas superficiais em direção perpendicular à linha

de costa através do transporte de Eckman. Como forma de restabelecer o equilíbrio hidrostático, águas profundas e ricas em nutrientes ascendem à zona eufótica, elevando os níveis de produtividade primária e a biodiversidade local (VALENTIN, 2001; SILVA *et al.*, 2009). Em zonas de ressurgência, temperatura da água e produtividade primária são fatores ambientais de alta variabilidade e extrema importância pois conectam condições oceanográficas à fisiologia dos organismos (PALUMBI, 2003). Variações na temperatura da água podem alterar taxas de crescimento, forrageamento, metabolismo, preferências alimentares e de habitat, habilidade natatória e, indiretamente, alterar a estrutura das assembleias através da busca ativa por condições térmicas mais favoráveis (ROESSIG *et al.*, 2004; BARANGE; PERRY *et al.*, 2009, CAPUTI *et al.*, 2010, PÖRTNER; FARRELL, 2008). Por outro lado, variações na disponibilidade de alimento podem modificar taxas de desenvolvimento inicial e sexual, influenciando na aptidão física e no tamanho corporal de indivíduos e populações na fase adulta (STEARNS, 1992).

Na costa brasileira, processos de ressurgência da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) são observados entre os estados do Espírito Santo (23°S) e Santa Catarina (28,5°S), um segmento de costa dominado por praias arenosas, costões rochosos e ilhas costeiras denominado Embaiamento Sul Brasileiro - ESB (CASTRO; MIRANDA, 1998; CASTELAO; CAMPOS; MILLER, 2004). Considerado uma zona de transição entre domínios subtropical e temperado quente (LOHRENZ; CASTRO, 2005; LONGHURST, 2006), o ESB se estende por aproximadamente 1100 km e sustenta um dos maiores estoques pesqueiros brasileiros em função dos processos de enriquecimento de águas superficiais *via* descargas continentais de pequenos rios e eventos de ressurgência junto a costa e ao longo da quebra da plataforma (MATSUURA, 1996; CASTELLO *et al.*, 2009).

Localizada na porção norte do ESB, a Reserva Extrativista Marinha do Arraial do Cabo (Resexmar AC) representa o principal ponto de manifestação da ressurgência na costa brasileira em frequência e intensidade (VALENTIN, 1984; CANDELA, 2009). Na área da reserva, os processos de enriquecimento superficial através da intrusão da ACAS têm importantes efeitos ecológicos em uma ampla diversidade de organismos bentônicos (*e.g.*, DE LÉO; PIRES-VANIN, 2006; ARANTES *et al.*, 2009) e pelágicos (*e.g.*, VALENTIN, 2001; GONZALEZ-RODRIGUEZ *et al.*, 1992; NOGUEIRA-JUNIOR; BRANDINI, 2018), incluindo os peixes (BAKUN; PARRISH, 1990). Algumas espécies, por exemplo *Diplodus argenteus*, sincronizam seus períodos reprodutivos com momentos de intensa ressurgência, beneficiando-se da maior disponibilidade de alimento (DAVID *et al.*, 2005). Já para peixes herbívoros, a grande variação anual de temperatura e as diferenças em exposição à ação de

ondas são refletidas em uma forte segregação espacial das assembleias entre áreas direta e indiretamente influenciadas pelo processo (CORDEIRO *et al.*, 2016). Embora inúmeros estudos tenham pontuado a influência das variações sazonais de temperatura e produtividade sobre diversas comunidades biológicas, seus efeitos sobre a distribuição espacial da assembleia de peixes da Resexmar AC ainda são pouco entendidos.

Tradicionalmente, peixes recifais em áreas rasas têm sido estudados através da técnica de censos visuais submersos (UVC) [*e.g.*, ANDERSON *et al.*, (2014); SOUZA *et al.*, (2018)]. Apesar de ser uma ferramenta rápida e eficaz, principalmente em relação a espécies conspicuas e sedentárias (GOETZE *et al.*, 2015), UVC são limitados pela experiência dos pesquisadores, profundidade e tempo de fundo, além de influenciarem no comportamento dos peixes através da emissão de bolhas e ruídos sonoros (HARVEY *et al.*, 2007). Em Arraial do Cabo, onde a temperatura da água pode atingir valores abaixo dos 18 °C (VALENTIN, 2001) e a alta produtividade influenciar negativamente as condições de visibilidade, o desenvolvimento de técnicas baseadas em mergulho podem acarretar riscos à integridade física do pesquisador (*e.g.* hipotermia) e à qualidade dos dados coletados. Atualmente, uma técnica de baixo impacto ecossistêmico (BROOKS *et al.*, 2011, MEEKAN; CAPPO, 2004) capaz de contornar tais riscos são os sistemas de filmagens remotas com iscas (*Baited Remote Underwater stereo-Video System* ou *stereo-BRUVS*). Este método não extrativo tem alta aplicabilidade em estudos ecológicos por prover um alto número de replicações padronizadas de populações marinhas em múltiplos habitats e profundidades (LANGLOIS *et al.*, 2010; REIS-FILHO *et al.*, 2019, PIMENTEL *et al.*, 2020a), fornecer medições de comprimentos precisas (HARVEY *et al.*, 2007; GRIMMEL *et al.*, 2020) e ao mesmo tempo, gerar registros permanentes dos peixes observados (HARVEY *et al.*, 2010). Adicionalmente, o uso da isca aumenta o poder de atração de grandes carnívoros, grupo trófico de elevada importância à saúde ecossistêmica e frequentemente subestimado em UVC (WATSON *et al.*, 2010; LANGLOIS *et al.*, 2012).

Diante do exposto, o presente estudo objetiva investigar a influência do fenômeno de ressurgência costeira sobre a estrutura e os padrões de distribuição da assembleia de peixes da Resexmar AC; descrevendo e comparando as estruturas taxonômica, trófica e de comprimentos entre regiões de maior e menor influência do fenômeno, ao longo do gradiente de profundidade e entre habitats bentônicos distintos. A hipótese levantada é que animais ectotérmicos de alta mobilidade como os peixes recifais, cujas taxas metabólicas são fortemente dependentes da temperatura, apresentarão assembleias taxonômica e troficamente distintas entre regiões em função das tolerâncias termais das diferentes espécies componentes.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo está localizada no município de Arraial do Cabo (23°58' S, 42°00' W), litoral norte do estado do Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil. Criada em 1997, a Resexmar AC visa garantir a exploração sustentável dos recursos naturais por pescadores locais e o equilíbrio entre a natureza e as atividades humanas (ICMBio, 2020). Atualmente a unidade possui um Plano de Manejo, porém áreas de exclusão total de pesca são inexistentes e a fiscalização considerada ineficiente, culminando em um histórico declínio dos estoques pesqueiros locais (BENDER *et al.*, 2014; FOGLIARINI *et al.*, 2021).

A geografia local consiste em um istmo e quatro ilhas com predomínio de recifes rochosos que se estendem até substratos arenosos. O sistema hidrológico é composto por três massas d'água de origem e composição físico-química distintas: a Água Costeira (AC), resultante da mistura das águas de origem continental com águas de plataforma; a Água Tropical (AT) que ocupa a camada superficial quente e é transportada para o sul sobre o talude continental pela Corrente do Brasil e a Água Central do Atlântico Sul (ACAS) de origem subtropical, fluindo abaixo da Corrente do Brasil em profundidades entre 200-500 m (STRAMMA; ENGLAND, 1999).

Ventos dos quadrantes N e NE em conjunção à configuração geomorfológica da costa (mudança na orientação de N-S para L-O e estreitamento da plataforma continental) condicionam o afloramento da ACAS, fria e rica em nutrientes ao sul da ilha do Cabo Frio, predominantemente em períodos de verão e primavera (VALENTIN, 1984; GONZALEZ-RODRIGUEZ *et al.*, 1992). Em consequência, são gerados fortes gradientes ambientais entre duas regiões distintas: uma região interna a ilha do Cabo Frio, com recifes mais rasos, águas relativamente quentes (temperatura média > 22 °C) e influenciada pela ressurgência apenas em maiores profundidades (FERREIRA *et al.*, 1998; COELHO-SOUZA *et al.*, 2012); e uma região externa sob alta influência da ACAS, com recifes profundos expostos à ação de ondas, águas com temperaturas médias próximas à 18°C e características ambientais equivalentes a de sistemas subtropicais/temperados quentes (VALENTIN, 1984; CORDEIRO *et al.*, 2016).

Outra particularidade é a inexistência de um *input* significativo de água doce como rios ou estuários em um raio de 40 km (CORDEIRO; HARBONE; FERREIRA, 2020), sendo as características hidrográficas e climáticas locais dirigidas basicamente pelo vento. Sob a influência de ventos NE, as águas superficiais (AC e AT) são transportadas ao oceano e substituídas por águas profundas, resultando em uma forte estratificação vertical em salinidade e temperatura entre massas d'água, alta produtividade primária e acúmulo da

biomassa pesqueira (BRAGA *et al.*, 2001). A passagem de frentes frias acompanhadas de ventos S-SW inverte o movimento, provocando a subsidência da ACAS e a dominância de águas superficiais quentes sobre toda a plataforma (VALENTIN; ANDRE; JACOBS, 1987).

A proximidade entre as regiões e as características oceanográficas e ecológicas encontradas em Arraial do Cabo a colocam como um laboratório natural para estudos que relacionem parâmetros ambientais com a presença e abundância de peixes (MENDES; VILLAÇA; FERREIRA, 2009) e as adaptações que utilizam para sobreviver em um ambiente fisicamente instável (FERREIRA; GONÇALVES; COUTINHO, 2001).

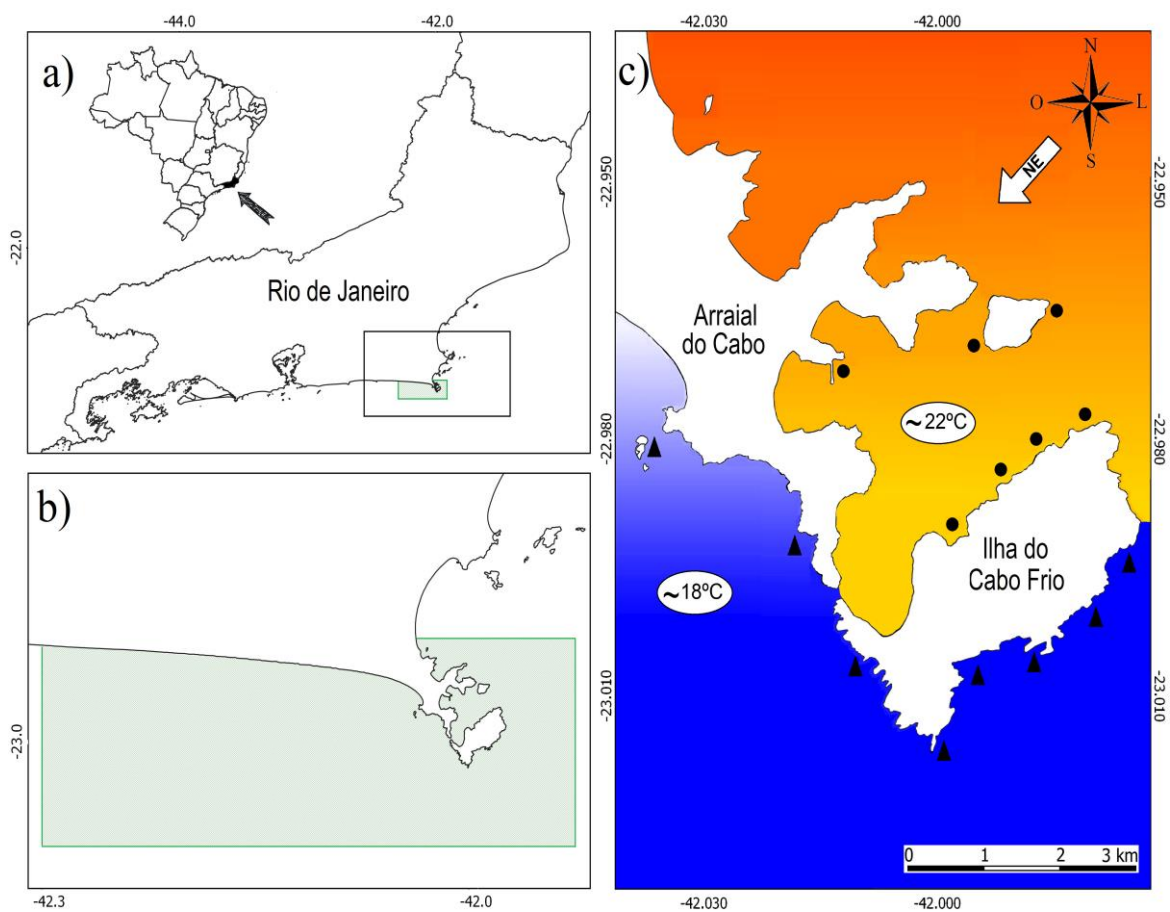


Figura 1 - Mapas da área de estudo mostrando a) a localização geográfica de Arraial do Cabo na costa do estado do Rio de Janeiro-Brasil, b) a área marinha da Resexmar AC (retângulo verde 51.601,46 hectares) e c) a esquematização da atuação da ressurgência com os pontos de amostragem localizados nas regiões interna (círculos) e externa (triângulos) da unidade.

Levantamento de Dados

O presente estudo foi realizado em concordância com a legislação ambiental brasileira através da permissão de pesquisa científica #55911-7 (SISBIO-ICMBio). Os dados foram coletados por meio de *stereo-BRUVS* entre os dias 2 e 12 de abril de 2018. Os sistemas são compostos por duas câmeras GoPro Hero 3 fixadas a uma base metálica de sustentação que é acoplada a uma armação de aço inoxidável com função de proteção à impactos físicos e estabilização da estrutura no substrato (Figura 2). As câmeras distam aproximadamente 70 cm e apresentam angulação de 5° em direção ao centro, onde uma haste (“*bait arm*”) sustenta uma sacola de material metálico (“*bait bag*”) à uma distância de cerca de 120 cm das câmeras, que a cada lançamento é preenchida com iscas.

Com intuito de conferir maior precisão nas medições de comprimento dos peixes, os *stereo-BRUVS* foram calibrados em piscina, anteriormente a utilização em campo, seguindo recomendações descritas em Harvey; Shortis (1996, 1998). No processo, um cubo 3D com pontos reflectivos de posições conhecidas é rotacionado em orientações específicas frente as câmeras. O software CAL-SeaGis (www.seagis.au) (HARVEY; SHORTIS, 1996; 1998) utiliza as posições relativas dos pontos para calcular características óticas individuais das câmeras (*e.g.* distorções das lentes, orientação e proximidade dos alvos) e a distância entre elas, reduzindo erros aleatórios nas medições (BOUTROS; SHORTS; HARVEY, 2015).

As amostragens foram realizadas durante o período diurno (entre 7:00 e 15:00 horas), em profundidades entre 4,3 m e 46,3 m. Os pontos de amostragem foram selecionados de acordo com a região (*i.e.*, interna: menor influência da ressurgência e externa: maior influência) e o habitat bentônico (*i.e.*, recife ou substrato inconsolidado adjacente ao recife). Dois *stereo-BRUVS* foram utilizados simultaneamente, mantendo-se uma distância lateral mínima de 250 m a fim de evitar a possível interferência da pluma da isca de um sistema sobre o outro (HARVEY *et al.*, 2007). Cada lançamento teve duração padrão de 60 minutos, utilizando como isca 500 g de sardinha (*Sardinella brasiliensis*) devido ao seu alto teor de óleos e por maximizar o número de espécies amostradas em habitats rochosos e inconsolidados (CAPPO; SPEARE; DE'ATH, 2004; SCHMID *et al.*, 2017). A temperatura (do fundo) e a profundidade foram registradas através de *timers* de mergulho acoplados aos sistemas de filmagens.

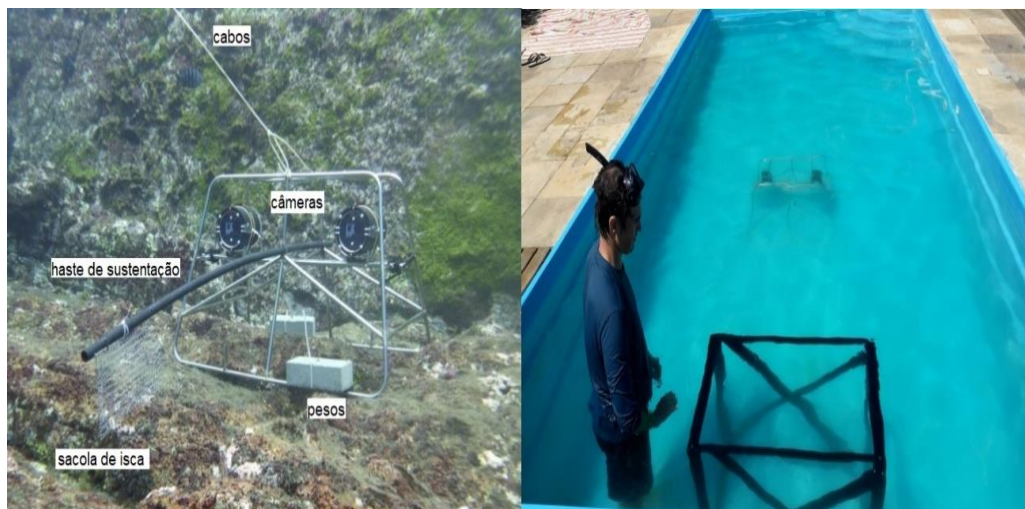


Figura 2 - Stereo-BRUVS utilizado na coleta de dados. Na imagem à esquerda é mostrado o equipamento e seus principais componentes e à direita o processo de calibração em piscina.

Análise dos vídeos e processamento dos dados

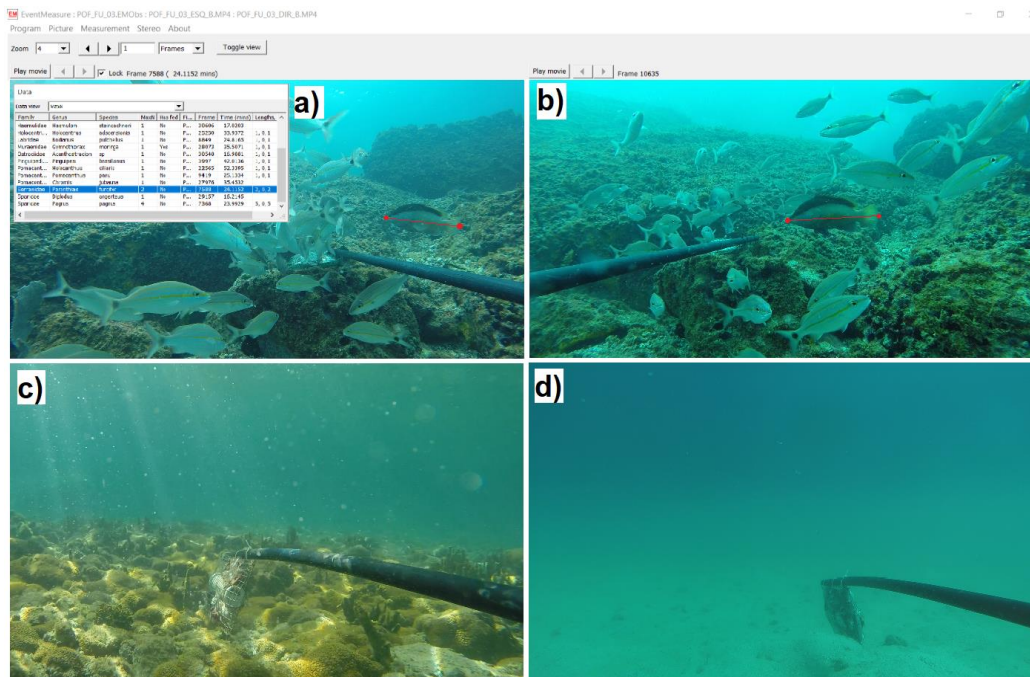
Vídeos com campo de visão parcial ou totalmente obstruído, baixa visibilidade ou com duração inferior a 60 minutos foram excluídos das análises, resultando em 39 lançamentos bem-sucedidos na região externa e 30 na região interna. As gravações totalizaram 4140 minutos e foram integralmente analisadas no *software EventMeasure-SeaGis* (Figura 3).

Os peixes foram identificados ao menor nível taxonômico possível. A abundância relativa de cada espécie foi estimada por meio do MaxN, definido como o número máximo de indivíduos de uma mesma espécie registrados simultaneamente no campo de visão das câmeras (WILLIS; MILLAR; BABCOCK, 2000; CAPPO; SPEARE; DE'ATH, 2004). O MaxN é considerado uma estimativa conservadora por evitar que um mesmo indivíduo seja contado ou medido mais de uma vez (WILLIS; MILLAR; BABCOCK, 2000; CAPPO; SPEARE; DE'ATH, 2004; HARVEY *et al.*, 2007). Os comprimentos (furcal ou total) dos peixes foram medidos apenas quando os indivíduos distavam até 5 m e apresentavam angulação máxima de 45° em relação as câmeras, rejeitando medições com precisão inferior à 1 cm. A biomassa individual foi estimada através da relação peso-comprimento dada pela equação $W = a * TL^b$ (FROESE, 2006), onde W é o peso estimado do peixe em gramas (g), TL é o comprimento total (cm) e a e b são coeficientes específicos (FROESE; PAULY, 2019).

Para as espécies com coeficientes desconhecidos aplicou-se valores de espécies congêneres, com tamanho e padrão corporal semelhantes. Quando não foi possível realizar a medição de comprimento de um indivíduo em uma determinada amostra, o comprimento médio daquela mesma espécie no mesmo ponto foi utilizado no cálculo de biomassa.

Baseado na classificação proposta por Ferreira *et al.* (2004), as espécies foram agrupadas em 7 grupos tróficos definidos de acordo com sua dieta principal. Os grupos tróficos foram: herbívoros territoriais (TERH), herbívoros errantes (ROVH), comedores de invertebrados móveis (MIF), comedores de invertebrados sésseis (SIF), planctívoros (PLK), onívoros (OMN) e carnívoros (CAR). Espécies piscívoras foram incluídas ao grupo dos carnívoros. A descrição dos grupos tróficos e o número de espécies constituintes são disponibilizados na seção de Material Suplementar (Tabela Suplementar 1).

Para cada vídeo-amostra foram estimadas a abundância (TMaxN) e biomassa (TBio) totais de peixes, riqueza de espécies (S) e riqueza trófica (S_{GT}). O TMaxN representa a soma de MaxN das diferentes espécies e o TBio a biomassa total destes indivíduos. Os dois últimos índices correspondem ao somatório de espécies e de grupos tróficos avistados em uma hora de vídeo. O tipo de habitat bentônico presente foi avaliado por meio de inspeção visual e classificado em duas categorias principais: recifes (biogênicos e/ou rochosos) e substratos inconsolidados (arenosos e/ou cascalhosos) (Figura 3).



Análises Estatísticas

Análises Multivariadas

Para investigar diferenças espaciais em estrutura e composição taxonômica e trófica entre regiões de ressurgência foram utilizados modelos lineares generalizados multivariados (GLM multivariado). Os dados de MaxN das espécies e biomassa de grupos tróficos foram transformados pela raiz quadrada para reduzir a influência de espécies/grupos muito abundantes ou raros. Os modelos foram especificados com a família de distribuição binomial negativa e função de ligação logarítmica considerando como fatores espaciais preditivos: região (2 níveis categóricos: interna e externa), habitat bentônico (2 níveis categóricos: recife e substrato inconsolidado) e profundidade. Este último foi definido como um fator contínuo dado o desbalanceamento no desenho amostral e as diferenças fisiográficas existentes entre a região interna, mais rasa e de relevo suave, e externa, com recifes mais profundos e acentuado declive. As análises foram realizadas por meio do software *R Language for Statistical Computing* versão 4.0.3 (R CORE TEAM, 2020) através da função *manyglm* do pacote *mvabund* (WANG *et al.*, 2012). Essa função realiza uma análise multivariada de abundância desenvolvendo GLMs específicos para cada espécie/grupo trófico avaliado, que são sumarizados e utilizados para inferências comunitárias (WANG *et al.*, 2012). A significância dos fatores preditivos na estruturação das assembleias foram estimadas pelo teste estatístico de Wald (função *anova.manyglm*). Valores de $p < 0,05$ foram considerados significativos.

Análises de Coordenadas Principais (PCO) foram desenvolvidas para investigar padrões de distribuição das assembleias entre fatores espaciais preditivos. Para esta análise, os dados multivariados foram transformados em matrizes de similaridades baseadas no índice de similaridades de Bray-Curtis. Espécies e grupos tróficos altamente correlacionados com os dois primeiros eixos da PCO (correlação de Pearson $> 0,5$) foram projetados por meio de vetores. A dissimilaridade média e os percentuais de contribuição das principais espécies e grupos tróficos nas dissimilaridades entre regiões foram quantificados por meio de Análises de Porcentagens de Similaridade (SIMPER) utilizando o *software* PRIMER-E v.6 PERMANOVA+ (CLARKE; GORLEY, 2006).

Análises univariadas de índices comunitários

Modelos Lineares Generalizados (GLM) foram desenvolvidos para investigar a relação entre fatores espaciais preditivos e os índices comunitários: abundância (TMaxN) e biomassa totais (TBio), riqueza de espécies (S) e riqueza trófica (S_{GT}). Modelos Lineares Generalizados são aplicáveis quando as variáveis em estudo não atendem às premissas de homogeneidade de variâncias e distribuição normal de erros. Os índices foram modelados utilizando as funções *glm* e *glm.nb*. A distribuição de Poisson é frequentemente utilizada para dados de contagem (DOBSON, 2002), onde a relação determinística entre as variáveis resposta (*i.e.*, índices comunitários) e preditivas (*i.e.*, variáveis ambientais) assume a estrutura funcional de uma exponencial. Entretanto, análises residuais indicaram a sobredispersão (variância $\phi \gg$ média) dos valores ajustados para a abundância, biomassa e riqueza de espécies, sendo então remodeladas utilizando a família de distribuição negativa binomial com função de ligação logarítmica (ZUUR *et al.*, 2009). Esta distribuição modela uma relação quadrática entre a média e a variância a partir da inserção de um parâmetro de dispersão, lidando de forma mais eficiente com a variabilidade dos dados e o excesso de zeros (PUNT *et al.*, 2000). A ordem de inserção das variáveis explicativas e a escolha dos melhores modelos foram baseadas no Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (*Akaike Information Criterion_{corrected}* AICc) (AKAIKE, 1973). O critério AICc avalia o balanço entre viés e variância na procura de um modelo parcimonioso, sendo que quanto menor seu valor, melhor a qualidade de ajuste do modelo (“*goodness of fit*”). Interações e variáveis sem efeito significativo sobre os índices foram eliminadas e a colinearidade entre variáveis foi testada através do fator de inflação de variância (*Variance Inflation Factor*).

Distribuição espacial de espécies e grupos tróficos

Com o objetivo de identificar padrões de uso do habitat e variações ontogenéticas nas associações de peixes com as diferentes regiões de ocorrência de ressurgência, as abundâncias relativas das seis espécies mais abundantes ($n > 100$) e as biomassas dos 7 grupos tróficos identificados foram comparados entre regiões por meio de GLMs unifatoriais. Complementarmente, o teste de Kolmogorov-Smirnov (KS) foi aplicado para verificar se distribuições de frequências de comprimentos das espécies selecionadas diferem entre as áreas. Em ambos os testes, valores de $p < 0,05$ foram considerados significativos. Todos os testes univariados foram realizados no software *R* versão 4.0.3 por meio dos pacotes *stats* (R CORE TEAM, 2020), *dplyr* (WICKHAM *et al.*, 2019), *MASS* (VENABLES; RIPLEY, 2002), *MuMIn* (BARTON, 2019) e *ggplot2* (WICKHAM, 2019) para confecção gráfica.

RESULTADOS

Padrões gerais da assembleia de peixes da Reserva Extrativista Marinha do Arraial do Cabo-RJ, Brasil.

Foram registrados 3396 indivíduos, pertencentes a 109 táxons e 37 famílias (Tabela Suplementar 3). Cinco táxons permaneceram a nível de gênero e um a nível de família. Noventa e uma espécies foram registradas na região interna (35 exclusivas), enquanto 74 foram registradas na região externa (20 exclusivas). Dez espécies são consideradas ameaçadas de extinção segundo o Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMBio, 2018) e a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources* (IUCN, 2020). São elas: o budião azul *Scarus trispinosus* (em perigo – EN), o budião banana *Scarus zelindae* (vulnerável – VU), o budião batata *Sparisoma axillare* (VU), o peixe papagaio *Sparisoma frondosum* (VU), a garoupa verdadeira *Epinephelus marginatus* (VU), o cherne verdadeiro *Hyporthodus niveatus* (VU), o badejo quadrado *Mycteroperca bonaci* (VU), o badejo amarelo *Mycteroperca interstitialis* (VU), a raia sapo *Myliobatis freminvillei* (EN) e a raia viola *Zapteryx brevirostris* (vulnerável – VU).

As espécies mais abundantes foram *Haemulon aurolineatum* com 1.097 indivíduos (média \pm desvio-padrão: 15,9 ind. \pm 23,1), *Priacanthus arenatus* com 326 (4,72 \pm 20,41), *Diplodus argenteus* com 230 (3,33 \pm 4,44), *Pagrus pagrus* com 174 (2,52 \pm 3,81), *Acanthurus bahianus* com 120 (1,74 \pm 5,78) e *Holocentrus adscensionis* com 105 (1,52 \pm 1,88). Este conjunto de espécies correspondeu a cerca de 60,5% de todos os peixes registrados e foi selecionado para análises univariadas. Serranidae foi a família com maior número de espécies (n = 12), seguida de Carangidae com 8 e Haemulidae, Muraenidae e Scaridae com 7 espécies cada (Figura 4).

A biomassa total estimada foi de 930,2 kg, sendo dominada pelo grupo trófico MIF (47,4%), seguido pelos ROVH (24,2%), CAR (12,2%) e OMNI (10%). *Stegastes fuscus* e *S. pictus* foram as únicas espécies representantes do grupo trófico TERH, sendo exclusivamente observadas em recifes internos.

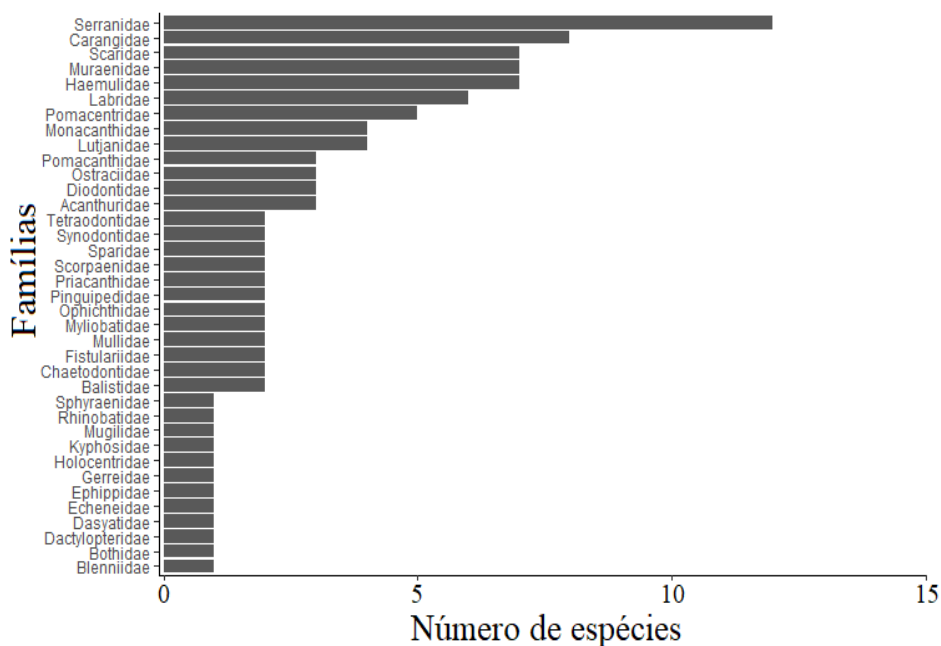


Figura 4 - Riqueza específica por família registrada por *stereo*-BRUVS na Resexmar AC.

3.2 Variações espaciais em estrutura e composição

A estrutura das assembleias de peixes da Resexmar AC variou de forma significativa em função de todos os fatores ambientais analisados, tanto em nível taxonômico quanto trófico (GLM; $p < 0,005$, Tabela 1). Interações significativas entre os fatores Região x Profundidade e Região x Habitat, evidenciaram uma assembleia de peixes mais diversa e abundante nos recifes rasos da região interna.

A análise de SIMPER revelou uma dissimilaridade média de 74,9% na estrutura taxonômica das assembleias entre as regiões, sendo *H. aurolineatum* a espécie com maior contribuição para essas diferenças (9,5%), seguida por *P. pagrus* (6,4%), *P. arenatus* (3,9%), *Diplectrum radiale* (3,6%) e *D. argenteus* (3,5%). Em termos tróficos, a dissimilaridade média entre regiões foi de 48%. Grupos tróficos com maiores contribuições para as diferenças foram MIF (29,1%), ROVH (24,3%), CAR (16,2%) e OMN (15,8%), respectivamente. Os dois primeiros grupos foram os mais representativos na região interna, ao passo que assembleias externas apresentaram domínio de MIF, um decréscimo significativo na biomassa relativa de ROVH e um aumento substancial na contribuição de CAR e OMN (Figura 5).

Nas análises de coordenadas principais (PCO) cerca de 59,3% e 45,4% das variações totais na estrutura trófica e taxonômica foram explicadas, respectivamente. As ordenações evidenciaram as diferenças detectadas pelos GLMs, demonstrando uma consistente separação das amostras em função dos fatores analisados, principalmente em relação à estrutura taxonômica das assembleias. Na PCO baseada na abundância relativa das espécies (Figura 6a), o eixo PCO1 separou as amostras em função dos habitats bentônicos, ao passo que a separação por regiões foi evidente no eixo PCO2. Espécies associadas aos recifes internos foram *Holocentrus adscensionis*, *Gymnothorax moringa*, *Chaetodon sedentarius*, *Bodianus pulchellus*, *Haemulon plumieri*, *Halichoeres poeyi* e *Haemulon aurolineatum*. *Diplodus argenteus* e *Pinguipes brasilianus* apresentaram maior correlação com os recifes da região externa. Três espécies caracterizaram os ambientes inconsolidados, sendo elas *Pagrus pagrus* e *Zapterix brevirostris*, mais abundantes em substratos inconsolidados externos, e *Dactylopterus volitans* que dominou áreas inconsolidadas internas (Figura 6a, Tabela Suplementar 3).

Em relação à ordenação trófica, expressivas biomassas de peixes carnívoros (CAR), herbívoros errantes (ROVH) e comedores de invertebrados sésseis (SIF) concentraram-se em ambientes recifais, enquanto comedores de invertebrados móveis (MIF) apresentaram maior biomassa em ambientes inconsolidados (Figura 6b). Tais padrões podem ser atribuídos as preferências alimentares e aspectos ecológicos das espécies componentes de cada grupo.

Tabela 1 - Resultados das análises de deviança dos GLMs multivariados avaliando diferenças em composição de espécies e biomassa de grupos tróficos entre Regiões, Habitats de Fundo e ao longo do gradiente de Profundidade na Resexmar AC. GL: graus de liberdade. Wald: estimativas do teste estatístico de Wald. Valores de *p* em negrito indicam diferença significativa em composição entre níveis de fatores ($p < 0,05$).

Fatores	GL	Abundância		Biomassa	
		Wald	<i>p</i>	Wald	<i>p</i>
Região	1	419,9	0,001	28,43	0,001
Habitat	1	616,0	0,001	46,01	0,001
Profundidade	1	256,4	0,001	24,82	0,002
Região x Habitat	1	69,4	0,016	51,61	0,049
Região x Profundidade	1	81,1	0,050	2,13	0,744
Habitat x Profundidade	1	53,5	0,192	10,20	0,097
Região x Profundidade x Habitat	1	4,1	0,781	3,25	0,329

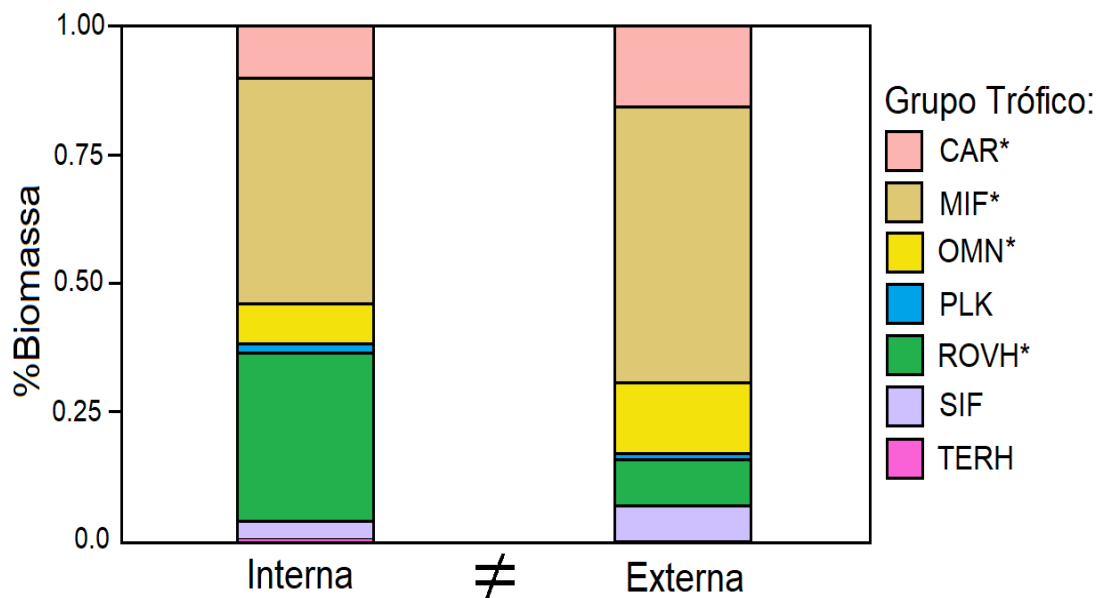


Figura 5 - Composição percentual de biomassa de grupos tróficos registrados por *stereo*-BRUVS na Resexmar AC. ≠ indica diferença significativa em composição trófica entre regiões de ressurgência segundo o GLM multivariado. * indicam grupos tróficos com maiores contribuições para as dissimilaridades de acordo com a SIMPER. CAR = carnívoros; MIF = comedores de invertebrados móveis; OMN = onívoros; PLK = plactívoros; ROVH = herbívoros errantes; SIF = comedores de invertebrados sésseis e TERH = herbívoros territoriais.

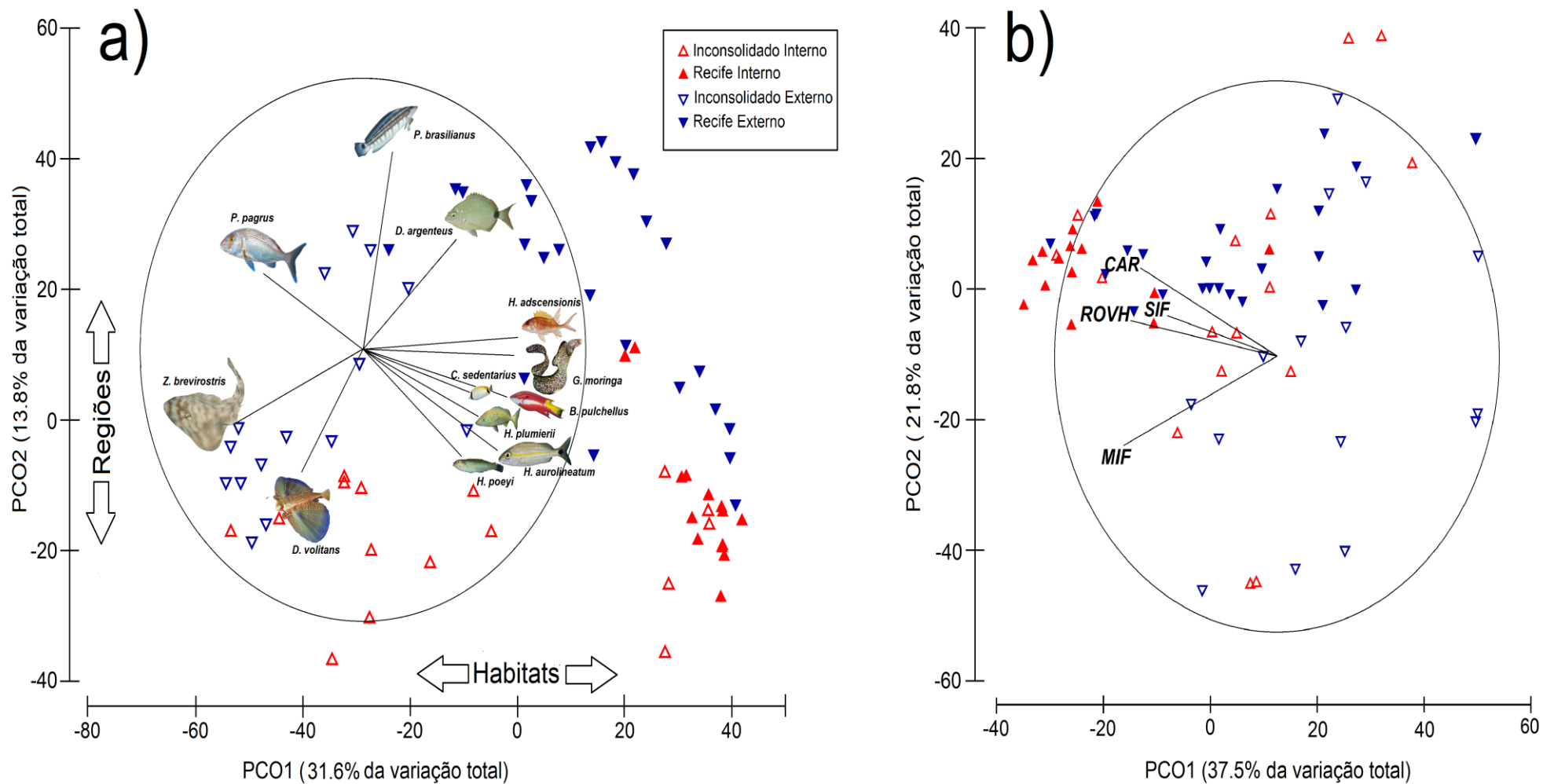


Figura 6 - Ordenação de Coordenadas Principais (PCO) para a) estrutura taxonômica e b) estrutura trófica das assembleias de peixes da Resexmar AC. Símbolos representam lançamentos individuais de *stereo*-BRUVS em diferentes regiões (interna: vermelho; externa: azul) e habitats (recife: símbolos fechados; inconsolidado: símbolos abertos). Espécies e grupos tróficos altamente correlacionados com os dois primeiros eixos da PCO (Correlação de Pearson > 0,5) foram evidenciados como vetores. CAR = carnívoros; MIF = comedores de invertebrados móveis; ROVH = herbívoros errantes; SIF = comedores de invertebrados sésseis.

Variações espaciais em índices comunitários

Os melhores modelos para a abundância (TMaxN) e biomassa (TBio) totais de peixes explicaram respectivamente, 36% e 27% das variações encontradas. Região e tipo de habitat de fundo foram fatores significativos ($p < 0,05$) para as diferenças em ambos os índices (Tabela 2). Abundância e biomassa totais de peixes registradas na região interna foram, em média, 2 vezes maiores que as registradas na região externa (Figura 7 a e c). Entre habitats, os maiores valores de biomassa foram associados aos recifes com moderada influência positiva da profundidade (Figura 7d e e). Esse padrão foi fortemente influenciado por elasmobrânquios das espécies *Z. brevirostris*, *Hypanus americanus* e *Myliobatis freminvillei* frequentemente registrados na interface entre os recifes e os ambientes inconsolidados profundos.

Análises de deviância indicaram o tipo de Habitat de fundo como principal fator responsável por diferenças espaciais na riqueza de espécies (S) e na riqueza trófica (S_{GT}) (Tabela 2). O modelo para a riqueza de espécies incluiu o tipo de habitat, região e profundidade e explicou cerca de 64% da variação do índice. A profundidade foi mantida no modelo final, embora seu efeito tenha sido marginalmente significativo ($p = 0,0712$) por aumentar a robustez e a explicação da variabilidade presente nos dados (AICc). Stereo-BRUVS assentados sobre recifes registraram assembleias com maior riqueza de espécies e de grupos tróficos em comparação a lançamentos sobre habitats inconsolidados (Figura 8 b e d). Noventa e duas das 109 espécies identificadas foram avistadas em ambientes recifais, um valor 39% maior que o registrado em fundos inconsolidados. A riqueza de espécies também diferiu entre regiões de ressurgência, sendo positivamente correlacionada a região interna ($p < 0,05$; Figura 8a). A riqueza trófica apresentou o mesmo padrão, com maiores médias correlacionadas aos recifes e à região interna (Figura 8c e d). Cerca de 67% da variação na riqueza trófica foi explicada pelo modelo.

Tabela 2 - Resultados das Análises de Deviância dos melhores GLMs investigando diferenças espaciais nos índices comunitários TMaxN, TBio, S e S_{GT} na Resexmar AC. NB = distribuição negativa binomial com função de ligação logarítmica; p = distribuição de Poisson com função de ligação logarítmica. AIC_c = valor de AIC corrigido. Df = graus de liberdade. Valores de *p* em negrito indicam diferença significância (*p* < 0,05) entre níveis de fatores.

Variável dependente	Variável explicativa	AICc	Valor de F	Df	<i>p</i>
TMaxN _{NB}	Região	631,41	51,680	1	< 0,001
	Habitat		24,716	1	< 0,001
TBio _{NB}	Região	475,8	22,918	1	< 0,001
	Habitat		16,034	1	< 0,001
	Profundidade		4,987	1	0,0178
S _{NB}	Habitat	413,53	87,390	1	< 0,001
	Região		28,390	1	< 0,001
	Profundidade		3,186	1	0,0712
S _{GTP}	Habitat	243,69	32,625	1	< 0,001
	Região		7,659	1	< 0,001

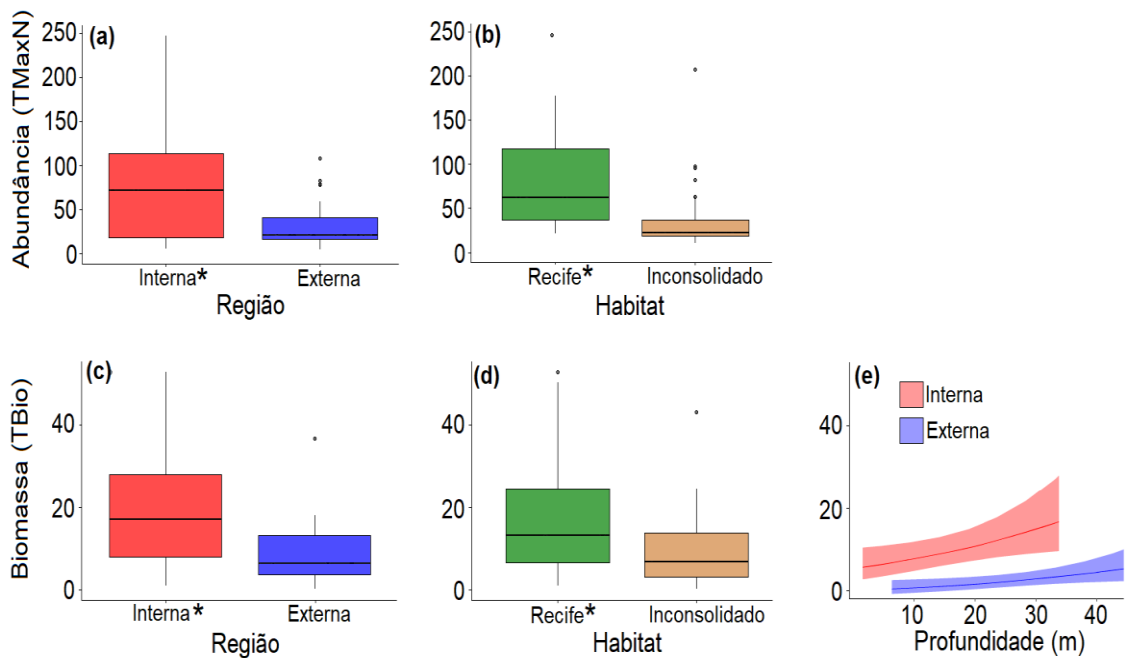


Figura 7 - Relação entre Abundância (TMaxN) e Biomassa (TBio) totais de peixes e os fatores espaciais preditivos Região, Tipo de Habitat de fundo e Profundidade estimados na Resexmar AC. As caixas representam os quartis Q1 e Q3, as linhas horizontais as médias e as verticais os limites mínimos e máximos, respectivamente. Asteriscos indicam diferença significativa de médias entre níveis de fatores (GLM $p < 0,05$).

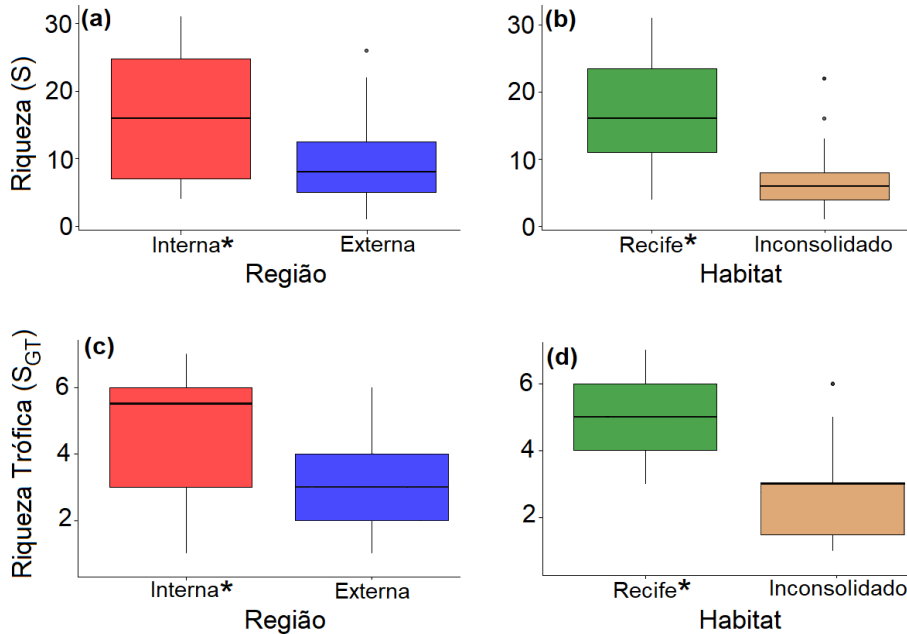


Figura 8 - Relação entre Riqueza de espécies (S) e Riqueza Trófica (S_{GT}) e os fatores espaciais preditivos Região e Tipo de Habitat de fundo estimados na Resexmar AC. As caixas representam os quartis Q1 e Q3, as linhas horizontais as médias e as verticais os limites mínimos e máximos, respectivamente. Asteriscos indicam diferença significativa de médias entre níveis de fatores (GLM $p < 0,05$).

Distribuição espacial de espécies e grupos tróficos

Todos os 7 grupos tróficos avaliados apresentaram maiores valores de biomassa na região interna, entretanto, as diferenças entre médias foram significativas apenas para os herbívoros errantes ($p < 0,01$), planctívoros ($p = 0,035$) e comedores de invertebrados móveis ($p < 0,01$) (Tabela Suplementar 2, Figura 9). Apesar das principais espécies compartilharem as duas regiões, diferenças significativas em abundância relativa e frequências de comprimentos totais ocorreram à nível específico. A abundância relativa de *Pagrus pagrus* foi negativamente correlacionada à região interna, indicando uma preferência de ocupação de locais frios externos. Em contrapartida, indivíduos das espécies *H. aurolineatum* e *P. arenatus* foram, em média, quatro e 10 vezes mais numerosos na região interna (Tabela 3, Figura 10).

Foram medidos 974 indivíduos (média \pm desvio-padrão: 243,6 mm \pm 159,1) na região interna e 673 (263,1 mm \pm 162,8) na região externa (Tabela Suplementar 4). Em geral, há uma maior proporção de indivíduos maiores na região externa comparada à região interna (Figura 11). Diferenças em distribuições de comprimentos ocorreram em *H. aurolineatum* ($D = 0,375$; $p < 0,001$), *H. adscensionis* ($D = 0,649$; $p < 0,001$) e *P. arenatus* ($D = 0,487$; $p < 0,001$); as diferenças foram marginalmente não significativas em *Acanthurus bahianus* ($D = 0,35119$; $p = 0,06$) e *P. pagrus* ($D = 0,259$; $p = 0,07$) e não significativa em *D. argenteus* ($D = 0,236$; $p = 0,79$). A maioria dos indivíduos medidos para as três primeiras espécies apresentaram comprimentos superiores aos comprimentos médios de primeira maturação (L50) definidos na literatura, independente da região de registro (Figura 11). *P. pagrus* e *D. argenteus* apresentaram um padrão peculiar, nestas os comprimentos médios estimados são próximos ou levemente superiores ao L50. Coincidentemente, indivíduos com comprimentos inferiores a este foram mais abundantes na região interna comparado a externa (e vice-versa). *A. bahianus* apresentou distribuições de comprimento e picos modais bem similares, indicando uma ampla distribuição de indivíduos adultos e juvenis por toda área de estudo.

Biomassa Média Relativa (kg ± DP)

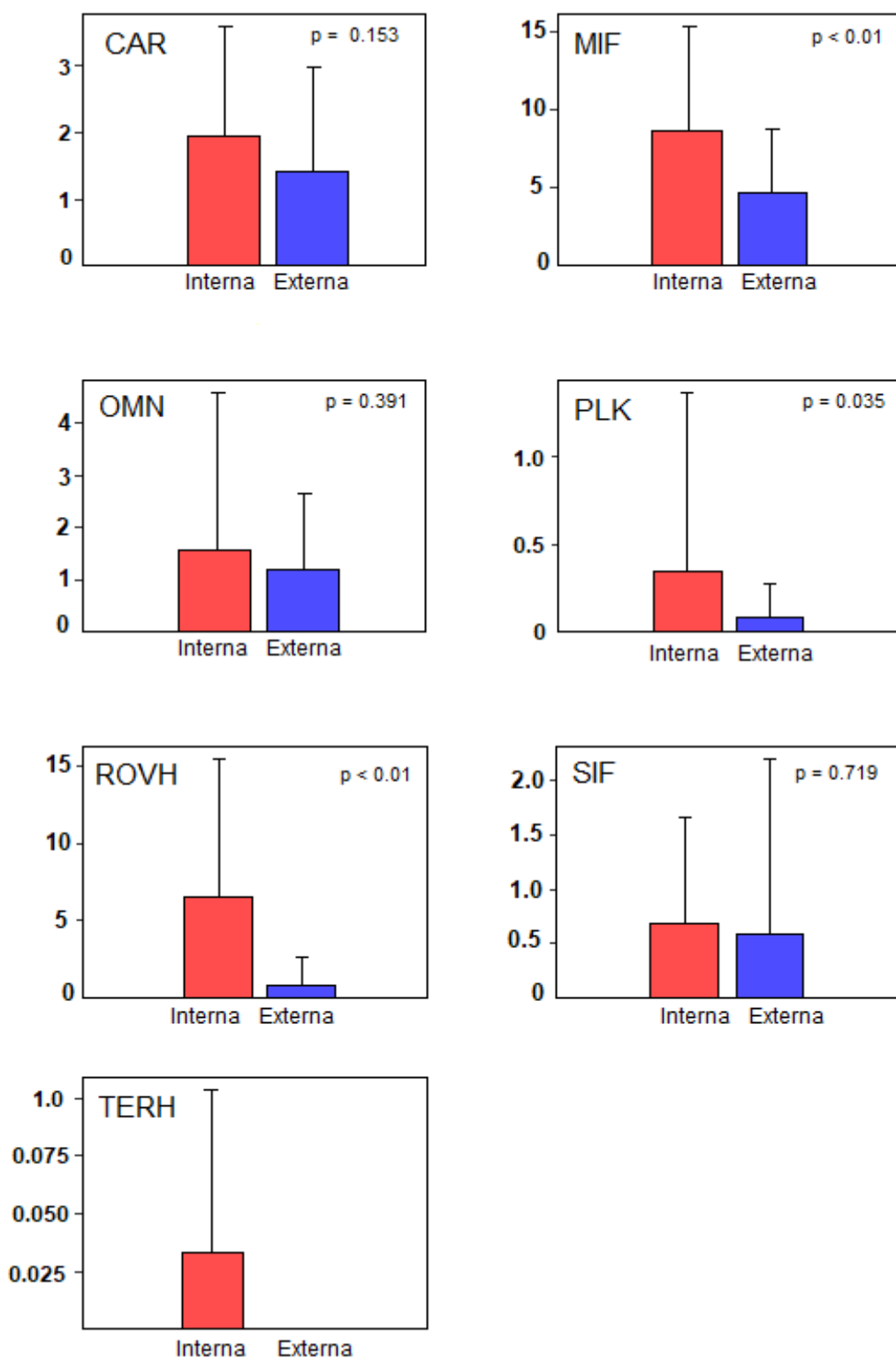


Figura 9 - Biomassa média relativa (kg ± desvio padrão) de grupos tróficos entre regiões interna (barras vermelhas) e externa (barras azuis) da Resexmar AC. Valores de $p < 0,05$ indicam diferença significativa entre médias (GLM).

Tabela 3 - Coeficientes de regressão (\pm erro padrão) estimados através de GLMs comparando abundâncias relativas das principais espécies de peixes registradas entre regiões da Resexmar AC. Valores de $p < 0,05$ (em parênteses) indicam correlação negativa ou positiva com a região interna (nível de base).

Variável	<i>Haemulon</i>	<i>Priacanthus</i>	<i>Diplodus</i>	<i>Pagrus</i>	<i>Acanthurus</i>	<i>Holocentrus</i>
Explicativa	<i>aurolineatum</i>	<i>arenatus</i>	<i>argenteus</i>	<i>pagrus</i>	<i>bahianus</i>	<i>adscensionis</i>
Intercepto	1,8499 \pm 0,3160 ($<0,001$)	-0,4855 \pm 0,4906 (0,322)	1,4053 \pm 0,2220 ($<0,001$)	1,1963 \pm 0,2579 ($<0,001$)	-0,02259 \pm 0,4354 (0,953)	0,3618 \pm 0,2061 ($<0,0792$)
Região interna	1,4930 \pm 0,4749 (0,00167)**	2,7947 \pm 0,7090 ($<0,001$)***	-0,5439 \pm 0,3454 (0,115)	-0,7908 \pm 0,4064 (0,05)*	1,0315 \pm 0,6452 (0,110)	0,1288 \pm 0,3081 ($<0,6758$)

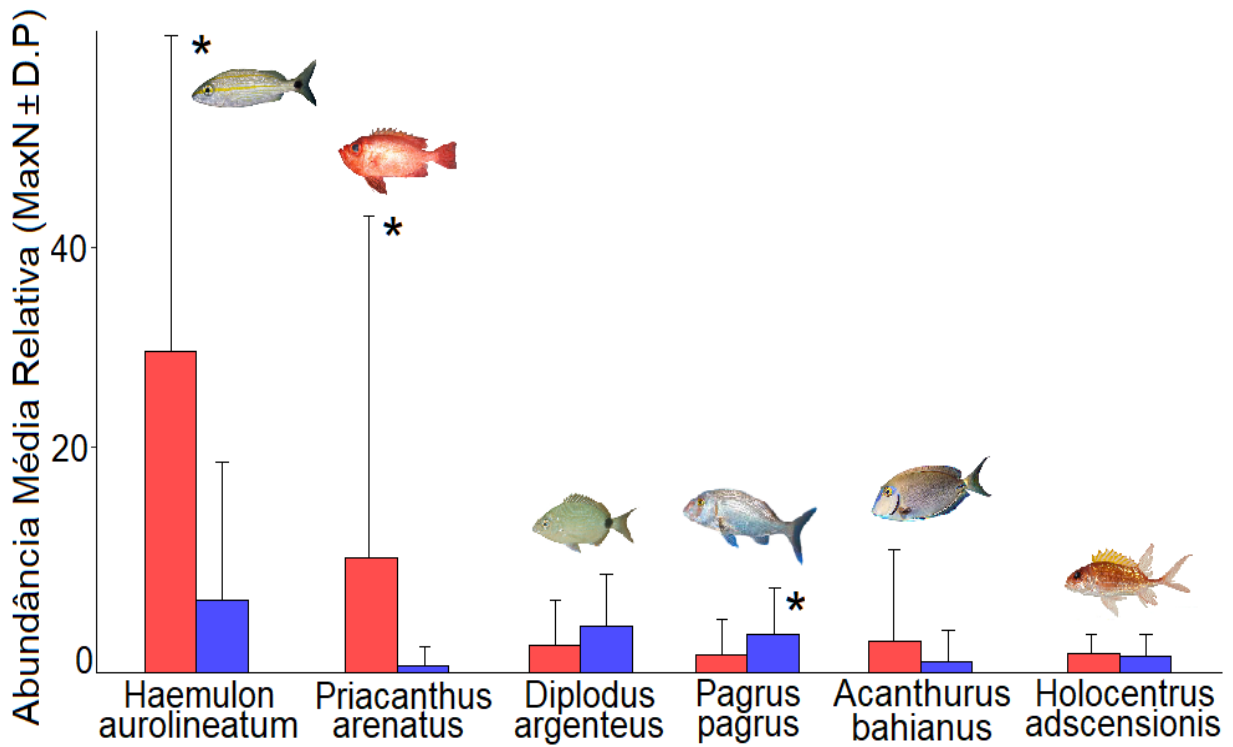


Figura 10 - Abundância média relativa (MaxN \pm desvio padrão) das principais espécies de peixes registradas entre regiões interna (barras vermelhas) e externa (barras azuis) da Resexmar AC. Asteriscos denotam diferença significativa entre médias (GLM $p < 0,05$).

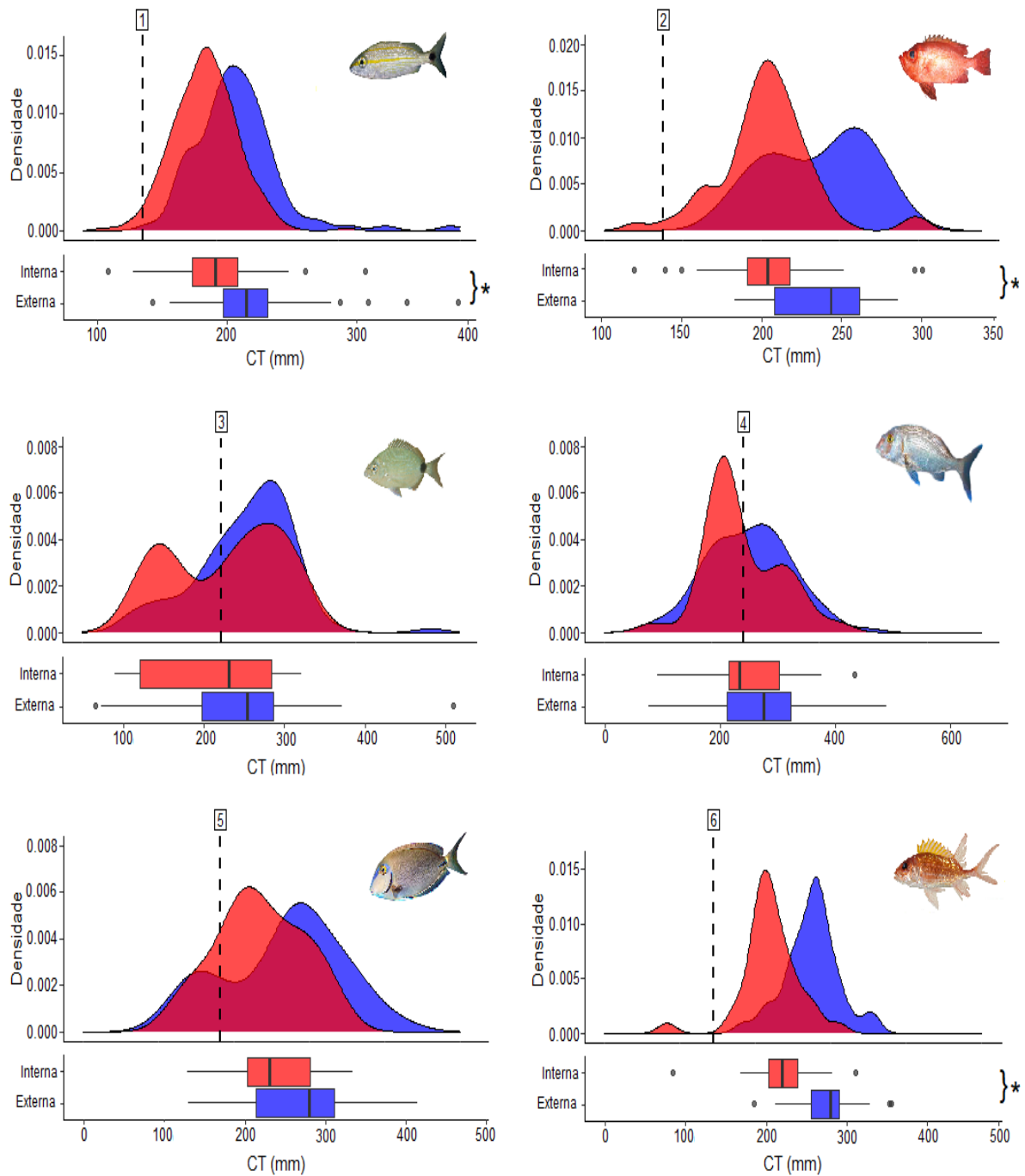


Figura 11 - Distribuições de frequências de comprimentos totais (em mm) das principais espécies entre regiões interna (curvas vermelhas) e externa (curvas azuis) da Resexmar AC. As linhas tracejadas representam os comprimentos médios de primeira maturação (L50) para a espécie registrado na literatura: 1 - De Melo *et al.*, 2020; 2 - Tapia-García *et al.*, 1995; 3 - David *et al.*, 2005; 4 - Silva; Matsuura, 1996; 5 - Choat; Robertson, 2002 e 6 - Shinozaki-Mendes *et al.*, 2007. As caixas inferiores representam os quartis Q1 e Q3, as linhas verticais o comprimento médio da espécie e as horizontais limites mínimos e máximos, respectivamente. }* indicam diferença significativa em distribuições de frequências de comprimentos de acordo com o teste de Kolmogorov-Smirnov (KS).

DISCUSSÃO

Este estudo é pioneiro na utilização de filmagens remotas na investigação de padrões de distribuição de assembleias de peixes influenciadas por ressurgência costeira no Atlântico Sudoeste. A ictiofauna da Resexmar AC é composta por espécies de origem tropical (*e.g.*, budiões, cirurgiões e cioba) e subtropical (*e.g.*, pargos, marimbas e garoupa-verdadeira) (LUIZ-JR *et al.*, 2008; ANDERSON *et al.*, 2014; PINHEIRO *et al.*, 2018) em co-ocorrência, característica típica de comunidades biológicas em zonas de transição biogeográfica (PINHEIRO *et al.*, 2018). A variabilidade ambiental induzida pela ressurgência e as características físicas do ambiente (tipo de habitat de fundo e profundidade) promovem a formação de duas assembleias distintas em composição, estrutura e funcionamento entre regiões interna (com características ambientais tropicais) e externa (com características subtropicais). Além disso, para algumas das principais espécies, indivíduos menores foram mais abundantes na região interna e indivíduos maiores na região externa, indicando variação ontogenética na utilização dessas duas áreas ambientalmente contrastantes.

São registradas aproximadamente 296 espécies de peixes em Arraial do Cabo (BATISTA; GRANTHOM-COSTA; COUTINHO, 2020). Essa estimativa deriva de estudos concentrados na baía interna (*e.g.* FERREIRA *et al.*, 2001; MENDONÇA-NETO *et al.*, 2009; CHAVES; MONTEIRO-NETO, 2009), uma vez que baixas temperaturas, visibilidade restrita e alta exposição a ondas são condições limitantes ao emprego de métodos tradicionais de coleta em recifes externos (*e.g.*, censos visuais submersos - UVC). Cordeiro *et al.* (2016) evidenciaram uma forte segregação da assembleia de peixes herbívoros entre as regiões, com predomínio de espécies de origem subtropical (Sparidae) em recifes externos e de espécies tropicais (Scaridae e Acanthuridae) em recifes internos, similar a distribuição destas ao longo da costa brasileira. O presente estudo amplia o panorama estabelecido por Cordeiro *et al.* (2016) pois sugere que a influência das águas frias se expande a toda organização trófica das assembleias. Uma resultante é um ambiente externo com biomassa concentrada em grupos tróficos superiores (CAR, MINV e OMN) e funcionamento similar ao de recifes subtropicais brasileiros (FERREIRA *et al.*, 2004). Outra resultante é um ambiente interno conectado ao externo, porém com biomassa distribuída de modo mais homogêneo entre grupos tróficos, fator que por sua vez tem implicância direta nos fluxos energéticos e nas taxas de sobrevivência de pequenos peixes entre as regiões.

Empregando um esforço de 1106 transectos de UVC distribuídos em 11 anos de amostragens, Buck (2020) identificou 171 espécies de peixes em áreas internas e externas de Arraial do Cabo até 25m de profundidade. Comparativamente, *stereo*-BRUVS detectaram 109 espécies em 69 filmagens compreendidas em 10 dias de campanha, incluindo o registro do budião azul *Scarus trispinosus* considerado localmente extinto (BENDER *et al.*, 2014). Baseado nesses resultados, *stereo*-BRUVS mostraram ser uma valiosa alternativa para o estudo de peixes em áreas recifais de alta variabilidade ambiental que podem auxiliar em uma melhor caracterização das assembleias quando combinados a métodos tradicionais de coleta (LANGLOIS *et al.*, 2010; SCHMID *et al.*, 2020), particularmente em áreas marinhas protegidas (ROLIM *et al.*, 2019; DELFINO, 2021) e ecossistemas afetados pela pesca (PIMENTEL *et al.*, 2020b) dado seu baixo impacto e alto poder atrativo. Todavia, comparações com estudos prévios devem ser cautelosas em função das diferenças em objetivos, metodologias e escalas espaço-temporais.

Arraial do Cabo está localizado na subprovíncia leste-sudeste brasileira (12-25° S), caracterizada por Pinheiro *et al.* (2018) como um centro secundário de biodiversidade de peixes no Oceano Atlântico por representar uma zona de transição entre recifes biogênicos ao norte e recifes rochosos enriquecidos por águas de ressurgência em direção sul (FLOETER *et al.*, 2007; PINHEIRO *et al.*, 2015; MAZZEI *et al.*, 2017). Localmente, o efeito interativo entre águas costeiras, tropicais e subtropicais (VALENTIN, 1984; PEREIRA *et al.*, 2009) conjuntamente a configuração geomorfológica, geram intensos gradientes ambientais entre regiões, incluindo temperatura, produtividade primária, exposição a ondas e profundidade. Tais gradientes, associados as diferenças na estrutura dos habitats bentônicos entre regiões são aqui sugeridos como possíveis fatores ambientais que, sinergicamente, regulam a distribuição espacial das assembleias de peixes de acordo com afinidades termais e origem evolutiva das espécies (*e.g.*, CORDEIRO *et al.*, 2016).

Estudos prévios associaram a presença das diferentes massas de água a variações espaço-temporais na composição e abundância de bacterioplâncton (CURY *et al.*, 2011; COELHO-SOUZA *et al.*, 2015), zooplâncton (VALENTIN *et al.*, 1987), macroalgas (GUIMARAENS; COUTINHO, 1996; VILLAÇA; YONESHIGUE-VALENTIN; BOUDOURESQUE, 2008; BRASILEIRO *et al.*, 2009) e, recentemente, tartarugas marinhas (FONSECA, 2020). Sendo assim, não é surpreendente que as assembleias de peixes variassem em composição através dos mesmos gradientes, uma vez que variam com o gradiente latitudinal (FERREIRA *et al.*, 2004) e são, de forma direta ou indireta, ecologicamente associadas às demais comunidades marinhas supracitadas. A natureza dual da

ictiofauna local foi evidenciada pela ocorrência exclusiva ou em maior abundância de espécies com maior afinidade a águas frias como *Halichoeres sazimai*, *Pronotogrammus martinicensis*, *Pagrus pagrus* e *Diplodus argenteus* na região externa e um elevado número de espécies de origem tropical como *Abudefduf saxatilis*, *Azurina multilineata*, *Scarus zelindae* e *Scarus trispinosus* na região interna. Esta acumulação de espécies recifais de diferentes domínios climáticos confirma a importância da área como um importante *hotspot* de biodiversidade no Oceano Atlântico Sudoeste (AUED *et al.*, 2018) e reforça a influência das características oceanográficas locais sobre os padrões de seleção de habitats pelas espécies.

Em teoria, a composição, abundância e equitatividade em comunidades de peixes são resultantes de filtros ecológicos abióticos (*e.g.* temperatura, disponibilidade de nicho, entre outros) e bióticos (*e.g.* predação, competição por espaço e alimento entre outros) que agem para definir quais membros do “*pool*” regional de espécies ocupam uma determinada comunidade e em quais proporções (HILLERISLAMBERS *et al.*, 2012). Em zonas de ressurgência são esperadas alta abundância e biomassa de peixes em função do maior *input* de nutrientes e consequente alta produtividade ecossistêmica (BAKUN, 1996; OKEY *et al.*; 2004). Entretanto, considerando que a origem evolutiva da ictiofauna recifal brasileira é estreitamente relacionada à ambientes tropicais (FLOETER *et al.*, 2008), as diferenças em estrutura observadas entre regiões podem ser um reflexo da movimentação ativa dos peixes desencadeada por mudanças na temperatura da água (termorregulação comportamental) em direção a região interna (REYNOLDS; CASTERLIN, 1979; 1980). Nesta região, um número proporcionalmente maior de espécies encontram um nicho térmico e características ambientais mais favoráveis a otimização de suas performances fisiológicas, ecológicas e reprodutivas (COUTANT, 1987; LUIZ-JR, 2009).

Temperatura é um fator chave de padrões e processos biológicos que influenciam taxas bioquímicas e fisiológicas vitais como alimentação, reprodução e sobrevivência (DRINKWATER *et al.*, 2010; KORDAS, HARLEY; O’CONNOR, 2011; MASI; COUTINHO & ZALMON, 2016). Peixes com alta mobilidade podem se movimentar entre recifes e verticalmente na coluna d’água em busca de recursos ou para satisfazerem suas preferências ambientais, como temperatura ótima (FLOETER *et al.*, 2004). A evasão de águas com temperaturas restritivas ao desempenho *via* termorregulação comportamental é um padrão amplamente documentado em zonas de ressurgência pelo mundo. Tipicamente, espécies não tolerantes abandonam essas áreas em períodos de intensa ressurgência (PÉREZ-MATUS *et al.*, 2017; SATO *et al.*, 2018; GUARDERAS-SEVILLA, 2019; EISELE;

MADRIGAL-MORA; ESPINOZA, 2020) ou concentram-se acima da termoclina quando as águas frias não afloram à superfície (BUXTON; SMALE, 1989; LUIZ-JR, 2009; MCILWAIN *et al.*, 2011).

Segundo McIlwain *et al.* (2011), não existe um fator único que determine a distribuição de assembleias recifais no espaço e no tempo. Neste estudo, o tipo de habitat de fundo e a profundidade também foram fatores significativos na estruturação das assembleias de peixes. Todavia, a tentativa de isolar os efeitos destes fatores sobre as assembleias de peixes é uma tarefa complexa, uma vez que variações de habitats através do gradiente de profundidade é uma característica típica de recifes rochosos costeiros (*e.g.* FERREIRA *et al.*, 2015; PEREIRA *et al.*, 2016; REIS-FILHO *et al.*, 2019). O aumento de profundidade geralmente é acompanhado da diminuição da luz, do hidrodinamismo e da temperatura (GARRABOU; BALLESTEROS; ZABALA, 2002), que diretamente influenciam padrões de composição, abundância e zonação de comunidades bentônicas (WILLIS; ANDERSON, 2003) e, conseqüentemente, os habitats disponíveis e os peixes que os ocupam (HEYNS-VEALE *et al.*, 2016).

Recifes rochosos tendem a apresentar alta complexidade estrutural por fornecer substrato apropriado ao assentamento de organismos sésseis como corais e algas (SCHUHMACHER, 1988; ABELSON; MILOH; LOYA, 1993), que aumentam a disponibilidade de refúgios (BORNTRAGER; FARRELL, 1992; HIXON; BEETS, 1993) e recursos alimentares (FITZHARDINGE; BAILEY-BROCK, 1989; CH'NG; THOMAS, 1991). Habitats mais complexos podem reduzir a competição intra e interespecífica por recursos (MACARTHUR; LEVINS, 1967), assim como as taxas de encontro entre predadores e presas (MURDOCH; OATEN, 1975), sustentando assembleias mais diversas e funcionalmente mais complexas em comparação a substratos consolidados. Análises de cobertura bentônica em Arraial do Cabo registraram a dominância de macroalgas e algas coralinas articuladas em recifes externos enquanto espécies de corais como *Mussimilia hispida*, *Siderastrea stellata*; o hidrocoral *Millepora alcicornis* e o zoantídeo *Palythoa caribaeorum* foram exclusivamente registrados em locais rasos internos (FONSECA, 2020). Essas observações reforçam as diferenças em composição e estrutura dos habitats disponíveis entre as regiões e ressaltam a importância da complexidade estrutural sobre os padrões de abundância e diversidade de assembleias de peixes recifais (CHARBONNEL *et al.*, 2002; DAVIS; SMITH, 2017; DOMINICI-AROSEMENA; WOLFF, 2005).

Condições ambientais de temperatura e produtividade primária, junto a interações intra- e interespecíficas como predação e competição, são fatores primários de mudanças fenotípicas em inúmeros aspectos da história de vida das espécies, incluindo o crescimento (EDELIN *et al.*, 2013). A Regra de Bergmann propõe que o tamanho corporal das espécies tende a aumentar em ambientes frios (altas latitudes) pois, nesta condição, a razão superfície/volume seria menor, assim como as perdas de calor para o ambiente (BERGMANN, 1847; WATT; MITCHELL; SALEWSKI, 2010). Paralelamente, a Regra da Temperatura-Tamanho estabelece que animais ectotérmicos expostos a baixas temperaturas tendem a crescer e amadurecer mais lentamente, resultando em um maior tamanho corporal (ATKINSON, 1994). As comparações de comprimento das espécies mais abundantes no estudo corroboram as predições ecogeográficas apontadas, porém, é sugerido que as interações tróficas comunitárias também exerçam importante papel no padrão observado.

A presença de um maior número de predadores (figura 5) e de adultos (figura 11) em recifes externos tornam os riscos de predação e a competição maiores para peixes pequenos, implicando diretamente em suas taxas de sobrevivência. Neste sentido, a região interna pode atuar como uma área de desenvolvimento destas espécies, onde recrutas e juvenis encontram condições mais favoráveis ao crescimento, traduzidas em um ambiente fisicamente mais estável (em temperatura e hidrodinamismo), com menor proporção de predadores e maior disponibilidade de microhabitats (FERREIRA *et al.*, 2001). Estudos que englobem uma caracterização mais precisa dos diferentes habitats e substratos ocupados em cada região, bem como os aspectos alimentares em diferentes fases ontogenéticas e os efeitos das interações ecológicas entre gerações e demais espécies tornarão mais claros os mecanismos envolvidos na seleção de áreas internas por pequenos peixes. Esse conhecimento é de grande valia, por exemplo, na definição de áreas intangíveis à presença humana hoje inexistentes na unidade.

Este estudo demonstrou que os efeitos ecológicos da ressurgência costeira são traduzidos em uma forte segregação espacial das assembleias de peixes da Resexmar AC. Espécies de origem subtropical e maior tolerância a águas frias ocuparam preferencialmente a região externa enquanto espécies de origem tropical e menor tolerância foram mais abundantes na região interna. Também foi demonstrado que o ambiente interno parece atuar como uma área de desenvolvimento para algumas das espécies mais abundantes, provavelmente em resposta a maior disponibilidade de refúgios e a menor abundância de predadores e de peixes adultos. Em curto prazo, essas informações são úteis na elaboração de estratégias de conservação dos recursos e serviços ecossistêmicos locais como áreas de proibição de atividades humanas e incentivo a pesquisa científica. Em longo prazo, elas

podem servir como base comparativa em futuros cenários de mudanças climáticas, onde a intensidade dos processos meteocanográficos e as divergências entre regiões tendem a ser mais pronunciadas.

REFERÊNCIAS

ABELSON, A.; MILOH, T.; LOYA, Y. Flow patterns induced by substrata and body morphologies of benthic organisms and their roles in determining availability of food particles. **Limnology and Oceanography**, v. 38, p. 1116-1124. 1993.

AKAIKE, H. **Information theory and an extension of the maximum likelihood principle**. In: PETROV, B. N.; CSAKI, F. (Ed.). 2nd International Symposium on Information Theory. Budapest, Hungary: Akadémiai Kiadó, p. 267-281. 1973.

ALVAREZ-FILIP, L.; REYES-BONILLA, H.; CALDERON-AGUILERA, L. E. Community structure of fishes in Cabo Pulmo Reef, Gulf of California. **Marine Ecology**, v. 27, p. 253-262. 2006.

ANDERSON, A. B. *et al.* Recovery of grouper assemblages indicates effectiveness of a marine protected area in Southern Brazil. **Marine Ecology Progress Series**, v. 514, p. 207-215. 2014.

ARANTES, R. C. *et al.* Depth and water mass zonation and species associations of cold-water octocoral and stony coral communities in the southwestern Atlantic. **Marine Ecology Progress Series**, v. 397, p. 71-79. doi: 10.3354/meps08230.

AROSEMENA, A. D. **Community structure and patterns of diversity in reef fish communities in the Tropical Western Atlantic and Tropical Eastern Pacific**. 2006. 163 p. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades. Zentrum für Marine Tropenökologie, Universität Bremen, 2006.

ATKINSON, D. Temperature and organism size - a biological law for ectotherms? **Advances in Ecological Research**, v. 3, p. 1-58. 1994.

AUED, A. *et al.* Large-scale patterns of benthic marine communities in the Brazilian Province. **PloS one**, v. 13, e0198452. 2018.

BAKUN, A. **Patterns in the ocean: ocean processes and marine population dynamics**. California Sea Grant College System/NOAA/Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, La Paz, Mexico. 323 pp. 1996.

BAKUN, A.; PARRISH, R. H. Comparative studies of coastal pelagic fish reproductive habitats - the Brazilian sardine (*Sardinella aurita*). **ICES Journal of Marine Science**, v. 46, p. 269-283. 1990.

BAKUN, A.; WEEKS, S. J. The marine ecosystem off Peru: what are the secrets of its fishery productivity and what might its future hold? **Progress in Oceanography**, v. 79, p. 290-299. 2008.

BARANGE, M.; PERRY, R. I. Physical and ecological impacts of climate change relevant to marine and inland capture fisheries and aquaculture. In: Cochrane K, De Young C, Soto D, Bahri T. (eds.), **Climate Change Implications for Fisheries and Aquaculture: Overview of Current Scientific Knowledge**. Rome (Italy): FAO. 7-106 p. 2009.

- BARTON, K. **MuMIn: Multi-Model Inference**. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>>. Acesso em: 27 ago. 2020.
- BATISTA, D.; GRANTHOM-COSTA, L. V.; COUTINHO R. **Biodiversidade Marinha dos Costões Rochosos de Arraial do Cabo: Histórico, Ecologia e Conservação**. Arraial do Cabo: Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira. 407 p. 2020.
- BELLWOOD, D.R.; CHOAT, J. H. A functional analysis of grazing in parrotfishes (family Scaridae): the ecological implications. **Environmental Biology of Fishes**, v. 28, p. 189-214. 1990.
- BENDER, M. G. *et al.* Local ecological knowledge and scientific data reveal overexploitation by multigear artisanal fisheries in the Southwestern Atlantic. **PloS One**, v. 9, e10332. 2014.
- BERGMANN, C. Über die Verhältnisse der Wärmeöko - nomie der Thiere zu ihrer Größe. **Gottinger Studien**, v. 3, p. 595-708. 1847.
- BORNTRAGER, J. F.; FARRELL, T. M. The effect of artificial reef size on species richness and diversity in a Florida estuary. **Florida Scientist**, v. 55, p. 229-235. 1992.
- BOUTROS, N.; SHORTIS, M. R.; HARVEY, E. S. A comparison of calibration methods and system configurations of underwater stereo-video systems for applications in marine ecology. **Limnology and Oceanography: Methods**, v. 13, p. 224-236. 2015.
- BRAGA, H. O. *et al.* Conserving Brazilian Sardine: Fisher's attitudes and knowledge in the Marine Extractive Reserve of Arraial do Cabo, Rio de Janeiro State, Brazil. **Fisheries Research**; 204, p. 402-411. 2018.
- BRASILEIRO, P. S. *et al.* Algas marinhas bentônicas da região de Cabo Frio e arredores: síntese do conhecimento. **Rodriguésia**, v. 60, p. 39-66. 2009.
- BROOKS, E. *et al.* Validating the use of baited remote underwater video surveys for assessing the diversity, distribution and abundance of sharks in the Bahamas. **Endangered Species Research**, v. 13, p. 231-243. 2011. doi:10.3354/esr00331.
- BUCK, C. P. do E. S. **Estrutura funcional da assembleia de peixes recifais de Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brasil**. 2020. Dissertação (Mestrado em Dinâmica dos Oceanos e da Terra). Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro, Brasil. 2020. Disponível em: https://dot.uff.br/wp-content/uploads/sites/476/2021/08/345-DISSERT-Clara_Buck-2020.pdf. Acesso em: 25 de abr 2021.
- BURKEPILE, D. E.; HAY, M. E. Herbivore vs. nutrient control of marine primary producers: context dependent effects. **Ecology**, v. 87, p. 3128-3139. 2006.
- BURNS J. H.; STRAUSS S. Y. More closely related species are more ecologically similar in an experimental test. **Proceedings of National Academy of Sciences USA**, v. 108, p. 5302-5307 2011.
- BUXTON, C. D.; SMALE, M. J. Abundance and distribution patterns of three temperate marine reef fish (Teleostei: Sparidae) in exploited and unexploited areas off the southern Cape Coast. **Journal of Applied Ecology**, v. 26, p. 441-451. 1989.
- CANDELLA, R. N. Meteorologically induced strong seiches observed at Arraial do Cabo, RJ, Brazil. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 34, p. 989-997. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2009.06.007>.

- CAPPO, M.; SPEARE, P.; DE'ATH, G. Comparison of baited remote underwater video stations (BRUVS) and prawn (shrimp) trawls for assessments of fish biodiversity in inter-reefal areas of the Great Barrier Reef Marine Park. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 302(2), p. 123-152. 2004.
- CAPUTI, N. *et al.* The effect of climate change on the Western Rock Lobster fishery. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 67, p. 85-96. 2010.
- CARVALHO-FILHO, A. *et al.* Peixes Recifais do Brasil, uma síntese. In: **Anais do XVI Encontro Brasileiro de Ictiologia**. João Pessoa, Paraíba. Brasil. 2005.
- CASTELAO, R.; CAMPOS, E.; MILLER, J. A. modelling study of coastal upwelling driven by wind and meanders of the Brazil current. **Journal of Coastal Research - BioOne**, v. 20, p. 662-671. 2004.
- CASTELLO, J. P. *et al.* Fisheries in southern Brazil: a comparison of their management and sustainability. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 25, p. 287-293. 2009.
- CASTRO, B.; MIRANDA, L. Physical oceanography of the Western Atlantic continental Shelf located between 4° N and 34° S. In: **The Sea**, v. 11, p. 209-251. 1998.
- CH'NG, K. L.; THOMAS, C. An artificial reef program in Malaysia. In: L. M Chou, T. E. Chua, H. W. Khoo, P. E. Li, J. N. Paw, G. T. Silvestre, M.J. Valencia, A. T. White and P. K. Wong (eds). **Towards an Integrated Management of Tropical Coastal Resources**. ICLARM-Conference Proceedings, v. 22, National University of Singapore, Singapore. 455 p. 1991.
- CHARBONNEL, E. *et al.* Effects of increased habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast). **ICES Journal of Marine Science**, v. 59, p. 208-213. 2002. doi:10.1006/jmsc.2002.1263.
- CHAVES, L. C. T.; MONTEIRO-NETO, C. Comparative analysis of rocky reef fish community structure in coastal islands of South-eastern Brazil. **Journal of Marine Biology**, v. 89(3), p. 609-619. 2009.
- CHOAT, J. H.; ROBERTSON, D. R. Age-based studies on coral reef fishes. In: P. F. SALE (ed.) **Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem**. Academic Press. p. 57-80. 2002.
- CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. Trophic models of aquatic ecosystems. **International Center for Living Aquatic Resources Management (ICLARM)**. Conference Proceedings, v. 26, p. 390. 1993.
- CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **PRIMER v6: User Manual/tutorial**. PRIMER-E, Plymouth. 2006.
- COELHO-SOUZA, S. A. *et al.* Bacterial and archaeal communities variability associated with upwelling and anthropogenic pressures in the protection area of Arraial do Cabo (Cabo Frio region-RJ). **Anais Da Academia Brasileira De Ciências**, v. 87, p.1737-1750. 2015.
- COELHO-SOUZA, S. A. *et al.* Biophysical interactions in the Cabo Frio upwelling system, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**. v. 60, n 3. p. 353-365. 2012.
- CORDEIRO, C. A. M. M. *et al.* Spatial distribution of nominally herbivorous fishes across environmental gradients on Brazilian rocky reefs. **Journal of Fish Biology**, v. 89, p. 939-958. 2016. doi:10.1111/jfb.12849.

- CORDEIRO, C. A. M. M.; HARBORNE, A. R.; FERREIRA, C. E. L. The biophysical controls of macroalgal growth on Subtropical reefs. **Frontiers in Marine Science**, v. 7. 2020. doi:10.3389/fmars.2020.00488.
- COUTANT, C. C. Thermal preference: when does an asset become a liability? **Environmental Biology of Fishes**, v. 18, p. 161-172. 1987.
- CURY, J. C. *et al.* Microbial diversity of a Brazilian coastal region influenced by an upwelling system and anthropogenic activity. **PLoS ONE**, v. 6, e16553. doi:10.1371/journal.pone.0016553, 2011.
- DAVID, G. S. *et al.* The reproductive biology of *Diplodus argenteus* (Sparidae) in the coastal upwelling system of Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brazil. **African Journal of Marine Science**, v. 27, p. 439-447, 2005.
- DAVIS, T. R.; SMITH, S. D. A. Proximity effects of natural and artificial reef walls on fish assemblages. **Regional Studies in Marine Science**, v. 9, p. 17-23. 2017. doi:10.1016/j.rsma.2016.10.007.
- DE LÉO, F. C.; PIRES-VANIN, A. M. S. Benthic megafauna communities under the influence of the South Atlantic Central Water intrusion onto the Brazilian SE shelf: A comparison between an upwelling and a non-upwelling ecosystem. **Journal of Marine Systems**, v. 60, p. 268-284. 2006.
- DE MELO, C. C. *et al.* Haemulidae distribution patterns along the Northeastern Brazilian continental shelf and size at first maturity of the most abundant species. **Regional Studies in Marine Science**, v. 35. Elsevier. 2020. doi:10.1016/j.rsma.2020.101226.
- DELFINO, S. D. T. **Densidade de rodolitos e seus efeitos na composição e estrutura das assembleias de peixes na área de proteção ambiental Costa das Algas**. 2021. 38 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Oceanografia). Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, Brasil. 2021.
- DOBSON, A. J. **An Introduction to Generalized Linear Models**. 2 ed., Chapman & Hall/CRC, London, 225 p. 2002.
- DOMINICI-AROSEMENA, A.; WOLFF, M. Reef fish community structure in Bocas del Toro (Caribbean, Panama): Gradients in habitat complexity and exposure. **Caribbean Journal of Science**, v. 41(3), p. 613-637. 2005.
- DRINKWATER, K. F. *et al.* On the processes linking climate to ecosystem changes. **Journal of Marine Systems**, v. 79, n. 3-4, p. 374-388. 2010.
- EDELIN, E.; LACROIX, G.; DELIRE, C.; POULET, N.; LEGENDRE, S. Ecological emergence of thermal clines in body size. **Global Change Biology**, v. 19, p. 3062-3068. 2013.
- EDGAR, G. J. *et al.* Abundance and local-scale processes contribute to multi-phyla gradients in global marine diversity. **Science advances**, v. 3(10):e1700419. 2017. doi:10.1126/sciadv.1700419.
- EISELE, M. H.; MADRIGAL-MORA, S.; ESPINOZA, M. Drivers of reef fish assemblages in an upwelling region from the Eastern Tropical Pacific Ocean. **Journal of Fish Biology**, v. 98, p. 1074-1090. 2020. doi:10.1111/jfb.14639.
- FERREIRA, C. E. L. *et al.* Herbivory by the dusky damselfish *Stegastes fuscus* (Cuvier, 1830) in a tropical rocky shore: effects on the benthic community. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 229, p. 241-264. 1998.

- FERREIRA, C. E. L. F. *et al.* Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. **Journal of Biogeography**, v. 31, p. 1093-1106. 2004. doi:10.1111/J.1365-2699.2004.01044.X.
- FERREIRA, C. E. L.; GONÇALVES J. E. A.; COUTINHO, R. Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. **Environmental Biology of Fishes**, v. 61, p. 353-369. 2001.
- FERREIRA, C. M. *et al.* Community structure of shallow rocky shore fish in a tropical bay of the Southwestern Atlantic. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 63, p. 83-99. 2015. doi:<https://doi.org/10.1590/S1679-87592015074706304>.
- FITZHARDINGE, R. C., BAILEY-BROCK, J. H. Colonization of artificial reef materials by corals and other sessile organisms. **Bulletin of Marine Science**, v. 44(2), p. 567-579. 1989.
- FLOETER, S. R. *et al.* Atlantic reef fish biogeography and evolution. **Journal of Biogeography**, v. 35, p. 22-47. 2008.
- FLOETER, S. R. *et al.* Geographic variation in reef fish assemblages along the Brazilian coast. **Global Ecology and Biogeography**, v. 10, p. 423-433. 2001.
- FLOETER, S. R. *et al.* Latitudinal gradients in Atlantic reef fish communities: trophic structure and spatial use patterns. **Journal of Fish Biology**, v. 64, p. 1680-1699. 2004.
- FLOETER, S.R. *et al.* Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. **Environmental Biology of Fishes**, v. 10, p. 423-431. 2007.
- FOGLIARINI, C. O. *et al.* Telling the same story: Fishers and landing data reveal changes in fisheries on the Southeastern Brazilian Coast. **PLoS One**, v. 16(6): e0252391. 2021. doi: 10.1371/journal.pone.0252391.
- FONSECA, J. S. G. G. M. F. **Spatial distribution of sea turtles on a South Atlantic subtropical rocky reef**. 2020. Dissertação (Mestrado em Dinâmica dos Oceanos e da Terra). Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro Brasil. 2020. Disponível em: <https://dot.uff.br/wp-content/uploads/sites/476/2021/08/340-DISSERT-Juliana-Fonseca2020.pdf>. Acesso em: 21 de jan 2021.
- FROESE, R. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 22, p. 241-253. 2006.
- FROESE, R.; PAULY, D. **Fishbase**. Disponível em: www.fishbase.org. Acesso em: 10 set 2019.
- GARRABOU, J.; BALLESTEROS, E.; ZABALA, M. Structure and dynamics of North-western Mediterranean rocky benthic communities along a depth gradient. **Estuarine and Coastal Shelf Sciences**, v. 55, p. 493-508. 2002. doi:10.1006/ecss.2001.0920.
- GOETZE, J. S. *et al.* Diver operated video most accurately detects the impacts of fishing within periodically harvested closures. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 462, p. 74-82. 2015.
- GONZALEZ-RODRIGUEZ, E.; VALENTIN, J. L.; ANDRÉ, D. L.; JACOB, S. A. Upwelling and downwelling at Cabo Frio (Brazil): comparison of biomass and primary production responses. **Journal of Plankton Research**, v. 14, p. 289-306. 1992.
- GRAHAM, N. A. J.; NASH, K. L. The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. **Coral Reefs**, v. 32, p. 315-326. 2013. doi:10.1007/s00338-012-0984-y.

- GRIMMEL, H. M. *et al.* Assessment of faunal communities and habitat use within a shallow water system using non-invasive BRUVs methodology. **Aquaculture and Fisheries**, v. 5, p. 224-233. 2020. doi:10.1016/j.aaf.2019.12.005.
- Guarderas Sevilla, M. J. **Temporal and spatial patterns influence reef fish community structure along an upwelling gradient in the Galápagos marine reserve**. 2019. Bachelor's thesis (Licenciatura em Biología). Universidad San Francisco de Quito, Quito. 2019.
- GUIMARAENS, M. A.; COUTINHO, R. Spatial and temporal variation of benthic marine algae at the Cabo Frio upwelling region, Rio de Janeiro, Brazil. **Aquatic Botany**, v. 52, p. 283-299. 1996.
- HARVEY, E. S. *et al.* Bait attraction affects the performance of remote underwater video stations in assessment of demersal fish community structure. **Marine Ecology Progress Series**, v. 350, p. 245-254. 2007.
- HARVEY, E. S. *et al.* Influence of range, angle of view, image resolution and image compression on underwater stereo-video measurements: high-definition and broadcast-resolution video cameras compared. **Marine Technology Society Journal**, v. 44, n. 1, p. 75-85. 2010.
- HARVEY, E. S.; SHORTIS, M. R. Calibration stability of an underwater stereo-video system: implications for measurement accuracy and precision. **Marine Technology Society Journal**. v. 32, n. 2, p. 3-17.1998.
- HARVEY, E. S; SHORTIS, M. A system for stereo-video measurement of subtidal organisms. **Marine Technology Society Journal**. v. 29, n. 4, p. 10-22. 1996.
- HEYNS-VEALE, E. R. *et al.* Depth and Habitat Determine Assemblage Structure of South Africa's Warm-Temperate Reef Fish. **Marine Biology**, v. 163. 2016. doi:10.1007/s00227-016-2933-8.
- HILLERISLAMBERS, J. *et al.* Rethinking Community Assembly through the Lens of Coexistence Theory. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 43, p. 227-248. 2012.
- HIXON, M. A.; BEETS, J. P. Predation, prey refuges and the structure of coral-reef fish assemblages. **Ecological Monographs**, v. 63(1), p. 77-101. 1993. doi:10.2307/2937124.
- HORTA E COSTA, B. *et al.* Tropicalization of fish assemblages in temperate biogeographic transition zones. **Marine Ecology Progress Series**, v. 504, p. 241-252. 2014. doi:https://doi.org/10.3354/meps10749.
- ICMBIO. **Plano de Manejo da Reserva Extrativista Marinha do Arraial do Cabo**. Brasília. 2020. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/plano-de-manejo_Resex_Marinha_do_Arraial_do_Cabo.pdf. Acesso em: 15 jan 2021.
- INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília. 2018.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2020-2. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 28 dez 2020.
- KORDAS, R. L.; HARLEY, C. D. G.; O'CONNOR, M. I. Community ecology in a warming world: The influence of temperature on interspecific interactions in marine systems. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 400(1-2), p. 218-226. 2011. doi:10.1016/j.jembe.2011.02.029.

- LANGLOIS, T. J. *et al.* Cost-efficient sampling of fish assemblages: comparison of baited video stations and diver video transects. **Aquatic Biology**, v. 9, p.155-168. 2010.
- LANGLOIS, T. J. *et al.* Similarities between line fishing and baited stereo-video estimations of length frequency: Novel application of Kernel density estimates. **PLoS One**, v. 7, e45973. 2012. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0045973>.
- LOHRENZ, S. E.; CASTRO, B. M. Eastern Ocean boundaries pan-regional overview. In: Robinson, A. R., Brink H (eds). **The Sea**, v. 14, p. 3-20. 2005.
- LONGHURST, A. R. **Ecological geography of the sea**. 2 ed. Academic Press: San Diego, 2006. 398 p.
- LÓPEZ-PÉREZ, R. A. *et al.* Species composition, habitat configuration and seasonal changes of coral reef fish assemblages in western Mexico. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 29(2), p. 437-448. 2012. doi:10.1111/jai.12029.
- LUIZ JR, O. J. **Composição e estrutura da Comunidade de Peixes Recifais e sua Relação com Quatro Variáveis Ambientais no Parque Estadual Marinho da Laje de Santos, Estado de São Paulo**. 2009. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, Brasil. 2009. Disponível em: http://repositorio.unicamp.br/jspui/bitstream/REPOSIP/315967/1/LuizJunior_OsmarJose_M.pdf. Acesso em: 25 de abr 2021.
- LUIZ-JR, O. J. *et al.* 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**, v. 1807, p. 1-25. 2008.
- MACARTHUR, R. H; LEVINS, R. The limiting similarity, convergence and divergence of coexisting species. **American Naturalist**, v. 101, p. 377-385. 1967.
- MASI, B. P.; COUTINHO, R.; ZALMON, I. R. Analytical successional tools of fouling communities submitted to different light effects. **Community Ecology**, v. 17(2), p. 178-187. 2016. doi:10.1556/168.2016.17.2.6.
- MATSUURA, Y. A probable cause of recruitment failure of the Brazilian sardine *Sardinella aurita* population during the 1974/75 spawning season. **South African Journal of Marine Science**, v. 17, p. 29-35. 1996. doi:10.2989/025776196784158554.
- MAZZEI, E. F. *et al.* Newly discovered reefs in the southern Abrolhos Bank, Brazil: Anthropogenic impacts and urgent conservation needs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 114, p. 123-133. 2017. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.059>.
- MCGILL, B.; COLLINS, C. A unified theory for macroecology based on spatial patterns of abundance. **Evolutionary Ecology Research**, v. 5, p. 469-492. 2003.
- MCILWAIN, J. L. *et al.* Seasonal changes in a deep-water fish assemblage in response to monsoon-generated upwelling events. **Fisheries Oceanography**, v. 20, p. 497-516. 2011. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2011.00598.x>.
- MEEKAN, M.; CAPPO, M. **Non-destructive techniques for rapid assessment of shark abundance in northern Australia**. Australian Institute of Marine Science, Queensland, 2004.
- MENDES, T. C., VILLAÇA, R. C.; FERREIRA, C. E. L. Diet and trophic plasticity of an herbivorous blenny *Scartella cristata* of subtropical rocky shores. **Journal of Fish Biology**, v. 75, p. 1816-1830. 2009.

- MENDONÇA-NETO, J. P.; FERREIRA, C. E. L.; CHAVES L. C. T.; PEREIRA, R. C. Influence of *Palythoa caribaeorum* (Anthozoa, Cnidaria) zonation on site attached reef fishes. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 80, p. 495-513, 2008.
- MENGE, B. A. *et al.* Coastal oceanography sets the pace of rocky intertidal community dynamics. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, v. 100, p. 12229-12234. 2003. doi:10.1073/pnas.1534875100.
- MUMBY, P. J. Mangrove enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. **Nature**, v. 427, p. 533-536. 2004.
- MURDOCH, W. W; OATEN, A. Predation and population stability. **Advances in Ecological Research**, v. 9, p. 1-132. 1975.
- NOGUEIRA-JÚNIOR, M.; BRANDINI, F. Community structure and spatiotemporal dynamics of the zooplankton in the South Brazilian Bight: a review. In: **Plankton Ecology of the Southwestern Atlantic**, ed. M. S. Hoffmeyer (Switzerland: Springer International Publishing), p. 149-179. 2018.
- OKEY, T. A. *et al.* A trophic model of a Galápagos subtidal rocky reef for evaluating fisheries and conservation strategies. **Ecological Modelling**, v. 172, p. 383-401. 2004. doi:10.1016/j.ecolmodel.2003.09.019.
- PALUMBI, S. R. Ecological subsidies alter the structure of marine communities. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, v. 100(21), p. 11927-11928. 2003. doi:10.1073/pnas.2335832100.
- PEREIRA P. H. C. *et al.* Difference in the trophic structure of fish communities between artificial and natural habitats in tropical estuary. **Marine and Freshwater Research**, v. 68(3), p. 473-483. 2016. doi: 10.1071/MF15326.
- PEREIRA, G. C. *et al.* Virioplankton abundance in trophic gradients of an upwelling field. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 40, p. 857-865. 2009.
- PÉREZ-MATUS, A. *et al.* Exploring the effects of fishing pressure and upwelling intensity over subtidal kelp forest communities in central Chile. **Ecosphere**, v. 8(5), e01808. 2017. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1808>.
- PIMENTEL, C. R. *et al.* Mesophotic ecosystems at Fernando de Noronha Archipelago, Brazil (Southwestern Atlantic), reveal unique ichthyofauna and need for conservation. **Neotropical Ichthyology**, v. 18(4). 2020a. doi: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2020-0050>.
- PIMENTEL, C. R. *et al.* BRUVS reveal locally extinct shark and the way for shark monitoring in Brazilian oceanic islands. **Journal of Fish Biology**, v. 96(2), p. 539-542. 2020b. doi: <https://doi.org/10.1111/JFB.14228>.
- PINHEIRO, H. T. *et al.* Fish diversity of a Southwestern Atlantic coastal island: Aspects of distribution and conservation in a marine zoogeographical boundary. **Check List**, v. 11(2), 1615. 2015. doi:<https://doi.org/10.15560/11.2.1615>.
- PINHEIRO, H. T. *et al.* South-Western Atlantic reef fishes: Zoogeographical patterns and ecological drivers reveal a secondary biodiversity centre in the Atlantic Ocean. **Diversity and Distributions**, v. 24, p. 951-965. 2018.
- PÖRTNER, H. O.; FARRELL, A. P. Physiology and climate change. **Science**, v. 322, p. 690-692. 2008.
- PUNT, A. E. *et al.* Standardization of catch and effort data in a spatially-structured shark fishery. **Fisheries Research**, v. 45, p. 129-145. 2000.

- R CORE TEAM 2020. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- REIS-FILHO, J. A. *et al.* Coastal fish assemblages reflect marine habitat connectivity and ontogenetic shifts in a Estuary-Bay-Continental Shelf gradient. **Marine Environmental Research**, v. 148, p. 57-66. 2019.
- REIS-FILHO, J. A. *et al.* Coastal Fish Assemblages Reflect Marine Habitat Connectivity and Ontogenetic Shifts in na Estuary-Bay-Continental Shelf Gradient. **Marine Environmental Research**, v. 148, p. 57-66. 2019.
- REYNOLDS, W. W; CASTERLIN, M. E. Behavioral thermoregulation and the “final preferendum” paradigm. **American Zoologist**, v. 19, p. 211-224. 1979.
- REYNOLDS, W. W; CASTERLIN, M. E. The role of temperature in the environmental physiology of fishes. p. 497-518. In: M. A. ALI (ed.): **Environmental Physiology of Fishes**, NATO-AS1 Series, Plenum Press, New York. 1980.
- RICKLEFS, R. E. Disintegration of the Ecological Community. **American Naturalist**, v. 172, p. 741-750. 2008.
- ROESSIG, J. M. *et al.* Effects of global climate change on marine and estuarine fishes and fisheries. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 14(2), p. 251-275. 2004. doi:10.1007/s11160-004-6749-0.
- ROLIM, F. A. *et al.* Network of small no-take marine reserves reveals greater abundance and body size of fisheries target species. **PLoS One**, v. 14, e0204970. 2019. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204970>.
- SATO, M. *et al.* Coastal upwelling fronts as a boundary for planktivorous fish distributions. **Marine Ecology Progress Series**, v.595, p.171-186.2018. <https://doi.org/10.3354/meps12553>.
- SCHMID, K. *et al.* First fish fauna assessment in the Fernando de Noronha Archipelago with BRUVS: Species catalog with underwater imagery. **Biota Neotropica**, v. 20(4): e20201014. 2020. doi: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1014>.
- SCHMID, K.; REIS-FILHO, J. A.; HARVEY, E.; GIARIZZO, T. Baited remote underwater video as a promising nondestructive tool to assess fish assemblages in clearwater Amazonian rivers: testing the effect of bait and habitat type. **Hydrobiologia**, v. 784, p. 93-109. 2017.
- SCHUHMACHER, H. Development of coral communities on artificial reef types over twenty years (Eliat, Red Sea). **Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium**, p. 379-384. 1988.
- SCHUMM, M. *et al.* Common latitudinal gradients in functional richness and functional evenness across marine and terrestrial systems. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 286. 2019. doi:<http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2019.0745>.
- SHINOZAKI-MENDES, R. A. *et al.* Reproductive biology of the squirrelfish *Holocentrus adscensionis* (Osbeck, 1765) caught of the coast of Pernambuco, Brazil. **Scientia Marina**, v.71, p. 715-722. 2007.
- SILVA, A. *et al.* Composition and interannual variability of phytoplankton in a coastal upwelling region (Lisbon Bay, Portugal). **Journal of Sea Research**, v. 62(4), p. 238-249. 2009. doi:10.1016/j.seares.2009.05.001.
- SILVA, A. O. A. da; MATSUURA, Y. (1996). **Idade, crescimento, mortalidade e aspectos reprodutivos do pargo *Pagrus pagrus* (Teleostei Sparidae), na costa do estado de São Paulo e adjacências**. 1996. Universidade de São Paulo, São Paulo. 1996

- SOUSA M. C. *et al.* Seasonality of coastal upwelling trends under future warming scenarios along the southern limit of the canary upwelling system. **Progress in Oceanography**, v. 153, p. 16-23. 2017. doi:<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2017.04.002>.
- SOUZA, G. R. S. DE. Reef fishes of the Anchieta Island State Park, Southwestern Atlantic, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 18(1). 2018. doi:10.1590/1676-0611-bn-2017-0380.
- STEARNS, S. C. Life history evolution: successes, limitations, and prospects. **Naturwissenschaften**, v. 87, p. 476-486. 2002.
- STRAMMA, L.; ENGLAND, M. On the water masses and mean circulation of the South Atlantic Ocean. **Journal of Geophysical Research**. American Geophysical Union, v. 104, n. 9, p. 20863-20883. 1999.
- STUART-SMITH, R. D. *et al.* Integrating abundance and functional traits reveals new global hotspots of fish diversity. **Nature**, v. 501, p. 539. 2013.
- TAPIA-GARCÍA, M. *et al.* Distribución, abundancia y reproducción de *Priacanthus arenatus* Cuvier (Pisces: Priacanthidae), en la plataforma continental del sur del Golfo de Mexico. **Biotropica**, v. 2, p. 232-237. 1995.
- TAYLOR, B. W.; FLECKER, A. S.; HALL JR., R. O. Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. **Science**, v. 313, p. 833-836. 2006.
- TRIP, E. D. L. *et al.* Temperature-related variation in growth rate, size, maturation and life span in a marine herbivorous fish over a latitudinal gradient. **Journal of Animal Ecology**, v. 83, p. 866-875. 2014. doi:10.1111/1365-2656.12183.
- VALENTIN, J. L. Analyse des paramètres hydrobiologiques dans la remontée de Cabo Frio (Brésil). **Marine Biology**, v. 82, p. 259-76. 1984.
- VALENTIN, J. L. The Cabo Frio Upwelling System, Brazil. In: Seeliger, U. & Kjerfve, B. (Eds.). **Ecological studies: Coastal marine ecosystems of Latin America**. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag. p. 97-105. 2001.
- VALENTIN, J. L., ANDRE, D. L., JACOB, S. A. Hydrobiology in the Cabo Frio (Brazil) upwelling two-dimensional structure and variability during a wind cycle. **Continental Shelf Research**, v. 7, p. 77-88. 1987.
- VALENTIN, J. L., ANDRE, D. L., JACOBS, S. A. Hydrobiology in the Cabo Frio (Brazil) upwelling: two-dimensional structure and variability during a wind cycle. **Continental Shelf Research**, v. 7, n. 1, p. 77-88. 1987.
- VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. **Modern Applied Statistics with S**. 4th ed. Springer Verlag, New York, 2002.
- VILLAÇA, R.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y.; BOUDOURESQUE, C. F. Estrutura da comunidade de macroalgas do infralitoral do lado exposto da ilha de Cabo Frio (Arraial do Cabo, RJ). **Oecologia Brasiliensis**, v. 12 (2), p. 206-211. 2008.
- WANG, D. *et al.* Intensification and spatial homogenization of coastal upwelling under climate change. **Nature**, v. 518, p. 390-394. 2015. doi: <https://doi.org/10.1038/nature14235>.
- WANG, Y. *et al.* Mvabund: an R package for model-based analysis of multivariate abundance data. **Methods in Ecology and Evolution**, n. 3, p. 471-474. 2012. doi:10.1111/j.2041-210X.2012.00190.x.
- WATSON, D. L. *et al.* Assessing reef fish assemblage structure: how do different stereo-video techniques compare? **Marine Biology**, v. 157, n. 6, p. 1237-1250. 2010.

WATT, C., MITCHELL, S.; SALEWSKI, V. Bergmann's rule; a concept cluster? *Oikos*, v. 119, p. 89-100. 2010.

WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, v. 21, p. 213-251. 1972.

WICKHAM H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2>. Acesso em: 27 out. 2020.

WICKHAM, H. *et al.* **dplyr: A grammar of data manipulation**. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>. Acesso em: 10 Set 2020.

WILLIS, T. J.; ANDERSON, M. J. Structure of cryptic reef fish assemblages: relationships with habitat characteristics and predator density. *Marine Ecology Progress Series*, v. 257, p. 209-221. 2003.

WILLIS, T.; MILLAR, R.; BABCOCK, R. Detection of spatial variability in relative density of fishes: comparison of visual census, angling, and baited underwater video. *Marine Ecology Progress Series*, v. 198, p. 249-260. 2000.

ZUUR, A. *et al.* **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. Springer, New York, New York, USA. 2009.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela Suplementar 1 - Grupos tróficos e total de espécies registrados na Resexmar AC. Classificação das espécies baseada em Ferreira *et al.*, 2004.

Grupo Trófico	Sigla	nº espécies	Dieta Principal
Carnívoros	CAR	31	Organismos bentônicos e peixes
Comedores de invertebrados móveis	MIF	37	Crustáceos, moluscos e outros organismos
Comedores de invertebrados sésseis	SIF	9	Invertebrados sésseis, pólipos de corais etc.
Herbívoros errantes	ROVH	11	Detritos, macroalgas e algas turf
Herbívoros territoriais	TERH	2	Algas e turf cultivados no território
Onívoros	OMNI	11	Variedade de fontes vegetais e animais
Planctívoros	PLK	8	Micro e macrozooplâncton

Tabela Suplementar 2 - Coeficientes de regressão (\pm erro padrão) estimados através de GLMs comparando biomassas relativas de grupos tróficos entre regiões da Resexmar AC. Valores de $p < 0,05$ (em parênteses) indicam correlação positiva com a região interna (nível de base). Grupo THER registrado restritamente na região interna.

Variável Explicativa	CAR	MIF	OMN	PLK	ROVH	SIF	TERH
Intercepto	0,342 \pm 0,163 (0,0367)	1,539 \pm 0,140 ($< 0,001$)	0,169 \pm 0,210 (0,441)	-2,490 \pm 0,569 ($< 0,001$)	-0,245 \pm 0,378 (0,516)	-0,532 \pm 0,293 (0,069)	-
Região Interna	0,334 \pm 0,231 (0,153)	0,615 \pm 0,204 ($< 0,0026$)*	0,277 \pm 0,323 (0,391)	1,410 \pm 0,669 (0,035)*	2,115 \pm 0,539 ($< 0,001$)*	0,156 \pm 0,435 ($< 0,719$)	-

Tabela Suplementar 3 - Abundância relativa por nível de fator, Média (MMaxN), Total (TMaxN) e Percentual (%TMaxN) dos táxons registrados por *stereo*-BRUVS na Resexmar AC. Grupos tróficos baseados na classificação de Ferreira *et al.* (2004). EN_{IUCN}= Em perigo segundo a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2018); NT_{IUCN}= Quase ameaçada segundo a IUCN; VU_{IUCN}=Vulnerável segundo a IUCN; EN_{BR}= Em perigo segundo a legislação brasileira (ICMBio, 2018); VU_{BR}= Vulnerável segundo a legislação brasileira.

Família	Táxon	Grupo Trófico	Interna		Externa		MMaxN	TMaxN	%TMaxN
			Inconsolidado	Recife	Inconsolidado	Recife			
			n = 16	n = 14	n = 15	n = 24			
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>	ROVH	0,43 ± 0,81	5,36 ± 11,6		1,58 ± 3,37	1,74 ± 5,78	120	3,53%
Acanthuridae	<i>Acanthurus chirurgus</i>	ROVH	0,19 ± 0,54	1,79 ± 3,14		0,5 ± 1,44	0,62 ± 1,80	40	1,18%
Acanthuridae	<i>Acanthurus coeruleus</i>	ROVH		0,57 ± 1,4		0,04 ± 0,2	0,13 ± 0,66	9	0,27%
Balistidae	<i>Balistes capriscus</i>	MIF				0,04 ± 0,2	0,01 ± 0,12	1	0,03%
Balistidae	<i>Balistes vetula</i>	MIF	0,06 ± 0,25	0,07 ± 0,27			0,03 ± 0,17	2	0,06%
Blenniidae	<i>Parablennius pilicornis</i>	OMN				0,67 ± 1,71	0,23 ± 0,43	16	0,47%
Bothidae	<i>Bothus ocellatus</i>	MIF	0,19 ± 0,4				0,04 ± 0,21	3	0,09%
Carangidae	<i>Carangoides bartholomaei</i>	CAR				0,25 ± 1,22	0,09 ± 0,72	6	0,18%
Carangidae	<i>Caranx crysos</i>	CAR	0,88 ± 1,58	0,36 ± 0,84	0,27 ± 0,7	0,58 ± 1,25	0,54 ± 0,99	37	1,09%
Carangidae	<i>Caranx latus</i>	CAR	0,06 ± 0,25	0,29 ± 0,61			0,07 ± 0,31	5	0,15%
Carangidae	<i>Caranx ruber</i>	CAR				0,08 ± 0,41	0,03 ± 0,24	2	0,06%
Carangidae	<i>Decapterus macarellus</i>	PLK	0,06 ± 0,25	2,21 ± 8,28			0,46 ± 3,73	32	0,94%
Carangidae	<i>Pseudocaranx dentex</i>	PLK		0,36 ± 0,93		0,38 ± 1,28	0,20 ± 0,87	14	0,41%
Carangidae	<i>Selar crumenophthalmus</i>	PLK	0,06 ± 0,25				0,01 ± 0,38	1	0,03%
Carangidae	<i>Seriola rivoliana</i>	CAR	0,25 ± 0,77				0,06 ± 0,46	4	0,12%
Chaetodontidae	<i>Chaetodon sedentarius</i>	SIF	0,25 ± 0,57	3,29 ± 3,75		1,13 ± 1,65	1,12 ± 2,26	77	2,27%
Chaetodontidae	<i>Chaetodon striatus</i>	SIF	0,38 ± 0,8	2,14 ± 1,35		0,54 ± 0,9	0,71 ± 1,15	49	1,44%
Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i>	MIF	1,06 ± 0,93	0,07 ± 0,26	0,27 ± 0,6	0,08 ± 0,28	0,35 ± 0,68	24	0,71%

Família	Táxon	Grupo Trófico	Interna		Externa		MMaxN	TMaxN	%TMaxN
			Inconsolidado	Recife	Inconsolidado	Recife			
			n = 16	n = 14	n = 15	n = 24			
Dasyatidae	<i>Hypanus americanus</i>	MIF	0,06 ± 0,25	0,07 ± 0,27	0,07 ± 0,26	0,08 ± 0,28	0,07 ± 0,26	5	0,15%
Diodontidae	<i>Chilomycterus reticulatus</i>	SIF				0,04 ± 0,2	0,01 ± 0,12	1	0,03%
Diodontidae	<i>Chilomycterus spinosus</i>	SIF	0,06 ± 0,25	0,36 ± 0,49		0,25 ± 0,44	0,17 ± 0,38	12	0,35%
Diodontidae	<i>Diodon hystrix</i>	SIF				0,04 ± 0,2	0,01 ± 0,12	1	0,03%
Echeneidae	<i>Echeneis naucrates</i>	CAR		0,14 ± 0,53			0,03 ± 0,24	2	0,06%
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	MIF		1,93 ± 5,52			0,39 ± 2,54	27	0,80%
Fistulariidae	<i>Fistularia petimba</i>	CAR	0,13 ± 0,5				0,03 ± 0,24	2	0,06%
Fistulariidae	<i>Fistularia tabacaria</i>	CAR	0,06 ± 0,25	0,07 ± 0,27	0,33 ± 0,61	0,04 ± 0,2	0,12 ± 0,37	8	0,24%
Gerreidae	<i>Eucinostomus argenteus</i>	MIF			0,27 ± 1,03		0,06 ± 0,48	4	0,12%
Haemulidae	<i>Anisotremus surinamensis</i>	MIF		0,07 ± 0,26		0,13 ± 0,61	0,06 ± 0,38	4	0,12%
Haemulidae	<i>Anisotremus virginicus</i>	MIF	1,06 ± 3,75	1,64 ± 1,6		0,54 ± 0,72	0,77 ± 2,02	53	1,56%
Haemulidae	<i>Haemulon aurolineatum</i>	MIF	14,31 ± 24,2	44,29 ±		10,33 ±	15,9 ±	1097	32,3%
Haemulidae	<i>Haemulon plumierii</i>	MIF	0,31 ± 0,7	0,93 ± 0,91		0,38 ± 0,65	0,39 ± 0,71	27	0,80%
Haemulidae	<i>Haemulon steindachneri</i>	MIF		0,14 ± 0,36	0,07 ± 0,26	0,04 ± 0,2	0,06 ± 0,24	4	0,12%
Haemulidae	<i>Haemulon striatum</i>	MIF		0,07 ± 0,27			0,01 ± 0,12	1	0,03%
Haemulidae	<i>Orthopristis ruber</i>	MIF	0,13 ± 0,34	0,07 ± 0,27	0,13 ± 0,52	0,08 ± 0,28	0,1 ± 0,35	7	0,21%
Holocentridae	<i>Holocentrus adscensionis</i>	MIF	0,31 ± 0,79	3,14 ± 1,56	0,07 ± 0,26	2,29 ± 2,01	1,52 ± 1,88	105	3,09%
Kyphosidae	<i>Kyphosus sp.</i>	ROVH	0,19 ± 0,75	2,86 ± 5,5		0,29 ± 0,75	0,72 ± 2,70	50	1,47%
Labridae	<i>Bodianus pulchellus</i>	MIF	0,25 ± 0,57	1,36 ± 0,93		0,67 ± 0,82	0,57 ± 0,83	39	1,15%
Labridae	<i>Bodianus rufus</i>	MIF	0,06 ± 0,25	0,57 ± 0,75		0,17 ± 0,38	0,19 ± 0,46	13	0,38%
Labridae	<i>Halichoeres brasiliensis</i>	MIF		0,21 ± 0,58			0,04 ± 0,27	3	0,09%
Labridae	<i>Halichoeres dimidiatus</i>	MIF		0,07 ± 0,27			0,01 ± 0,12	1	0,03%

Família	Táxon	Grupo Trófico	Interna		Externa		MMaxN	TMaxN	%TMaxN
			Inconsolidado	Recife	Inconsolidado	Recife			
			n = 16	n = 14	n = 15	n = 24			
Labridae	<i>Halichoeres poeyi</i>	MIF	0,25 ± 0,77	1,71 ± 1,20		0,04 ± 0,2	0,42 ± 0,93	29	0,85%
Labridae	<i>Halichoeres sazimai</i>	MIF				0,13 ± 0,34	0,04 ± 0,21	3	0,09%
Lutjanidae	<i>Lutjanus analis</i>	CAR	0,06 ± 0,25				0,01 ± 0,12	1	0,03%
Lutjanidae	<i>Lutjanus jocu</i>	CAR		0,07 ± 0,27		0,042 ± 0,2	0,03 ± 0,17	2	0,06%
Lutjanidae	<i>Lutjanus synagris</i>	CAR		0,07 ± 0,27			0,01 ± 0,12	1	0,03%
Lutjanidae	<i>Ocyurus chrysurus</i>	MIF				0,04 ± 0,2	0,01 ± 0,12	1	0,03%
Monacanthidae	<i>Aluterus scriptus</i>	OMN	0,31 ± 0,60			0,04 ± 0,2	0,09 ± 0,33	6	0,18%
Monacanthidae	<i>Cantherhines macrocerus</i>	OMN		0,14 ± 0,53			0,03 ± 0,24	2	0,06%
Monacanthidae	<i>Cantherhines pullus</i>	MIF	0,25 ± 0,44	0,71 ± 0,73		0,08 ± 0,28	0,23 ± 0,49	16	0,47%
Monacanthidae	<i>Stephanolepis hispidus</i>	OMN	0,13 ± 0,34	0,07 ± 0,27	0,13 ± 0,35	0,17 ± 0,38	0,13 ± 0,34	9	0,27%
Mugilidae	<i>Mugil curema</i>	OMN	3,75 ± 9,74				0,87 ± 4,85	60	1,77%
Mullidae	<i>Pseudupeneus maculatus</i>	MIF	0,81 ± 1,51	1,29 ± 1,0		0,17 ± 0,38	0,51 ± 0,99	35	1,03%
Mullidae	<i>Upeneus parvus</i>	MIF	0,06 ± 0,25				0,01 ± 0,12	1	0,03%
Muraenidae	<i>Enchelycore aff. nycturanus</i>	CAR				0,08 ± 0,28	0,03 ± 0,17	2	0,06%
Muraenidae	<i>Enchelycore nigricans</i>	CAR				0,04 ± 0,2	0,01 ± 0,12	1	0,03%
Muraenidae	<i>Gymnothorax funebris</i>	CAR	0,06 ± 0,25	0,21 ± 0,42		0,08 ± 0,28	0,09 ± 0,28	6	0,18%
Muraenidae	<i>Gymnothorax miliaris</i>	CAR				0,04 ± 0,2	0,01 ± 0,12	1	0,03%
Muraenidae	<i>Gymnothorax moringa</i>	CAR	0,75 ± 0,93	1,64 ± 0,63	0,27 ± 0,8	1,13 ± 0,8	0,96 ± 0,91	66	1,94%
Muraenidae	<i>Gymnothorax vicinus</i>	CAR		0,14 ± 0,36		0,17 ± 0,48	0,09 ± 0,33	6	0,18%
Muraenidae	<i>Muraena retifera</i>	CAR			0,07 ± 0,26	0,17 ± 0,38	0,07 ± 0,26	5	0,15%
Myliobatidae	<i>Aetobatus narinari</i>	PLK		0,14 ± 0,36		0,04 ± 0,2	0,04 ± 0,21	3	0,09%
Myliobatidae	<i>Myliobatis freminvillei</i> (VU _{IUCN} :EN _{BR})	MIF	0,13 ± 0,5		0,13 ± 0,35	0,21 ± 0,41	0,13 ± 0,38	9	0,27%

Família	Táxon	Grupo Trófico	Interna		Externa		MMaxN	TMaxN	%TMaxN
			Inconsolidado	Recife	Inconsolidado	Recife			
			n = 16	n = 14	n = 15	n = 24			
Ophichthidae	<i>Myrichthys ocellatus</i>	MIF	0,06 ± 0,25		0,13 ± 0,35		0,04 ± 0,21	3	0,09%
Ophichthidae	<i>Ophichthidae sp.</i>	MIF	0,03 ± 0,24				0,03 ± 0,17	2	0,06%
Ophichthidae	<i>Ophichthus sp.</i>	CAR	0,06 ± 0,25				0,01 ± 0,35	1	0,03%
Ostraciidae	<i>Acanthostracion polygonius</i>	OMN	0,06 ± 0,25	0,21 ± 0,42			0,06 ± 0,24	4	0,12%
Ostraciidae	<i>Acanthostracion quadricornis</i>	OMN	0,06 ± 0,25	0,21 ± 0,42			0,06 ± 0,24	4	0,12%
Ostraciidae	<i>Acanthostracion sp.</i>	OMN		0,07 ± 0,27			0,01 ± 0,12	1	0,03%
Pinguipedidae	<i>Pinguipes brasilianus</i>	MIF		0,14 ± 0,36	0,27 ± 0,6	1,21 ± 1,06	0,51 ± 0,57	35	1,03%
Pinguipedidae	<i>Pseudopercis numida</i>	CAR				0,04 ± 0,2	0,01 ± 0,12	1	0,03%
Pomacanthidae	<i>Holacanthus ciliaris</i>	SIF		0,29 ± 0,46		0,33 ± 0,48	0,17 ± 0,38	12	0,35%
Pomacanthidae	<i>Holacanthus tricolor</i>	SIF	0,06 ± 0,25	0,21 ± 0,42			0,06 ± 0,24	4	0,12%
Pomacanthidae	<i>Pomacanthus paru</i>	SIF	0,13 ± 0,5	0,64 ± 0,84		0,21 ± 0,5	0,23 ± 0,57	16	0,47%
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i>	OMN		2,79 ± 4,06		0,04 ± 0,2	0,58 ± 2,10	40	1,18%
Pomacentridae	<i>Chromis jubauna</i>	PLK	0,06 ± 0,25	0,57 ± 0,85		0,04 ± 0,2	0,14 ± 0,46	10	0,29%
Pomacentridae	<i>Azurina multilineata</i>	PLK	0,06 ± 0,25	0,71 ± 0,91		0,04 ± 0,2	0,17 ± 0,51	12	0,35%
Pomacentridae	<i>Stegastes fuscus</i>	TERH		1,43 ± 1,86			0,29 ± 1,00	20	0,59%
Pomacentridae	<i>Stegastes pictus</i>	TERH		0,86 ± 1,65			0,17 ± 0,80	12	0,35%
Priacanthidae	<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	MIF				0,13 ± 0,61	0,04 ± 0,36	3	0,09%
Priacanthidae	<i>Priacanthus arenatus</i>	MIF	6,38 ± 21,6	14,29 ±		1 ± 1,96	4,72 ±	326	9,60%
Rhinobatidae	<i>Zapteryx brevirostris</i> (VU _{BR})	MIF	1 ± 1,5		1,07 ± 1,28		0,46 ± 1,05	32	0,94%
Scaridae	<i>Scarus trispinosus</i> (EN _{IUCN} ; EN _{BR})	ROVH		0,79 ± 2,93			0,16 ± 0,37	11	0,32%
Scaridae	<i>Scarus zelindae</i> (VU _{BR})	ROVH		0,43 ± 0,75			0,09 ± 0,37	6	0,18%

Família	Táxon	Grupo Trófico	Interna		Externa		MMaxN	TMaxN	%TMaxN
			Inconsolidado	Recife	Inconsolidado	Recife			
			n = 16	n = 14	n = 15	n = 24			
Scaridae	<i>Sparisoma amplum</i>	ROVH		1,57 ± 5,05			0,32 ± 2,30	22	0,65%
Scaridae	<i>Sparisoma axillare</i> (VU _{BR})	ROVH	1,44 ± 3,88	1,86 ± 2,74		0,25 ± 0,67	0,8 ± 2,34	55	1,62%
Scaridae	<i>Sparisoma frondosum</i> (VU _{BR})	ROVH	0,19 ± 0,54	1,07 ± 1,49		0,13 ± 0,34	0,3 ± 0,83	21	0,62%
Scaridae	<i>Sparisoma radians</i>	ROVH		0,14 ± 0,36			0,03 ± 0,17	2	0,06%
Scaridae	<i>Sparisoma tuiupiranga</i>	ROVH	0,06 ± 0,25	0,43 ± 0,51			0,1 ± 0,30	7	0,21%
Scorpaenidae	<i>Scorpaena plumieri</i>	CAR				0,08 ± 0,28	0,03 ± 0,17	2	0,06%
Scorpaenidae	<i>Scorpaena sp.</i>	CAR	0,06 ± 0,25				0,01 ± 0,12	1	0,03%
Serranidae	<i>Cephalopholis fulva</i>	CAR		0,21 ± 0,42			0,04 ± 0,21	3	0,09%
Serranidae	<i>Diplectrum radiale</i>	MIF	3,12 ± 6,96	0,07 ± 0,27	0,13 ± 0,35		0,77 ± 3,53	53	1,56%
Serranidae	<i>Dules auriga</i>	MIF	0,13 ± 0,34		1,73 ± 1,62	0,42 ± 1,06	0,55 ± 1,17	38	1,12%
Serranidae	<i>Epinephelus marginatus</i> (VU _{IUCN} ; VU _{BR})	CAR		0,14 ± 0,36		0,17 ± 0,38	0,09 ± 0,28	6	0,18%
Serranidae	<i>Hyporthodus niveatus</i> (VU _{IUCN} ; VU _{BR})	CAR			0,13 ± 0,35		0,03 ± 0,17	2	0,06%
Serranidae	<i>Mycteroperca acutirostris</i>	CAR	0,19 ± 0,4	0,14 ± 0,36		0,08 ± 0,41	0,1 ± 0,35	7	0,21%
Serranidae	<i>Mycteroperca bonaci</i> (NT _{IUCN} ; VU _{BR})	CAR		0,07 ± 0,27		0,13 ± 0,34	0,06 ± 0,24	4	0,12%
Serranidae	<i>Mycteroperca interstitialis</i> (VU _{IUCN} ; VU _{BR})	CAR		0,14 ± 0,36		0,04 ± 0,2	0,04 ± 0,21	3	0,09%
Serranidae	<i>Paranthias furcifer</i>	PLK	0,06 ± 0,25	0,36 ± 0,74		0,17 ± 0,38	0,14 ± 0,87	10	0,29%
Serranidae	<i>Pronotogrammus martinicensis</i>	PLK				0,08 ± 0,28	0,03 ± 0,87	2	0,06%
Serranidae	<i>Serranus baldwini</i>	MIF		0,57 ± 0,85	0,07 ± 0,26	0,04 ± 0,2	0,14 ± 0,46	10	0,29%
Serranidae	<i>Serranus phoebe</i>	MIF	0,06 ± 0,25		0,07 ± 0,26		0,03 ± 0,17	2	0,06%
Sparidae	<i>Diplodus argenteus</i>	OMN	1,25 ± 2,84	3,64 ± 4,92	0,87 ± 1,92	6,08 ± 4,72	3,33 ± 4,44	230	6,77%
Sparidae	<i>Pagrus pagrus</i>	MIF	1,94 ± 3,97	1 ± 1,71	4,8 ± 4,78	2,38 ± 3,46	2,52 ± 3,81	174	5,12%
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i>	CAR	0,06 ± 0,25				0,01 ± 0,12	1	0,03%

Família	Táxon	Grupo Trófico	Interna		Externa		MMaxN	TMaxN	%TMaxN
			Inconsolidado	Recife	Inconsolidado	Recife			
			n = 16	n = 14	n = 15	n = 24			
Synodontidae	<i>Synodus intermedius</i>	CAR		0,07 ± 0,27			0,01 ± 0,12	1	0,03%
Synodontidae	<i>Synodus sp.</i>	CAR	0,06 ± 0,25				0,01 ± 0,12	1	0,03%
Tetraodontidae	<i>Canthigaster figueiredoi</i>	OMN	0,06 ± 0,25			0,08 ± 0,41	0,04 ± 0,27	3	0,09%
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides spengleri</i>	SIF		0,29 ± 0,47		0,17 ± 0,64	0,12 ± 0,44	8	0,24%

Tabela Suplementar 4 - Comprimento médio (mm) ± desvio padrão das principais espécies registradas entre regiões da Resexmar AC. L50 = comprimento médio de primeira maturação registrado para a espécie na literatura. Em negrito espécies com diferenças significativas em frequências de distribuições de comprimentos.

Espécie	Interna	Externa	L50	Referência Bibliográfica
<i>Haemulon aurolineatum</i>	196,2 ± 58,9	216,4 ± 35,1	170	De Melo <i>et al.</i> , 2020
<i>Priacanthus arenatus</i>	198,3 ± 23,1	236,3 ± 32,3	138	Tapia-García <i>et al.</i> , 1995
<i>Diplodus argenteus</i>	209,7 ± 79,4	220,5 ± 74,6	203	David <i>et al.</i> , 2005
<i>Pagrus pagrus</i>	255,6 ± 69,4	270,1 ± 78,5	259	Silva & Matsuura, 1996
<i>Acanthurus bahianus</i>	234,9 ± 57,6	267,0 ± 77,1	182	Choat & Robertson, 2002
<i>Holocentrus adscensionis</i>	220,7 ± 37,9	276,2 ± 35,9	146	Shinozaki-Mendes <i>et al.</i> , 2007
Total	243,6 ± 159,1	263,1 ± 162,8	-	-