

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS
NATURAIS

RAFAEL MARIBELTO DA COSTA

O Pêndulo das Marés

Variações abióticas e a ictiofauna: influência de fatores
ambientais na assembleia de peixes de um ecossistema
marinho raso no Sul do Brasil

SÃO CARLOS – SP

2024

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS
NATURAIS

RAFAEL MARIBELTO DA COSTA

O Pêndulo das Marés

Variações abióticas e a ictiofauna: influência de fatores
ambientais na assembleia de peixes de um ecossistema
marinho raso no Sul do Brasil

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Ecologia e Recursos Naturais, do Centro de
Ciências Biológicas e da Saúde, da Universidade
Federal de São Carlos, como um dos requisitos
para a obtenção do título de Doutor em Ciências
(Ciências Biológicas), área de Ecologia e Recursos
Naturais.

Orientador: Prof. Dr². Joaquim Olinto Branco

Coorientador: Prof. Dr. Jorge Luiz Rodrigues Filho

SÃO CARLOS – SP

2024



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado do candidato Rafael Maribelto da Costa, realizada em 20/09/2024.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Joaquim Olinto Branco (UFSCar)

Profa. Dra. Odete Rocha (UFSCar)

Profa. Dra. Evelise Nunes Fragoso de Moura (UFSCar)

Profa. Dra. Natália Carneiro Lacerda dos Santos (UFRJ)

Prof. Dr. Paulo Roberto Santos dos Santos (UDESC)

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

Dedico este trabalho aos meus Pais e à minha Avó.

Aos meus pais, por sempre segurarem a barra e me proporcionarem todo o apoio necessário para chegar até aqui. Em especial à minha mãe, que nunca, nunca me deixou desistir, mesmo quando tantas vezes eu quis fazer isso.

E finalmente, mas não menos importante, à minha amada e estimada vizinha, um exemplo vivo de força, perseverança e amor. Ah, como essa mulher transborda amor pelos seus! Meu Deus, ela é a melhor parte de mim. Ela sempre segurou minhas mãos quando o mundo parecia desmoronar.

Dedico este trabalho a eles, porque se não fosse por eles, definitivamente, eu não teria chegado até aqui.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, quero expressar minha sincera gratidão a Deus por me abençoar com o incrível dom da vida, bem como pela proteção e orientação inabaláveis que me acompanharam em minha jornada por este lindo mundo, e quero estender meus agradecimentos a Nossa Senhora Aparecida, que sempre iluminou meu caminho e me proporcionou clareza e direção em tempos de incerteza.

Para meu orientador, Prof. Dr^o. Joaquim Olinto Branco, não posso agradecer o suficiente por sua compreensão e orientação, e por acreditar em meu potencial, pois sua riqueza de experiência e conselhos perspicazes foram absolutamente indispensáveis para o desenvolvimento bem-sucedido deste trabalho, e sou verdadeiramente grato por seu apoio.

Ao meu co-orientador, Prof. Dr. Jorge Luiz Rodrigues Filho, agradeço sinceramente por compartilhar generosamente seu amplo conhecimento comigo e por contribuir significativamente para meu crescimento e compreensão acadêmicos durante todo esse processo, pois seus insights provaram ser inestimáveis.

Gostaria de estender meus sinceros agradecimentos ao PPGERN e à CAPES pela concessão da bolsa, pois seu apoio generoso e por me proporcionarem a incrível oportunidade de realizar esse sonho, pois sua ajuda desempenhou um papel vital em tornar essa jornada possível para mim.

Aos meus maravilhosos pais, Sebastião e Eleni, tenho um sentimento eterno de gratidão e apreço pela base sólida de amor, incentivo e apoio incondicional que vocês sempre me ofereceram ao longo da minha vida, pois sua crença inabalável em mim tem sido a pedra angular de minhas conquistas e a força motriz por trás de cada sucesso.

Aos meus incríveis irmãos, Tami e Vini (o melhor presente que a vida me deu), gostaria de estender meus mais profundos agradecimentos pela amizade e cumplicidade que cultivamos e pelas inúmeras memórias que criamos juntos ao longo dos anos, pois sua presença constante ao meu lado nos bons e maus

momentos realmente faz toda a diferença em minha vida e contribui para minha felicidade de maneiras imensuráveis.

À minha querida avó Eugenia. Ah Dona Eugenia, como sou profundamente grato pelo amor e sabedoria que a Sra, sempre segurando minhas mãos, compartilhou comigo, que sempre serviram como fontes inestimáveis de inspiração e orientação, incentivando-me a perseguir meus sonhos com paixão e determinação.

Para Fabio (Binho, Pre, Amor), meu querido parceiro e o amor da minha vida, quero expressar minha sincera gratidão por ser meu sistema de apoio inabalável, por abraçar minhas loucuras e seguir no caminho comigo sendo compreensivo, solícito, paciente e companheiro tanto nos momentos de alegria quanto nos momentos difíceis, pois sua presença em minha vida faz com que cada dia pareça infinitamente mais especial e significativo.

Para minha querida amiga e parceira de laboratório, Bárbara Heck, sou extremamente grato por toda troca, pela confiança que você depositou em mim e por seu apoio inabalável em todas as etapas dessa jornada, pois nossa colaboração tornou essa experiência ainda mais agradável e gratificante.

Para Joana Lunardi Queiroz, que não poderia de forma alguma no universo não ser minha amiga, já estava escrito, quero expressar minha gratidão por ser exatamente quem você é e por todas as experiências incríveis que compartilhamos juntos, pois esses momentos inegavelmente fortaleceram o vínculo de nossa amizade, e eu valorizo cada um deles. Bah, né Guria!

Para Ana Paula Panciera, sou muito grato por sua presença em minha vida, amiga, pois você é aquela adorável amiga e irmã com quem Laguna me abençoou, e sua companhia realmente torna a vida mais doce e agradável de muitas maneiras.

Para Victoria Lebedeff. Vick, acho difícil expressar em palavras o quanto eu amo e aprecio você, pois sua amizade é um tesouro inestimável que eu estimo profundamente, e sou verdadeiramente grato pela conexão que compartilhamos. Eu acredito em você menina e tenho certeza de que vai voar alto ainda,

Ao meu mais novo amigo Dr. Paulo Santos, quero agradecer por todo incentivo e apoio, que fizeram com que esse final dessa jornada parecesse mais leve e agradável, transformando o que poderia ter sido uma experiência assustadora em uma divertida e memorável.

Aos meus amigos de infância, Marcela Yabuki, Nilirem Leal e Felipe André Padilha, e a todos que encontrei ao longo do caminho, gostaria de expressar minha gratidão por cada momento precioso que compartilhamos e pelas lições inestimáveis que vocês transmitiram que me ajudaram a me tornar a pessoa que sou hoje.

Como estou só:

Afago casas tortas,

Falo com o mar na rua suja...

Nu e liberto levo o vento

No ombro de losangos amarelos.

Ser menino aos quarenta anos, que desgraça

Nesta borda de mar de Laguna!

Que vontade de chorar pelos mendigos!

Que vontade de voltar para a fazenda!

Por que deixam um menino que é do mato

Amar o mar com tanta violência?

Adaptado de Manoel de Barros

Resumo

A presente pesquisa investigou como variações ambientais modulam a composição e a diversidade funcional da ictiofauna em um ecossistema costeiro raso na área de influência do Porto de Imbituba, adjacente à Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca (APABF), no sul do Brasil. A partir de uma série temporal abrangendo quase uma década (2015–2024), analisaram-se variáveis abióticas, como temperatura da superfície do mar, salinidade, turbidez e oxigênio dissolvido, sob a perspectiva da teoria de montagem de comunidades. Os resultados mostraram que a sazonalidade e as oscilações interanuais desempenham papéis centrais na estruturação das comunidades, com temperatura e salinidade como principais filtros ambientais. A turbidez, por sua vez, influenciou diretamente a base da cadeia alimentar e favoreceu espécies generalistas. Métricas de diversidade funcional, como dispersão funcional (FDis) e riqueza funcional, destacaram a importância da diversidade funcional para a resiliência das comunidades frente às mudanças ambientais. Entre as 81 espécies registradas, *Stellifer rastrifer*, *Paralonchurus brasiliensis* e *Isopisthus parvipinnis* emergiram como espécies centrais, desempenhando papéis críticos nas redes tróficas devido à sua abundância e frequência de ocorrência. Em contrapartida, espécies ocasionais, como *Gymnura micrura* e *Hypanus guttatus*, atuaram como reservas de biodiversidade em cenários de perturbação. Impactos antrópicos, como o aumento da turbidez devido à sedimentação portuária e ao tráfego marítimo, aliados a extremos climáticos, como ondas de calor marinho, representaram ameaças diretas às guildas tróficas sensíveis, especialmente herbívoros e planctívoros, comprometendo a estabilidade funcional da ictiofauna. Este estudo fornece subsídios críticos para estratégias de manejo e conservação, ressaltando a necessidade de integrar a diversidade funcional em abordagens adaptativas frente às crescentes pressões antrópicas e climáticas. Os achados reforçam o papel da conservação funcional na mitigação de impactos e na sustentabilidade de ecossistemas marinhos costeiros protegidos, como a APABF.

Palavras-chaves: Diversidade Taxonômica; Diversidade Funcional; Montagem de Comunidades;

Abstract

The present study investigated how environmental variations modulate the composition and functional diversity of the ichthyofauna in a shallow coastal ecosystem within the influence area of the Port of Imbituba, adjacent to the Southern Right Whale Environmental Protection Area (APABF) in southern Brazil. Based on a nearly decade-long time series (2015–2024), abiotic variables such as sea surface temperature, salinity, turbidity, and dissolved oxygen were analyzed through the lens of community assembly theory. The results showed that seasonality and interannual oscillations play central roles in structuring fish communities, with temperature and salinity acting as the main environmental filters. Turbidity, in turn, directly influenced the base of the food chain and favored generalist species. Functional diversity metrics, such as functional dispersion (FDis) and functional richness, highlighted the importance of functional diversity for community resilience in the face of environmental changes. Among the 81 recorded species, *Stellifer rastrifer*, *Paralonchurus brasiliensis*, and *Isopisthus parvipinnis* emerged as core species, playing critical roles in trophic networks due to their abundance and frequency of occurrence. Conversely, occasional species such as *Gymnura micrura* and *Hypanus guttatus* acted as biodiversity reservoirs under disturbance scenarios. Anthropogenic impacts, including increased turbidity caused by port sedimentation and maritime traffic, combined with climatic extremes such as marine heatwaves, posed direct threats to sensitive trophic guilds, particularly herbivores and planktivores, compromising the functional stability of the ichthyofauna. This study provides critical insights for management and conservation strategies, highlighting the need to integrate functional diversity into adaptive approaches to address increasing anthropogenic and climatic pressures. The findings reinforce the role of functional conservation in mitigating impacts and ensuring the sustainability of protected coastal marine ecosystems, such as the APABF.

Keywords: Taxonomic Diversity; Functional Diversity; Community Assembly

Lista de Ilustrações

Figura 1 - Localização da Área de Estudos evidenciando: A) Costa do Brasil. B) Costa do Estado de Santa Catarina. C) Costa do Município de Imbituba. D) Transecto em que foram realizadas as amostragens de novembro de 2015 à abril de 2024	23
Figura 2 - Ilustração da operação de arrasto (A); tipologia de embarcação pesqueira utilizada para a amostragem da ictiofauna (B). Fonte: modificado de FAO.....	24
Figura 3 - Sonda Multiparamétrica Horiba U-50	25
Figura 4 - Matriz de calor exibindo os resultados do teste post-hoc de Mann-Whitney, com correção de Bonferroni, para as variáveis ambientais entre as estações. As células representam os valores ajustados de p (p.adj) para as comparações entre cada par de estações. As significâncias estatísticas são indicadas conforme o seguinte critério: p.adj < 0.05 (*), p.adj < 0.01 (**), p.adj < 0.001 (***), p.adj < 0.0001 (****). A sigla ns, significa que a diferença entre as estações não foi estatisticamente significativa (p.adj ≥ 0.05). Os resultados ajudam a identificar quais pares de estações apresentam diferenças sazonais significativas nas variáveis ambientais analisadas.....	41
Figura 5 - Curva do coletor demonstrando o incremento na riqueza de espécies em relação ao número de amostras coletadas. Observa-se um rápido aumento na descoberta de espécies até a 25ª amostra, seguido por uma diminuição na taxa de novas espécies encontradas entre a 25ª e a 50ª amostras. Após a 50ª amostra, a curva apresenta sinais de estabilização, mas ainda com incremento contínuo, indicando a descoberta de novas espécies adicionais	43
Figura 6 - Distribuição das guildas ecológicas (hiperbentívoros (HY) , que combinam alimentação em organismos bentônicos e de baixa troficidade (nível trófico entre 2.2 e 2.79); piscívoros (PI) , caracterizados por predadores com foco em organismos nectônicos; herbívoros (HE) , que consomem principalmente plantas e detritos; detritívoros (DE) , com dieta baseada em detritos e organismos bentônicos; planctívoros (PL) , que filtram plâncton como principal fonte de alimento; e oportunistas (OP) , um grupo residual para espécies que não se enquadram nos critérios anteriores), da ictiofauna	

amostrada na área de estudos em termos de abundância relativa (%) e frequência relativa (%).	45
Figura 7 - Gráfico de Whitaker para identificação de espécies centrais e ocasionais. As espécies centrais foram identificadas pelo método do joelho, uma técnica visual utilizada para identificar um ponto de inflexão (ou "joelho") na distribuição das espécies no gráfico de Whitaker.....	55
Figura 8 - Dendrograma representando os grupos funcionais de espécies de peixes com base em suas características funcionais. As cores indicam a classificação em 20 grupos distintos, definida pela análise de agrupamento hierárquico (método de ligação média e distância Euclidiana). A altura dos ramos reflete o nível de similaridade funcional entre as espécies, com ramos mais curtos indicando maior proximidade funcional. Essa estrutura evidencia a organização funcional da ictiofauna e sua variação nos grupos identificados.	57
Figura 9 - Efeitos parciais de covariáveis na abundância de espécies nas amostras, extraídos do GAM mais bem ajustado para conjunto de dados temporais no ecossistema marinho raso na área de influência do Porto de Imbituba. A linha sólida representa o efeito parcial médio, as faixas cinzas representam os intervalos de confiança aproximados de 95%.	58
Figura 10 - Efeitos parciais de covariáveis na diversidade alfa nas amostras, extraídos do GAM mais bem ajustado para conjunto de dados temporais no ecossistema marinho raso na área de influência do Porto de Imbituba. A linha sólida representa o efeito parcial médio, as faixas cinzas representam os intervalos de confiança aproximados de 95%.	60
Figura 11 - Efeitos parciais de covariáveis na diversidade funcional de Petchey e Gaston nas amostras, extraídos do GAM mais bem ajustado para conjunto de dados temporais no ecossistema marinho raso na área de influência do Porto de Imbituba. A linha sólida representa o efeito parcial médio, as faixas cinzas representam os intervalos de confiança aproximados de 95%.	62
Figura 12 - Efeitos parciais de covariáveis na riqueza funcional nas amostras, extraídos do GAM mais bem ajustado para conjunto de dados temporais no ecossistema marinho raso na área de influência do Porto de Imbituba. A linha sólida representa o efeito parcial médio, as faixas cinzas representam os intervalos de confiança aproximados de 95%.	63

Figura 13 - Efeitos parciais de covariáveis na divergência funcional nas amostras, extraídos do GAM mais bem ajustado para conjunto de dados temporais no ecossistema marinho raso na área de influência do Porto de Imbituba. A linha sólida representa o efeito parcial médio, as faixas cinzas representam os intervalos de confiança aproximados de 95%.	64
Figura 14 - Efeitos parciais de covariáveis na dispersão funcional nas amostras, extraídos do GAM mais bem ajustado para conjunto de dados temporais no ecossistema marinho raso na área de influência do Porto de Imbituba. A linha sólida representa o efeito parcial médio, as faixas cinzas representam os intervalos de confiança aproximados de 95%.	65
Figura 15 - Efeitos parciais de covariáveis na equitabilidade funcional nas amostras, extraídos do GAM mais bem ajustado para conjunto de dados temporais no ecossistema marinho raso na área de influência do Porto de Imbituba. A linha sólida representa o efeito parcial médio, as faixas cinzas representam os intervalos de confiança aproximados de 95%.	66
Figura 16 - Efeitos parciais de covariáveis na diversidade funcional de Rao's Q nas amostras, extraídos do GAM mais bem ajustado para conjunto de dados temporais no ecossistema marinho raso na área de influência do Porto de Imbituba. A linha sólida representa o efeito parcial médio, as faixas cinzas representam os intervalos de confiança aproximados de 95%.	67

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Seleção passo a passo regressiva dos Modelos Aditivos Generalizados (GAM) mais bem ajustados usando o Critério de Informação de Akaike (AIC).	31
Tabela 2 - Condições abióticas do ambiente: Coeficiente de Maré, Intensidade do Vento, Temperatura da Superfície do Mar, pH, Potencial Redox, Condutividade, Turbidez, Oxigênio Dissolvido, Sólidos Totais Dissolvidos e Salinidade. Os dados apresentam a variação mínima, máxima, média, desvio padrão e amplitude de cada fator abiótico entre novembro de 2015 e abril de 2024.	38
Tabela 3 - Resultados dos testes de Kruskal-Wallis para a verificação de diferenças sazonais nas variáveis ambientais. As comparações foram realizadas entre as diferentes estações sazonais (verão, outono, inverno e primavera). Para cada variável, são apresentado os valores de qui-quadrado (X^2), os Graus de Liberdade (GL), os valores de p (p-valor), e a significância estatística (* p < 0,05, ** p< 0,01, *** p<0,001).	39
Tabela 4 - Classificação taxonômica e características ecológicas das espécies de peixes amostradas na área de estudo, incluindo abundância total (N), abundância relativa (%), frequência de ocorrência (FO), frequência de ocorrência relativa (FO%), guilda trófica bentívoros (BE) , que incluem espécies com preferência por zoobentos e/ou detritos; hiperbentívoros (HY) , que combinam alimentação em organismos bentônicos e de baixa troficidade (nível trófico entre 2.2 e 2.79); piscívoros (PI) , caracterizados por predadores com foco em organismos nectônicos; herbívoros (HE) , que consomem principalmente plantas e detritos; detritívoros (DE) , com dieta baseada em detritos e organismos bentônicos; planctívoros (PL) , que filtram plâncton como principal fonte de alimento; e oportunistas (OP) , um grupo residual para espécies que não se enquadram nos critérios anteriores.), distribuição vertical, habitat, zona climática e status de conservação segundo a Lista Vermelha da IUCN.	46
Tabela 5 - Resumo das métricas de diversidade funcional utilizadas no estudo. Valores mínimo, máximo, média e desvio padrão são apresentados para as seguintes métricas: Diversidade Funcional de Petchey & Gaston, Riqueza	

Funcional, Uniformidade Funcional, Divergência Funcional, Dispersão Funcional e Diversidade Funcional de Rao's Q.	56
---	----

Índice

1. Introdução.....	13
2. Material e Métodos	21
2.1. Área de Estudos.....	21
2.2. Amostragem.....	23
2.3. Tratamento e análise de dados.....	25
2.4. Análise de Dados	27
2.4.1. Fatores Abióticos	27
2.4.2. Esforço Amostral.....	27
2.4.3. Análise de Espécies Centrais e Ocasionais.....	28
2.4.4. Diversidade Taxonômica e Índice de Shannon.....	28
2.4.5. Diversidade Funcional.....	29
2.4.5.1. Análise de Métricas Funcionais	29
2.4.5.2. Análise de Agrupamento e Similaridade	30
2.4.6. Construção de Matriz Integrada de Dados Indicadores para Modelagem.....	31
2.4.7. Exploração dos Dados Indicadores	31
2.4.8. Relações entre Indicadores Ecológicos e Variáveis Ambientais.....	32
3. Resultados.....	38
3.1. Fatores Abióticos	38
3.2. Fatores Bióticos	42
3.2.1. Efetividade da Amostragem	42
3.2.2. Caracterização da Ictiofauna	43
3.2.3. Espécies Centrais e Ocasionais	55
3.2.4. Diversidade Funcional.....	56

3.3. Relações entre Indicadores Ecológicos e Variáveis Ambientais	58
4. Discussão	69
5. Conclusão.....	76
6. Considerações Finais	78
Referências Bibliográficas	79
Apêndice	92
Material Suplementar 1.	92
Exploração de dados	92
Homogeneidade de variâncias	97
Normalidade dos dados	98
Contagem de zeros	103
Colinearidade entre variáveis ambientais	104
Relação dos indicadores ecológicos com as variáveis abióticas	105
Conclusões sobre a exploração de dados:	133
Material Suplementar 2.	134
Validação dos Modelos.....	134

1. Introdução

Os ecossistemas marinhos rasos, especialmente nas zonas costeiras, são considerados áreas de elevada complexidade e produtividade biológica (McLean *et al.*, 2001). Embora não haja um consenso sobre a profundidade que define uma área costeira como ‘área rasa’, alguns estudos sugerem que a profundidade média dessas áreas pode estar em torno de 15 metros (Hamerlynck & Mees, 1991; Holland, 2012).

Essas regiões, por sua vez, se destacam pela intensa troca de energia e matéria entre os ambientes marinho e terrestre (Carr *et al.*, 2003; McLean *et al.*, 2001), além de abrigarem uma grande diversidade de espécies de peixes, invertebrados e organismos bentônicos (Beck *et al.*, 2001). A diversidade biológica dessas áreas, especialmente de peixes, é influenciada por uma série de fatores ambientais, que variam espacial e temporalmente (Carr *et al.*, 2003; M. McLean *et al.*, 2019).

Entre essas variações abióticas que ocorrem nestes ambientes, destacam-se temperatura da água, salinidade, oxigênio dissolvido, turbidez, intensidade e direção do vento, além do nível de maré, que atuam como filtros determinísticos e estocásticos na organização e manutenção das comunidades (Barry & Dayton, 1991; Carr *et al.*, 2003).

Dentro deste contexto, a teoria de montagem de comunidades, fundamental para compreender as dinâmicas ecológicas desses ecossistemas (Weiher *et al.*, 2011), sugere que as comunidades são compostas por espécies que passam por diversos filtros ecológicos (Charnov *et al.*, 2013; Diamond, 1975; Ford & Roberts, 2020). Estes filtros determinam quais espécies são capazes de persistir em determinado local (Kraft *et al.*, 2015; Poff, 1997), influenciando tanto a diversidade taxonômica quanto a diversidade funcional das comunidades (Bremner, 2008; Mouillot *et al.*, 2005).

Em ambientes costeiros, as variações em fatores como temperatura e salinidade podem determinar a capacidade de sobrevivência e reprodução das espécies (Bernhardt & Leslie, 2013; Harley *et al.*, 2006), além de influenciar suas interações biológicas, como predação e competição (Mouillot *et al.*, 2013).

Essas regras de montagem de comunidades, como o filtro ambiental, a dispersão e a história evolutiva das espécies, ajudam a explicar as dinâmicas de como as comunidades se formam e se mantêm ao longo do tempo (Kraft *et al.*, 2015; Poff, 1997; Renault *et al.*, 2018), com diferentes espécies interagindo entre si de formas que podem ser mais ou menos resilientes às mudanças ambientais (Belyea & Lancaster, 1999; Charnov *et al.*, 2013; Vellend, 2010; Weiher *et al.*, 2011).

Estes filtros ecológicos podem ser compreendidos como processos que atuam em diferentes escalas temporais e espaciais (Hastings *et al.*, 2007; Poff, 1997). Em ecossistemas costeiros, filtros ambientais variam sazonalmente, o que impacta a sobrevivência e persistência de espécies com diferentes estratégias ecológicas (Baird & Ulanowicz, 1989; Bulleri & Chapman, 2010; Coma *et al.*, 2000; Doney *et al.*, 2012).

Estudos demonstram que espécies adaptadas a oscilações rápidas, como variações de temperatura e salinidade, são favorecidas em regiões costeiras (Harley *et al.*, 2006; Koehler *et al.*, 2022, 2022; Madeira *et al.*, 2012; Telesh *et al.*, 2013). Além disso, filtros de dispersão influenciam a conectividade entre populações de espécies (Cowen & Sponaugle, 2009; Sheaves M, 2009; Weersing K & Toonen RJ, 2009), permitindo a colonização de novas áreas e a manutenção da diversidade genética em comunidades de peixes costeiros.

Nesse sentido, conceito de filtros ambientais é essencial para entender como fatores abióticos moldam as assembleias biológicas, especialmente em ecossistemas costeiros (Kraft *et al.*, 2015; Poff, 1997; Renault *et al.*, 2018). Nesses ambientes, filtros ambientais, como temperatura, salinidade, pH e oxigênio dissolvido, atuam diretamente na seleção de espécies, favorecendo aquelas com características adaptativas compatíveis com as condições variáveis do local e excluindo as menos tolerantes (Barange & Perry, 2009; Barry & Dayton, 1991; Carr *et al.*, 2003).

Esses filtros delimitam os "envelopes ambientais" das espécies, que representam os intervalos de tolerância e condições ideais em que elas podem sobreviver, crescer e reproduzir-se (Jones *et al.*, 2013; Mouillot *et al.*, 2013; Nielsen *et al.*, 2023; Peltonen & Weigel, 2022).

Além disso, filtros de dispersão também são importantes nesse contexto (Renault *et al.*, 2018; Wilson *et al.*, 2009), pois a capacidade das espécies de se movimentarem e colonizarem novos habitats determina sua distribuição espacial (Kinlan & Gaines, 2003; Tilman, 1994), sendo influenciada por fatores como correntes marinhas, barreiras físicas, que podem facilitar ou limitar o fluxo de indivíduos entre áreas (Renault *et al.*, 2018; Vellend, 2010; Wilson *et al.*, 2009).

Outro filtro relevante é o filtro histórico (Ackerly, 2003), que inclui a história evolutiva das espécies, moldando sua capacidade de adaptação a novos ambientes e suas interações com outras espécies, aspectos que influenciam diretamente sua habilidade de coexistência e sucesso ecológico (Pavoine & Bonsall, 2011; Vellend, 2010).

Esse conceito se aplica, por exemplo, à APA da Baleia Franca (APABF), localizada no litoral sul do Brasil, que é uma área protegida que abriga uma variedade de habitats marinhos e costeiros, como recifes, estuários e manguezais (Netto, 2018). Essas características fornecem abrigo e recursos alimentares para diversas espécies de peixes (Bergström *et al.*, 2016; Friedlander & Parrish, 1998; Öhman & Rajasuriya, 1998; Tilman, 1994), incluindo aquelas de importância comercial (Sunye, 2019).

As correntes costeiras e variações sazonais de vento e maré desempenham um papel crucial na organização das assembleias de peixes, ao influenciar a disponibilidade de nutrientes e o recrutamento de larvas (Barry & Dayton, 1991; Cowen & Sponaugle, 2009; Weersing K & Toonen RJ, 2009). Essa dinâmica única torna a região especialmente relevante para a pesquisa sobre como variáveis ambientais afetam a biodiversidade marinha e a estrutura das comunidades.

No que diz respeito à diversidade, é importante destacar a diversidade taxonômica, que se refere ao número e à composição das espécies presentes em uma comunidade (Patil & Taillie, 1982; Villéger *et al.*, 2010), e a diversidade funcional que está relacionada às características das espécies que afetam seu papel ecológico dentro do ecossistema, como traços morfológicos, fisiológicos e comportamentais (Mouchet *et al.*, 2010; Villéger *et al.*, 2010, 2017).

A diversidade funcional, em particular, é especialmente relevante para a resiliência dos ecossistemas, uma vez que espécies com diferentes traços funcionais ocupam diferentes nichos ecológicos e desempenham funções distintas, contribuindo para a estabilidade e adaptabilidade das comunidades frente a mudanças ambientais (D. Hooper *et al.*, 2002; Truchy *et al.*, 2015; Winemiller *et al.*, 2015).

Dessa forma, as variações nos parâmetros abióticos podem não apenas influenciar a diversidade taxonômica, mas também a funcionalidade das comunidades de peixes (Pecuchet L *et al.*, 2016; Villéger *et al.*, 2017).

Além disso, estrutura das comunidades de peixes em áreas costeiras é amplamente determinada pela interação entre fatores bióticos e abióticos (Araújo *et al.*, 2016, 2018). Fatores como a temperatura da água (Angilletta *et al.*, 2004; Kordas *et al.*, 2011; Vilar *et al.*, 2011), a salinidade (Barletta *et al.*, 2005; Herbert *et al.*, 2015; Koehler *et al.*, 2022) e o oxigênio dissolvido (Kramer, 1987) são variáveis críticas para a sobrevivência e o comportamento dos peixes.

A temperatura da água, por exemplo, afeta diretamente os processos metabólicos das espécies, regulando o crescimento, a reprodução e os padrões migratórios (Burrows *et al.*, 2019; Pörtner & Peck, 2010; Pörtner & Peck, 2011).

Em ecossistemas costeiros, variações térmicas podem atuar como um filtro ambiental poderoso, favorecendo espécies com maior plasticidade térmica e excluindo aquelas com menor capacidade de adaptação (Angilletta *et al.*, 2004; Burrows *et al.*, 2019; Renault *et al.*, 2018).

Assim, a variação de temperatura nas áreas costeiras é um dos principais determinantes na composição das comunidades, ao selecionar espécies com diferentes tolerâncias térmicas (Burrows *et al.*, 2019; Madeira *et al.*, 2012; Poff, 1997).

Além da temperatura, a salinidade e a condutividade são outras variáveis fundamentais que influenciam a distribuição das espécies marinhas, uma vez que esses parâmetros estão diretamente ligados aos processos de osmorregulação (Barletta *et al.*, 2005; Barry & Dayton, 1991; Herbert *et al.*, 2015).

Espécies marinhas apresentam diferentes capacidades de tolerar variações na salinidade, o que pode limitar sua distribuição espacial (Barletta *et al.*, 2005; Telesh *et al.*, 2013).

O oxigênio dissolvido, por sua vez, é um fator crítico para a respiração das espécies aquáticas (Barry & Dayton, 1991; Kramer, 1987). A presença de oxigênio nas águas influencia diretamente o metabolismo das espécies e sua capacidade de habitar zonas de maior ou menor profundidade, dependendo das condições de oxigenação (Kramer, 1987; Pollock *et al.*, 2007; H. O. Pörtner & Lannig, 2009).

O potencial de oxirredução (ORP) também tem um papel relevante, uma vez que afeta a disponibilidade de oxigênio e as condições químicas do ambiente, influenciando a ocorrência de espécies tolerantes a condições hipóxicas ou anóxicas (Diaz & Rosenberg, 1995; Vaquer-Sunyer & Duarte, 2008).

Outros fatores abióticos, como a turbidez, que reflete a quantidade de partículas suspensas na água, tem implicações diretas sobre a produtividade primária (Cloern, 1987), já que pode reduzir a quantidade de luz disponível para a fotossíntese afetando diretamente a base da cadeia alimentar, com impactos em toda a pirâmide trófica (Bilotta & Brazier, 2008; Moore *et al.*, 2004).

Espécies herbívoras ou plânctívoras, por exemplo, podem ter sua disponibilidade de alimento comprometida em áreas de alta turbidez (Birnie-Gauvin *et al.*, 2017; Donohue & Garcia Molinos, 2009), o que pode afetar as interações predador-presa e, conseqüentemente, a estrutura das comunidades (Higham *et al.*, 2015; Lunt & Smee, 2014, 2015). A presença de partículas suspensas também pode modificar os padrões de distribuição de peixes, ao alterar a visibilidade e a percepção sensorial de suas presas ou predadores (Bilotta & Brazier, 2008).

Além das influências diretas dos fatores abióticos sobre as espécies, os processos de interação biológica, como predação, competição e mutualismo, também desempenham um papel importante na organização das comunidades (Dodds, 1988; Friedman & Gore, 2017). A interação entre as espécies de peixes pode ser fortemente mediada pelos fatores ambientais, que afetam as taxas de

predação e competição, além da disponibilidade de recursos (Menge & Sutherland, 1987; Shurin & Allen, 2001).

Em ambientes com alta variabilidade ambiental, as espécies precisam desenvolver estratégias adaptativas para coexistir e dividir os recursos, o que pode resultar em diferentes estruturas e composições de comunidade ao longo do tempo (Ackerly, 2003; Chesson & Huntly, 1997; Tilman, 1999).

Essa dinâmica de adaptação às condições ambientais está intimamente ligada à resiliência dos ecossistemas (Mouillot *et al.*, 2014; Oliver *et al.*, 2015; Villéger *et al.*, 2010). Diferentes espécies com traços funcionais diversos podem responder de maneira distinta a variações ambientais (Ackerly, 2003; Chesson & Huntly, 1997; Tilman, 1999).

Já espécies com traços funcionais semelhantes tendem a responder de forma semelhante às pressões ambientais, enquanto aquelas com estratégias ecológicas diferentes podem ser mais vulneráveis a determinadas mudanças nas condições ambientais, o que pode levar a uma reorganização da comunidade (Mouillot *et al.*, 2013; Oliver *et al.*, 2015). Isso reforça a importância de compreender a diversidade funcional para a gestão e conservação de ecossistemas marinhos (Bremner, 2008; Hooper *et al.*, 2005; Palumbi *et al.*, 2009).

A variabilidade espaço-temporal dos fatores abióticos, como temperatura da água, salinidade, oxigênio dissolvido e turbidez, desempenha um papel crucial na montagem das comunidades de peixes (Ackerly, 2003; Diamond, 1975; Koehler *et al.*, 2022; Kramer, 1987; Vellend, 2010; Vilar *et al.*, 2011) (Ackerly, 2003; Diamond, 1975; Vellend, 2010).

Tais variações, associadas à estrutura funcional das espécies residentes, resultam em padrões de diversidade taxonômica e funcional que refletem as adaptações das espécies às condições flutuantes desse ecossistema costeiro (Bernhardt & Leslie, 2013; Mouillot *et al.*, 2013; Reusch, 2014). Essas flutuações ambientais são, portanto, determinantes chave na organização das comunidades.

Além disso, fatores adicionais, como intensidade e direção do vento (Klemas, 2012; Sissenwine, 1984) e variação da maré (Souza *et al.*, 2018; Vendel *et al.*, 2003), também influencia a montagem das comunidades de peixes.

A direção e força do vento, por exemplo, afetam a dispersão e a distribuição de nutrientes, funcionando como filtros ambientais que favorecem espécies mais resilientes a mudanças abruptas na dinâmica das águas (Renault *et al.*, 2018; Souza *et al.*, 2018).

Já a variação da maré altera a profundidade e extensão das áreas submersas, afetando o habitat disponível e as interações biológicas, especialmente em regiões de maré alta (Ackerly, 2003; Bezerra *et al.*, 2017; Vendel *et al.*, 2003). Esses fatores reforçam a complexidade da estruturação das comunidades, dada a constante mudança nas condições ambientais.

Diante disso, a hipótese principal deste trabalho é que variáveis abióticas como temperatura, pH, potencial de oxirredução, condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos (TDS), salinidade, intensidade e direção do vento e variação da maré atuam como filtros determinísticos na estruturação das comunidades de peixes em uma enseada aberta às margens da APABF, afetando tanto a diversidade taxonômica quanto funcional das mesmas.

Espera-se que as flutuações temporais e espaciais nesses parâmetros desempenhem um papel crucial na modificação da composição das comunidades, selecionando espécies com diversas características adaptativas e funcionais diversas. Esse estudo busca elucidar como essas variáveis influenciam tanto a diversidade taxonômica quanto funcional das comunidades.

Contudo, há lacunas no conhecimento científico acerca da influência desses fatores abióticos em comunidades de peixes localizadas nas margens da APA da Baleia Franca. Essa área, caracterizada por condições oceanográficas e climáticas singulares, enfrenta desafios específicos de conservação que diferem de outros ecossistemas costeiros devido às variações naturais acentuadas e à proximidade de atividades antropogênicas, como o Porto de Imbituba. Compreender como a diversidade funcional e taxonômica responde a esses desafios permitirá aprimorar as estratégias de manejo da área.

Diante disso, este estudo busca responder às seguintes perguntas de pesquisa: (1) Como os parâmetros físico-químicos atuam sobre a estrutura da ictiofauna em uma enseada aberta às margens da APABF? (2) Quais variáveis abióticas atuam como filtros determinísticos mais fortes para a seleção de espécies em diferentes ao longo do tempo? (3) Há padrões específicos de sazonalidade ou ciclos relacionados às variáveis abióticas que estruturam a diversidade taxonômica e funcional de peixes?

Dessa forma, objetivo geral deste trabalho é investigar os efeitos das variáveis ambientais na estrutura taxonômica e funcional das comunidades de peixes em uma enseada costeira, considerando uma série de dados temporais (aproximadamente 10 anos). Ao integrar informações sobre diversidade taxonômica e funcional, este estudo pretende contribuir para o entendimento dos mecanismos que regulam a montagem das comunidades e subsidiar estratégias de manejo e conservação em áreas costeiras protegidas como a APABF.

Além disso, a pesquisa fornecerá insights sobre os mecanismos ecológicos que governam a montagem da comunidade em resposta às flutuações ambientais, com foco na resiliência e adaptabilidade da ictiofauna.

2. Material e Métodos

2.1. Área de Estudos

Este estudo foi conduzido na área marinha situada na margem da Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca (APA-BF, 2024), no município de Imbituba – SC, sul do Brasil (Figura 1), dentro da área de influência do Porto de Imbituba.

A APA-BF, criada em 2000, representa um dos principais esforços de conservação costeira do país, abrangendo habitats essenciais e com alto valor de biodiversidade, incluindo áreas de grande importância ecológica para espécies migratórias e ecossistemas complexos (Macedo *et al.*, 2013; Netto, 2018).

Embora a área de estudo se localize fora dos limites formais da APA-BF, ela é diretamente afetada pelas condições oceanográficas e ecológicas que caracterizam essa unidade de conservação, especialmente pela confluência de massas d'água (Netto, 2018) e dinâmica sazonal (Campos *et al.*, 2013).

A região de estudo, situada em uma enseada aberta de alta complexidade oceanográfica, é influenciada pela Corrente do Brasil e pela Corrente das Malvinas (Emílsson, 1961; Legeckis & Gordon, 1982; Olson *et al.*, 1988; Palma & Matano, 2009), cujas águas de origens tropicais e subantárticas, respectivamente, se encontram e formam uma frente oceanográfica sazonal (Duarte Pereira *et al.*, 2009; Emílsson, 1961; Martins, 1984; Matsuura, 1986) marcada por intensos gradientes de temperatura e salinidade (Duarte Pereira *et al.*, 2009).

A Corrente do Brasil, caracterizada por águas quentes e salinas, move-se do Norte para o Sul ao longo da costa, enquanto a Corrente das Malvinas traz águas frias e com menor salinidade, movendo-se em direção oposta (Duarte Pereira *et al.*, 2009; Emílsson, 1961; Martins, 1984; Matsuura, 1986). Essa interação entre massas de água contribui para uma variação térmica anual significativa, de aproximadamente 12°C a 28°C, onde as águas tropicais predominam no verão, e as subantárticas, no inverno (Netto, 2018).

Além disso, a salinidade, com média de 35 PSU, flutua conforme as condições sazonais e a intensidade de fenômenos oceanográficos, como frentes frias e ventos regionais (Duarte Pereira *et al.*, 2009; Netto, 2018). Essa dinâmica sazonal (Campos *et al.*, 2013), cria uma variedade de habitats com nichos ecológicos diversificados ao longo da coluna d'água e do substrato marinho (Holland, 2012), proporcionando condições únicas para a fauna local (Tilman, 1994).

Influenciada pelo clima subtropical, a área apresenta padrões sazonais bem definidos: ventos de Nordeste prevalecem no verão (Duarte Pereira *et al.*, 2009; Netto, 2018; Palma & Matano, 2009), favorecendo a ressurgência de águas profundas, ricas em nutrientes e essenciais para o desenvolvimento da teia alimentar marinha (Palma & Matano, 2009).

No inverno, os ventos do Sul-Sudeste alteram a circulação costeira, trazendo águas frias e intensificando a variabilidade ambiental, impactando diretamente a fauna marinha e suas interações ecológicas (Chesson & Huntly, 1997; Nimer, 1989; Silveira *et al.*, 2000). Esse ciclo anual de ventos gera um ambiente dinâmico e produtivo, especialmente benéfico para espécies de importância comercial e ecológica.

O regime de marés semidiurnas, com amplitude média de 0,5 metros (Netto, 2018), favorece a renovação das águas e a troca constante de nutrientes, estabelecendo um ecossistema rico e adaptável às mudanças ambientais (Bezerra *et al.*, 2017; Vendel *et al.*, 2003). Esse padrão de maré, somado à influência das correntes e ventos, desempenha um papel fundamental na organização de habitats que sustentam uma ampla gama de espécies marinhas, desde organismos bentônicos a pelágicos (Öhman & Rajasuriya, 1998).

A área estudada destaca-se, portanto, como um ambiente de alta produtividade e biodiversidade, sustentado pela interação de águas de diferentes origens e pelas condições oceanográficas únicas da costa sul brasileira (Emílsson, 1961; Netto, 2018; Silveira *et al.*, 2000). A presença da área de influência do Porto de Imbituba reforça a necessidade de um entendimento aprofundado dos processos ecológicos da região, onde as variações sazonais

de temperatura e salinidade estruturam a distribuição e composição ictiofauna (Siqueira *et al.*, 2012).

Em síntese, a área de estudo, situada na interface com a APA-BF, revela-se como um mosaico ecológico com condições dinâmicas e complexas, fundamentais para a manutenção da biodiversidade e da resiliência ecossistêmica local, evidenciando a importância de estudos contínuos para o manejo sustentável dessa região (Branco *et al.*, 2015; Siqueira *et al.*, 2012).

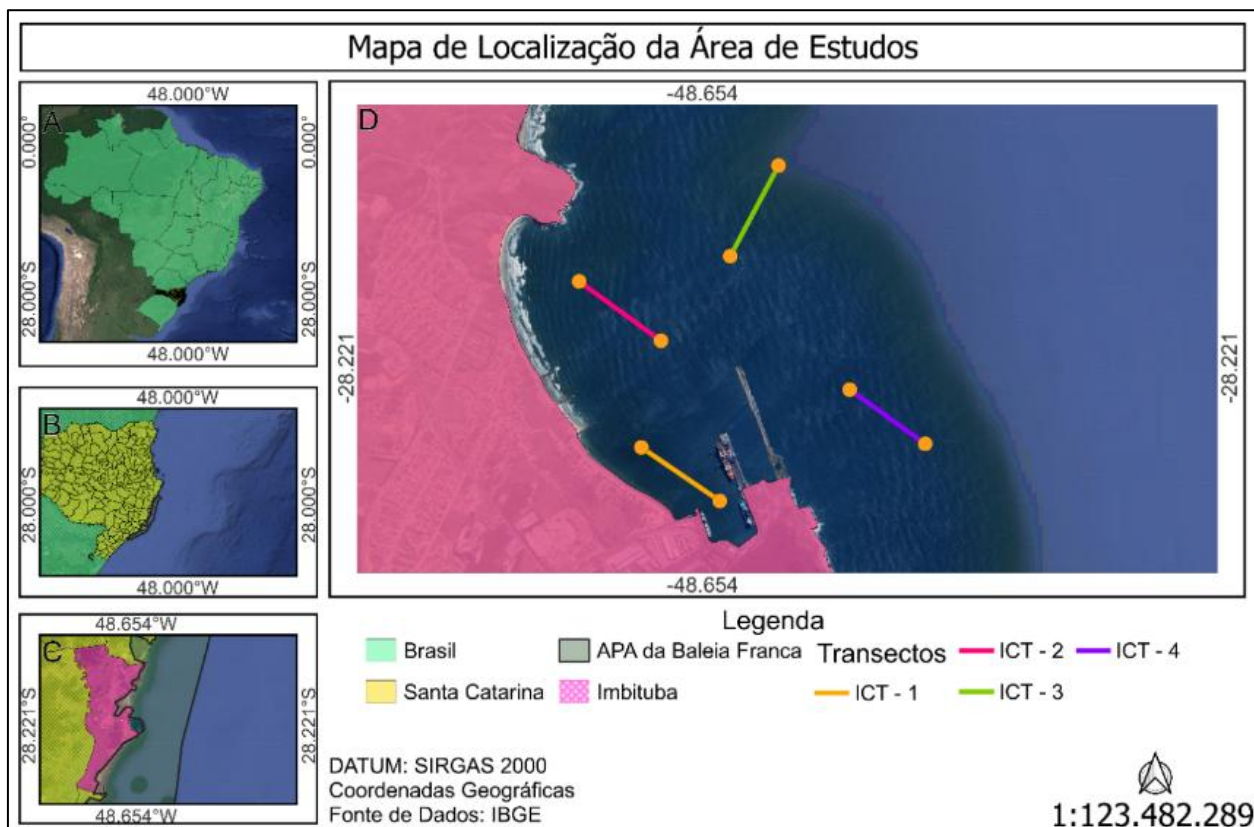


Figura 1 - Localização da Área de Estudos evidenciando: A) Costa do Brasil. B) Costa do Estado de Santa Catarina. C) Costa do Município de Imbituba. D) Transecto em que foram realizadas as amostragens de novembro de 2015 à abril de 2024

2.2. Amostragem

As amostragens foram realizadas como parte do monitoramento ambiental do Porto de Imbituba, região inserida nos limites da APA-BF. O monitoramento em questão teve início após a Fundação de Meio Ambiente de Santa Catarina – FATMA, através do Ofício Nº 123/2015, solicitar ao empreendedor que realizasse levantamentos da ictiofauna e carcinofauna na área de influência do empreendimento, de forma a subsidiar o órgão ambiental de informações para a expedição da renovação da Licença Ambiental de Operação – LAO Nº 5098/2011.

As campanhas de amostragem ocorreram trimestralmente, inteirando quatro campanhas por ano, sendo uma em cada estação, ao longo de quase uma década, entre novembro de 2015 e abril de 2024, totalizando 136 amostras distribuídos em quatro transectos localizados na área de influência do Porto de Imbituba, às margens da APA da Baleia Franca (APA-BF).

As amostragens foram realizadas utilizando-se um barco camaroeiro, a qual tracionou redes de arrasto com portas duplas de 25 Kg cada (Figura 2). Cada rede media 14 metros de comprimento, sendo o comprimento da malha de 25 mm (entre nós opostos). Cada arrasto teve a duração de 10 minutos com velocidade média de dois nós.

Durante cada campanha, os parâmetros ambientais foram registrados diretamente in situ em cada transecto com o auxílio de uma sonda multiparamétrica Horiba U-50 (Figura 3), que fornece alta precisão e reduz as chances de variação nos dados. Com isso, foi possível monitorar a temperatura, pH, salinidade, oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade, sólidos dissolvidos totais e potencial redox (ORP) em cada coleta.

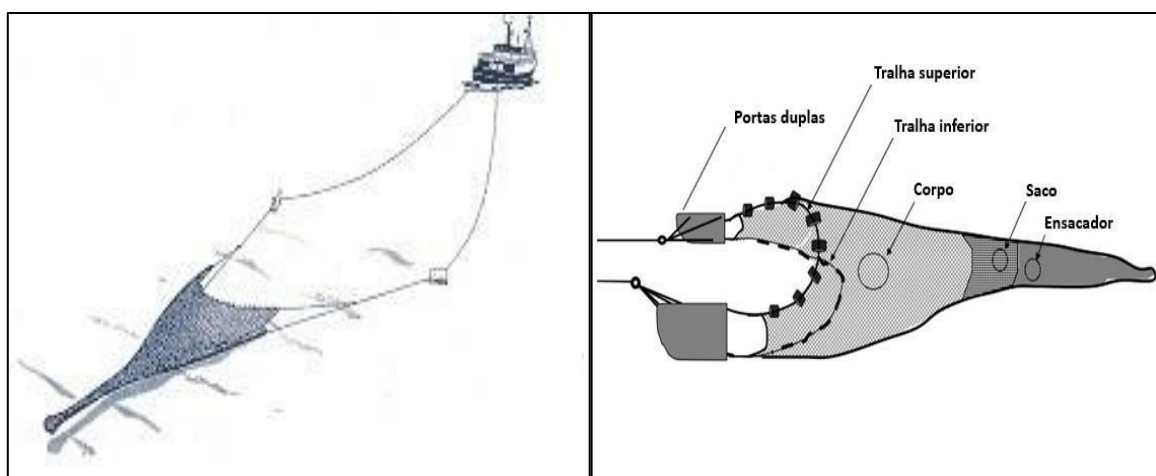


Figura 2 - Ilustração da operação de arrasto (A); tipologia de embarcação pesqueira utilizada para a amostragem da ictiofauna (B). Fonte: modificado de FAO.

As datas das campanhas foram projetadas para cobrir as variações sazonais e capturar as influências ambientais ao longo de diferentes períodos climáticos e oceanográficos. Esse desenho de amostragem permite uma análise longitudinal detalhada, fornecendo uma visão temporal completa das condições ambientais e seus potenciais influências sobre a ictiofauna local.



Figura 3 - Sonda Multiparamétrica Horiba U-50

Adicionalmente, dados de maré foram obtidos da plataforma *Tábuas de Marés* (www.tabuademaes.com), assegurando precisão nas variações de nível do mar, enquanto o envelope ambiental das espécies e os traços funcionais foram obtidos das fontes especializadas *AquaMaps* (www.aquamaps.org) e *FishBase* (www.fishbase.us), respectivamente. Isso permitiu uma análise integrada, considerando não apenas a variabilidade abiótica ao longo do tempo, mas também as respostas funcionais das espécies às condições locais.

2.3. Tratamento e análise de dados

Todos os organismos capturados nos arrastos foram preservados em solução de formalina a 4% e enviados ao laboratório para análise detalhada. No laboratório, cada espécime foi identificado até o menor nível taxonômico

possível, utilizando literatura especializada, como Menezes *et al.* (2003) e outras referências taxonômicas reconhecidas.

Cada organismo foi inicialmente categorizado por espécie e família, seguindo a ordem evolutiva estabelecida por Nelson *et al.* (2016). Foram calculadas a frequência de ocorrência (FO, %) de cada espécie em relação ao total de amostras e a abundância relativa (AR, %) de cada espécie em relação ao total capturado.

Na sequência, cada espécie foi classificada de acordo com sua preferência e estratégia alimentar, bem como o tipo de alimentação (Froese & Pauly, 2010). Essa abordagem permitiu alocar as espécies em seis guildas tróficas adaptadas de Elliott *et al.* (2011) e Araújo *et al.* (2016):

- **Bentívoros (BE):** espécies com preferência por zoobentos e/ou detritos;
- **Hiperbentívoros (HY):** combinam alimentação em organismos bentônicos e de baixa troficidade (nível trófico entre 2.2 e 2.79);
- **Piscívoros (PI):** predadores com foco em organismos nectônicos;
- **Herbívoros (HE):** consomem principalmente plantas e detritos;
- **Detritívoros (DE):** dieta baseada em detritos e organismos bentônicos;
- **Planctívoros (PL):** filtram plâncton como principal fonte de alimento;
- **Oportunistas (OP):** grupo residual para espécies que não se enquadram nos critérios anteriores.

Essa categorização funcional, baseada nas preferências alimentares e comportamentos tróficos das espécies, fornece uma base robusta para análises ecológicas e para a compreensão das interações tróficas nas comunidades de peixes estudadas.

Para as análises subsequentes, três matrizes principais foram construídas:

- A. Matriz de Abundância de Espécies:** Representando a composição de espécies em cada unidade amostral.

- B. **Matriz de Variáveis Ambientais:** Incluindo dados de temperatura, salinidade, profundidade e clorofila-a, que potencialmente afetam a estrutura das comunidades.
- C. **Matriz de Traços Funcionais:** Baseada em atributos que representam papéis ecológicos e estratégias de vida essenciais, como forma do corpo, distribuição vertical na coluna d'água, habitat, zona climática, preferência alimentar, tipo de alimentação, herbivoria, modo de reprodução, fertilização, guilda reprodutiva etc (Villéger *et al.*, 2010).

2.4. Análise de Dados

2.4.1. Fatores Abióticos

Para uma caracterização inicial dos fatores abióticos, foram calculadas estatísticas de tendência central (média) e de dispersão (desvio padrão), permitindo uma análise descritiva abrangente dessas variáveis.

Os parâmetros ambientais (variáveis explicativas) foram analisados com métodos estatísticos descritivos e visualizações de *boxplot*, permitindo observar a variabilidade sazonal nas condições ambientais.

Devido à ausência de normalidade e homogeneidade de variância nos dados, o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis foi utilizado para avaliar diferenças significativas entre estações do ano.

Nos casos em que o teste indicou significância ($p < 0,05$), foram aplicados testes pareados de Mann-Whitney para identificar as diferenças sazonais específicas.

2.4.2. Esforço Amostral

A adequação do esforço amostral foi avaliada por meio de uma Curva de Coletor, que representa graficamente o número acumulado de espécies em função do esforço de amostragem (Colwell & Coddington, 1994).

As análises foram realizadas com o pacote “BiodiversityR” (Kindt & Kindt, 2019) no software R (Team, 2020). A riqueza de espécies foi calculada e ordenada utilizando a função “accumresult” com o método “collector”.

A visualização gráfica da curva de coletor foi gerada com o pacote “ggplot2” (Wickham, 2011), permitindo avaliar o grau de representatividade do esforço amostral em relação à diversidade observada.

2.4.3. Análise de Espécies Centrais e Ocasionais

Para caracterizar a estrutura de dominância da ictiofauna, gráficos de abundância (gráficos de Whittaker) foram elaborados para examinar a ordem de importância (rank) das espécies amostradas (Whittaker, 1965).

A distinção entre espécies comuns e raras, foi realizada pelo método de ponto de inflexão (*breakpoint*), que permite identificar onde a curva de abundância sofre uma alteração abrupta de formato (Magurran, 2003). As espécies localizadas à esquerda do ponto de inflexão foram classificadas como centrais (ou comuns), enquanto aquelas à direita foram categorizadas como ocasionais (ou raras), de acordo com o método descrito em Siqueira *et al.* (2012).

Essa análise possibilita uma visão detalhada sobre a estrutura e a distribuição de abundância das espécies, auxiliando na identificação de espécies centrais que desempenham papéis ecológicos essenciais no ecossistema estudado.

2.4.4. Diversidade Taxonômica e Índice de Shannon

Para compreender de que forma os fatores ambientais (temperatura, pH, salinidade, oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade, sólidos dissolvidos totais e potencial redox – ORP) moldam a comunidade de peixes realizamos uma análise de diversidade taxonômica.

Para isso, consideramos os dados biológicos não transformados de cada amostra. Utilizamos o Índice de Shannon-Wiener (H') (Magurran, 2004), e posteriormente, aplicamos a função $\exp(H')$ para obter “comunidades equivalentes” (Jost, 2006), correspondendo ao valor de $q = 1$ dos números de Hill, onde as espécies são ponderadas de acordo com sua abundância uma vez que os números de Hill são índices de diversidade que integram a riqueza e a abundância de espécies em medidas de diversidade (Hill, 1973). Todas as etapas descritas foram realizadas utilizando o pacote *vegan* R (versão 2.6 – 4) (Oksanen *et al.*, 2015)

2.4.5. Diversidade Funcional

2.4.5.1. Análise de Métricas Funcionais

A diversidade funcional é um componente central para compreender como os processos ecológicos, incluindo filtros ambientais e interações bióticas, moldam a estrutura das comunidades ao longo de gradientes ambientais (Diaz & Rosenberg, 1995; Tilman, 1999).

Para explorar as várias dimensões dessa diversidade, calculamos seis métricas funcionais distintas: riqueza funcional (FRic), Equitabilidade Funcional (FEve), divergência funcional (FDiv), dispersão funcional (FDis), diversidade funcional de Rao's Q e a diversidade funcional de Petchey & Gaston.

Essas métricas foram avaliadas no software R utilizando o pacote FD (Laliberté *et al.*, 2014), que fornece uma ferramenta robusta para quantificar a diversidade funcional das comunidades.

A riqueza funcional (FRic) reflete a extensão do espaço funcional ocupado pela comunidade, sendo uma medida sensível aos filtros ambientais que limitam a diversidade de traços funcionais presentes no sistema (Cornwell *et al.*, 2006).

A Equitabilidade Funcional (FEve) examina a distribuição das espécies dentro do espaço funcional, permitindo identificar padrões de exclusão competitiva ou o preenchimento de nichos ecológicos disponíveis (Mason *et al.*, 2005).

A divergência funcional (FDiv) avalia a concentração das espécies nas extremidades do espaço funcional, fornecendo insights sobre estratégias ecológicas especializadas e sobre os mecanismos que promovem a coexistência das espécies por meio da diferenciação de nichos (Schluter, 2016).

A dispersão funcional (FDis) quantifica a distribuição das espécies em relação ao centro do espaço funcional, levando em consideração tanto a composição funcional quanto a abundância relativa das espécies. Essa métrica é crucial para entender as respostas das comunidades aos filtros ambientais e interações bióticas (Laliberté *et al.*, 2014).

A diversidade funcional de Rao's Q integra as diferenças funcionais entre as espécies e suas abundâncias relativas, oferecendo uma perspectiva mais

abrangente dos padrões de diversidade funcional e dos mecanismos que regulam a montagem das comunidades (Botta-Dukát, 2005).

Por fim, a diversidade funcional de Petchey & Gaston (2002) é uma métrica que quantifica a distribuição das espécies no espaço funcional levando em conta as distâncias funcionais entre elas. A ideia central dessa abordagem é que comunidades com uma distribuição mais equitativa das espécies em termos de seus traços funcionais têm maior diversidade funcional.

A diversidade de Petchey & Gaston, ao integrar distâncias funcionais e abundâncias das espécies, permite uma avaliação refinada dos padrões de diversidade funcional e sua relação com os processos ecológicos que governam a montagem das comunidades.

Essas métricas fornecem uma abordagem multidimensional essencial para investigar como os gradientes ambientais e os processos ecológicos influenciam a estrutura funcional das comunidades.

Ao integrar aspectos de variedade e distribuição funcional, elas oferecem uma compreensão mais profunda dos padrões emergentes e das funções ecológicas desempenhadas pelas espécies em ecossistemas diversos.

A aplicação dessas métricas oferece, assim, uma base sólida para investigar os mecanismos subjacentes à montagem de comunidades e suas respostas às mudanças ambientais.

2.4.5.2. Análise de Agrupamento e Similaridade

Para investigar a similaridade entre os grupos funcionais de peixes, foi conduzida uma análise de agrupamento hierárquico com o índice de Gower, apropriado para traços mistos (Podani, 1999).

Além disso, uma Análise de Similaridade (ANOSIM) foi realizada para verificar a significância das diferenças de composição funcional entre os clusters (Clarke *et al.*, 1993). Esses métodos são essenciais para identificar padrões de agrupamento e heterogeneidade funcional na comunidade.

2.4.6. Construção de Matriz Integrada de Dados Indicadores para Modelagem

Após o cálculo dos índices de diversidade funcional, foi construída uma nova matriz contendo os dados ambientais e os indicadores ecológicos (abundância, $\exp(H')$, FRic, FEve e FDiv, FDis e RaoQ) para cada ponto de amostragem.

Esta matriz permitiu explorar como os fatores ambientais influenciam os diferentes componentes da diversidade funcional e taxonômica na comunidade de peixes.

2.4.7. Exploração dos Dados Indicadores

A exploração inicial dos dados foi realizada conforme a metodologia descrita por Zuur *et al.* (2010), com o objetivo de examinar as características dos dados antes das análises mais complexas (Ver Apêndice).

O primeiro passo envolveu a verificação da normalidade das variáveis, utilizando o teste de Shapiro-Wilk e representações gráficas como histogramas e boxplots. Essas visualizações ajudaram a identificar possíveis distorções nas distribuições dos dados, como assimetrias ou picos, que poderiam indicar a necessidade de transformações.

Em seguida, foram identificados outliers por meio de gráficos como o Cleveland dotplot e boxplots, que destacam valores extremos que poderiam influenciar as análises futuras. A detecção de outliers foi realizada para garantir que esses valores não afetassem os resultados das modelagens subsequentes.

A homogeneidade das variâncias entre os grupos de dados foi verificada com o teste de Levene, assegurando que as variâncias eram consistentes, um requisito importante para testes paramétricos. Além disso, foi realizada a análise da colinearidade entre as variáveis independentes, utilizando matrizes de correlação e o *Variance Inflation Factor* (VIF), para identificar possíveis problemas de multicolinearidade.

Essas etapas de exploração foram essenciais para preparar os dados para as modelagens subsequentes, garantindo que os pressupostos necessários para as análises estatísticas fossem atendidos.

2.4.8. Relações entre Indicadores Ecológicos e Variáveis Ambientais

Nesta etapa, ajustou-se uma série de modelos de regressão para se evidenciar os padrões de relações dos indicadores com as variáveis ambientais na área de estudo (Tabela 1).

Os modelos ajustados foram de regressões múltiplas do tipo General Additive Model (GAM) de família GAMMA com link = log e de família GAUSSIAN com link = identity (Ver Zuur, 2009). Tais modelos foram selecionados considerando os aspectos estatísticos dos indicadores e suas relações não lineares com as variáveis respostas (ver Apêndice).

A priori, ajustou-se um modelo GAM global contendo todas as variáveis ambientais com suavizadores para cada variável de indicador ecológico (Wood, 2006). Na sequência, checkou-se efeito de retirar os termos do modelo global examinando o Critério de Informação de Akaike (AIC) (Akaike, 1974). Após a retirada de cada termo do modelo Global, reordenou-se as mesmas com base em seu valor de p (Zuur, 2009).

O melhor modelo entre os candidatos foi aquele que continha menor AIC e nos casos em que a diferença de AIC entre os modelos foi inferior a 2, o modelo mais simples foi selecionado com base no princípio da parcimônia (Zuur, 2009).

A qualidade dos ajustes dos melhores modelos ecológicos (GAMs) foi validada a partir dos padrões de seus resíduos pela rotina disponível no pacote Dharma (Hartig, 2022). Todos os testes estatísticos foram realizados com o software R (Team, 2020). GAMs foram ajustados com as funções da biblioteca mgcv (Wood, 2006).

Tabela 1 - Seleção passo a passo regressiva dos Modelos Aditivos Generalizados (GAM) mais bem ajustados usando o Critério de Informação de Akaike (AIC).

Variável Resposta	Modelo	Família	Link	Variáveis Preditivas	AIC
Abundância	GAM1	GAMMA	log	CoefMar + WindSpeed + SST + pH + TURB + OD + SAL	1117,124
	GAM2	GAMMA	log	CoefMar + WindSpeed + SST + pH + OD + SAL	1115,573
	GAM3	GAMMA	log	CoefMar + WindSpeed + SST + pH + OD	1115,140
	GAM4	GAMMA	log	CoefMar + SST + pH + OD	1119,025
	GAM5	GAMMA	log	CoefMar + SST + pH	1128,143
	GAM6	GAMMA	log	CoefMar + SST	1142,215
	GAM7	GAMMA	log	CoefMar	1168,884
Diversidade - alfa	GAM8	GAMMA	log	CoefMar + WindSpeed + SST + pH + TURB + OD + SAL	114,7892
	GAM9	GAMMA	log	WindSpeed + SST + pH + TURB + OD + SAL	113,0003
	GAM10	GAMMA	log	WindSpeed + SST + pH + TURB + OD	112,0141
	GAM11	GAMMA	log	WindSpeed + SST + pH + TURB	112,4217
	GAM12	GAMMA	log	WindSpeed + SST + TURB	111,6211
	GAM13	GAMMA	log	SST + TURB	112,7343
	GAM14	GAMMA	log	TURB	113,9337
Diversidade Funcional	GAM15	GAMMA	log	CoefMar + WindSpeed + SST + pH + TURB + OD + SAL	279,6189
	GAM16	GAMMA	log	CoefMar + SST + pH + TURB + OD + SAL	277,7696
	GAM17	GAMMA	log	CoefMar + SST + TURB + OD + SAL	275,7477
	GAM18	GAMMA	log	CoefMar + TURB + OD + SAL	276,6038
	GAM19	GAMMA	log	CoefMar + TURB + SAL	279,8712

Variável Resposta	Modelo	Família	Link	Variáveis Preditivas	AIC
	GAM20	GAMMA	log	CoefMar + TURB	280,6004
	GAM21	GAMMA	log	CoefMar	282,1257
Riqueza Funcional	GAM22	Gaussian	identity	CoefMar + WindSpeed + SST + pH + OD + TURB + SAL	-340,1272
	GAM23	Gaussian	identity	CoefMar + WindSpeed + SST + pH + OD + SAL	-340,4876
	GAM24	Gaussian	identity	CoefMar + SST + pH + OD + SAL	-341,3595
	GAM25	Gaussian	identity	CoefMar + SST + pH + OD	-342,5488
	GAM26	Gaussian	identity	CoefMar + SST + OD	-339,8369
	GAM27	Gaussian	identity	SST + OD	-336,4169
	GAM28	Gaussian	identity	SST	-325,1553
Divergência Funcional	GAM29	GAMMA	log	CoefMar + WindSpeed + SST + pH + OD + TURB + SAL	-355,1415
	GAM30	GAMMA	log	CoefMar + WindSpeed + SST + pH + OD + SAL	-361,9240
	GAM31	GAMMA	log	CoefMar + WindSpeed + SST + pH + OD	-363,8852
	GAM32	GAMMA	log	CoefMar + WindSpeed + SST + pH	-361,9523
	GAM33	GAMMA	log	CoefMar + WindSpeed + SST	-362,4969
	GAM34	GAMMA	log	CoefMar + WindSpeed	-356,3859
	GAM35	GAMMA	log	WindSpeed	-325,1553
Dispersão Funcional	GAM36	Gaussian	identity	CoefMar + WindSpeed + SST + pH + OD + TURB + SAL	-129,7634
	GAM37	Gaussian	identity	CoefMar + WindSpeed + SST + pH + OD + SAL	-131,0668
	GAM38	Gaussian	identity	CoefMar + WindSpeed + SST + pH + OD	-138,2411
	GAM39	Gaussian	identity	CoefMar + WindSpeed + SST + pH	-135,8386
	GAM40	Gaussian	identity	CoefMar + WindSpeed + SST	-136,1468

Variável Resposta	Modelo	Família	Link	Variáveis Preditivas	AIC
	GAM41	Gaussian	identity	CoefMar + WindSpeed	-130,0113
	GAM42	Gaussian	identity	CoefMar	-125,6821
Equitabilidade Funcional	GAM43	GAMMA	log	CoefMar + WindSpeed + SST + pH + OD + TURB + SAL	-157,1215
	GAM44	GAMMA	log	CoefMar + WindSpeed + SST + pH + OD + SAL	-157,0625
	GAM45	GAMMA	log	CoefMar + WindSpeed + SST + pH + SAL	-157,4000
	GAM46	GAMMA	log	CoefMar + WindSpeed + SST + SAL	-158,3962
	GAM47	GAMMA	log	CoefMar + WindSpeed + SST	-158,6071
	GAM48	GAMMA	log	CoefMar + WindSpeed	-148,0999
	GAM49	GAMMA	log	CoefMar	-145,8682
Rao's Q	GAM50	Gaussian	identity	CoefMar + WindSpeed + SST + pH + OD + TURB + SAL	-544,9034
	GAM51	Gaussian	identity	CoefMar + WindSpeed + SST + pH + OD + SAL	-546,8424
	GAM52	Gaussian	identity	CoefMar + WindSpeed + pH + OD + SAL	-546,6662
	GAM53	Gaussian	identity	CoefMar + WindSpeed + pH + OD	-543,1378
	GAM54	Gaussian	identity	CoefMar + WindSpeed + pH	-538,9148
	GAM55	Gaussian	identity	WindSpeed + pH	-538,5348
	GAM56	Gaussian	identity	WindSpeed	-532,5708

¹ A representação dos termos suaves [por exemplo, $s(\text{CoefMar})$] foi omitida nas fórmulas para fornecer uma visão mais clara da tabela.

3. Resultados

3.1. Fatores Abióticos

Os parâmetros ambientais apresentaram variações substanciais ao longo do período estudado (Tabela 2).

Tabela 2 - Condições abióticas do ambiente: Coeficiente de Maré, Intensidade do Vento, Temperatura da Superfície do Mar, pH, Potencial Redox, Condutividade, Turbidez, Oxigênio Dissolvido, Sólidos Totais Dissolvidos e Salinidade. Os dados apresentam a variação mínima, máxima, média, desvio padrão e amplitude de cada fator abiótico entre novembro de 2015 e abril de 2024.

Estatísticas Descritivas das Variáveis Ambientais				
Variável Ambiental	Mínimo ¹	Máximo ¹	Média ¹	Desvio Padrão ¹
Coeficiente de Maré	40.00	109.00	73.03	19.23
Intensidade do Vento (km/h)	7.00	43.80	18.73	7.80
Temperatura da Superfície do Mar (°C)	16.70	26.38	20.78	2.43
pH	6.87	8.65	8.03	0.39
Potencial Redox (mV)	4.00	277.00	150.14	54.19
Condutividade (µS/cm)	35.90	68.90	53.91	4.53
Turbidez (NTU)	0.00	83.90	11.17	11.49
Oxigênio Dissolvido (ppm)	4.67	8.76	7.08	0.74
Sólidos Totais Dissolvidos (ppm)	22.40	40.20	32.46	2.79
Salinidade (PSU)	25.10	37.10	34.58	1.58
¹ Valores indicam o mínimo, máximo, média e desvio padrão para cada variável ambiental.				

O coeficiente de maré (*CoefMar*) variou de 40 a 109, com média de 73,0 e desvio padrão de 19,2, enquanto a intensidade do vento (*WindSpeed*) apresentou uma variação de 7 a 43,8 km/h, com média de 18,7 km/h e desvio padrão de 7,8.

A temperatura da superfície do mar (*SST*) oscilou entre 16,7 e 26,4°C, com média de 20,8°C e desvio padrão de 2,43. Valores de pH registraram uma média de 8,03 ($\pm 0,388$), com amplitude de 6,87 a 8,65.

O potencial redox (*ORP*) variou amplamente entre 4 e 277 mV, com média de 150 mV e desvio padrão de 54,2. A condutividade (*COND*) mostrou valores entre 35,9 e 68,9 $\mu\text{S/cm}$, com média de 53,9 $\mu\text{S/cm}$ ($\pm 4,53$).

A turbidez (*TURB*) variou de 0 a 83,9 NTU, com média de 11,2 NTU e desvio padrão de 11,5, e o oxigênio dissolvido (*OD*) variou entre 4,67 e 8,76 ppm, com média de 7,08 ppm ($\pm 0,742$).

Os sólidos totais dissolvidos (*TDS*) apresentaram valores de 22,4 a 40,2 ppm, com média de 32,5 ppm e desvio padrão de 2,79. Finalmente, a salinidade (*SAL*) oscilou entre 25,1 e 37,1 PSU, com média de 34,6 PSU e desvio padrão de 1,58.

Os testes de Kruskal-Wallis realizados, destacaram a significativa influência sazonal sobre diversas variáveis ambientais (Tabela 3).

*Tabela 3 - Resultados dos testes de Kruskal-Wallis para a verificação de diferenças sazonais nas variáveis ambientais. As comparações foram realizadas entre as diferentes estações sazonais (verão, outono, inverno e primavera). Para cada variável, são apresentado os valores de qui-quadrado (χ^2), os Graus de Liberdade (GL), os valores de p (p-valor), e a significância estatística (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).*

Variável Ambiental	χ^2	GL	p-valor ¹	Significância
Coeficiente de Maré	13.61	3	3.49×10^{-3}	**
Intensidade do Vento (km/h)	9.67	3	2.16×10^{-2}	*
Temperatura da Superfície do Mar (°C)	60.76	3	4.04×10^{-13}	***
pH	1.49	3	6.84×10^{-1}	
Potencial Redox (mV)	6.56	3	8.75×10^{-2}	
Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	8.99	3	2.94×10^{-2}	*
Turbidez (NTU)	10.86	3	1.25×10^{-2}	*
Oxigênio Dissolvido (ppm)	4.46	3	2.16×10^{-1}	
Sólidos Totais Dissolvidos (ppm)	10.11	3	1.76×10^{-2}	*
Salinidade (PSU)	12.60	3	5.58×10^{-3}	**
¹ Valores de p-valor < 0.05 são considerados estatisticamente significativos.				

A análise revelou que a temperatura da superfície do mar apresentou a maior variação sazonal ($\chi^2 = 60,76$, $p = 4,04 \times 10^{-13}$). Variáveis como turbidez e sólidos totais dissolvidos também apresentaram diferenças significativas, com p-valores de $1,25 \times 10^{-2}$ e $1,76 \times 10^{-2}$, respectivamente.

O coeficiente de maré e a intensidade do vento destacaram-se com p-valores de $3,49 \times 10^{-3}$ e $2,16 \times 10^{-2}$, enquanto a salinidade e condutividade mostraram sazonalidade com p-valores de $5,58 \times 10^{-3}$ e $2,94 \times 10^{-2}$. Em contraste, o pH e o potencial redox não apresentaram diferenças estatisticamente significativas ao longo das estações.

O teste de Mann-Whitney com ajuste de Bonferroni, utilizado como análise *post-hoc* após a realização do teste de Kruskal-Wallis, indicou diferenças significativas entre as estações para algumas variáveis (Figura 4).

O coeficiente de maré apresentou diferenças significativas entre as estações de verão e outono ($p.adj = 0.00497$), e entre verão e inverno ($p.adj = 0.042$), indicando uma variação sazonal marcante. Em contrapartida, a velocidade do vento não mostrou diferenças significativas entre as estações ($p.adj > 0.05$), sugerindo estabilidade ao longo do ano.

Já a temperatura da superfície do mar (SST) mostrou variações notáveis, com diferenças significativas entre primavera e verão ($p.adj = 0.000127$), primavera e outono ($p.adj = 0.00000666$), e primavera e inverno ($p.adj = 0.012$), refletindo as variações térmicas sazonais na região.

Outras variáveis, como a condutividade, apresentaram diferenças significativas apenas entre as estações de primavera e verão ($p.adj = 0.03$), enquanto as comparações entre as demais estações não revelaram variações estatisticamente significativas.

A turbidez se manteve estável entre as estações, com $p.adj > 0.05$ em todas as comparações, sugerindo uma homogeneidade sazonal para essa variável. Para os sólidos dissolvidos totais (TDS), observou-se uma diferença significativa apenas entre primavera e verão ($p.adj = 0.00406$), reforçando a ideia de que a variação sazonal dessa variável é pontual.

Por fim, a salinidade apresentou variações significativas entre primavera e verão ($p.adj = 0.00248$) e primavera e outono ($p.adj = 0.024$), evidenciando mudanças nas características da água ao longo do ano.

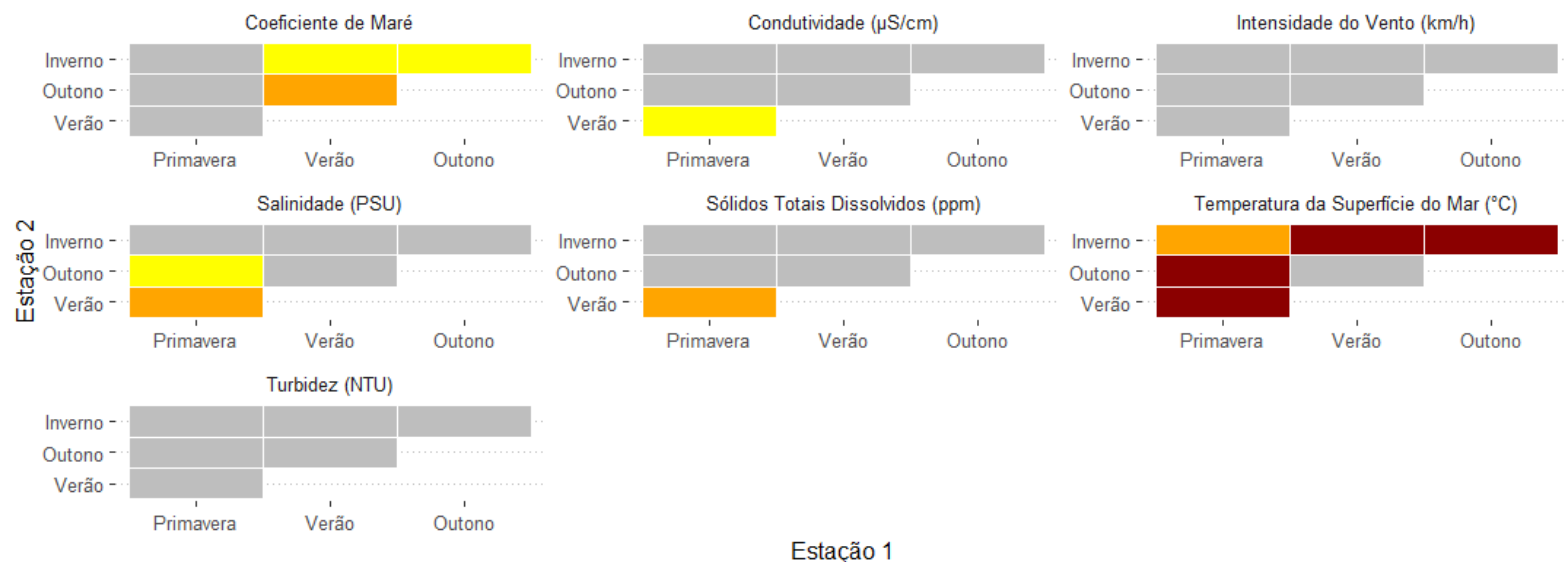
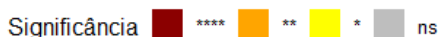


Figura 4 - Matriz de calor exibindo os resultados do teste post-hoc de Mann-Whitney, com correção de Bonferroni, para as variáveis ambientais entre as estações. As células representam os valores ajustados de p (p_{adj}) para as comparações entre cada par de estações. As significâncias estatísticas são indicadas conforme o seguinte critério: $p_{adj} < 0.05$ (*), $p_{adj} < 0.01$ (**), $p_{adj} < 0.001$ (***), $p_{adj} < 0.0001$ (****). A sigla ns, significa que a diferença entre as estações não foi estatisticamente significativa ($p_{adj} \geq 0.05$). Os resultados ajudam a identificar quais pares de estações apresentam diferenças sazonais significativas nas variáveis ambientais analisadas.

O coeficiente de maré apresentou diferenças significativas entre as estações de verão e outono ($p.adj = 0.00497$), e entre verão e inverno ($p.adj = 0.042$), indicando uma variação sazonal marcante.

Em contrapartida, a velocidade do vento não mostrou diferenças significativas entre as estações ($p.adj > 0.05$), sugerindo estabilidade ao longo do ano.

Já a temperatura da superfície do mar (SST) mostrou variações notáveis, com diferenças significativas entre primavera e verão ($p.adj = 0.000127$), primavera e outono ($p.adj = 0.00000666$), e primavera e inverno ($p.adj = 0.012$), refletindo as variações térmicas sazonais na região.

Outras variáveis, como a condutividade, apresentaram diferenças significativas apenas entre as estações de primavera e verão ($p.adj = 0.03$), enquanto as comparações entre as demais estações não revelaram variações estatisticamente significativas.

A turbidez se manteve estável entre as estações, com $p.adj > 0.05$ em todas as comparações, sugerindo uma homogeneidade sazonal para essa variável.

Para os sólidos dissolvidos totais (TDS), observou-se uma diferença significativa apenas entre primavera e verão ($p.adj = 0.00406$), reforçando a ideia de que a variação sazonal dessa variável é pontual.

Por fim, a salinidade apresentou variações significativas entre primavera e verão ($p.adj = 0.00248$) e primavera e outono ($p.adj = 0.024$), evidenciando mudanças nas características da água ao longo do ano.

3.2. Fatores Bióticos

3.2.1. Efetividade da Amostragem

A eficácia das amostras foi analisada através de uma curva do coletor (Figura 5), a qual mostrou um padrão de acentuado de incremento na riqueza de espécies até a 25ª amostra.

Entre 25ª e 50ª amostras, a inclinação da curva diminuiu, refletindo uma redução gradual na taxa de novas espécies encontradas.

A partir de 50ª amostras, a curva apresentou sinais de estabilização, mas ainda com incremento contínuo na descoberta de novas espécies, sugerindo a existência de espécies adicionais na área de estudo.

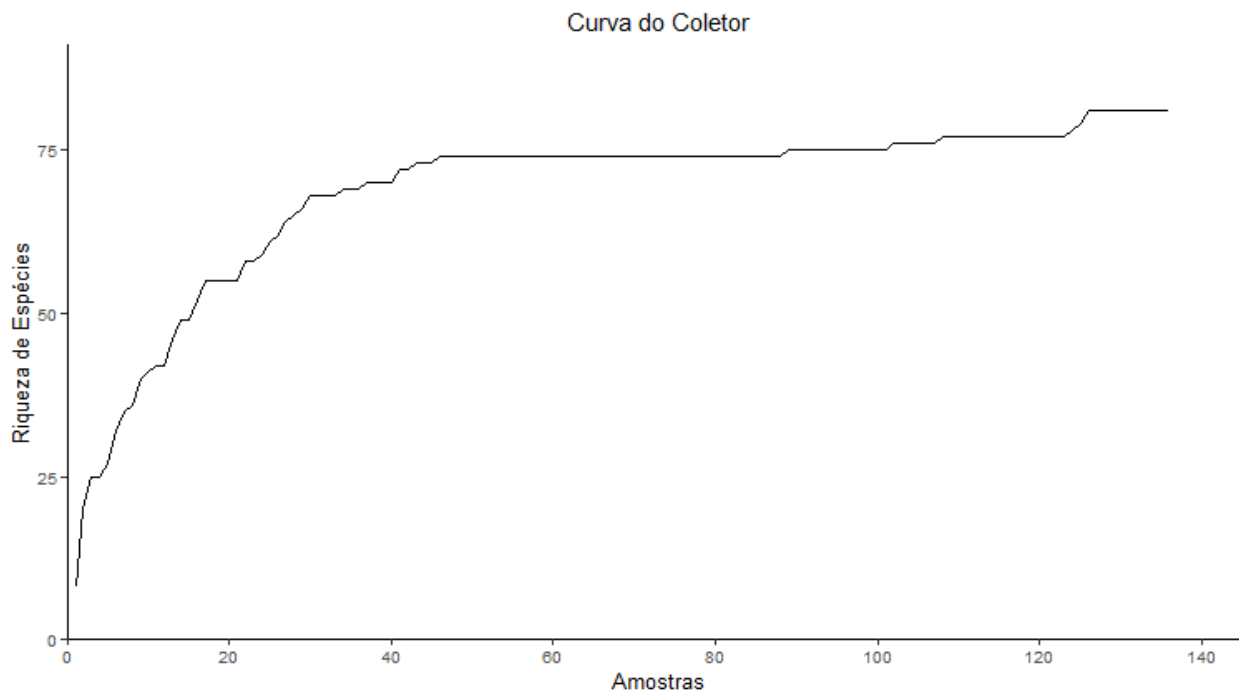


Figura 5 - Curva do coletor demonstrando o incremento na riqueza de espécies em relação ao número de amostras coletadas. Observa-se um rápido aumento na descoberta de espécies até a 25ª amostra, seguido por uma diminuição na taxa de novas espécies encontradas entre a 25ª e a 50ª amostras. Após a 50ª amostra, a curva apresenta sinais de estabilização, mas ainda com incremento contínuo, indicando a descoberta de novas espécies adicionais

3.2.2. Caracterização da Ictiofauna

A comunidade de peixes estudada foi composta por 4299 indivíduos, distribuídos em 81 espécies, 40 famílias, 20 ordens e 2 classes (Tabela 4). A classe Elasmobranchii foi representada por nove espécies raras e pouco abundantes, totalizando 49 indivíduos (1,14% da captura total). Entre estas, destacaram-se *Sympterygia acuta* (n = 11), *Hypanus guttatus* (n = 9) e *Hypanus americanus* (n = 7). As espécies *Atlantoraja platana*, *Gymnura micrura*, *Pseudobatos percellens*, *Zapteryx brevirostris*, *Rioraja agassizii* e *Narcine brasiliensis* também contribuíram, mas com abundâncias ainda menores (n < 6). Em contraste, a classe Osteichthyes dominou amplamente a comunidade, somando 4250 indivíduos (98,86%) e ocorrendo em 100% das amostras.

Entre os teleósteos, a família Sciaenidae foi a mais representativa, com 14 espécies e 1525 indivíduos (35,47% da abundância total). As espécies mais abundantes foram *Stellifer rastrifer* (n = 633; FO = 47,06%), *Paralonchurus brasiliensis* (n = 479; FO = 67,65%) e *Isopisthus parvipinnis* (n = 357; FO = 41,91%), seguidas por *Ctenosciaena gracilicirrus* (n = 300; FO = 37,50%) e *Micropogonias furnieri* (n = 238; FO = 37,50%). Por outro lado, espécies como *Cynoscion microlepidotus*, *Cynoscion guatucupa*, *Larimus breviceps*, *Macrodon ancylodon*, *Stellifer punctatissimus*, *Stellifer brasiliensis* e *Umbrina coroides* apresentaram abundância inferior a 100 indivíduos e frequência relativa inferior a 12% (Tabela 4).

Outras famílias de destaque incluíram Gerreidae, representada principalmente por *Diapterus rhombeus* (n = 170; FO = 22,79%) e *Eugerres argentueus* (n = 65; FO = 15,44%), e Ariidae, cujas principais espécies foram *Genidens genidens* (n = 215; FO = 36,03%) e *Cathorops spixii* (n = 49; FO = 8,09%). A família Carangidae também contribuiu significativamente, com espécies como *Chloroscombrus chrysurus* (n = 115; FO = 13,24%) e *Selene vomer* (n = 85; FO = 18,38%). Essas famílias, com alta abundância e frequência, demonstram a relevância de grupos generalistas e predadores na comunidade (Tabela 4).

Famílias com menor abundância e frequência, como Engraulidae (*Engraulis anchoita*, n = 6; FO = 2,94%) e Pristigasteridae (*Pellona harroweri*, n = 142; FO = 16,91%), também foram registradas, destacando a presença de espécies menos representativas, mas ainda assim importantes para a diversidade da comunidade. A família Polynemidae, com apenas um indivíduo de *Polydactylus virginicus*, ilustra o papel marginal de algumas espécies nesta assembleia (Tabela 4).

A análise das guildas tróficas revelou uma dominância de onívoros-predadores (OP), que representaram 40,43% da abundância total e ocorreram em 97,06% das amostras (Figura 6). Piscívoros (PI) constituíram a segunda guilda mais abundante, com 29,43% da abundância e uma frequência de ocorrência de 95,59%. Detritívoros (DE) também tiveram uma presença expressiva, compondo 25,08% da abundância relativa e ocorrendo em 90,44% das amostras. Herbívoros (HE), embora menos abundantes (4,86%), foram

registrados em 27,21% das amostras, indicando uma ocupação de nichos específicos e menor competição por recursos tróficos. Hiperbentívoros (HY) foram raros, correspondendo a apenas 0,21% da abundância relativa e com ocorrência limitada a 5,15% das amostras.

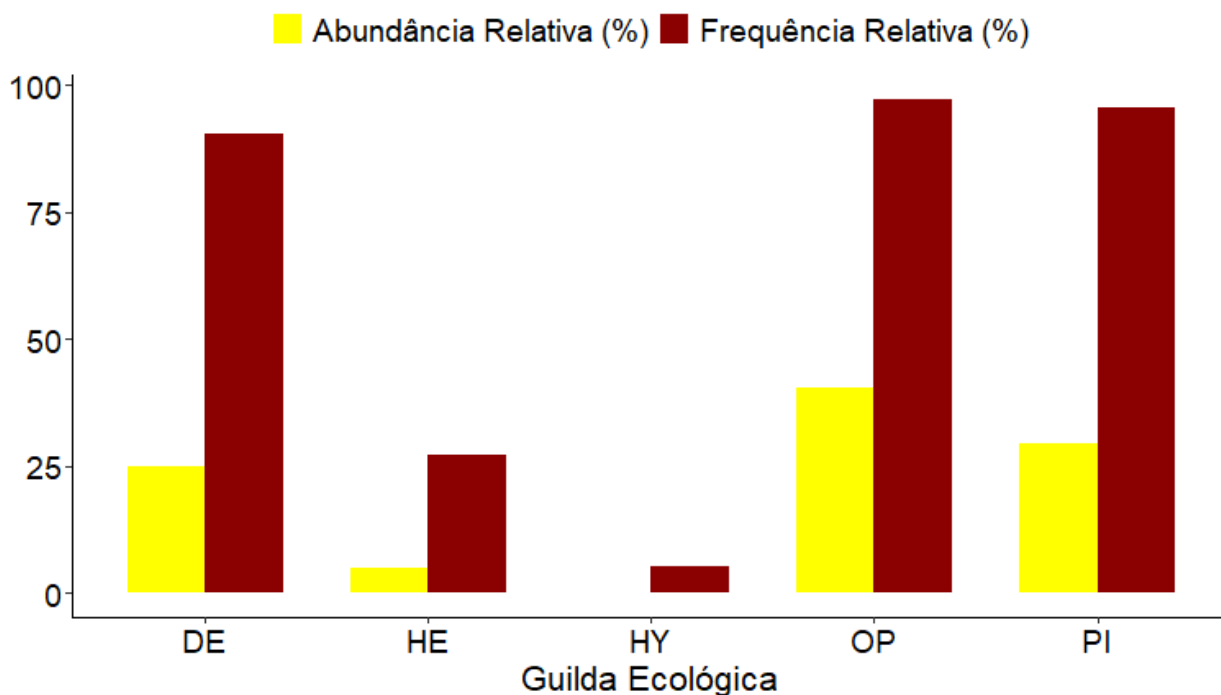


Figura 6 - Distribuição das guildas ecológicas (**hiperbentívoros (HY)**, que combinam alimentação em organismos bentônicos e de baixa troficidade (nível trófico entre 2.2 e 2.79); **piscívoros (PI)**, caracterizados por predadores com foco em organismos nectônicos; **herbívoros (HE)**, que consomem principalmente plantas e detritos; **detritívoros (DE)**, com dieta baseada em detritos e organismos bentônicos; **planctívoros (PL)**, que filtram plâncton como principal fonte de alimento; e **oportunistas (OP)**, um grupo residual para espécies que não se enquadram nos critérios anteriores), da ictiofauna amostrada na área de estudos em termos de abundância relativa (%) e frequência relativa (%).

Erro! Fonte de referência não encontrada.

Tabela 4 - Classificação taxonômica e características ecológicas das espécies de peixes amostradas na área de estudo, incluindo abundância total (N), abundância relativa (%), frequência de ocorrência (FO), frequência de ocorrência relativa (FO%), guilda trófica **bentívoros (BE)**, que incluem espécies com preferência por zoobentos e/ou detritos; **hiperbentívoros (HY)**, que combinam alimentação em organismos bentônicos e de baixa troficidade (nível trófico entre 2.2 e 2.79); **piscívoros (PI)**, caracterizados por predadores com foco em organismos nectônicos; **herbívoros (HE)**, que consomem principalmente plantas e detritos; **detritívoros (DE)**, com dieta baseada em detritos e organismos bentônicos; **planctívoros (PL)**, que filtram plâncton como principal fonte de alimento; e **oportunistas (OP)**, um grupo residual para espécies que não se enquadram nos critérios anteriores.), distribuição vertical, habitat, zona climática e status de conservação segundo a Lista Vermelha da IUCN.

Classificação Taxonômica	Abundância N	Abundância %	FO	FO (%)	Guilda Trófica	Distribuição Vertical	Habitat	Zona Climática	Status de Conservação
Elasmobranchii									
Torpediniformes									
Narcinidae									
<i>Narcine brasiliensis</i> (Olfers, 1831)	1	0,02	1	0,74	OP	Associado a Recifes	Marinho	Subtropical	NT
Rhinopristiformes									
Trygonorrhinidae									
<i>Zapteryx brevirostris</i> (Müller & Henle, 1841)	3	0,07	3	2,21	PI	Demersal	Marinho	Subtropical	EN
Rhinobatidae									
<i>Pseudobatos percellens</i> (Walbaum, 1792)	5	0,12	5	3,68	OP	Demersal	Marinho	Subtropical	EN
Rajiformes									
Arhynchobatidae									
<i>Atlantoraja platana</i> (Günther, 1880)	6	0,14	2	1,47	PI	Demersal	Marinho	Subtropical	EN
<i>Rioraja agassizii</i> (Müller & Henle, 1841)	2	0,05	2	1,47	OP	Demersal	Marinho	Subtropical	VU
<i>Sympterygia acuta</i> Garman, 1877	11	0,26	7	5,15	PI	Demersal	Marinho	Subtropical	CR
Myliobatiformes									
Dasyatidae									
<i>Hypanus guttatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	9	0,21	6	4,41	OP	Demersal	Marinho	Tropical	NT

Classificação Taxonômica	Abundância N	%	FO	FO (%)	Guilda Trófica	Distribuição Vertical	Habitat	Zona Climática	Status de Conservação
<i>Hypanus americanus</i> (Hildebrand & Schroeder, 1928)	7	0,16	5	3,68	HY	Demersal	Salobro Marinho	Subtropical	NT
Gymnuridae									
<i>Gymnura micrura</i> (Bloch & Schneider, 1801)	5	0,12	5	3,68	PI	Associado a Recifes	Salobro Marinho	Tropical	NT
Actinopterygii									
Anguilliformes									
Ophichthidae									
<i>Myrophis punctatus</i> Lütken, 1852	2	0,05	2	1,47	OP	Associado a Recifes	Água Doce Salobro Marinho	Tropical	LC
Clupeiformes									
Alosidae									
<i>Brevoortia pectinata</i> (Jenyns, 1842)	9	0,21	1	0,74	HE	Pelágico-Nerítico	Marinho	Subtropical	LC
Dorosomatidae									
<i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindachner, 1879)	3	0,07	3	2,21	OP	Demersal	Salobro Marinho	Subtropical	DD
Engraulidae									
<i>Engraulis anchoita</i> Hubbs & Marini, 1935	6	0,14	4	2,94	HE	Pelágico-Nerítico	Marinho	Subtropical	LC
Pristigasteridae									
<i>Odontognathus mucronatus</i> Lacepède, 1800	5	0,12	4	2,94	OP	Pelágico-Nerítico	Salobro Marinho	Tropical	LC
<i>Pellona harroweri</i> (Fowler, 1917)	142	3,30	23	16,91	PI	Demersal	Salobro Marinho	Tropical	LC
Siluriformes									

Classificação Taxonômica	Abundância N	%	FO	FO (%)	Guilda Trófica	Distribuição Vertical	Habitat	Zona Climática	Status de Conservação
Ariidae									
<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	49	1,14	11	8,09	PI	Demersal	Água Doce Salobro Marinho	Tropical	NE
<i>Genidens genidens</i> (Lacepède, 1803)	215	5,00	49	36,03	OP	Demersal	Salobro	Subtropical	LC
<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	4	0,09	1	0,74	PI	Demersal	Salobro Marinho	Tropical	LC
Aulopiformes									
Synodontidae									
<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766)	10	0,23	7	5,15	PI	Associado a Recifes	Salobro Marinho	Tropical	LC
Gadiformes									
Phycidae									
<i>Urophycis brasiliensis</i> (Kaup, 1858)	51	1,19	26	19,12	PI	Demersal	Marinho	Subtropical	NE
Batrachoidiformes									
Batrachoididae									
<i>Porichthys porosissimus</i> (Cuvier, 1829)	3	0,07	3	2,21	PI	Demersal	Salobro Marinho	Subtropical	NE
<i>Thalassophryne nattereri</i> Steindachner, 1876	21	0,49	9	6,62	OP	Demersal	Marinho	Tropical	LC
Scombriformes									
Stromateidae									
<i>Peprilus paru</i> (Linnaeus, 1758)	95	2,21	27	19,85	DE	Pelágico- Nerítico	Marinho	Subtropical	LC
Trichiuridae									
<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	45	1,05	17	12,50	PI	Bentopelágico	Salobro Marinho	Subtropical	LC
Dactylopteriformes									

Classificação Taxonômica	Abundância N	%	FO	FO (%)	Guilda Trófica	Distribuição Vertical	Habitat	Zona Climática	Status de Conservação
Dactylopteridae									
<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	4	0,09	2	1,47	OP	Associado a Recifes	Salobro Marinho	Subtropical	LC
Carangiformes									
Sphyraenidae									
<i>Sphyraena tome</i> Fowler, 1903	1	0,02	1	0,74	PI	Associado a Recifes	Marinho	Subtropical	NE
Polynemidae									
<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,02	1	0,74	OP	Bentopelágico	Salobro Marinho	Tropical	LC
Pleuronectiformes									
Paralichthyidae									
<i>Citharichthys arenaceus</i> Evermann & Marsh, 1900	55	1,28	27	19,85	PI	Demersal	Água Doce Salobro Marinho	Tropical	LC
<i>Etropus crossotus</i> Jordan & Gilbert, 1882	9	0,21	7	5,15	OP	Demersal	Salobro Marinho	Subtropical	LC
<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1842)	1	0,02	1	0,74	OP	Demersal	Salobro Marinho	Subtropical	LC
Achiridae									
<i>Achirus declivis</i> Chabanaud, 1940	8	0,19	5	3,68	OP	Demersal	Salobro Marinho	Tropical	LC
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	17	0,40	8	5,88	OP	Demersal	Água Doce Salobro Marinho	Tropical	LC
<i>Gymnachirus nudus</i> Kaup, 1858	80	1,86	42	30,88	PI	Demersal	Marinho	Tropical	LC

Classificação Taxonômica	Abundância N	%	FO	FO (%)	Guilda Trófica	Distribuição Vertical	Habitat	Zona Climática	Status de Conservação
<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro, 1915)	2	0,05	1	0,74	OP	Demersal	Água Doce Salobro Marinho	Tropical	LC
Cynoglossidae									
<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	17	0,40	11	8,09	OP	Demersal	Salobro Marinho	Tropical	LC
Carangiformes									
Carangidae									
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	115	2,68	18	13,24	DE	Pelágico- Nerítico	Salobro Marinho	Subtropical	LC
<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i> (Cuvier, 1833)	5	0,12	2	1,47	OP	Associado a Recifes	Marinho	Subtropical	LC
<i>Selene vomer</i> (Cuvier, 1816)	85	1,98	25	18,38	OP	Pelágico- Nerítico	Salobro Marinho	Subtropical	LC
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	20	0,47	12	8,82	PI	Associado a Recifes	Salobro Marinho	Subtropical	LC
Mugiliformes									
Mugilidae									
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	4	0,09	2	1,47	HE	Associado a Recifes	Água Doce Salobro Marinho	Subtropical	LC
Lophiiformes									
Ogcocephalidae									
<i>Ogcocephalus vespertilio</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,02	1	0,74	OP	Associado a Recifes	Marinho	Tropical	LC
Tetraodontiformes									
Monacanthidae									

Classificação Taxonômica	Abundância N	%	FO	FO (%)	Guilda Trófica	Distribuição Vertical	Habitat	Zona Climática	Status de Conservação
<i>Cantherhines macrocerus</i> (Hollard, 1843)	12	0,28	11	8,09	OP	Associado a Recifes	Marinho	Tropical	LC
Tetraodontidae									
<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	19	0,44	11	8,09	PI	Demersal	Salobro Marinho	Subtropical	LC
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	4	0,09	2	1,47	OP	Demersal	Água Doce Salobro Marinho	Subtropical	LC
Diodontidae									
<i>Chilomycterus spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	13	0,30	11	8,09	OP	Demersal	Marinho	Subtropical	LC
Perciformes *Sedis Mutabilis*									
Serranidae									
<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	30	0,70	18	13,24	PI	Demersal	Salobro Marinho	Tropical	LC
<i>Dules auriga</i> Cuvier, 1829	5	0,12	2	1,47	OP	Bentopelágico	Marinho	Subtropical	NE
<i>Rypticus randalli</i> Courtenay, 1967	1	0,02	1	0,74	PI	Demersal	Marinho	Tropical	LC
Priacanthidae									
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i> (Lacepède, 1801)	4	0,09	4	2,94	OP	Associado a Recifes	Marinho	Subtropical	LC
Lutjanidae									
<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	10	0,23	5	3,68	PI	Associado a Recifes	Água Doce Salobro Marinho	Subtropical	DD
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	4	0,09	1	0,74	PI	Demersal	Marinho	Subtropical	NT
Gerreidae									

Classificação Taxonômica	Abundância N	%	FO	FO (%)	Guilda Trófica	Distribuição Vertical	Habitat	Zona Climática	Status de Conservação
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	170	3,95	31	22,79	HE	Demersal	Água Doce Salobro Marinho	Tropical	LC
<i>Eugerres brasilianus</i> (Cuvier, 1830)	1	0,02	1	0,74	OP	Demersal	Água Doce Salobro Marinho	Tropical	LC
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard 1855	65	1,51	21	15,44	DE	Associado a Recifes	Água Doce Salobro Marinho	Subtropical	LC
<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	27	0,63	6	4,41	DE	Demersal	Água Doce Salobro Marinho	Subtropical	
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	19	0,44	8	5,88	HE	Demersal	Água Doce Salobro Marinho	Subtropical	LC
Haemulidae									
<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,02	1	0,74	OP	Demersal	Água Doce Salobro Marinho	Subtropical	LC
<i>Genyatremus luteus</i> (Bloch, 1790)	1	0,02	1	0,74	HE	Demersal	Salobro Marinho	Tropical	DD
<i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan & Gilbert 1882)	57	1,33	25	18,38	OP	Demersal	Salobro Marinho	Tropical	LC
<i>Orthopristis rubra</i> (Cuvier 1830)	19	0,44	6	4,41	OP	Associado a Recifes	Salobro Marinho	Tropical	LC
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	44	1,02	17	12,50	OP	Pelágico- Nerítico	Salobro Marinho	Tropical	LC

Classificação Taxonômica	Abundância N	%	FO	FO (%)	Guilda Trófica	Distribuição Vertical	Habitat	Zona Climática	Status de Conservação
Sparidae									
<i>Archosargus rhomboidalis</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,02	1	0,74	HY	Associado a Recifes	Salobro; Marinho	Subtropical	LC
Sciaenidae									
<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i> (Metzelaar, 1919)	300	6,98	51	37,50	OP	Demersal	Marinho	Tropical	LC
<i>Cynoscion microlepidotus</i> (Cuvier, 1830)	3	0,07	2	1,47	OP	Demersal	Salobro Marinho	Tropical	LC
<i>Cynoscion guatucupa</i> (Cuvier, 1830)	7	0,16	3	2,21	PI	Demersal	Marinho	Subtropical	NE
<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	357	8,30	57	41,91	PI	Pelágico-Nerítico	Salobro Marinho	Tropical	LC
<i>Larimus breviceps</i> Cuvier, 1830	57	1,33	16	11,76	DE	Associado a Recifes	Água Doce Salobro Marinho	Tropical	LC
<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	7	0,16	6	4,41	PI	Demersal	Salobro Marinho	Subtropical	LC
<i>Menticirrus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	344	8,00	69	50,74	PI	Demersal	Salobro Marinho	Subtropical	LC
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	238	5,54	51	37,50	DE	Demersal	Água Doce Salobro Marinho	Subtropical	LC
<i>Stellifer punctatissimus</i> (Meek & Hildebrand, 1925)	15	0,35	10	7,35	OP	Demersal	Marinho	Tropical	LC
<i>Paralenchurus brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)	479	11,14	92	67,65	DE	Demersal	Salobro Marinho	Tropical	LC
<i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz, 1945)	72	1,67	18	13,24	OP	Pelágico-Nerítico	Salobro Marinho	Tropical	LC
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	633	14,72	64	47,06	OP	Demersal	Salobro Marinho	Tropical	LC

Classificação Taxonômica	Abundância N	%	FO	FO (%)	Guilda Trófica	Distribuição Vertical	Habitat	Zona Climática	Status de Conservação
<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)	10	0,23	3	2,21	OP	Demersal	Marinho	Tropical	DD
<i>Umbrina coroides</i> Cuvier, 1830	6	0,14	5	3,68	OP	Demersal	Salobro Marinho	Subtropical	LC
Acanthuriformes									
Ephippidae									
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	2	0,05	1	0,74	DE	Associado a Recifes	Água Doce Salobro Marinho	Subtropical	LC
Mulliformes									
Mullidae									
<i>Mullus argentinae</i> Hubbs & Marini, 1933	3	0,07	3	2,21	OP	Demersal	Marinho	Subtropical	NE
<i>Upeneus parvus</i>	1	0,02	1	0,74	PI	Demersal	Marinho	Tropical	LC
Perciformes									
Pomacentridae									
<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,02	1	0,74	HY	Associado a Recifes	Marinho	Subtropical	LC
Triglidae									
<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	123	2,86	40	29,41	OP	Demersal	Salobro Marinho	Subtropical	LC

3.2.3. Espécies Centrais e Ocasionais

Das 81 espécies documentadas neste estudo, apenas 11 foram identificadas como centrais com base em sua abundância e frequência de ocorrência (Figura 7). *S. rastrifer* emergiu como a espécie predominante, exibindo uma abundância de 633 indivíduos e uma frequência de ocorrência (FO) de 47,6%. Em seguida, *P. brasiliensis* garantiu a segunda posição, com 479 indivíduos e um FO de 68,75%, enquanto *I. parvipinnis* completou os três primeiros, compreendendo 357 indivíduos e um FO de 41,91%.

Além disso, espécies centrais adicionais contribuem marcadamente para a dinâmica

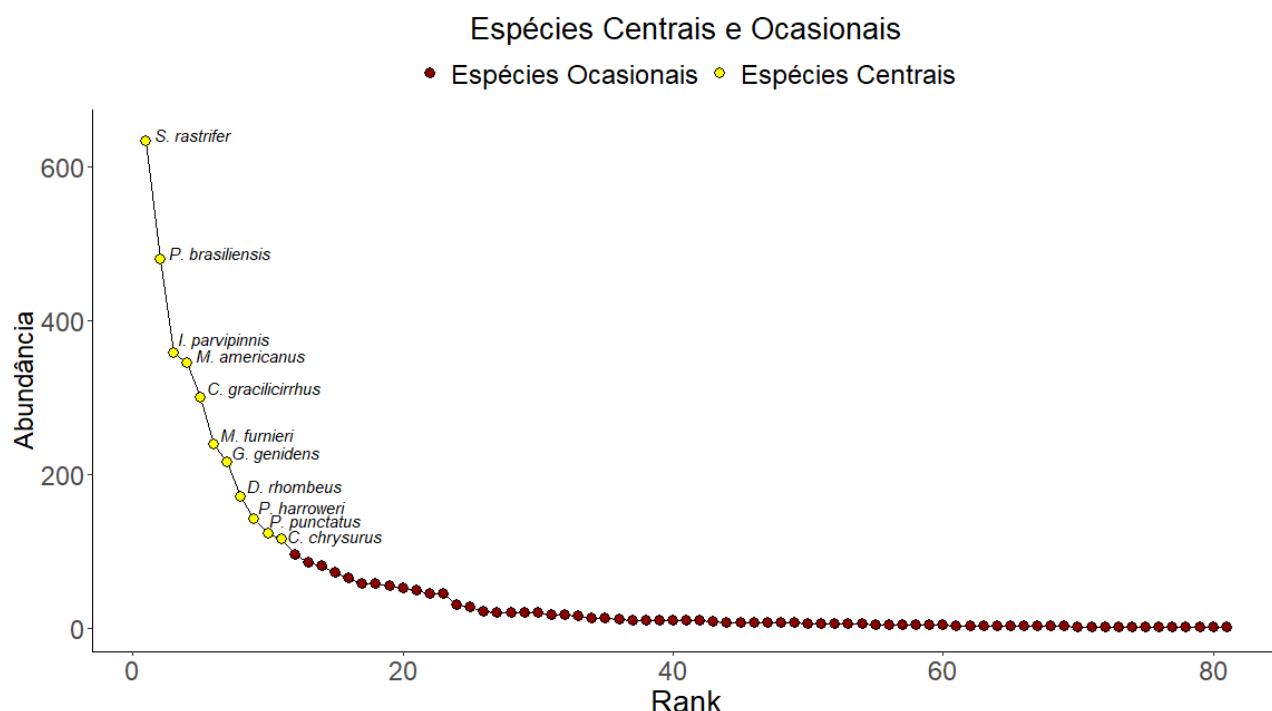


Figura 7 - Gráfico de Whitaker para identificação de espécies centrais e ocasionais. As espécies centrais foram identificadas pelo método do joelho, uma técnica visual utilizada para identificar um ponto de inflexão (ou "joelho") na distribuição das espécies no gráfico de Whitaker.

ecológica. *M. americanus* exibiu uma abundância de 344 indivíduos e um FO de 50,74%, enquanto *C. gracilicirrhus* e *M. furnieri* exibiram abundâncias respectivas de 300 e 238 indivíduos, ambas com frequências de ocorrência de 37,5%. As espécies *G. genidens* (N = 215 e FO = 36,03%) e *D. rhombeus* (N = 170 e FO = 22,79%) também exibiram notável destaque, seguidas por *P. harroweri* (N = 142 e FO = 16,91%), *P. punctatus* (N = 123 e FO = 29,41%) e *C. chrysurus* (N = 115 e FO = 13,24%).

3.2.4. Diversidade Funcional

A caracterização funcional da ictiofauna foi realizada com base em seis métricas funcionais (Tabela 5). A Diversidade Funcional de Petchey & Gaston apresentou valores que variaram entre 0,627 e 4,258, com uma média de 2,214 ($\pm 0,735$). Por outro lado, a Riqueza Funcional variou de 0,006 a 0,200, com uma média de 0,096 ($\pm 0,041$).

A Equitabilidade Funcional (FEve) variou entre 0,250 e 0,979, com uma média de 0,751 ($\pm 0,131$). A Divergência Funcional (FDiv) apresentou valores que variaram de 0,364 a 0,976, com uma média de 0,773 ($\pm 0,109$). A Dispersão Funcional (FDis), que reflete a distribuição das espécies em relação ao centro do espaço funcional, variou de 0,188 a 0,423, com uma média de 0,345 ($\pm 0,041$).

Por fim, a Diversidade Funcional de Rao's Q variou de 0,055 a 0,182, com uma média de 0,128 ($\pm 0,023$).

Tabela 5 - Resumo das métricas de diversidade funcional utilizadas no estudo. Valores mínimo, máximo, média e desvio padrão são apresentados para as seguintes métricas: Diversidade Funcional de Petchey & Gaston, Riqueza Funcional, Uniformidade Funcional, Divergência Funcional, Dispersão Funcional e Diversidade Funcional de Rao's Q.

Métrica Funcional	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
Diversidade Funcional de Petchey & Gaston	0,627	4,258	2,214	0,735
Riqueza Funcional	0,006	0,200	0,096	0,041
Equitabilidade Funcional	0,250	0,979	0,751	0,131
Divergência Funcional	0,364	0,976	0,773	0,109
Dispersão Funcional	0,188	0,423	0,345	0,041
Diversidade Funcional de Rao's Q	0,055	0,182	0,128	0,023

A análise de agrupamento hierárquico, utilizando o índice de Gower, identificou 20 grupos funcionais distintos dentro da comunidade (Figura 8). A Análise de Similaridade (ANOSIM) realizada para testar a significância das diferenças de composição funcional entre esses grupos revelou um valor de R de 0,8055 ($p = 0,001$).

Dendrograma dos Grupos Funcionais

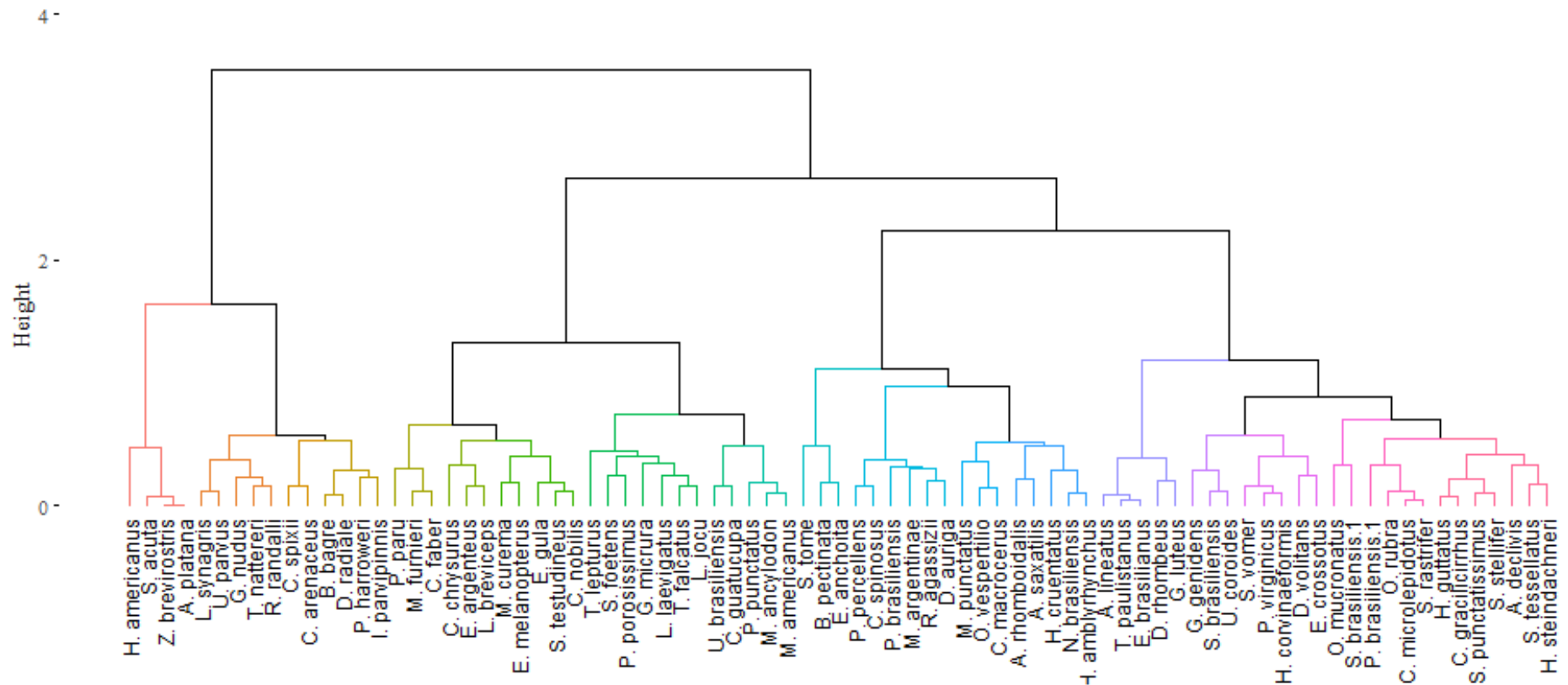


Figura 8 - Dendrograma representando os grupos funcionais de espécies de peixes com base em suas características funcionais. As cores indicam a classificação em 20 grupos distintos, definida pela análise de agrupamento hierárquico (método de ligação média e distância Euclidiana). A altura dos ramos reflete o nível de similaridade funcional entre as espécies, com ramos mais curtos indicando maior proximidade funcional. Essa estrutura evidencia a organização funcional da ictiofauna e sua variação nos grupos identificados.

3.3. Relações entre Indicadores Ecológicos e Variáveis Ambientais

Os modelos ajustados evidenciaram padrões distintos nas relações entre os indicadores de diversidade e as variáveis ambientais. A abundância de espécies variou de 4 a 181 indivíduos por amostra (média = $25 \pm 24,72$) ao longo do período de estudo. O modelo que melhor explicou a variação na abundância (GAM3: AIC = 1115,14; R^2 ajustado = 0,40; desvio explicado = 54,1%; GCV = 0,35163) incluiu as variáveis coeficiente de maré, intensidade do vento, temperatura da superfície do mar, pH e oxigênio dissolvido (Tabela 1; Figura 9).

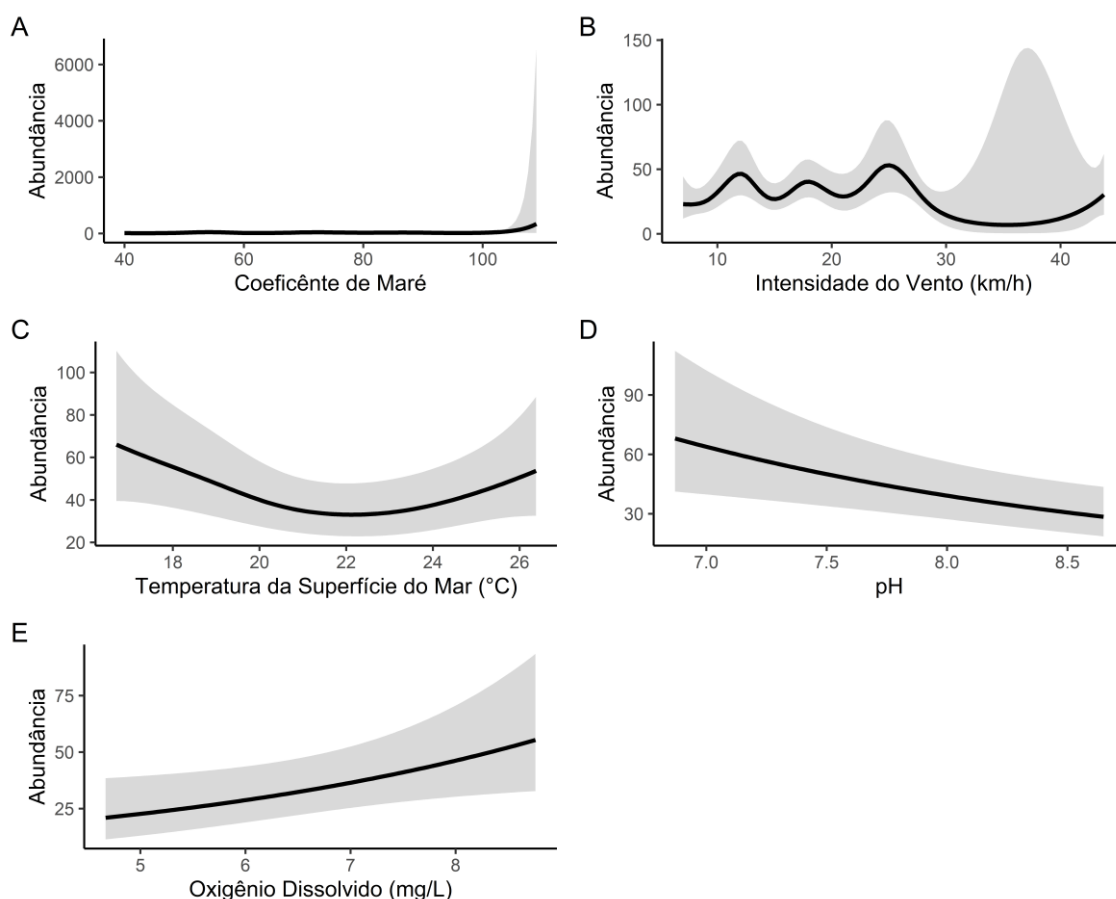


Figura 9 - Efeitos parciais de covariáveis na abundância de espécies nas amostras, extraídos do GAM mais bem ajustado para conjunto de dados temporais no ecossistema marinho raso na área de influência do Porto de Imbituba. A linha sólida representa o efeito parcial médio, as faixas cinzas representam os intervalos de confiança aproximados de 95%.

Os efeitos parciais indicaram uma relação positiva significativa entre o coeficiente de maré e a abundância de espécies ($p < 0,001$), com um aumento

progressivo na abundância em valores de coeficiente de maré superiores a 100, sugerindo que maiores variações de maré favorecem o incremento da abundância (Figura 9A).

Embora a intensidade do vento não tenha apresentado relação significativa ($p = 0,129$), uma leve diminuição na abundância foi observada em períodos de ventos acima de 25 km/h (Figura 9B).

Entre as demais variáveis significativas, a temperatura da superfície do mar ($p = 0,002$) mostrou uma resposta não linear, com maior abundância associada a temperaturas $< 18\text{ }^{\circ}\text{C}$ e $> 26\text{ }^{\circ}\text{C}$, enquanto os menores valores ocorreram na faixa de $20\text{ }^{\circ}\text{C}$ a $24\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Figura 9C).

O pH ($p = 0,003$) apresentou uma relação negativa, com maior abundância observada em pH próximo a 7 e redução progressiva em valores mais elevados, sendo os menores valores de abundância associados a pH = 8 (Figura 9D).

Já a variável oxigênio dissolvido ($p = 0,029$) indicou menor abundância em concentrações de oxigênio dissolvido $< 5\text{ mg/L}$, com aumento gradual em concentrações superiores a 8 mg/L (Figura 9E).

Embora a intensidade do vento não tenha mostrado relação estatisticamente significativa, sua inclusão no modelo reduziu o AIC, indicando que esta variável contribuiu para a explicação da variação na abundância de espécies.

A Diversidade-Alfa (exp_H) variou entre 1,960 e 11,180 (média = $5,922 \pm 2,036$) nas amostras durante todo o período estudado. O modelo mais parcimonioso que melhor explicou a variação na diversidade de espécies (GAM13: AIC = 112,7343; R^2 ajustado = 0,136; desvio explicado = 20%; GCV = 0,046708) incluiu as variáveis temperatura da superfície do mar e turbidez. Apesar de este modelo não apresentar o menor AIC, conforme Zuur (2009), diferenças menores que 2 entre os AICs permitem optar pelo modelo mais simples (Tabela 1; Figura 10).

Os efeitos parciais mostraram uma relação positiva entre a temperatura da superfície do mar e a diversidade alfa ($p = 0,069$), embora não significativa

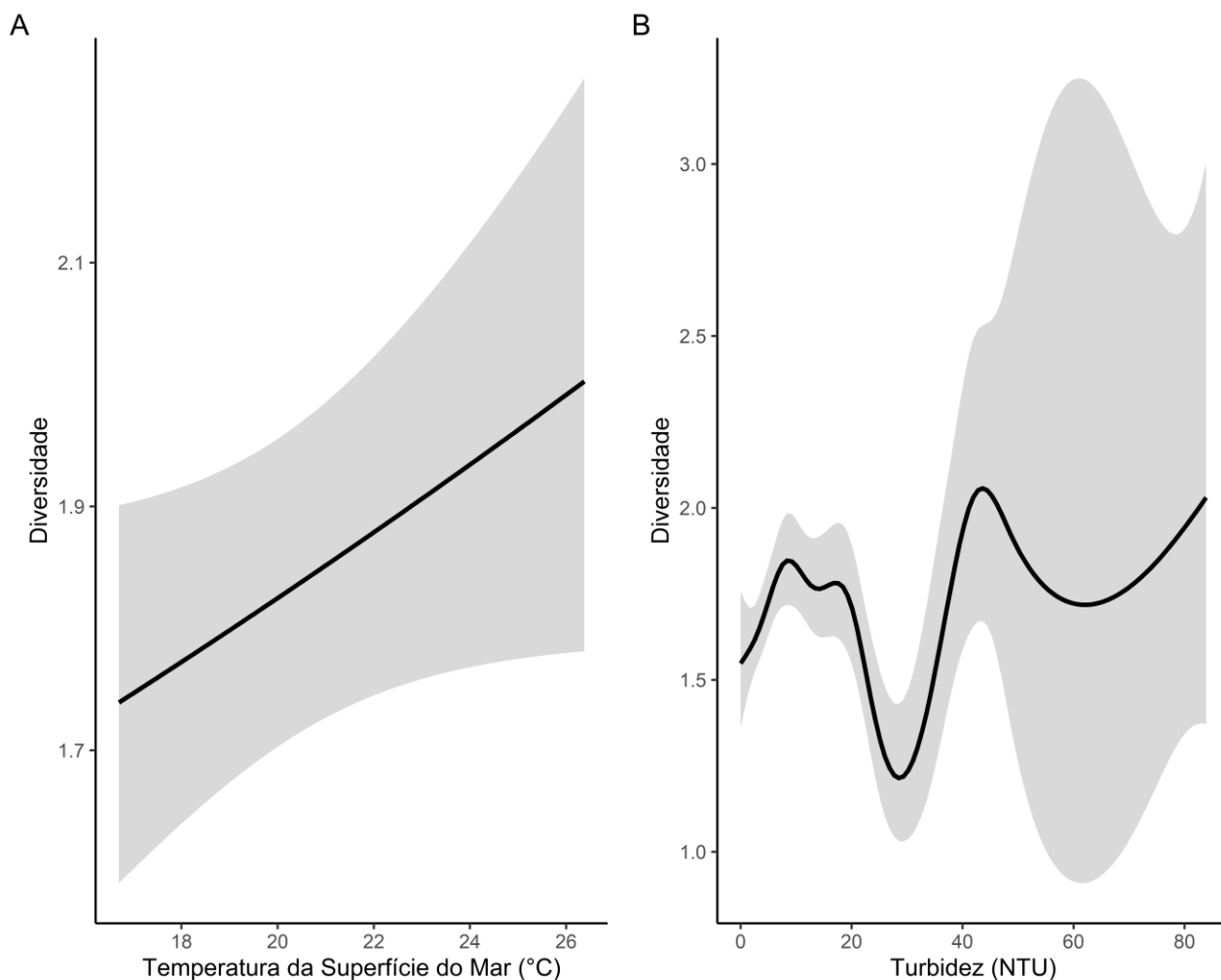
no nível de 5%. A diversidade aumentou progressivamente com o incremento da temperatura da superfície do mar, especialmente acima de 22 °C, sugerindo maior diversidade em águas mais quentes (Figura 10 - Efeitos parciais de covariáveis na diversidade alfa nas amostras, extraídos do GAM mais bem ajustado para conjunto de dados temporais no ecossistema marinho raso na área de influência do Porto de Imbituba. A linha sólida representa o efeito parcial médio, as faixas cinzas representam os intervalos de confiança aproximados de 95%.A).

Embora SST não tenha mostrado significância estatística, sua inclusão no modelo reduziu o AIC, sugerindo que essa variável contribui para explicar a variação na diversidade alfa.

Já a turbidez teve um efeito significativo ($p = 0,002$), apresentando uma resposta não linear: a diversidade foi menor em baixos valores de turbidez (< 10 NTU), atingiu um pico moderado em torno de 20 NTU, caiu entre 30 e 50 NTU e

Figura 10 - Efeitos parciais de covariáveis na diversidade alfa nas amostras, extraídos do GAM mais bem ajustado para conjunto de dados temporais no ecossistema marinho raso na área de influência do Porto de Imbituba. A linha sólida representa o efeito parcial médio, as faixas cinzas representam os intervalos de confiança aproximados de 95%.

aumentou expressivamente com turbidez acima de 60 NTU (Figura 10 - Efeitos parciais de covariáveis na diversidade alfa nas amostras, extraídos do GAM mais bem ajustado para conjunto de dados temporais no ecossistema



marinho raso na área de influência do Porto de Imbituba. A linha sólida representa o efeito parcial médio, as faixas cinzas representam os intervalos de confiança aproximados de 95%.B).

Em relação à diversidade funcional de Petchey and Gaston, que variou de 0,6265 a 4,2579 por amostra (média = $2,2143 \pm 0,73$) ao longo do estudo, o modelo mais explicativo (GAM18: AIC = 276,6038; R^2 ajustado = 0,273; desvio explicado = 38,4%; GCV = 0,10092) incluiu coeficiente de maré, turbidez, oxigênio dissolvido e salinidade (Tabela 1; Figura 11).

Entre estas variáveis, o coeficiente de maré foi a variável mais significativa ($p < 0,001$), apresentando uma relação não linear, com maior diversidade funcional em coeficientes de maré entre 90 e 110 (Figura 11A).

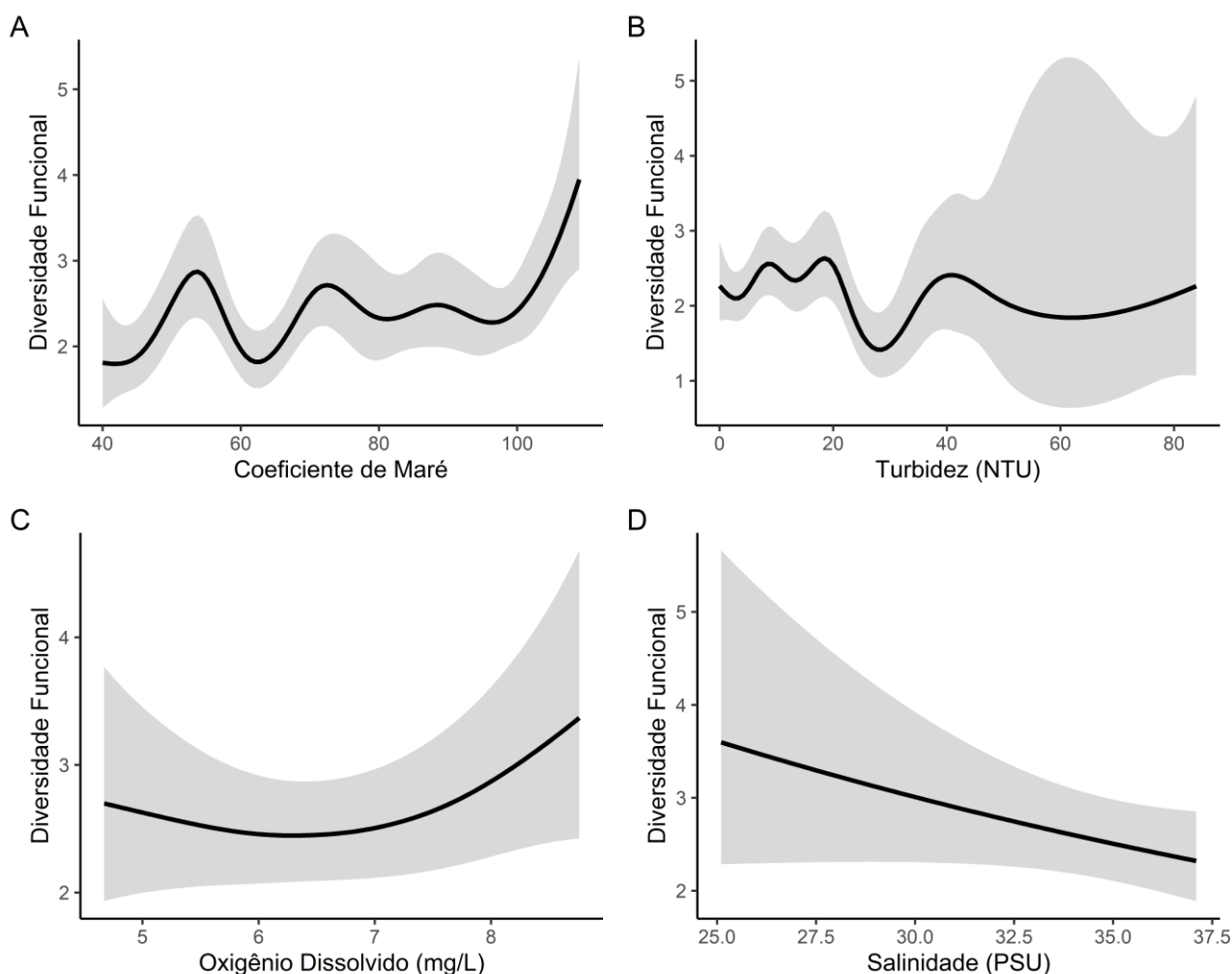


Figura 11 - Efeitos parciais de covariáveis na diversidade funcional de Petchey e Gaston nas amostras, extraídos do GAM mais bem ajustado para conjunto de dados temporais no ecossistema marinho raso na área de influência do Porto de Imbituba. A linha sólida representa o efeito parcial médio, as faixas cinzas representam os intervalos de confiança aproximados de 95%.

A turbidez não foi significativa ($p = 0,053$), mas revelou flutuações em baixas turbidezes (<30 NTU), estabilização em níveis intermediários e recuperação em valores mais elevados (>70 NTU) (Figura 11B).

Oxigênio dissolvido ($p = 0,121$) e salinidade ($p = 0,110$) também não foram significativos, mas sugeriram tendências de menor diversidade funcional associada a OD entre 6 e 7 mg/L e a salinidade acima de 35 PSU (Figura 11C e D).

A riqueza funcional variou de 0,006 a 0,200 (média = $0,096 \pm 0,041$). O modelo mais adequado (GAM26: AIC = -339,8369; R^2 ajustado = 0,239; desvio explicado = 33,6%; GCV = 0,0046983) incluiu coeficiente de maré, temperatura da superfície do mar e oxigênio dissolvido (Tabela 1; Figura 12).

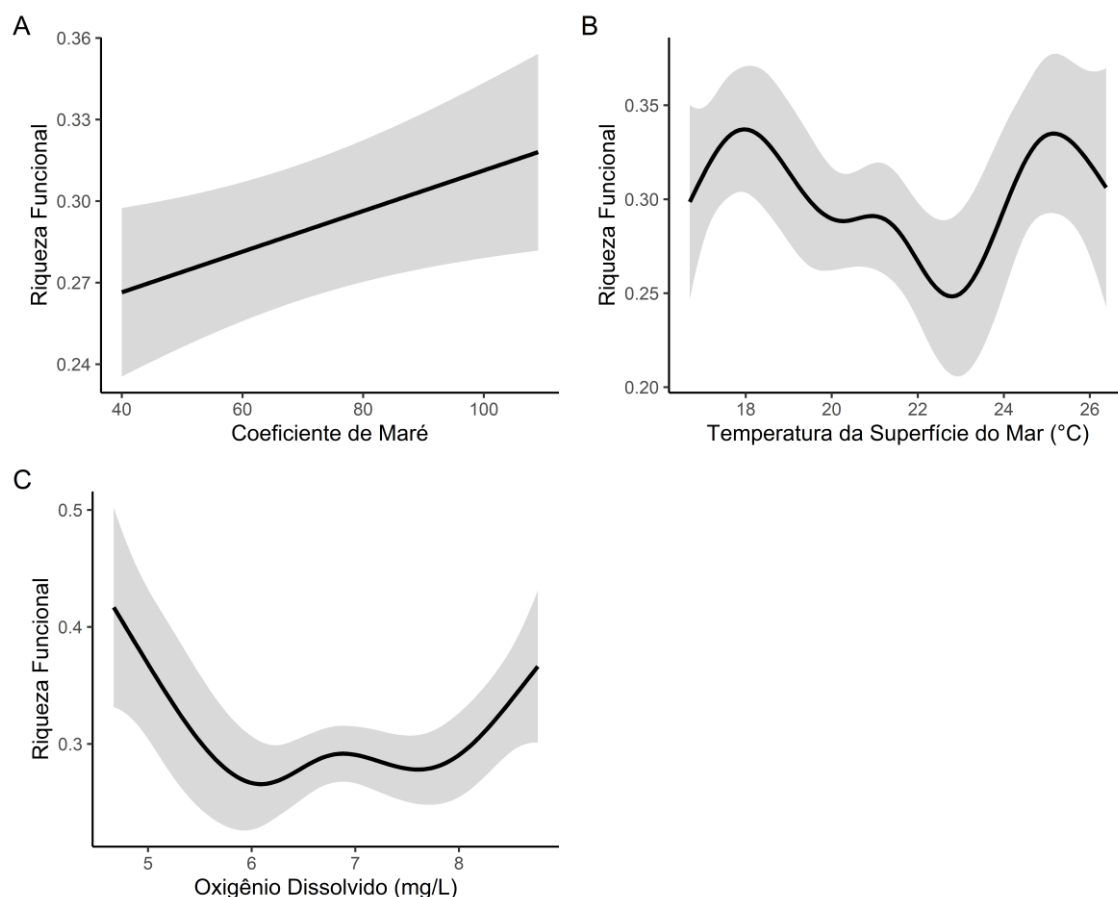


Figura 12 - Efeitos parciais de covariáveis na riqueza funcional nas amostras, extraídos do GAM mais bem ajustado para conjunto de dados temporais no ecossistema marinho raso na área de influência do Porto de Imbituba. A linha sólida representa o efeito parcial médio, as faixas cinzas representam os intervalos de confiança aproximados de 95%.

O coeficiente de maré apresentou uma relação positiva significativa ($p = 0,025$), com aumento progressivo da riqueza funcional em valores crescentes, especialmente acima de 80 (Figura 12A).

A temperatura da superfície do mar ($p = 0,015$) exibiu um efeito não linear, com picos de riqueza funcional abaixo de 18°C e entre $22\text{--}24^{\circ}\text{C}$ (Figura 12B).

O oxigênio dissolvido ($p = 0,005$) também teve impacto significativo, com menores valores de riqueza funcional entre 6 e 7 mg/L e aumento em extremos (< 5 e > 8 mg/L) (Figura 12C).

A divergência funcional, que variou de 0,3644 a 0,9759 (média = $0,773 \pm 0,109$), foi explicada pelo modelo GAM33 (AIC = -362,4969; R^2 ajustado = 0,204; desvio explicado = 28,5%; GCV = 0,0043345), que incluiu coeficiente de maré, intensidade do vento, temperatura da superfície do mar e pH (Tabela 1; Figura 13).

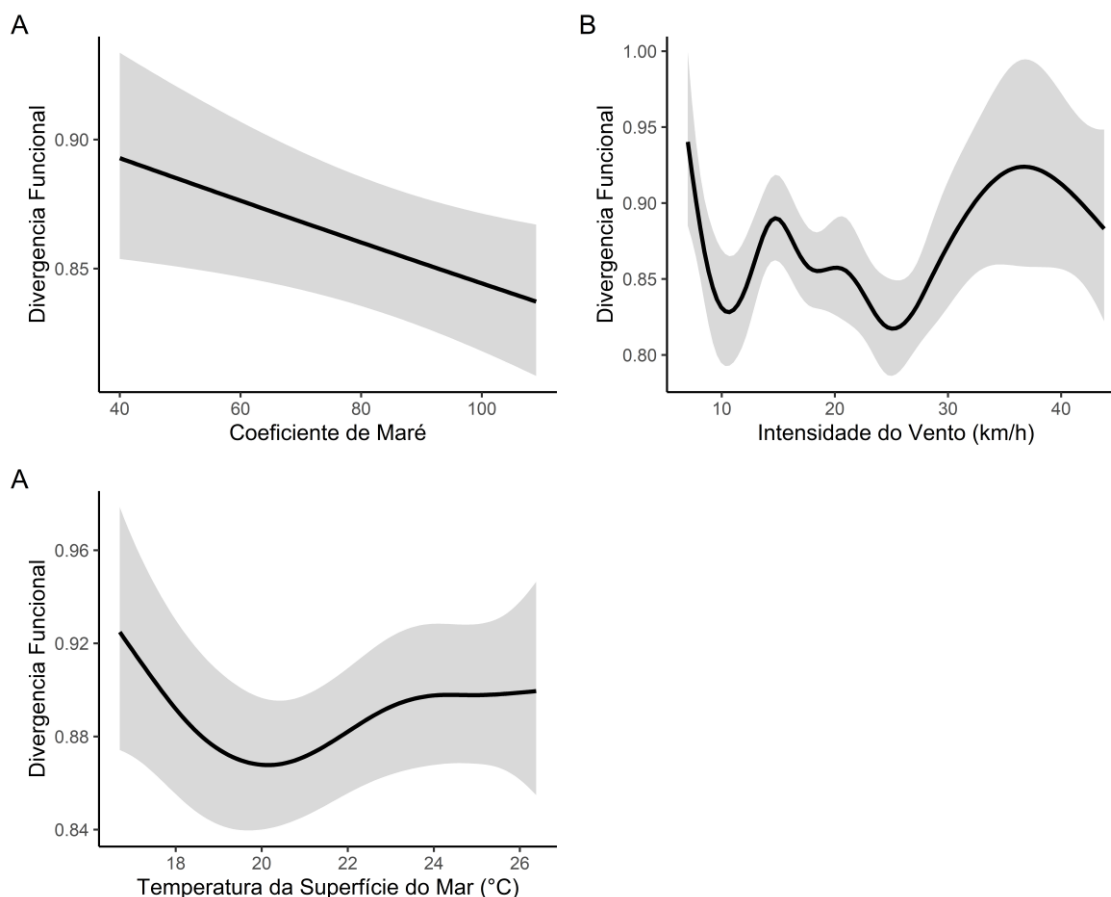


Figura 13 - Efeitos parciais de covariáveis na divergência funcional nas amostras, extraídos do GAM mais bem ajustado para conjunto de dados temporais no ecossistema marinho raso na área de influência do Porto de Imbituba. A linha sólida representa o efeito parcial médio, as faixas cinzas representam os intervalos de confiança aproximados de 95%.

O coeficiente de maré teve uma relação negativa significativa ($p = 0,034$) com a divergência funcional com maiores valores em variações de marés menores (Figura 13A), enquanto a intensidade do vento ($p = 0,008$) apresentou um padrão não linear com picos em ventos entre 10 e 15 km/h e acima de 30 km/h (Figura 13B).

A temperatura da superfície do mar ($p = 0,053$) mostrou aumento da divergência funcional acima de 24 °C (Figura 13C).

A dispersão funcional variou de 0,1882 a 0,4227 (média = $0,345 \pm 0,041$). O modelo mais explicativo (GAM38: R^2 ajustado = 0,197; desvio explicado = 28,9%; GCV = 0,021053) incluiu coeficiente de maré, intensidade do vento, temperatura da superfície do mar, pH e oxigênio dissolvido (Tabela 1; Figura 14).

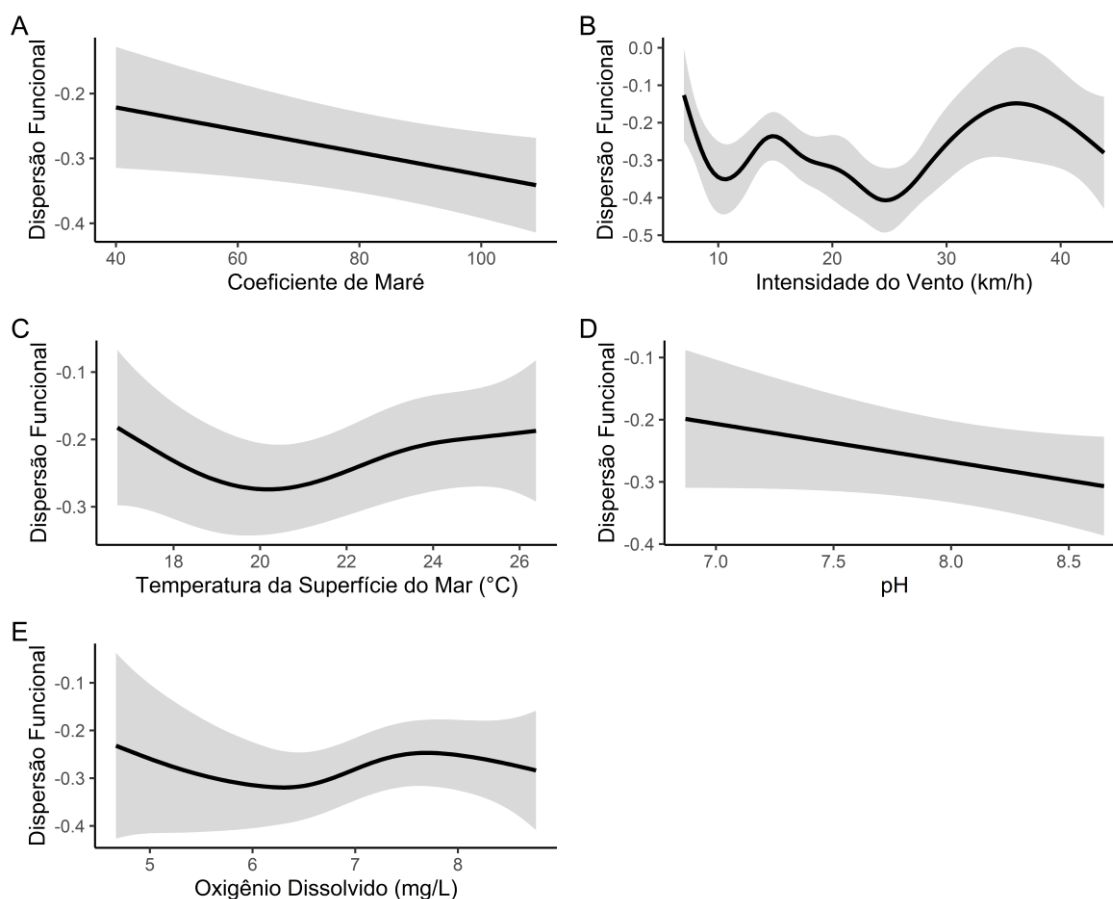


Figura 14 - Efeitos parciais de covariáveis na dispersão funcional nas amostras, extraídos do GAM mais bem ajustado para conjunto de dados temporais no ecossistema marinho raso na área de influência do Porto de Imbituba. A linha sólida representa o efeito parcial médio, as faixas cinzas representam os intervalos de confiança aproximados de 95%.

O coeficiente de maré apresentou uma relação negativa significativa ($p = 0,0339$), com diminuição da dispersão funcional em valores superiores a 60 (Figura 14A).

A intensidade do vento ($p = 0,0113$) mostrou oscilações em velocidades de vento menores e estabilização acima de 30 km/h (Figura 14B).

A temperatura da superfície do mar ($p = 0,0944$) exibiu menores valores de dispersão funcional entre 20 °C e 22 °C, com maior dispersão em extremos térmicos (Figura 14C).

O pH ($p = 0,1178$) e o oxigênio dissolvido ($p = 0,1761$) não foram significativos, mas revelaram tendências de diminuição da dispersão funcional com o aumento dessas variáveis (Figura 14 D e E).

A equitabilidade funcional, que variou de 0,2502 a 0,9794 (média = $0,751 \pm 0,131$), foi explicada pelo modelo GAM47 (AIC = -158,6071; R^2 ajustado = 0,23; desvio explicado = 28,5%; GCV = 0,03315), incluindo coeficiente de maré, intensidade do vento e temperatura da superfície do mar (Tabela 1; Figura 15).

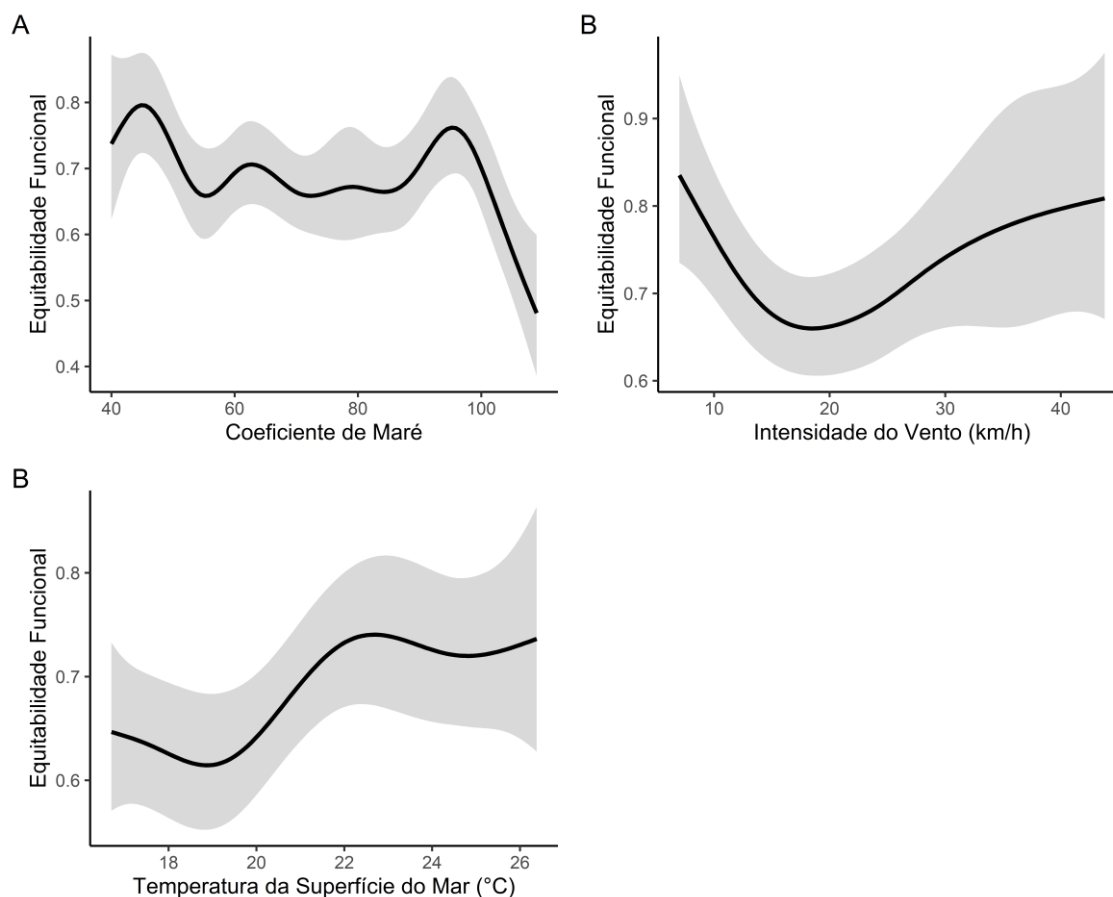


Figura 15 - Efeitos parciais de covariáveis na equitabilidade funcional nas amostras, extraídos do GAM mais bem ajustado para conjunto de dados temporais no ecossistema marinho raso na área de influência do Porto de Imbituba. A linha sólida representa o efeito parcial médio, as faixas cinzas representam os intervalos de confiança aproximados de 95%.

O coeficiente de maré apresentou relação não linear significativa ($p = 0,00241$), com flutuações ao longo do gradiente, especialmente em valores intermediários (~80) (Figura 15A).

A intensidade do vento ($p = 0,00160$) mostrou maior equitabilidade funcional em ventos superiores a 30 km/h (Figura 15B).

A temperatura da superfície do mar ($p = 0,00912$) exibiu menor dispersão funcional em temperaturas $< 20\text{ }^{\circ}\text{C}$ e estabilização acima de $24\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Figura 15C).

Por fim, a diversidade funcional medida pelo índice Rao's Q variou entre 0,0546 e 0,1817 (média = $0,1278 \pm 0,0229$). O modelo GAM52 (AIC = -546,6662; R^2 ajustado = 0,177; desvio explicado = 26,1%; GCV = 0,0010494) incluiu coeficiente de maré, intensidade do vento, pH, oxigênio dissolvido e salinidade (Tabela 1; Figura 16).

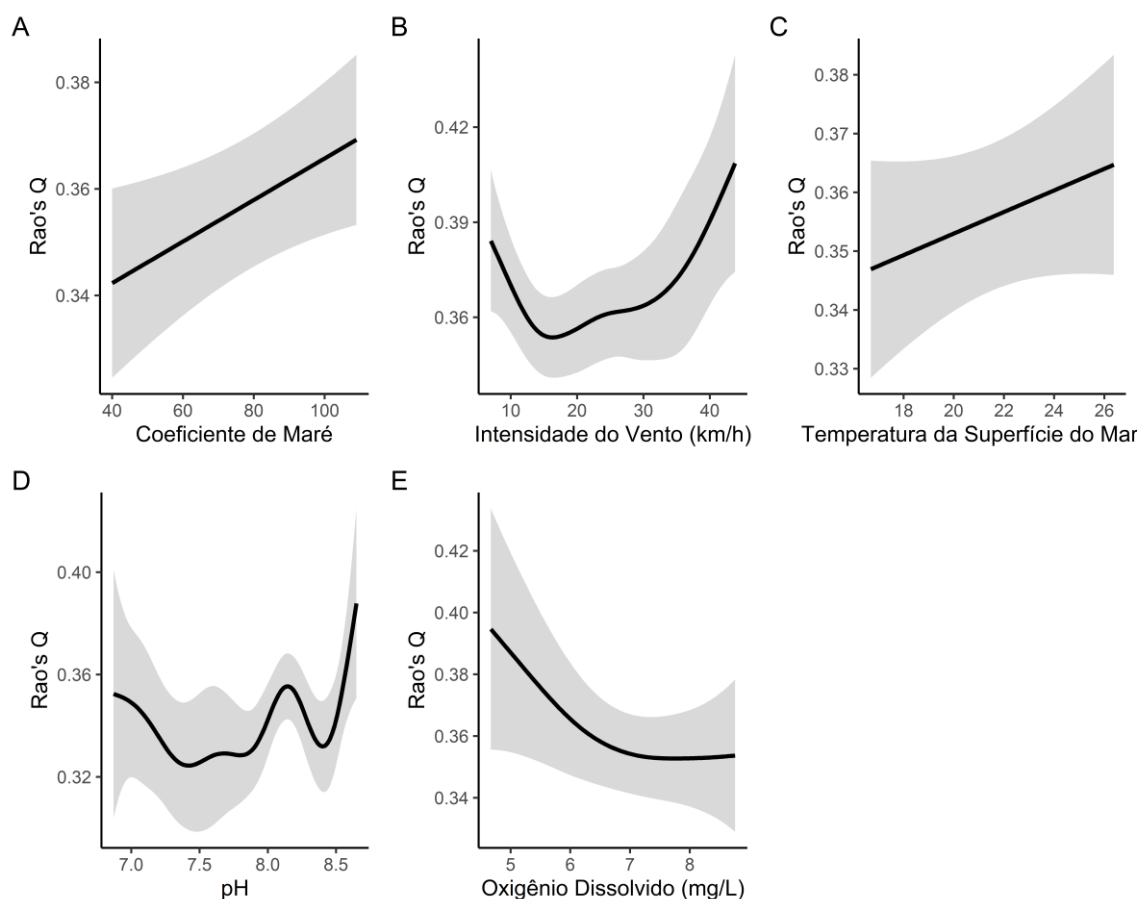


Figura 16 - Efeitos parciais de covariáveis na diversidade funcional de Rao's Q nas amostras, extraídos do GAM mais bem ajustado para conjunto de dados temporais no ecossistema marinho raso na área de influência do Porto de Imbituba. A linha sólida representa o efeito parcial médio, as faixas cinzas representam os intervalos de confiança aproximados de 95%.

O coeficiente de maré exibiu uma relação linear positiva ($p = 0,022$) com o índice Rao's Q (Figura 16A), enquanto a intensidade do vento apresentou um padrão não linear, com maior diversidade funcional associada a ventos $> 30\text{ km/h}$ (Figura 16B).

A temperatura da superfície do mar e o pH exibiram relações complexas, com picos em temperatura da superfície do mar $> 22\text{ }^{\circ}\text{C}$ e pH próximo a 8,5 (Figura 16 C e D).

O oxigênio dissolvido não apresentou significância a nível de 5%, com valores de oxigênio dissolvido $> 7\text{ mg/L}$ associado a maior diversidade funcional (Figura 16E).

Em síntese, os resultados destacam que fatores ambientais como variações de maré, intensidade do vento, temperatura da superfície do mar, e parâmetros químicos (pH, OD) desempenham papéis cruciais na estrutura e função das comunidades analisadas.

4. Discussão

Os resultados deste estudo oferecem uma visão detalhada e integrada dos processos ecológicos que moldam as comunidades de peixes na área de influência do Porto de Imbituba – SC, uma área subjacente à Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca (APABF).

Fundamentado na teoria de montagem de comunidades, foi possível compreender como filtros ambientais, como temperatura, salinidade, turbidez e oxigênio dissolvido, atuam de maneira determinística na seleção de espécies e na modulação da diversidade taxonômica e funcional. Além disso, a análise das interações entre espécies centrais e ocasionais ajudou a elucidar alguns dos fatores funcionais que estruturam a ictiofauna em um ecossistema costeiro dinâmico, influenciado por condições naturais e impactos antropogênicos.

A utilização de uma série temporal longa, abrangendo quase uma década de monitoramento, revelou padrões sazonais consistentes e variações interanuais, possibilitando uma avaliação robusta da resiliência e estabilidade da ictiofauna frente a flutuações ambientais.

Esses achados fornecem insights valiosos para compreender a dinâmica ecológica em ambientes costeiros, bem como para subsidiar estratégias de conservação e gestão adaptativa na APABF. Este trabalho contribui significativamente para o entendimento dos mecanismos estruturantes das comunidades aquáticas, destacando a importância de integrar aspectos taxonômicos, funcionais e filtros ambientais em abordagens ecológicas aplicadas a ecossistemas costeiros sujeitos a mudanças ambientais e intensas pressões humanas.

A caracterização da ictiofauna revelou uma dominância marcante de teleósteos em relação a elasmobrânquios. Essa composição reflete padrões típicos de zonas costeiras tropicais e subtropicais, onde os teleósteos, devido à sua diversidade funcional e plasticidade ecológica, são frequentemente os grupos mais representativos (Barletta *et al.*, 2005; Branco *et al.*, 2015; Pitcher, 2012).

Dentro desse contexto, a família Sciaenidae emergiu como a mais representativa, com espécies como *S. rastrifer*, *P. brasiliensis* e *I. parvipinnis* foram particularmente dominantes, com frequência de ocorrência elevada, reforçando sua importância ecológica como espécies centrais na estruturação das comunidades.

Essas espécies centrais desempenham papéis fundamentais na funcionalidade do ecossistema, contribuindo para a estabilidade e resiliência das assembleias ao longo do tempo. Segundo a teoria de montagem de comunidades, espécies centrais atuam como estabilizadoras, dominando em abundância e frequência devido à sua ampla tolerância a variações ambientais e flexibilidade nos traços funcionais (Kraft *et al.*, 2015; Magurran, 2003).

Por outro lado, espécies ocasionais, como *G. micrura* e *H. guttatus*, apresentaram baixa frequência e abundância, refletindo sua maior sensibilidade a condições ambientais variáveis ou sua dependência de habitats específicos. Esse contraste entre espécies centrais e ocasionais demonstra como filtros ambientais, combinados com dispersão e histórico evolutivo, moldam a composição das comunidades.

Os padrões de guildas funcionais também ofereceram insights importantes sobre a organização ecológica das comunidades. A predominância de onívoros-predadores e piscívoros sugere que a ictiofauna da área de estudos é estruturada por grupos tróficos que ocupam posições de topo ou intermediárias na cadeia alimentar.

Esses grupos têm maior plasticidade funcional e podem explorar uma ampla gama de recursos, conferindo-lhes vantagem adaptativa em ambientes dinâmicos (Winemiller *et al.*, 2015). Por outro lado, a baixa representatividade de herbívoros e hiperbentívoros reflete limitações impostas por condições ambientais, como a turbidez elevada durante certos períodos, que pode reduzir a disponibilidade de recursos primários, como fitoplâncton e macroalgas (Cloern, 1987).

Os resultados também destacaram como a sazonalidade influencia a composição e funcionalidade das comunidades. A temperatura da superfície do

mar e a salinidade foram os principais filtros determinísticos que estruturaram a diversidade taxonômica e funcional ao longo do tempo.

Espécies centrais, como *S. rastrifer* e *P. brasiliensis*, apresentaram abundâncias maiores em períodos de temperaturas mais altas e salinidades elevadas, corroborando a ideia de que esses fatores ambientais favorecem espécies com maior plasticidade térmica e osmorregulatória (Koehler *et al.*, 2022; Pörtner & Peck, 2010).

Por outro lado, espécies ocasionais, com menor amplitude de tolerância ambiental, tendem a ser mais frequentes durante condições específicas, como períodos de maior influência da Corrente das Malvinas, quando águas mais frias e de menor salinidade predominam.

Da perspectiva da teoria de montagem de comunidades, fatores abióticos, bióticos e históricos interagem em múltiplas escalas temporais e espaciais para moldar as comunidades biológicas (Kraft *et al.*, 2015; Weiher *et al.*, 2011). No caso de ecossistemas costeiros dinâmicos como na área de influência do porto de Imbituba – SC às margens da APABF, os filtros ambientais desempenham um papel preponderante, com variáveis abióticas agindo como forças seletivas que favorecem espécies adaptadas a condições específicas e excluem aquelas menos resilientes (Poff, 1997).

Esse processo é complementado por filtros de dispersão e históricos, que influenciam a composição da comunidade por meio da conectividade regional, plasticidade genética e traços evolutivos.

Os resultados deste estudo destacaram a temperatura da superfície do mar como um dos principais determinantes ambientais na composição taxonômica e funcional das comunidades de peixes. Ao longo do gradiente temporal analisado, foi evidente que a sazonalidade na temperatura da superfície do mar, com variações anuais que vão de 12°C no inverno a 28°C no verão, está diretamente relacionada às flutuações na abundância e composição das espécies.

Durante os períodos de maior temperatura, espécies como *S. rastrifer* e *P. brasiliensis* foram predominantes, sugerindo que possuem maior plasticidade

térmica, o que lhes confere vantagem competitiva em ambientes tropicais. Esses resultados corroboram estudos prévios que enfatizam o papel central da temperatura em processos fisiológicos, como metabolismo, crescimento, reprodução e padrões migratórios (Angilletta *et al.*, 2004; H. O. Pörtner & Peck, 2010).

Além disso, a temperatura atua como um filtro determinístico que seleciona espécies com diferentes capacidades adaptativas, influenciando diretamente a diversidade funcional ao longo do tempo.

A salinidade foi outro fator ambiental que se destacou, influenciando significativamente a estrutura das comunidades, especialmente devido à confluência das Correntes do Brasil e das Malvinas, que criam gradientes sazonais de salinidade na região.

Durante os períodos de maior influência da Corrente das Malvinas, espécies mais tolerantes a águas menos salinas (*P. brasiliensis* e *S. rastrifer*, por exemplo) foram favorecidas, evidenciando a importância da plasticidade osmorregulatória como traço funcional chave para a persistência em ambientes de transição (Barletta *et al.*, 2005; Koehler *et al.*, 2022).

Esses gradientes de salinidade desempenham papel crucial na delimitação dos "envelopes ambientais" das espécies (Jones *et al.*, 2013), moldando não apenas a distribuição espacial, mas também a composição funcional das comunidades.

Outras variáveis abióticas, como o oxigênio dissolvido e a turbidez, também desempenharam papéis importantes na estruturação das comunidades, embora de forma menos marcante que a temperatura da superfície do mar e a salinidade.

A turbidez, em particular, apresentou impacto direto na base da cadeia alimentar, especialmente em períodos de maior carga de partículas suspensas, que reduzem a penetração de luz e, consequentemente, a produtividade primária (Cloern, 1987; Higham *et al.*, 2015; Lunt & Smee, 2015). Este efeito foi mais evidente na composição das guildas tróficas, onde herbívoros e planctívoros

apresentaram baixa representatividade, em contraste com a dominância de piscívoros e onívoros-predadores.

Esse padrão sugere que a disponibilidade limitada de recursos fotossintéticos, combinada com a variabilidade ambiental, favorece espécies generalistas, como por exemplo *G. genidens*, que possuem maior plasticidade funcional e desempenham papéis centrais na estabilidade das comunidades (Winemiller *et al.*, 2015).

A análise da diversidade funcional revelou padrões importantes que complementam as observações taxonômicas, oferecendo uma perspectiva mais abrangente sobre a resiliência e funcionalidade das comunidades.

Métricas como a riqueza funcional e a dispersão funcional apresentaram valores elevados em períodos de maior variabilidade ambiental, indicando que comunidades com traços funcionais diversos são mais eficazes em explorar nichos disponíveis e em responder a flutuações sazonais (Mouillot *et al.*, 2013).

Essa ampla distribuição de traços funcionais sugere que a coexistência das espécies é sustentada por um mecanismo de complementação funcional, que reduz a competição intraespecífica e promove a estabilidade ecológica (Oliver *et al.*, 2015). No entanto, a baixa equitabilidade funcional em certos períodos sugere que a ocupação do espaço funcional é desigual, possivelmente refletindo exclusão competitiva ou limitações impostas por filtros ambientais extremos (Vellend, 2010), como alta turbidez ou redução de oxigênio dissolvido.

Comparando os resultados deste estudo com aqueles obtidos em outras zonas costeiras, observa-se uma convergência em relação ao papel dos gradientes ambientais na montagem das comunidades. Estudos em ecossistemas semelhantes, como em outras zonas costeiras do Atlântico Sul, também destacam a influência da temperatura, salinidade e turbidez na seleção de espécies e na organização funcional das comunidades (Barletta *et al.*, 2005; Higham *et al.*, 2015; Vellend, 2010; Vilar *et al.*, 2011).

No entanto, a proximidade do Porto de Imbituba e os impactos associados representam uma peculiaridade da área adjacente à APABF. Atividades como dragagem e descargas de resíduos aumentam a turbidez e introduzem poluentes

químicos, intensificando os filtros determinísticos e favorecendo espécies generalistas (*Ctenosciaena gracilicirrus*) enquanto excluem espécies especializadas, como por exemplo *D. rhombeus* e *Gymnachirus nudus* (Bilotta & Brazier, 2008).

Essa intensificação dos filtros ambientais pode levar a uma simplificação funcional das comunidades, comprometendo sua resiliência a longo prazo (Oliver *et al.*, 2015).

Outro aspecto relevante é a conectividade regional proporcionada pela interação das Correntes do Brasil e das Malvinas, que facilita o fluxo de indivíduos e genes entre populações. Essa conectividade, essencial para a manutenção da diversidade genética e funcional, é particularmente relevante em um cenário de mudanças climáticas, onde alterações nos padrões de circulação oceânica podem impactar a dispersão e a persistência das espécies (Cowen & Sponaugle, 2009).

Estratégias de conservação para a APABF devem, portanto, priorizar a preservação de habitats críticos, como estuários e áreas de ressurgência, que atuam como refúgios e facilitam a conectividade.

Embora este estudo tenha avançado na compreensão dos mecanismos que moldam as comunidades de peixes na APABF, algumas limitações devem ser reconhecidas.

A ausência de análises mais detalhadas sobre interações biológicas, como predação e competição, limita nossa capacidade de avaliar completamente o papel dos filtros bióticos na montagem das comunidades. Além disso, o impacto direto de poluentes antropogênicos, como hidrocarbonetos e metais pesados, não foi explorado em profundidade e representa uma lacuna importante para estudos futuros.

Investigações que integrem abordagens experimentais, análises filogenéticas e modelagem preditiva podem fornecer insights adicionais sobre como filtros ambientais, históricos e bióticos interagem para moldar a diversidade taxonômica e funcional em longo prazo.

Em suma, este estudo oferece uma análise abrangente da composição, funcionalidade e resiliência das comunidades de peixes na APABF. Ao integrar conceitos da teoria de montagem de comunidades com dados empíricos robustos, os achados contribuem para a formulação de estratégias de manejo e conservação, destacando a importância de preservar tanto a diversidade funcional quanto os processos ecológicos que sustentam a estabilidade do ecossistema.

A abordagem adotada não apenas amplia nosso entendimento sobre os mecanismos de organização das comunidades, mas também estabelece uma base sólida para ações de conservação em um cenário de crescentes desafios ambientais e antropogênicos.

5. Conclusão

Este estudo proporcionou uma análise detalhada dos fatores abióticos que influenciam as comunidades de peixes na região costeira do Porto de Imbituba, SC, destacando a complexidade das interações ecológicas e as respostas funcionais das espécies ao longo de uma série temporal de quase uma década.

Através da aplicação da teoria de montagem de comunidades e da avaliação da diversidade funcional, foi possível compreender como variáveis ambientais, como a temperatura da superfície do mar (SST), salinidade, turbidez e oxigênio dissolvido, atuam como filtros determinísticos que modelam a composição e a estrutura das comunidades de peixes.

A pesquisa demonstrou que a interação entre esses fatores abióticos não ocorre de maneira isolada, mas em uma rede complexa de influências, que incluem também aspectos bióticos e a disponibilidade de recursos.

A sazonalidade, especialmente as variações sazonais da SST e da salinidade, se mostraram fundamentais para a abundância e a distribuição das espécies centrais, como *S. rastrifer* e *P. brasiliensis*, cujas adaptações fisiológicas as tornam resilientes a essas flutuações.

Além disso, a variação de turbidez e os níveis de oxigênio dissolvido destacaram-se como fatores importantes na modulação da estrutura funcional das comunidades, com destaque para a predominância de guildas de piscívoros e onívoros-predadores em períodos de baixa produtividade primária.

Os resultados também evidenciaram a importância da diversidade funcional, com a variabilidade ambiental induzindo adaptações nas espécies e favorecendo a estabilidade das comunidades.

A alta dispersão funcional observada indicou que as comunidades de peixes na região são adaptáveis às flutuações ambientais, ocupando uma ampla gama de nichos tróficos e demonstrando resiliência frente a mudanças nas condições do ambiente.

No entanto, a análise também revelou períodos em que a concentração de espécies em determinados nichos tróficos, indicados por uma baixa

equitabilidade funcional, pode ser uma resposta a eventos ambientais extremos, que limitam a diversidade funcional da comunidade.

Este estudo oferece contribuições valiosas para o entendimento da ecologia das comunidades de peixes em ambientes costeiros protegidos, com implicações diretas para a conservação e a gestão de áreas marinhas.

A integração de dados temporais de longo prazo, aliada à análise funcional, proporcionou uma visão mais holística sobre como os ecossistemas costeiros podem ser afetados por variações climáticas e pressões antrópicas. As descobertas ressaltam a necessidade de se adotar abordagens de gestão adaptativa, que considerem a variabilidade ambiental e a resiliência funcional das comunidades biológicas.

Por fim, os resultados deste estudo não apenas ampliam nosso entendimento sobre os mecanismos ecológicos que influenciam a estrutura das comunidades de peixes, mas também fornecem subsídios para políticas de conservação mais eficazes, que busquem proteger a biodiversidade e garantir a resiliência dos ecossistemas costeiros diante de futuros desafios ambientais, como as mudanças climáticas.

A continuidade do monitoramento e o aprofundamento de pesquisas similares serão essenciais para uma compreensão mais profunda dos processos ecológicos em regiões costeiras e para a manutenção da saúde e sustentabilidade dessas áreas.

6. Considerações Finais

Este estudo destaca a relevância das variações abióticas na modulação da composição taxonômica e diversidade funcional da ictiofauna em um ecossistema costeiro raso. A aplicação de métricas funcionais aliada à análise de séries temporais robustas permitiu uma compreensão aprofundada dos filtros ambientais que atuam na organização dessas comunidades, particularmente no contexto da Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca (APABF).

As relações observadas entre temperatura, salinidade e turbidez com a estrutura da ictiofauna refletem a sensibilidade dessas comunidades às mudanças ambientais, reforçando o papel crítico da diversidade funcional como um componente essencial para a resiliência ecossistêmica. A sazonalidade e as oscilações interanuais foram determinantes na configuração das assembleias, influenciando tanto a abundância de espécies quanto a distribuição dos traços funcionais.

A presença de espécies centrais e ocasionais, desempenhando funções complementares nos processos ecológicos, evidencia a complexidade funcional desse ecossistema. Enquanto espécies centrais asseguram a estabilidade estrutural e trófica, as ocasionais agem como reservas adaptativas em cenários de perturbação. Os impactos antrópicos identificados, como o aumento da turbidez associado à sedimentação portuária e a vulnerabilidade a extremos climáticos, reforçam a necessidade de estratégias de manejo que considerem a conservação funcional.

A integração de dados abióticos e indicadores ecológicos ao longo de quase uma década permitiu a identificação de padrões temporais robustos, oferecendo uma base sólida para o aprimoramento de políticas públicas voltadas à conservação costeira. Desta forma, os resultados deste trabalho não apenas ampliam o conhecimento científico sobre os processos de montagem de comunidades em ecossistemas dinâmicos, mas também fornecem subsídios práticos para a gestão e proteção de áreas marinhas de elevada relevância ecológica.

Referências Bibliográficas

- Ackerly, D. D. (2003). Community Assembly, Niche Conservatism, and Adaptive Evolution in Changing Environments. *International Journal of Plant Sciences*, 164(S3), S165–S184. <https://doi.org/10.1086/368401>
- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19(6), 716–723. <https://doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705>
- Angilletta, M. J., Jr., Steury, T. D., & Sears, M. W. (2004). Temperature, Growth Rate, and Body Size in Ectotherms: Fitting Pieces of a Life-History Puzzle1. *Integrative and Comparative Biology*, 44(6), 498–509. <https://doi.org/10.1093/icb/44.6.498>
- Araújo, F. G., De Azevedo, M. C. C., & Guedes, A. P. P. (2016). Inter-decadal changes in fish communities of a tropical bay in southeastern Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 3, 107–118. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2015.06.001>
- Araújo, F. G., Teixeira, T. P., Guedes, A. P. P., de Azevedo, M. C. C., & Pessanha, A. L. M. (2018). Shifts in the abundance and distribution of shallow water fish fauna on the southeastern Brazilian coast: A response to climate change. *Hydrobiologia*, 814(1), 205–218. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3537-8>
- Baird, D., & Ulanowicz, R. E. (1989). The Seasonal Dynamics of The Chesapeake Bay Ecosystem. *Ecological Monographs*, 59(4), 329–364. <https://doi.org/10.2307/1943071>
- Barange, M., & Perry, R. I. (2009). Physical and ecological impacts of climate change relevant to marine and inland capture fisheries and aquaculture. *Climate change implications for fisheries and aquaculture: overview of current scientific knowledge. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, 530, 7–106.
- Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U., & Hubold, G. (2005). The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of fish biology*, 66(1), 45–72.
- Barry, J. P., & Dayton, P. K. (1991). Physical heterogeneity and the organization of marine communities. Em *Ecological heterogeneity* (p. 270–320). Springer.
- Beck, M. W., Heck, K. L., Able, K. W., Childers, D. L., Eggleston, D. B., Gillanders, B. M., Halpern, B., Hays, C. G., Hoshino, K., & Minello, T. J. (2001). The

identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates: A better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *Bioscience*, 51(8), 633–641.

Belyea, L. R., & Lancaster, J. (1999). Assembly rules within a contingent ecology. *Oikos*, 402–416.

Bergström, L., Karlsson, M., Bergström, U., Pihl, L., & Kraufvelin, P. (2016). Distribution of mesopredatory fish determined by habitat variables in a predator-depleted coastal system. *Marine Biology*, 163(10). <https://doi.org/10.1007/s00227-016-2977-9>

Bernhardt, J. R., & Leslie, H. M. (2013). Resilience to Climate Change in Coastal Marine Ecosystems. Em *Annual Review of Marine Science* (Vol. 5, Número Volume 5, 2013, p. 371–392). Annual Reviews. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-121211-172411>

Bezerra, L. A. V., Padial, A. A., Mariano, F. B., Garcez, D. S., & Sánchez-Botero, J. I. (2017). Fish diversity in tidepools: Assembling effects of environmental heterogeneity. *Environmental Biology of Fishes*, 100(5), 551–563. <https://doi.org/10.1007/s10641-017-0584-3>

Bilotta, G. S., & Brazier, R. E. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research*, 42(12), 2849–2861. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.03.018>

Birnie-Gauvin, K., Peiman, K. S., Raubenheimer, D., & Cooke, S. J. (2017). Nutritional physiology and ecology of wildlife in a changing world. *Conservation Physiology*, 5(1), cox030. <https://doi.org/10.1093/conphys/cox030>

Botta-Dukát, Z. (2005). Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, 16(5), 533–540. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x>

Branco, J. O., Freitas Júnior, F., & Christoffersen, M. L. (2015). Bycatch fauna of seabob shrimp trawl fisheries from Santa Catarina State, southern Brazil. *Biota Neotropica*, 15, e20140143–e20140143.

Bremner, J. (2008). Species' traits and ecological functioning in marine conservation and management. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366(1–2), 37–47.

- Bulleri, F., & Chapman, M. G. (2010). The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology*, 47(1), 26–35. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01751.x>
- Burrows, M. T., Bates, A. E., Costello, M. J., Edwards, M., Edgar, G. J., Fox, C. J., Halpern, B. S., Hiddink, J. G., Pinsky, M. L., Batt, R. D., García Molinos, J., Payne, B. L., Schoeman, D. S., Stuart-Smith, R. D., & Poloczanska, E. S. (2019). Ocean community warming responses explained by thermal affinities and temperature gradients. *Nature Climate Change*, 9(12), 959–963. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0631-5>
- Campos, P. C., Möller Jr., O. O., Piola, A. R., & Palma, E. D. (2013). Seasonal variability and coastal upwelling near Cape Santa Marta (Brazil). *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 118(3), 1420–1433. <https://doi.org/10.1002/jgrc.20131>
- Carr, M. H., Neigel, J. E., Estes, J. A., Andelman, S., Warner, R. R., & Largier, J. L. (2003). Comparing marine and terrestrial ecosystems: Implications for the design of coastal marine reserves. *Ecological Applications*, 13(sp1), 90–107.
- Charnov, E. L., Gislason, H., & Pope, J. G. (2013). Evolutionary assembly rules for fish life histories. *Fish and Fisheries*, 14(2), 213–224.
- Chesson, P., & Huntly, N. (1997). The Roles of Harsh and Fluctuating Conditions in the Dynamics of Ecological Communities. *The American Naturalist*, 150(5), 519–553. <https://doi.org/10.1086/286080>
- Clarke, A., Kapral, R., Moore, B., & Wu, X.-G. (1993). Structure and dynamics of binary clusters. *Physical review letters*, 70(21), 3283.
- Cloern, J. E. (1987). Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. *Dynamics of Turbid Coastal Environments*, 7(11), 1367–1381. [https://doi.org/10.1016/0278-4343\(87\)90042-2](https://doi.org/10.1016/0278-4343(87)90042-2)
- Colwell, R. K., & Coddington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 345(1311), 101–118.
- Coma, R., Ribes, M., Gili, J.-M., & Zabala, M. (2000). Seasonality in coastal benthic ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(11), 448–453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01970-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01970-4)
- Cornwell, W. K., Schwilk, D. W., & Ackerly, D. D. (2006). A trait-based test for habitat filtering: Convex hull volume. *Ecology*, 87(6), 1465–1471.

- Cowen, R. K., & Sponaugle, S. (2009). Larval Dispersal and Marine Population Connectivity. Em *Annual Review of Marine Science* (Vol. 1, Número Volume 1, 2009, p. 443–466). Annual Reviews. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163757>
- Diamond, J. M. (1975). Assembly of species communities. *Ecology and evolution of communities*, 342–444.
- Diaz, R. J., & Rosenberg, R. (1995). Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanography and marine biology. An annual review*, 33(245), 03.
- Dodds, W. K. (1988). Community structure and selection for positive or negative species interactions. *Oikos*, 387–390.
- Doney, S. C., Ruckelshaus, M., Emmett Duffy, J., Barry, J. P., Chan, F., English, C. A., Galindo, H. M., Grebmeier, J. M., Hollowed, A. B., Knowlton, N., Polovina, J., Rabalais, N. N., Sydeman, W. J., & Talley, L. D. (2012). Climate Change Impacts on Marine Ecosystems. Em *Annual Review of Marine Science* (Vol. 4, Número Volume 4, 2012, p. 11–37). Annual Reviews. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-041911-111611>
- Donohue, I., & Garcia Molinos, J. (2009). Impacts of increased sediment loads on the ecology of lakes. *Biological Reviews*, 84(4), 517–531. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2009.00081.x>
- Duarte Pereira, M., Augusto, C., Schettini, F., & Omachi, C. Y. (2009). *Caracterização de feições oceanográficas na plataforma de Santa Catarina através de imagens orbitais* (Vol. 27, Número 1, p. 81–93). www.scielo.br/rbg
- Elliott, M., & Whitfield, A. K. (2011). Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94(4), 306–314. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.06.016>
- Emílsson, I. (1961). The shelf and coastal waters off southern Brazil. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 11, 101–112.
- Ford, B. M., & Roberts, J. D. (2020). Functional traits reveal the presence and nature of multiple processes in the assembly of marine fish communities. *Oecologia*, 192(1), 143–154.
- Friedlander, A. M., & Parrish, J. D. (1998). Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 224(1), 1–30. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00164-0](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00164-0)

- Friedman, J., & Gore, J. (2017). Ecological systems biology: The dynamics of interacting populations. *Future of Systems Biology • Genomics and epigenomics*, 1, 114–121. <https://doi.org/10.1016/j.coisb.2016.12.001>
- Froese, R., & Pauly, D. (2010). FishBase: Fisheries Centre. Vancouver: University of British Columbia.
- Hamerlynck, O., & Mees, J. (1991). Temporal and spatial structure in the hyperbenthic community of a shallow coastal area and its relation to environmental variables. *Oceanologica Acta, Special Issue*.
- Harley, C. D. G., Randall Hughes, A., Hultgren, K. M., Miner, B. G., Sorte, C. J. B., Thornber, C. S., Rodriguez, L. F., Tomanek, L., & Williams, S. L. (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, 9(2), 228–241. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00871.x>
- Hartig, F. (2022). *DHARMA: Residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. R package version 0.4. 6*.
- Hastings, A., Byers, J. E., Crooks, J. A., Cuddington, K., Jones, C. G., Lambrinos, J. G., Talley, T. S., & Wilson, W. G. (2007). Ecosystem engineering in space and time. *Ecology Letters*, 10(2), 153–164. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00997.x>
- Herbert, E. R., Boon, P., Burgin, A. J., Neubauer, S. C., Franklin, R. B., Ardón, M., Hopfensperger, K. N., Lamers, L. P. M., & Gell, P. (2015). A global perspective on wetland salinization: Ecological consequences of a growing threat to freshwater wetlands. *Ecosphere*, 6(10), art206. <https://doi.org/10.1890/ES14-00534.1>
- Higham, T. E., Stewart, W. J., & Wainwright, P. C. (2015). Turbulence, Temperature, and Turbidity: The Ecomechanics of Predator–Prey Interactions in Fishes. *Integrative and Comparative Biology*, 55(1), 6–20. <https://doi.org/10.1093/icb/icv052>
- Holland, S. M. (2012). Sea level change and the area of shallow-marine habitat: Implications for marine biodiversity. *Paleobiology*, 38(2), 205–217.
- Hooper, D., Solan, M., Symstad, A., Diaz, S., Gessner, M., Buchmann, N., Degrange, V., Grime, P., Hulot, F., & Mermillod-Blondin, F. (2002). Species diversity, functional diversity and ecosystem functioning. *Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives*, 17, 195–208.
- Hooper, D. U., Chapin III, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä,

- H., Symstad, A. J., Vandermeer, J., & Wardle, D. A. (2005). EFFECTS OF BIODIVERSITY ON ECOSYSTEM FUNCTIONING: A CONSENSUS OF CURRENT KNOWLEDGE. *Ecological Monographs*, 75(1), 3–35. <https://doi.org/10.1890/04-0922>
- Jones, M. C., Dye, S. R., Fernandes, J. A., Frölicher, T. L., Pinnegar, J. K., Warren, R., & Cheung, W. W. (2013). Predicting the impact of climate change on threatened species in UK waters. *PloS one*, 8(1), e54216.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363–375.
- Kindt, R., & Kindt, M. R. (2019). Package ‘BiodiversityR’. *Package for community ecology and suitability analysis*, 2, 11–12.
- Kinlan, B. P., & Gaines, S. D. (2003). Propagule dispersal in marine and terrestrial environments: A community perspective. *Ecology*, 84(8), 2007–2020.
- Klemas, V. (2012). Remote Sensing of Coastal and Ocean Currents: An Overview. *Journal of Coastal Research*, 28(3), 576–586. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-11-00197.1>
- Koehler, B., Erlandsson, M., Karlsson, M., & Bergström, L. (2022). Species richness and functional attributes of fish assemblages across a large-scale salinity gradient in shallow coastal areas. *Biogeosciences*, 19(8), 2295–2312.
- Kordas, R. L., Harley, C. D. G., & O’Connor, M. I. (2011). Community ecology in a warming world: The influence of temperature on interspecific interactions in marine systems. *Global change in marine ecosystems*, 400(1), 218–226. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.02.029>
- Kraft, N. J., Adler, P. B., Godoy, O., James, E. C., Fuller, S., & Levine, J. M. (2015). Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional ecology*, 29(5), 592–599.
- Kramer, D. L. (1987). Dissolved oxygen and fish behavior. *Environmental Biology of Fishes*, 18(2), 81–92. <https://doi.org/10.1007/BF00002597>
- Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B., & Laliberté, M. E. (2014). Package ‘fd’. *Measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology*, 1, 0–12.
- Legeckis, R., & Gordon, A. L. (1982). Satellite observations of the Brazil and Falkland currents—1975 1976 and 1978. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, 29(3), 375–401. [https://doi.org/10.1016/0198-0149\(82\)90101-7](https://doi.org/10.1016/0198-0149(82)90101-7)

- Lunt, J., & Smee, D. L. (2014). Turbidity influences trophic interactions in estuaries. *Limnology and Oceanography*, 59(6), 2002–2012. <https://doi.org/10.4319/lo.2014.59.6.2002>
- Lunt, J., & Smee, D. L. (2015). Turbidity interferes with foraging success of visual but not chemosensory predators. *PeerJ*, 3, e1212. <https://doi.org/10.7717/peerj.1212>
- Macedo, H. S., Vivacqua, M., Rodrigues, H. C. L., & Gerhardinger, L. C. (2013). Governing wide coastal-marine protected territories: A governance analysis of the Baleia Franca Environmental Protection Area in South Brazil. *Marine Policy*, 41, 118–125.
- Madeira, D., Narciso, L., Cabral, H. N., & Vinagre, C. (2012). Thermal tolerance and potential impacts of climate change on coastal and estuarine organisms. *Journal of Sea Research*, 70, 32–41. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2012.03.002>
- Magurran, A. E. (2003). *Measuring Biological Diversity* (Nos. 0-632-05633~9).
- MARTINS, I. D. A. R. (1984). Aspectos da oceanografia física do Atlântico Sul. *Pesquisas em Geociências*, 16(16), 76–90.
- Mason, N. W., Mouillot, D., Lee, W. G., & Wilson, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: The primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1), 112–118.
- Matsuura, Y. (1986). Contribuição ao estudo da estrutura oceanográfica da região sudeste entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC). *Ciência e cultura*, 38(8), 1439–1450.
- McLean, M., Mouillot, D., Lindegren, M., Villéger, S., Engelhard, G., Murgier, J., & Auber, A. (2019). Fish communities diverge in species but converge in traits over three decades of warming. *Global Change Biology*, 25(11), 3972–3984. <https://doi.org/10.1111/gcb.14785>
- McLean, R., Tsyban, A., Burkett, V., Codignotto, J., Forbes, D., Mimura, N., Beamish, R., & Ittekkot, V. (2001). Coastal zones and marine ecosystems. *Climate change*, 343–379.
- Menge, B. A., & Sutherland, J. P. (1987). Community Regulation: Variation in Disturbance, Competition, and Predation in Relation to Environmental Stress and Recruitment. *The American Naturalist*, 130(5), 730–757. <https://doi.org/10.1086/284741>

- Moore, J. C., Berlow, E. L., Coleman, D. C., de Ruiter, P. C., Dong, Q., Hastings, A., Johnson, N. C., McCann, K. S., Melville, K., Morin, P. J., Nadelhoffer, K., Rosemond, A. D., Post, D. M., Sabo, J. L., Scow, K. M., Vanni, M. J., & Wall, D. H. (2004). Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecology Letters*, 7(7), 584–600. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00606.x>
- Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Moullot, D. (2010). Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4), 867–876. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>
- Moullot, D., Graham, N. A., Villéger, S., Mason, N. W., & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in ecology & evolution*, 28(3), 167–177.
- Moullot, D., Mason, W. H. N., Dumay, O., & Wilson, J. B. (2005). Functional regularity: A neglected aspect of functional diversity. *Oecologia*, 142, 353–359.
- Moullot, D., Villéger, S., Parravicini, V., Kulbicki, M., Arias-González, J. E., Bender, M., Chabanet, P., Floeter, S. R., Friedlander, A., Vigliola, L., & Bellwood, D. R. (2014). Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(38), 13757–13762. <https://doi.org/10.1073/pnas.1317625111>
- Nelson, J. S., Grande, T. C., & Wilson, M. V. (2016). *Fishes of the World*. John Wiley & Sons.
- Netto, S. A. (2018). Características oceanográficas da área de proteção ambiental da baleia franca. *Plano de manejo da APA Baleia Franca*.
- Nielsen, J. M., Copeman, L. A., Eisner, L. B., Axler, K. E., Mordy, C. W., & Lomas, M. W. (2023). Phytoplankton and seston fatty acid dynamics in the northern Bering-Chukchi Sea region. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 208. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2022.105247>
- Nimer, E. (1989). Climatologia do brasil. *IBGE*.
- Öhman, M. C., & Rajasuriya, A. (1998). Relationships between habitat structure and fish communities on coral. *Environmental Biology of Fishes*, 53(1), 19–31. <https://doi.org/10.1023/A:1007445226928>

- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, B., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, H., & Wagner, H. (2015). Vegan: Community Ecology Package. *R Package Version 2.2-1*, 2, 1–2.
- Oliver, T. H., Heard, M. S., Isaac, N. J. B., Roy, D. B., Procter, D., Eigenbrod, F., Freckleton, R., Hector, A., Orme, C. D. L., Petchey, O. L., Proença, V., Raffaelli, D., Suttle, K. B., Mace, G. M., Martín-López, B., Woodcock, B. A., & Bullock, J. M. (2015). Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(11), 673–684. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.009>
- Olson, D. B., Podestá, G. P., Evans, R. H., & Brown, O. B. (1988). Temporal variations in the separation of Brazil and Malvinas Currents. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, 35(12), 1971–1990. [https://doi.org/10.1016/0198-0149\(88\)90120-3](https://doi.org/10.1016/0198-0149(88)90120-3)
- Palma, E. D., & Matano, R. P. (2009). Disentangling the upwelling mechanisms of the South Brazil Bight. *Continental Shelf Research*, 29(11), 1525–1534. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2009.04.002>
- Palumbi, S. R., Sandifer, P. A., Allan, J. D., Beck, M. W., Fautin, D. G., Fogarty, M. J., Halpern, B. S., Incze, L. S., Leong, J.-A., Norse, E., Stachowicz, J. J., & Wall, D. H. (2009). Managing for ocean biodiversity to sustain marine ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(4), 204–211. <https://doi.org/10.1890/070135>
- Patil, G. P., & Taillie, C. (1982). Diversity as a Concept and its Measurement. *Journal of the American Statistical Association*, 77(379), 548–561. <https://doi.org/10.1080/01621459.1982.10477845>
- Pavoine, S., & Bonsall, M. B. (2011). Measuring biodiversity to explain community assembly: A unified approach. *Biological Reviews*, 86(4), 792–812.
- Pecuchet L, Törnroos A, & Lindegren M. (2016). Patterns and drivers of fish community assembly in a large marine ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 546, 239–248.
- Peltonen, H., & Weigel, B. (2022). Responses of coastal fishery resources to rapid environmental changes. *Journal of Fish Biology*, 101(3), 686–698.
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5(3), 402–411. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x>
- Pitcher, T. J. (2012). *The behaviour of teleost fishes*. Springer Science & Business Media.

- Podani, J. (1999). Extending Gower's general coefficient of similarity to ordinal characters. *Taxon*, 48(2), 331–340.
- Poff, N. L. (1997). Landscape filters and species traits: Towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the north american Benthological society*, 16(2), 391–409.
- Pollock, M. S., Clarke, L. M. J., & Dubé, M. G. (2007). The effects of hypoxia on fishes: From ecological relevance to physiological effects. *Environmental Reviews*, 15(NA), 1–14. <https://doi.org/10.1139/a06-006>
- Pörtner, H. O., & Lannig, G. (2009). Chapter 4 Oxygen and Capacity Limited Thermal Tolerance. Em J. G. Richards, A. P. Farrell, & C. J. Brauner (Orgs.), *Fish Physiology* (Vol. 27, p. 143–191). Academic Press. [https://doi.org/10.1016/S1546-5098\(08\)00004-6](https://doi.org/10.1016/S1546-5098(08)00004-6)
- Pörtner, H. O., & Peck, M. A. (2010). Climate change effects on fishes and fisheries: Towards a cause-and-effect understanding. *Journal of Fish Biology*, 77(8), 1745–1779. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02783.x>
- Pörtner, H.-O., & Peck, M. A. (2011). TEMPERATURE | Effects of Climate Change. Em *Encyclopedia of Fish Physiology: From Genome to Environment: Volume 1-3* (Vols. 1–3, p. 1738–1745). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374553-8.00197-0>
- Renault, D., Laparie, M., McCauley, S. J., & Bonte, D. (2018). Environmental adaptations, ecological filtering, and dispersal central to insect invasions. *Annual review of entomology*, 63(1), 345–368.
- Reusch, T. B. H. (2014). Climate change in the oceans: Evolutionary versus phenotypically plastic responses of marine animals and plants. *Evolutionary Applications*, 7(1), 104–122. <https://doi.org/10.1111/eva.12109>
- Schluter, D. (2016). Speciation, Ecological Opportunity, and Latitude: (American Society of Naturalists Address). *The American Naturalist*, 187(1), 1–18.
- Sheaves M. (2009). Consequences of ecological connectivity: The coastal ecosystem mosaic. *Marine Ecology Progress Series*, 391, 107–115.
- Shurin, J. B., & Allen, E. G. (2001). Effects of Competition, Predation, and Dispersal on Species Richness at Local and Regional Scales. *The American Naturalist*, 158(6), 624–637. <https://doi.org/10.1086/323589>

- Silveira, I. C. A. da, Schmidt, A. C. K., Campos, E. J. D., Godoi, S. S. de, & Ikeda, Y. (2000). A corrente do Brasil ao largo da costa leste brasileira. *Revista Brasileira de Oceanografia*, 48.
- Siqueira, T., Bini, L., Roque, F., Couceiro, S., Trivinho-Strixino, S., & Cottenie, K. (2012). Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. *Ecography*, 35, 183–192. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06875.x>
- Sissenwine, M. P. (1984). Why Do Fish Populations Vary? Em R. M. May (Org.), *Exploitation of Marine Communities* (p. 59–94). Springer Berlin Heidelberg.
- Souza, C. D., Batista, V. S., & Fabré, N. N. (2018). What are the main local drivers determining richness and fishery yields in tropical coastal fish assemblages? *Zoologia*, 35. <https://doi.org/10.3897/zoologia.35.e12898>
- Sunye, P. S. (2019). A pesca na Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca. *Laguna*, 44, 2–300.
- Team, R. C. (2020). RA language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical. *Computing*.
- Telesh, I., Schubert, H., & Skarlato, S. (2013). Life in the salinity gradient: Discovering mechanisms behind a new biodiversity pattern. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 135, 317–327. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.10.013>
- Tilman, D. (1994). Competition and Biodiversity in Spatially Structured Habitats. *Ecology*, 75(1), 2–16. <https://doi.org/10.2307/1939377>
- Tilman, D. (1999). THE ECOLOGICAL CONSEQUENCES OF CHANGES IN BIODIVERSITY: A SEARCH FOR GENERAL PRINCIPLES. *Ecology*, 80(5), 1455–1474. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1455:TECOCI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1455:TECOCI]2.0.CO;2)
- Truchy, A., Angeler, D. G., Sponseller, R. A., Johnson, R. K., & McKie, B. G. (2015). Chapter Two—Linking Biodiversity, Ecosystem Functioning and Services, and Ecological Resilience: Towards an Integrative Framework for Improved Management. Em G. Woodward & D. A. Bohan (Orgs.), *Advances in Ecological Research* (Vol. 53, p. 55–96). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2015.09.004>
- Vaquer-Sunyer, R., & Duarte, C. M. (2008). Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(40), 15452–15457. <https://doi.org/10.1073/pnas.0803833105>

- Vellend, M. (2010). Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly review of biology*, 85(2), 183–206.
- Vendel, A. L., Lopes, S. G., Santos, C., & Spach, H. L. (2003). Fish assemblages in a tidal flat. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 46.
- Vilar, C. C., Spach, H. L., & Joyeux, J. C. (2011). Spatial and temporal changes in the fish assemblage of a subtropical estuary in Brazil: Environmental effects. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 91(3), 635–648. <https://doi.org/10.1017/S0025315410001943>
- Villéger, S., Brosse, S., Mouchet, M., Mouillot, D., & Vanni, M. (2017). Functional ecology of fish: Current approaches and future challenges. *Aquatic Sciences*. <https://doi.org/10.1007/s00027-017-0546-z>
- Villéger, S., Miranda, J. R., Hernández, D. F., & Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. Functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20(6), 1512–1522. <https://doi.org/10.1890/09-1310.1>
- Weersing K & Toonen RJ. (2009). Population genetics, larval dispersal, and connectivity in marine systems. *Marine Ecology Progress Series*, 393, 1–12.
- Weiher, E., Freund, D., Bunton, T., Stefanski, A., Lee, T., & Bentivenga, S. (2011). Advances, challenges and a developing synthesis of ecological community assembly theory. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1576), 2403–2413.
- Whittaker, R. H. (1965). Dominance and Diversity in Land Plant Communities: Numerical relations of species express the importance of competition in community function and evolution. *Science*, 147(3655), 250–260.
- Wickham, H. (2011). Ggplot2. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics*, 3, 180–185. <https://doi.org/10.1002/wics.147>
- Wilson, J. R., Dormontt, E. E., Prentis, P. J., Lowe, A. J., & Richardson, D. M. (2009). Something in the way you move: Dispersal pathways affect invasion success. *Trends in ecology & evolution*, 24(3), 136–144.
- Winemiller, K. O., Fitzgerald, D. B., Bower, L. M., & Pianka, E. R. (2015). Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecology Letters*, 18(8), 737–751. <https://doi.org/10.1111/ele.12462>
- Wood, S. (2006). *Generalized Additive Models: An Introduction With R* (Vol. 66, p. 391). <https://doi.org/10.1201/9781315370279>

Zuur, A. F. . (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (p. 574). Springer.

Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), 3–14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>

Apêndice

Material Suplementar 1.

Exploração de dados

Inicialmente, os dados a serem modelados (i.e indicadores ecológicos e variáveis abióticas) foram explorados seguindo o protocolo de Zuur et al (2010). O intuito desta exploração é checar os aspectos estatísticos dos dados, para selecionar os modelos de regressão mais robustos para as análises dos mesmos.

Os descritores das comunidades foram checados em relação a dispersão dos dados e presença de outliers a partir da elaboração de Box-Plots e Cleveland-Plots e da análise destes gráficos.

Os dados de abundância de peixes na área de estudo apresentaram uma certa dispersão, com uma assimetria de valores acima de 40. Em relação aos outliers, foi detectado apenas um no conjunto de dados (Figura S 1)

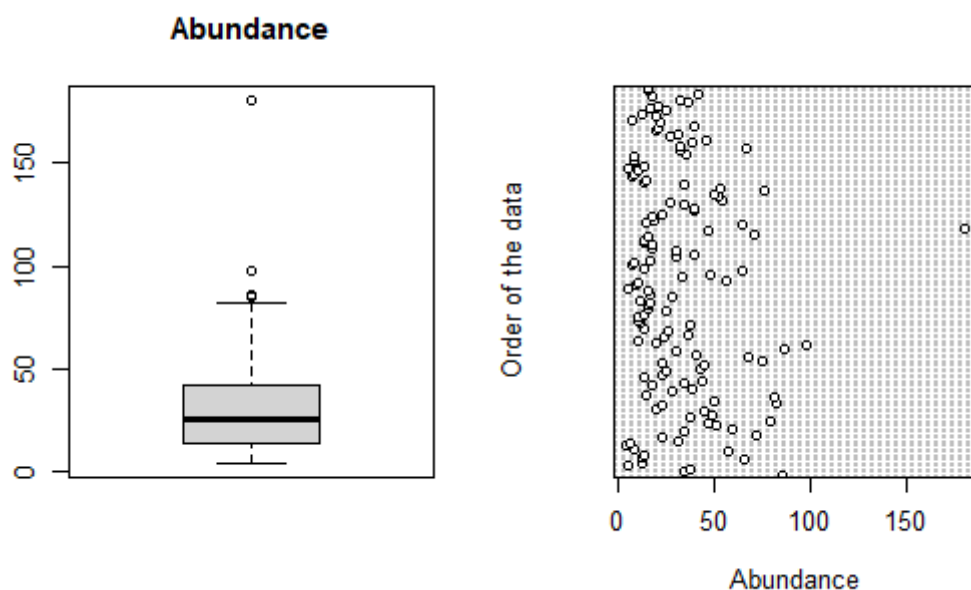


Figura S 1 - Box-plot (E) e Cleveland plot (D) estimados com dados de abundância de peixes em cada amostragem realizada na área de estudo

A diversidade ($\text{Exp}(H')$) teve um padrão mais simétrico, sem a presença de outliers (Figura S 2).

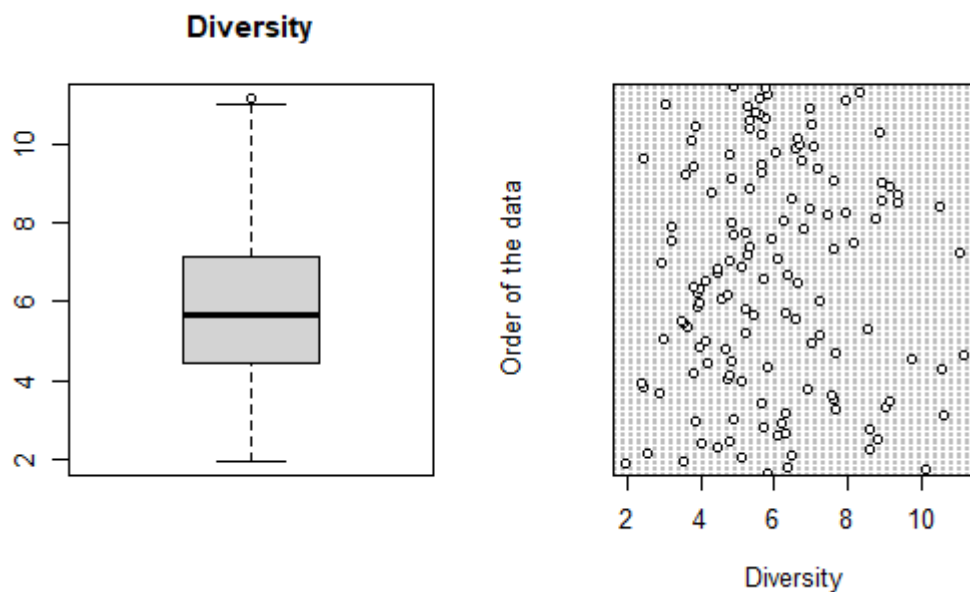


Figura S 2 - Box-plot (E) e Cleveland plot (D) estimados com dados de diversidade de peixes em cada amostragem realizada na área de estudo

Os valores de Diversidade Funcional (FD_{gp}) situaram em grande parte entre 1 e 4. Houve uma certa assimetria na distribuição dos dados em valores acima de 1, com a Presença de 1 outlier no conjunto de dados (Figura S 3).

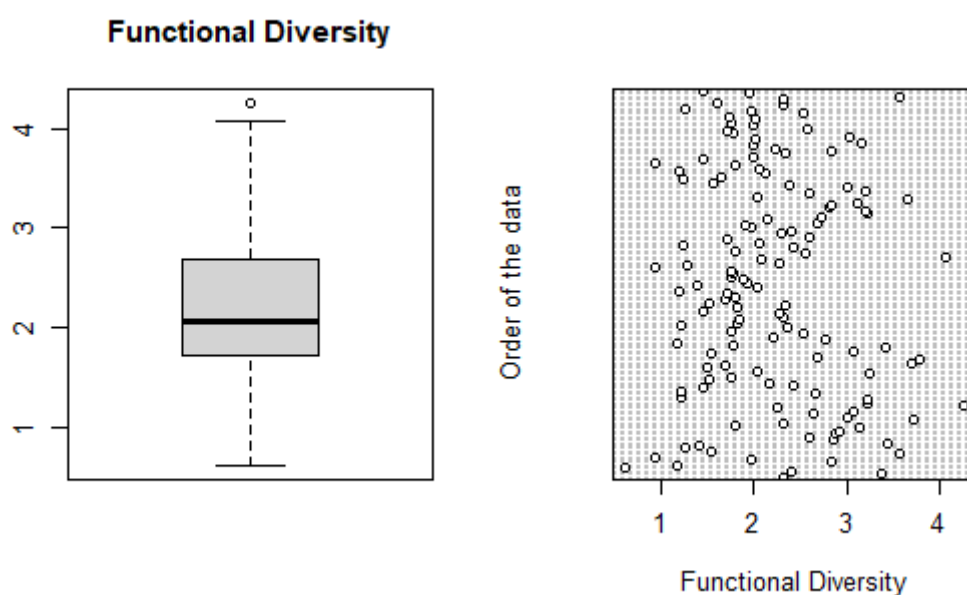


Figura S 3 - Box-plot (E) e Cleveland plot (D) estimados com dados de Diversidade Funcional da ictiofauna em cada amostragem realizada na área de estudo

A Riqueza Funcional (FD_FRic) teve um padrão mais simétrico, sem a presença de outliers (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**).



Figura S 4 - Box-plot (E) e Cleveland plot (D) estimados com dados de Riqueza Funcional da ictiofauna em cada amostragem realizada na área de estudo

Os valores de Equitabilidade Funcional (FD_FEve) situaram em grande parte entre 0,4 e 1. Houve uma certa assimetria na distribuição dos dados em valores acima de 0,6, com a presença de 1 outlier abaixo de 0,4 no conjunto de dados (Figura S 5).

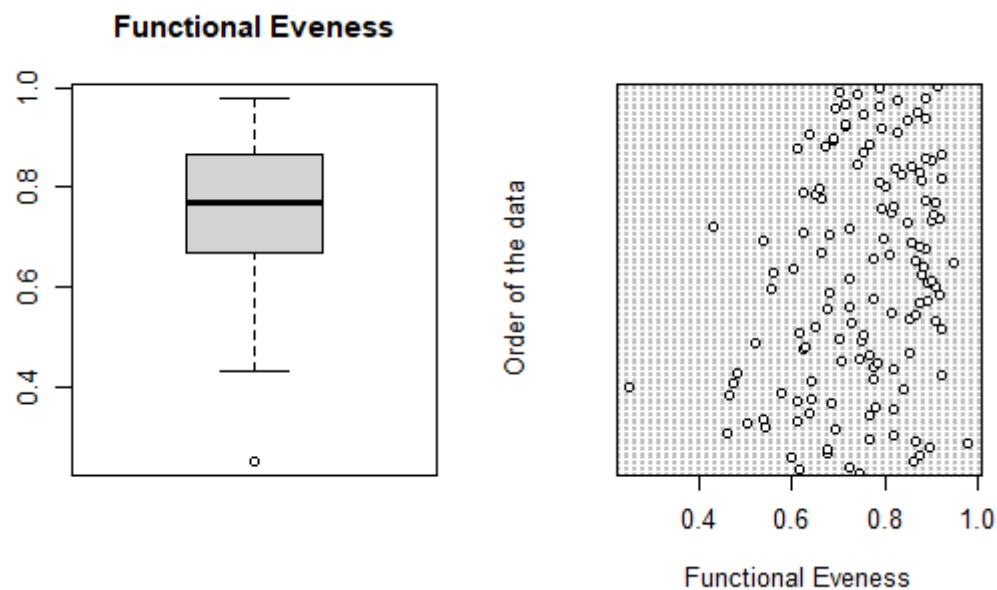


Figura S 5 - Box-plot (E) e Cleveland plot (D) estimados com dados de Regularidade Funcional da ictiofauna em cada amostragem realizada na área de estudo

Os valores de Dispersão Funcional (FD_FDis) situaram em grande parte entre 0,25 e 0,40. Houve uma certa assimetria na distribuição dos dados em valores acima de 0,3, com a presença de 4 outliers abaixo de 0,25 no conjunto de dados (Figura S 6).

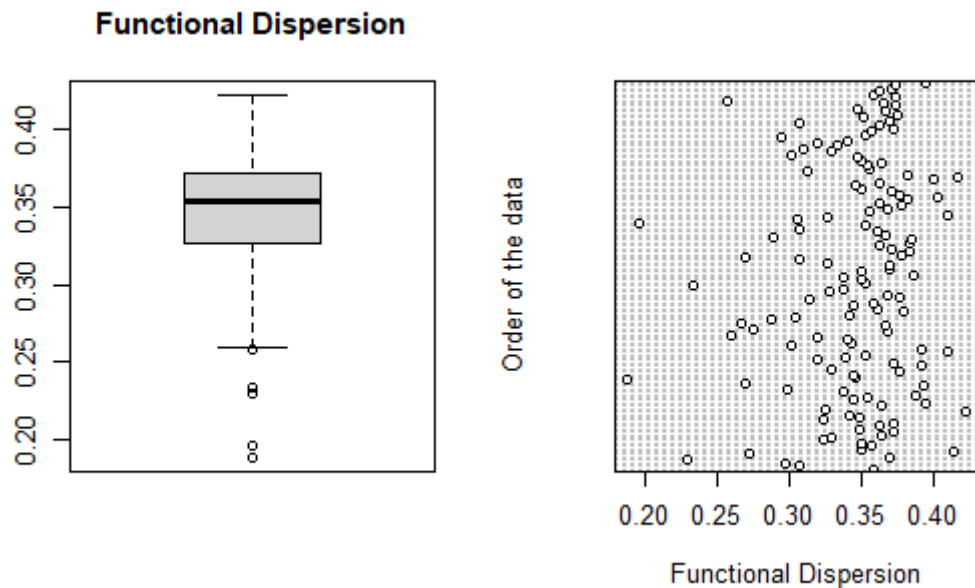


Figura S 6 - Box-plot (E) e Cleveland plot (D) estimados com dados de Dispersão Funcional da ictiofauna em cada amostragem realizada na área de estudo

Os valores de Divergência Funcional (FD_FDiv) situaram em grande parte entre 0,4 e 1. Houve uma certa assimetria na distribuição dos dados em valores acima de 0,6, com a presença de 1 outlier abaixo de 0,5 no conjunto de dados (Figura S 7).

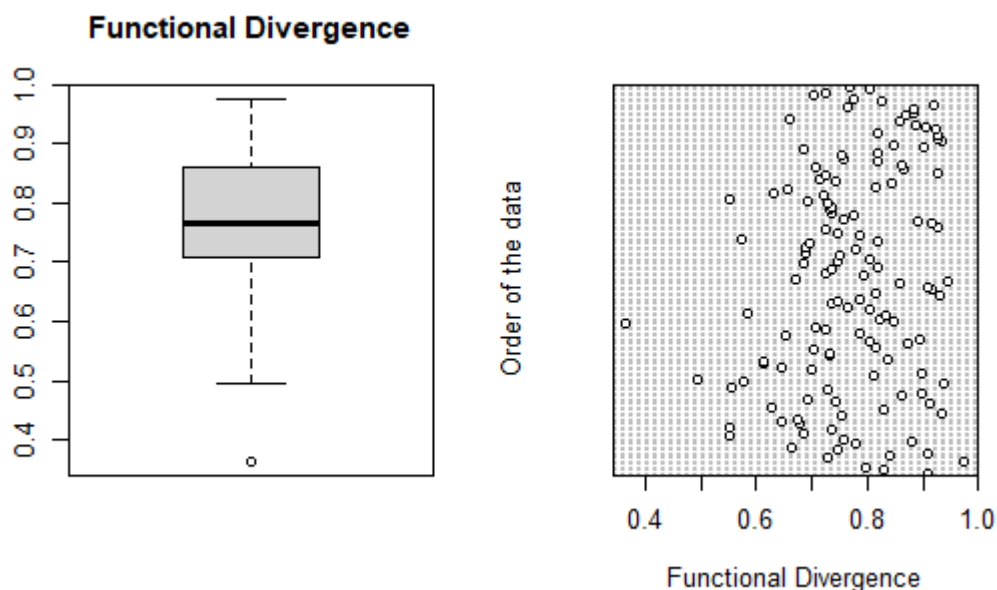


Figura S 7 - Box-plot (E) e Cleveland plot (D) estimados com dados de Dispersão Funcional da ictiofauna em cada amostragem realizada na área de estudo

Os valores de Rao's Q (RaoQ) situaram em grande parte entre 0,4 e 1. Houve uma certa assimetria na distribuição dos dados em valores acima de 0,6, com a presença de 1 outlier abaixo de 0,5 no conjunto de dados (Figura S 8).

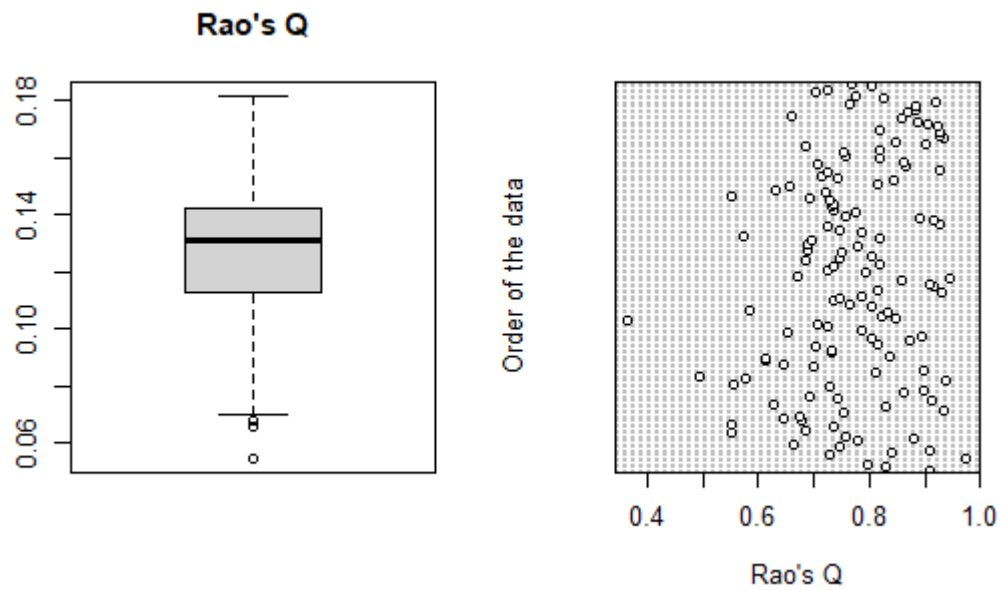


Figura S 8 - Box-plot (E) e Cleveland plot (D) estimados com dados de Rao's Q da ictiofauna em cada amostragem realizada na área de estudo

Homogeneidade de variâncias

A homogeneidade das variâncias dos indicadores ecológicos entre as estações do ano foi checada graficamente por Box-Plots condicionais. A partir dos resultados evidenciados nos mesmos, os oito indicadores ecológicos da comunidade de peixes possuem heterogeneidade entre as variâncias (Figura S 9).

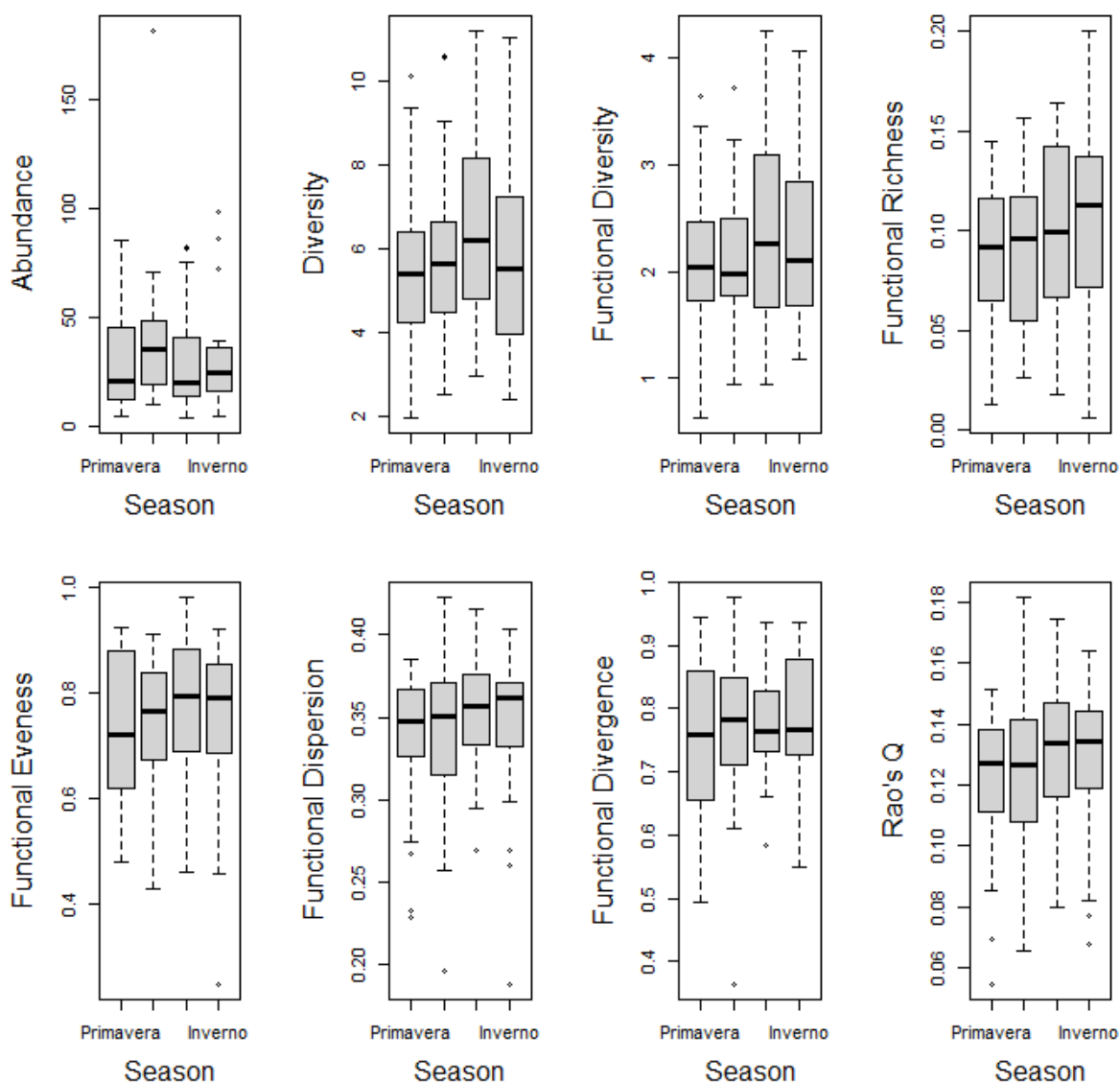


Figura S 9 - Box-Plot condicional da abundância (N), diversidade ($Exp(H')$), diversidade funcional (FD_FD_gp), riqueza funcional (FD_FRic), regularidade funcional (FD_FEve), dispersão funcional (FD_FDis), divergência funcional (FD_FDiv) e Rao's Q ($RaoQ$) entre estações

Normalidade dos dados

A normalidade dos dados dos indicadores ecológicos da comunidade de peixes foi checada a partir de gráficos Q-Q plots com intervalos de confiança gerados a partir da relação dos dados estimados e esperados. A partir dos gráficos em questão, evidenciou-se que nenhum dos indicadores apresentaram distribuição normal no presente estudo (Figura S 10 a Figura S 17)

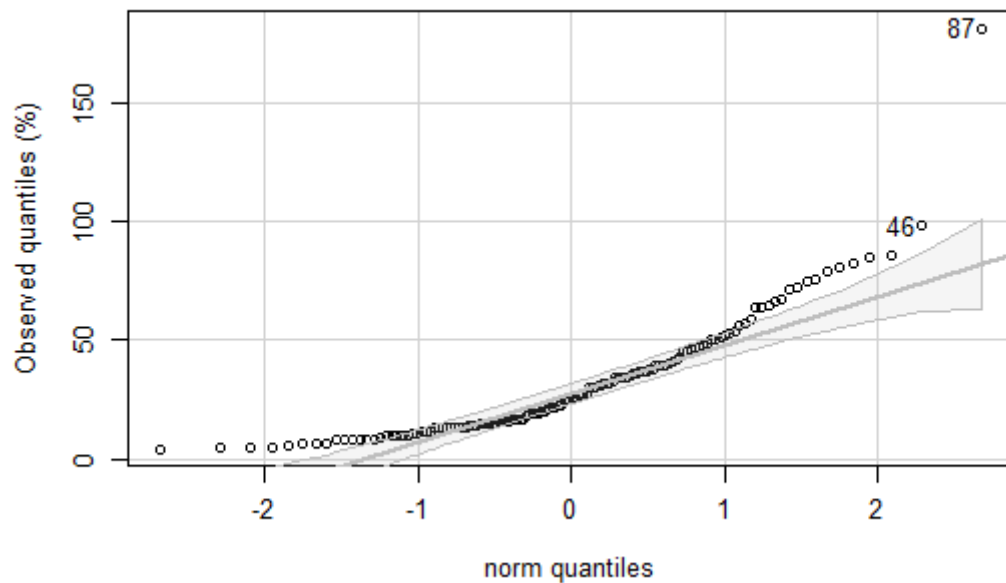


Figura S 10 - Gráfico Q-Q plot estimado com os dados de abundância da ictiofauna nos distintos arrastos realizados na área de estudo. Valores fora da curva de Intervalo de Confiança indicam padrão de distribuição não normal

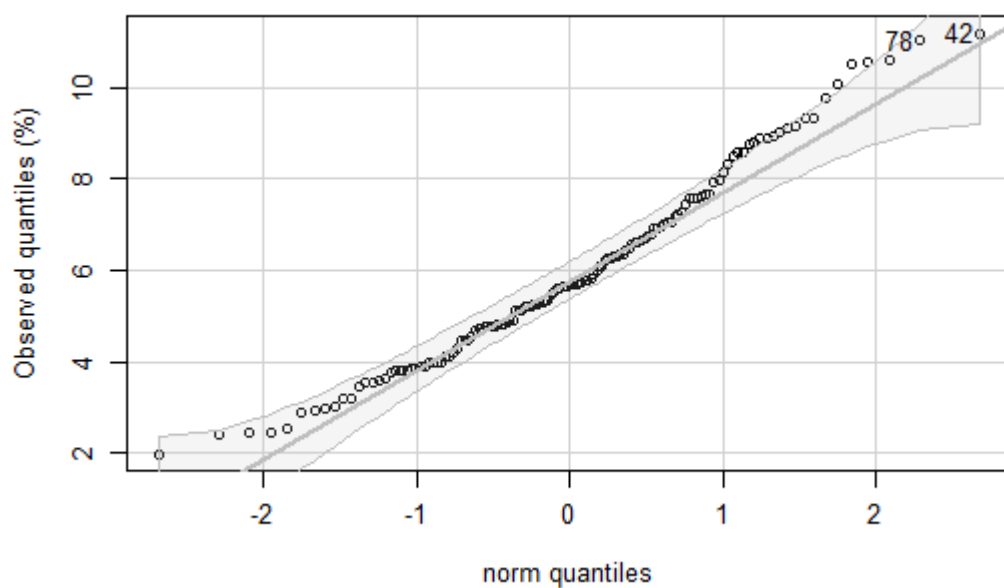


Figura S 12 - Gráfico Q-Q plot estimado com os dados de diversidade da ictiofauna nos distintos arrastos realizados na área de estudo. Valores fora da curva de Intervalo de Confiança indicam padrão de distribuição não normal

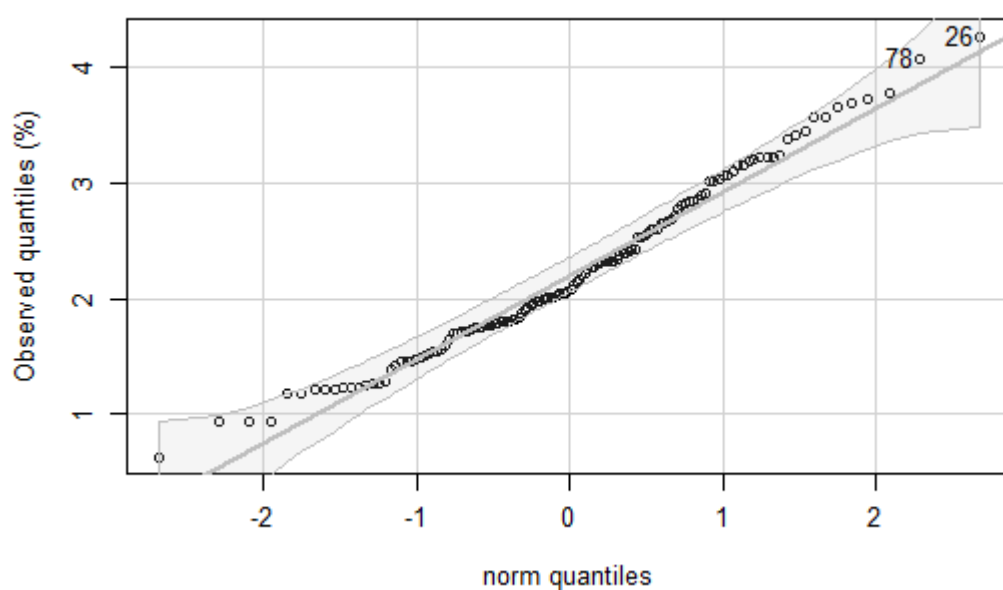


Figura S 11 - Gráfico Q-Q plot estimado com os dados de diversidade funcional da ictiofauna nos distintos arrastos realizados na área de estudo. Valores fora da curva de Intervalo de Confiança indicam padrão de distribuição não normal

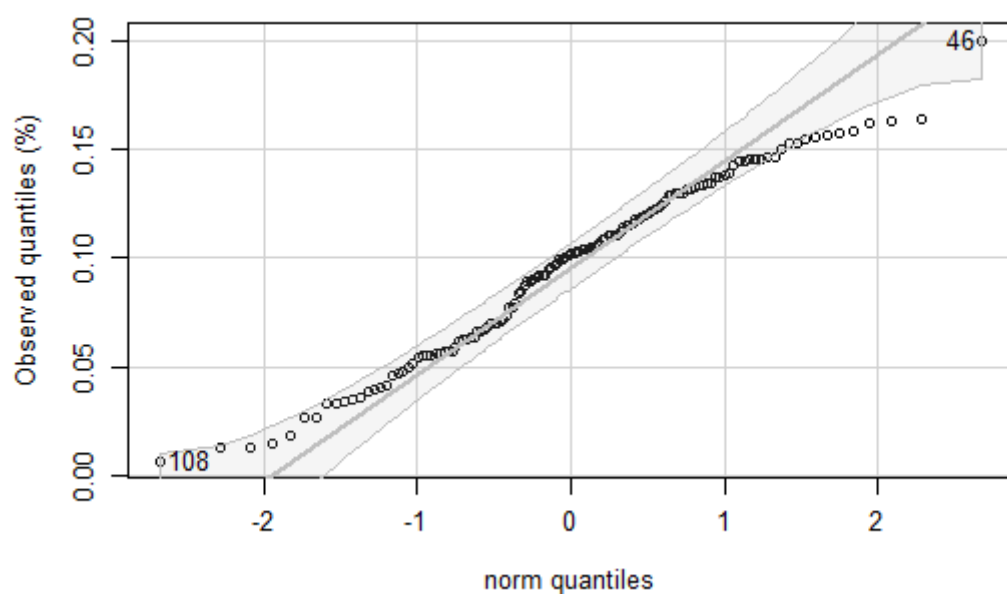


Figura S 13 - Gráfico Q-Q plot estimado com os dados de riqueza funcional da ictiofauna nos distintos arrastos realizados na área de estudo. Valores fora da curva de Intervalo de Confiança indicam padrão de distribuição não normal

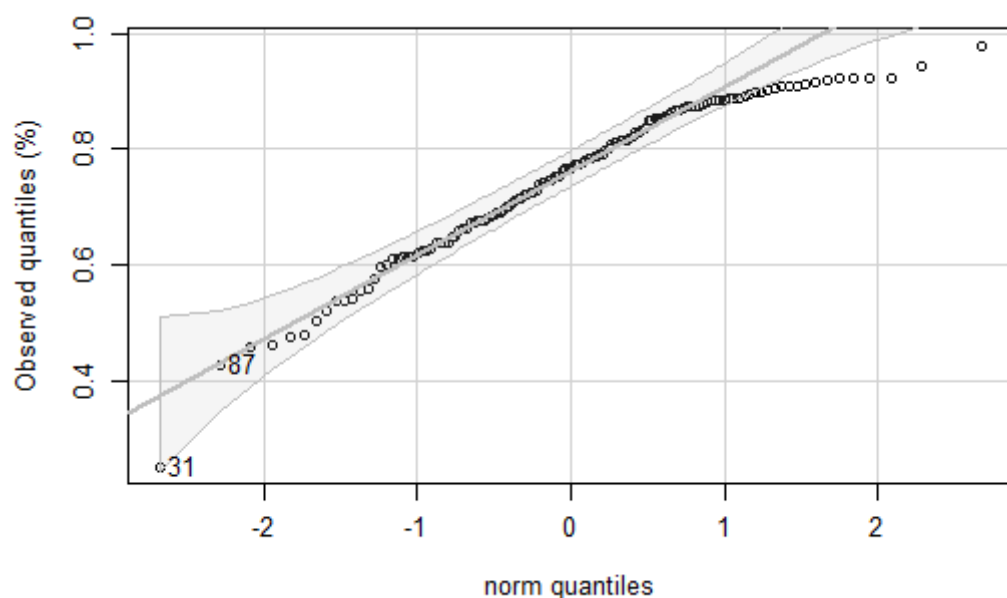


Figura S 14 - Gráfico Q-Q plot estimado com os dados de regularidade funcional da ictiofauna nos distintos arrastos realizados na área de estudo. Valores fora da curva de Intervalo de Confiança indicam padrão de distribuição não normal

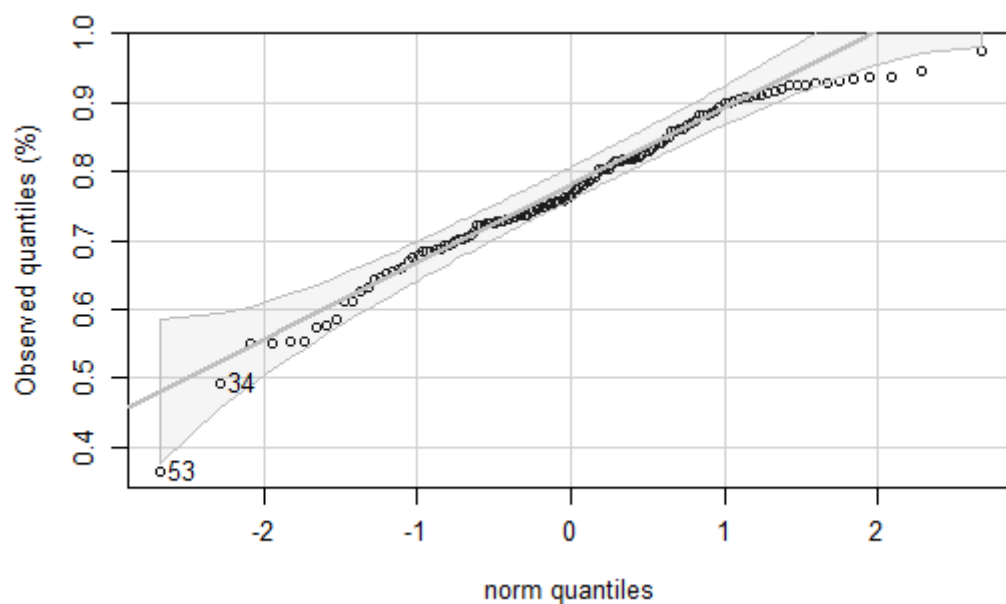


Figura S 15 - Gráfico Q-Q plot estimado com os dados de divergência funcional da ictiofauna nos distintos arrastos realizados na área de estudo. Valores fora da curva de Intervalo de Confiança indicam padrão de distribuição não normal

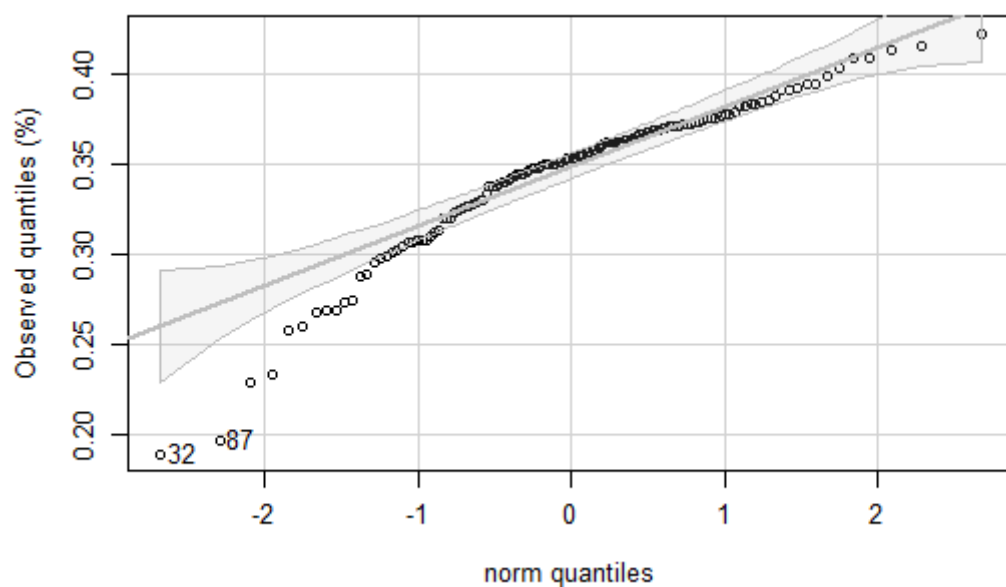


Figura S 16 - Gráfico Q-Q plot estimado com os dados de distinção funcional da ictiofauna nos distintos arrastos realizados na área de estudo. Valores fora da curva de Intervalo de Confiança indicam padrão de distribuição não normal

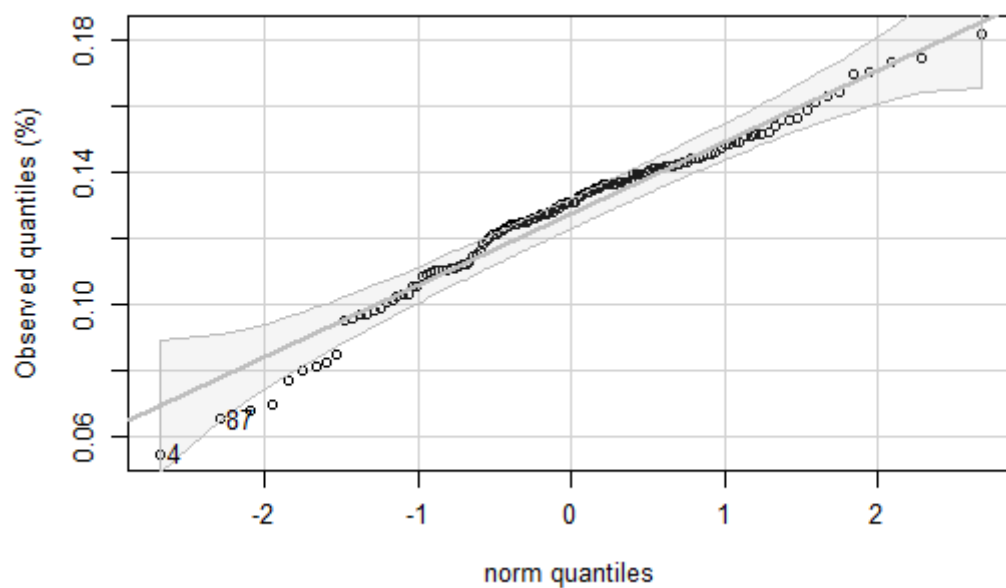


Figura S 17 - Gráfico Q-Q plot estimado com os dados de Entropia Quadrática de Rao da ictiofauna nos distintos arrastos realizados na área de estudo. Valores fora da curva de Intervalo de Confiança indicam padrão de distribuição não normal

Contagem de zeros

A partir dos gráficos de frequência de ocorrência dos valores dos indicadores ecológicos estimados em cada arrasto ao longo do estudo, constatou-se que não existe uma presença inflada de zeros no banco de dados (Figura S 18).

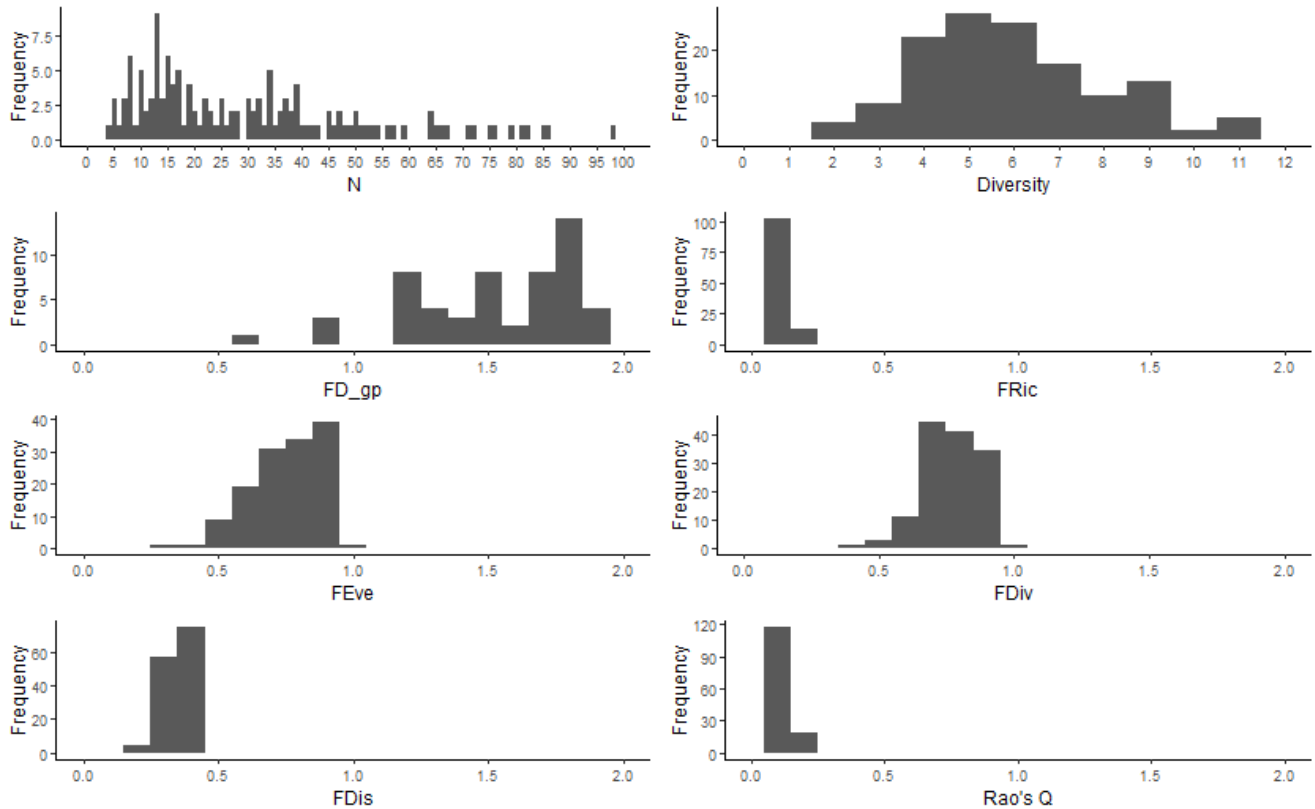


Figura S 18 - Frequência de ocorrência dos valores de indicadores ecológicos estimados nas amostragens de arrasto na área de estudo.

Colinearidade entre variáveis ambientais

Matriz de Correlação de *Spearman* entre Variáveis Ambientais (Figura S 19), indica uma forte correlação positiva entre sólidos totais dissolvidos (TDS) e condutividade (COND) (0.83), entre TDS e salinidade (SAL) (0.63) e moderada entre potencial redox (ORP) e SAL. Desta forma optamos por utilizar apenas SAL na modelagem, dado seu papel ecológico e fisiológico em peixes.

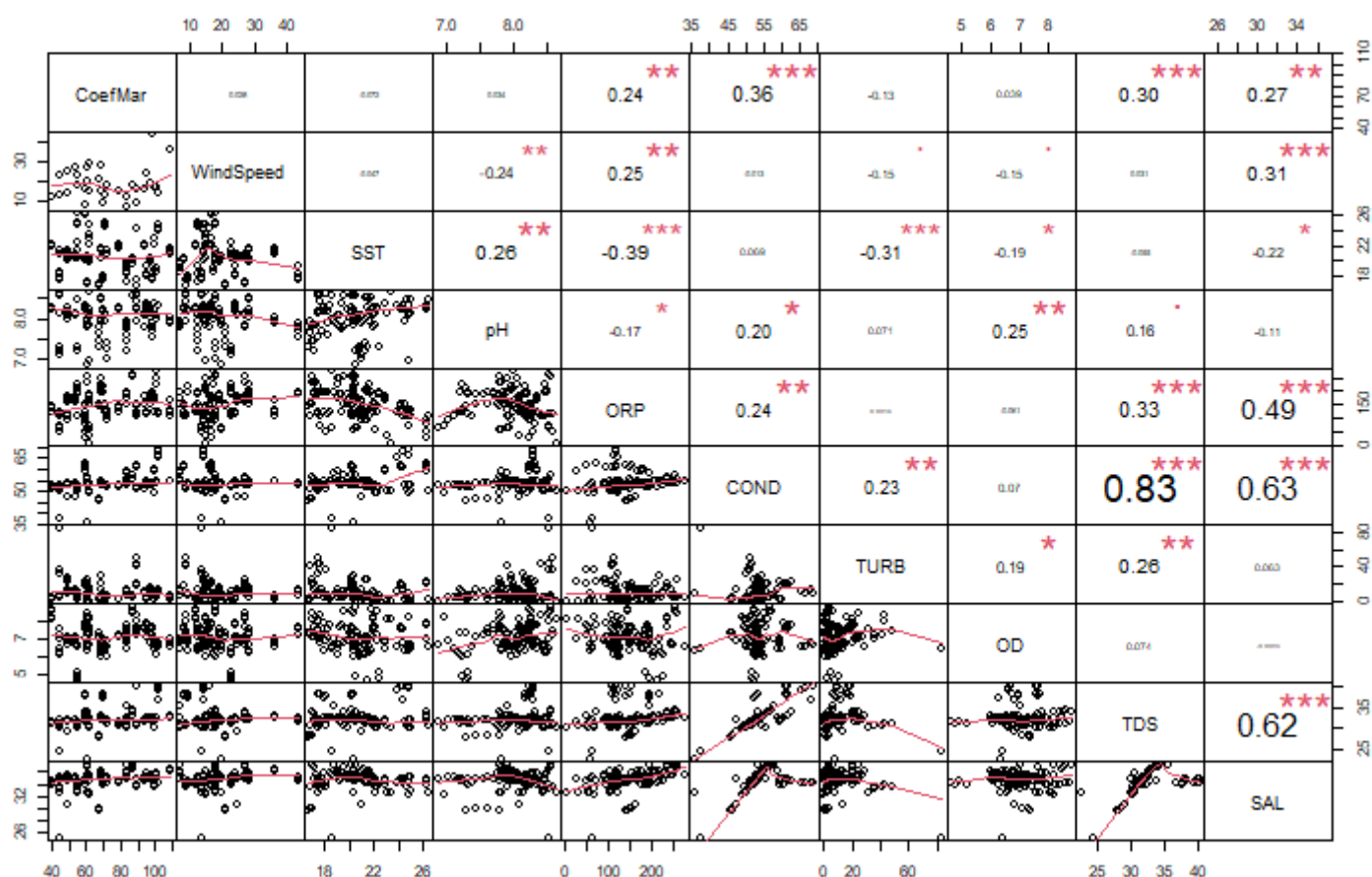


Figura S 19 - Matriz de Correlação de *Spearman* entre Variáveis Ambientais

Relação dos indicadores ecológicos com as variáveis abióticas

De modo a se checar a relação entre as variáveis, foram criados gráficos de dispersão com linhas de tendência suavizadas para auxiliar na interpretação visual. Em geral, a análise visual das Figura S 20 a Figura S 74 evidenciou que os indicadores ecológicos possuem uma relação não linear com as variáveis ambientais explicativas

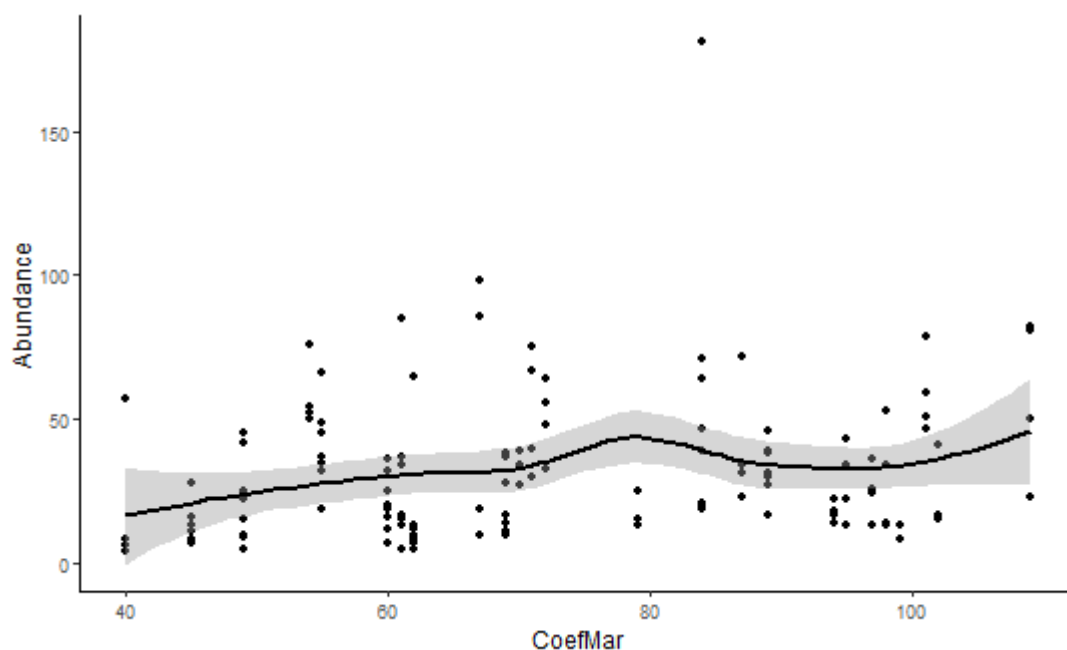


Figura S 20 - Gráficos de dispersão entre abundância e coeficiente de maré com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

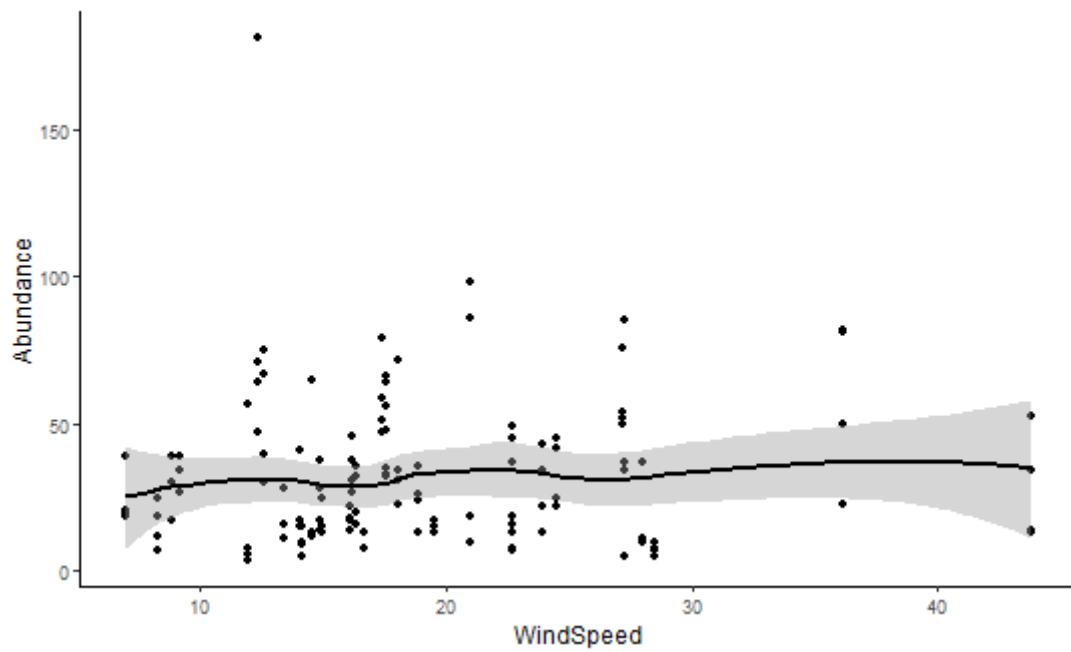


Figura S 21 - Gráficos de dispersão entre abundância e velocidade do vento atura com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

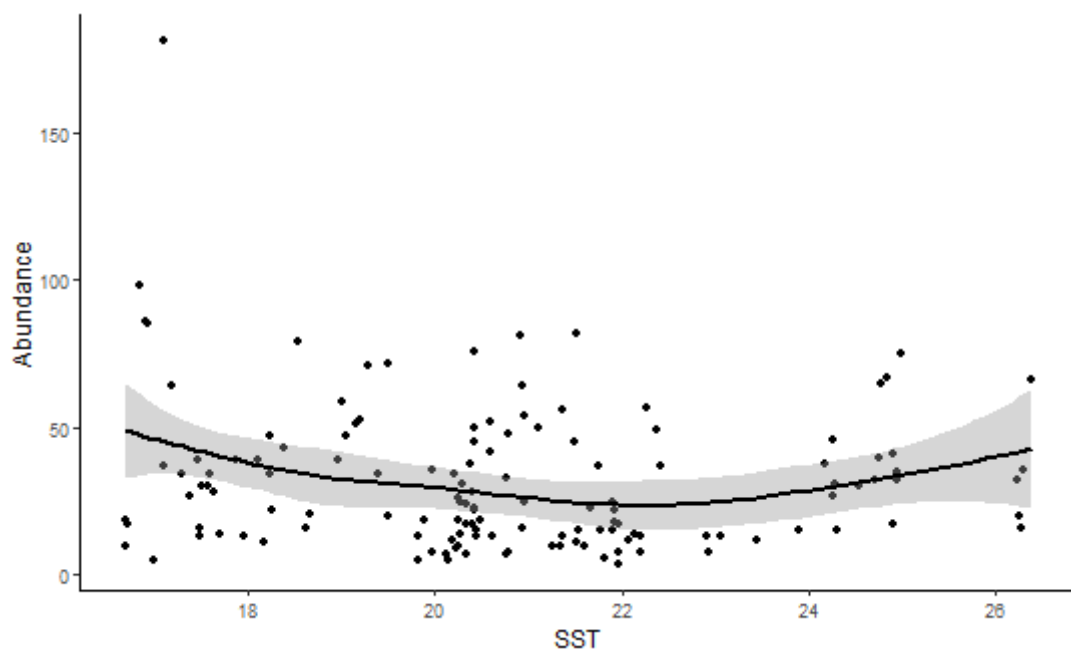


Figura S 22 - Gráficos de dispersão entre abundância e temperatura da superfície do mar com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

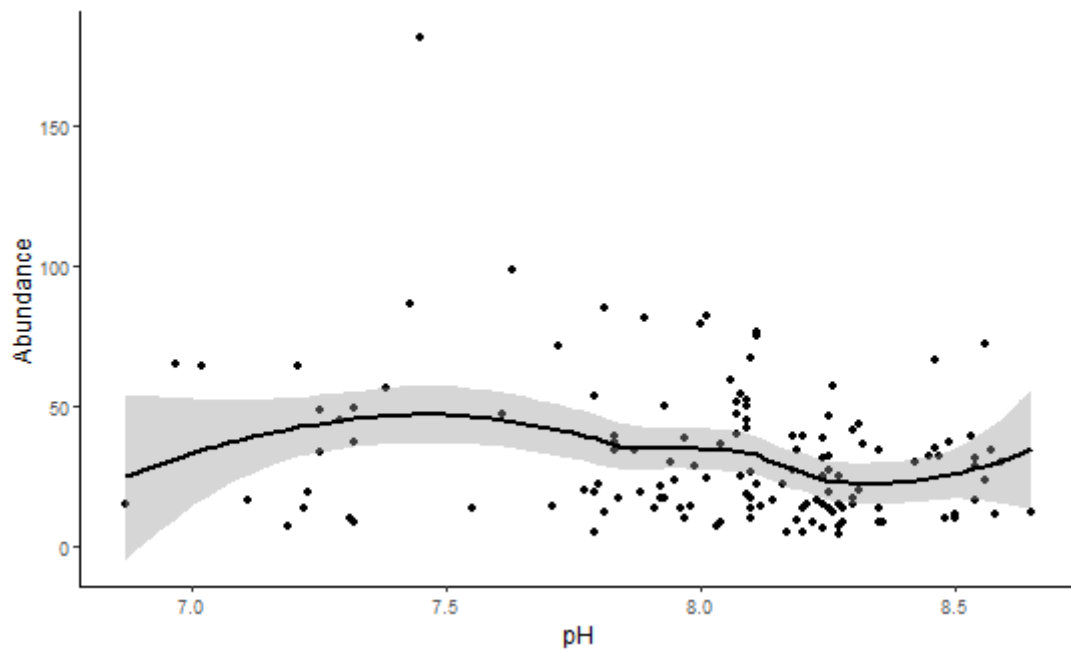


Figura S 23 - Gráficos de dispersão entre abundância e pH do mar com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

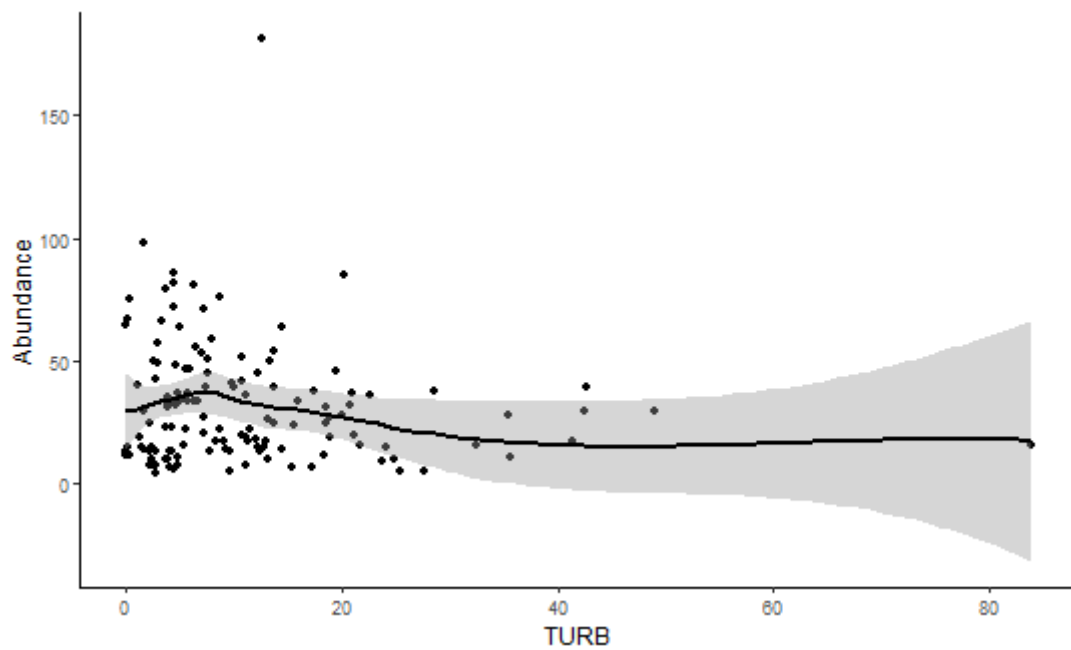


Figura S 24 - Gráficos de dispersão entre abundância e turbidez com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

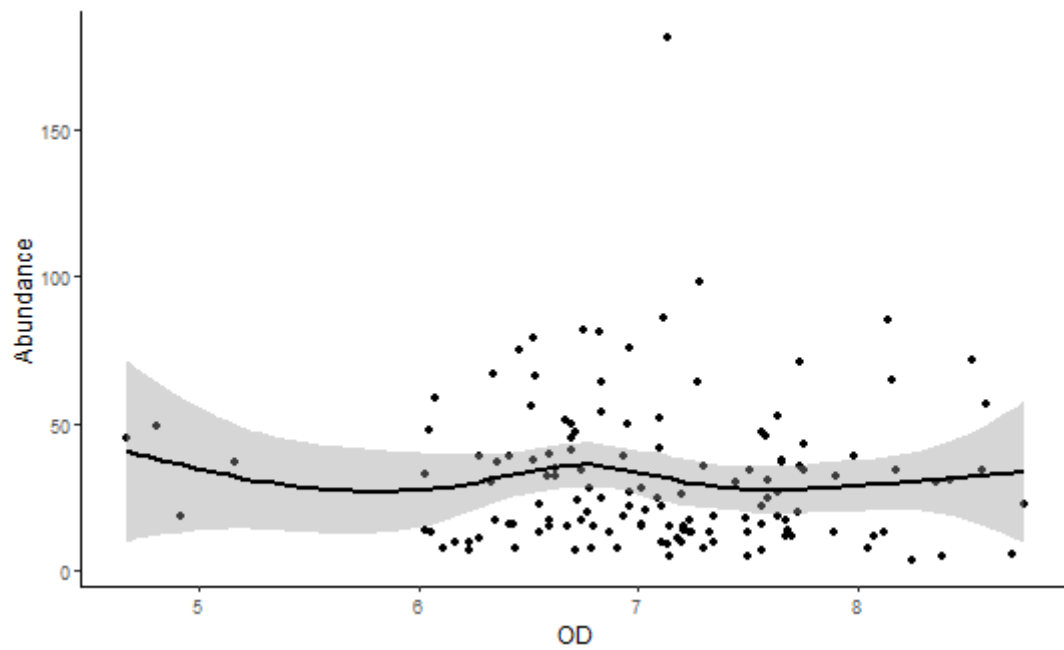


Figura S 25 - Gráficos de dispersão entre abundância e oxigênio dissolvido com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

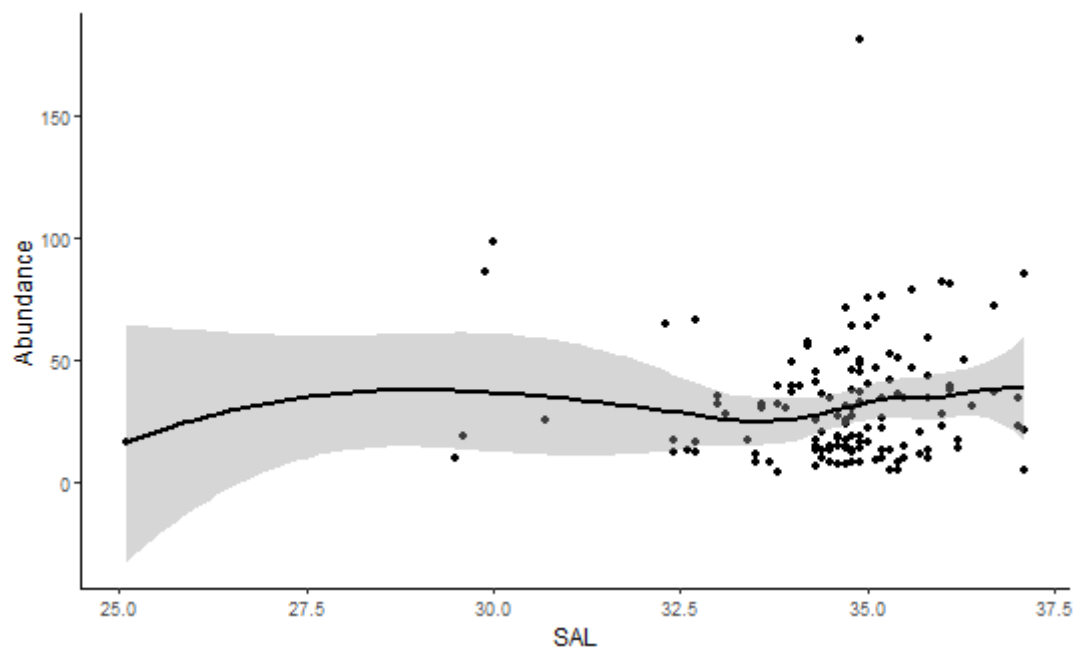


Figura S 26 - Gráficos de dispersão entre abundância e salinidade com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

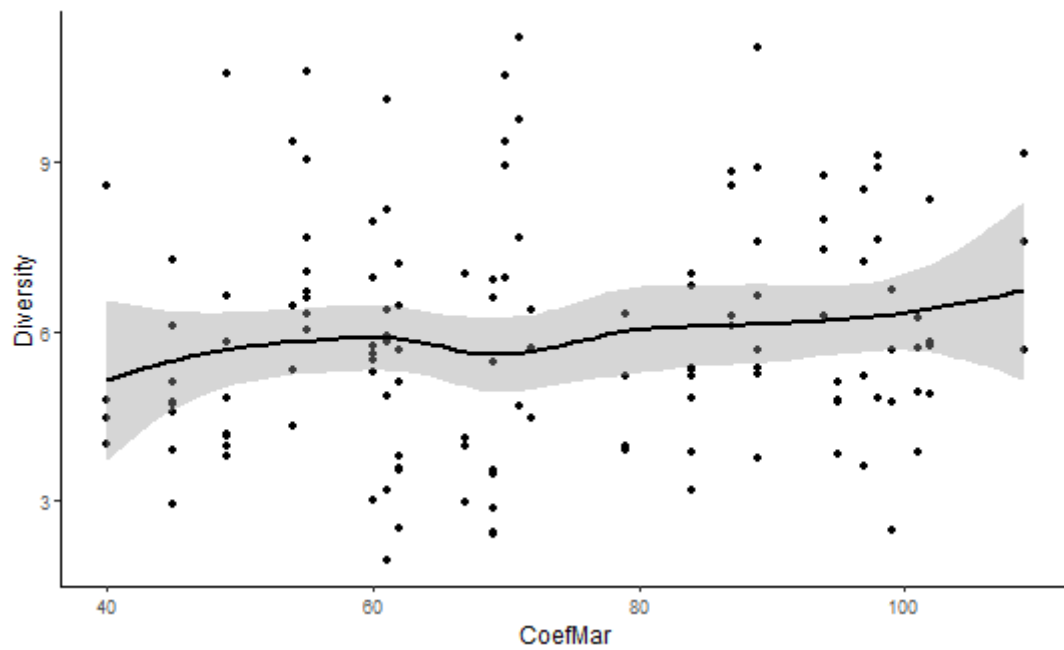


Figura S 27 - Gráficos de dispersão entre diversidade e coeficiente de maré com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

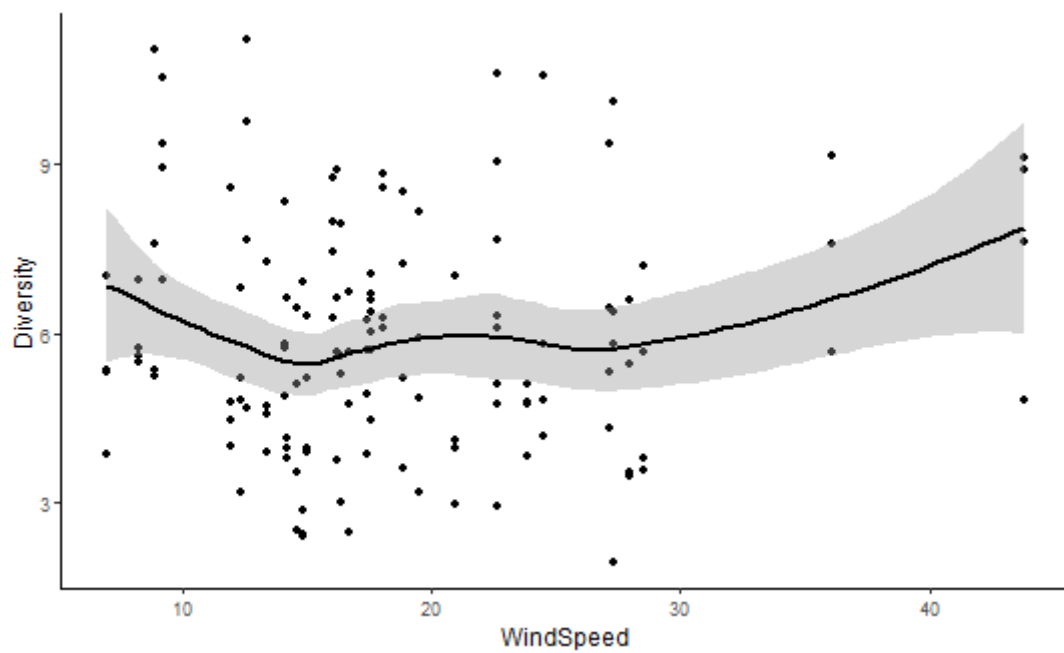


Figura S 28 - Gráficos de dispersão entre diversidade e velocidade do vento com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

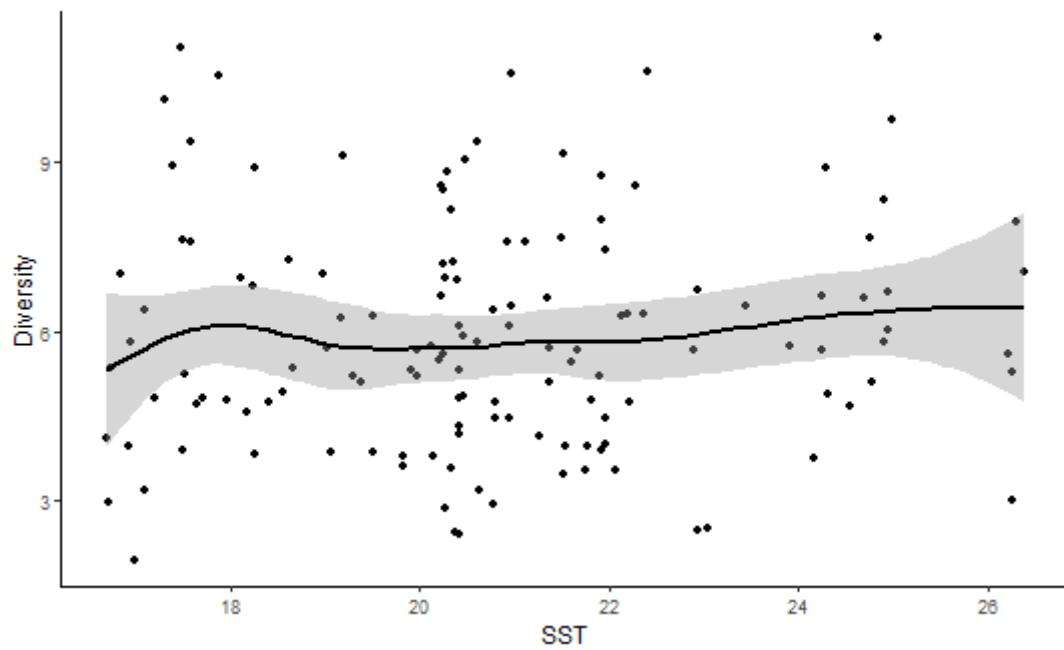


Figura S 29 - Gráficos de dispersão entre diversidade e temperatura da superfície do mar com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

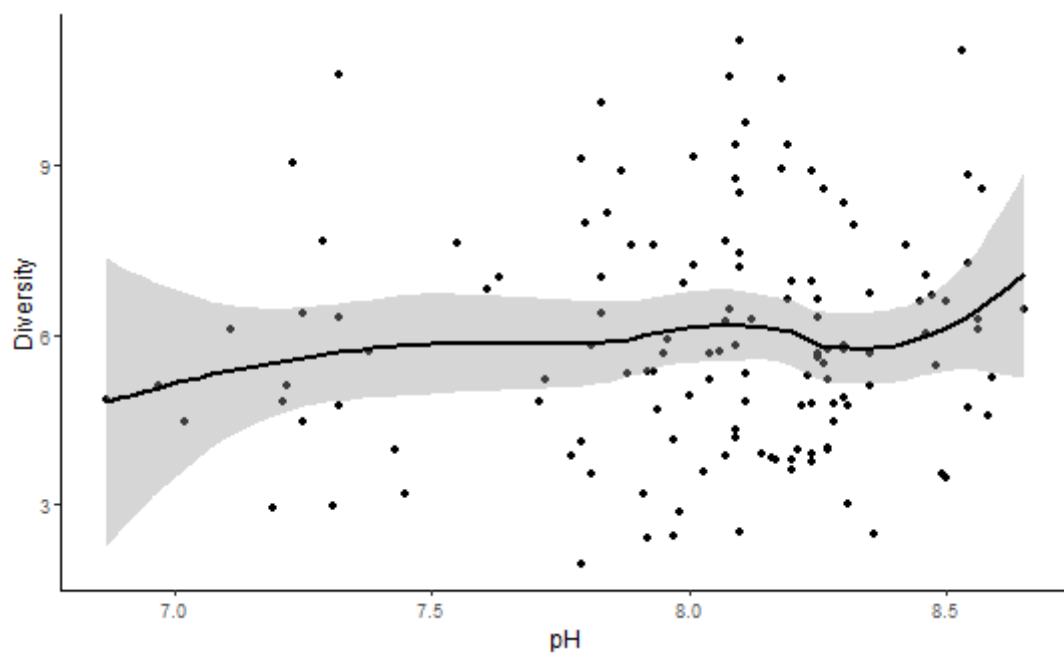


Figura S 30 - Gráficos de dispersão entre diversidade pH com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

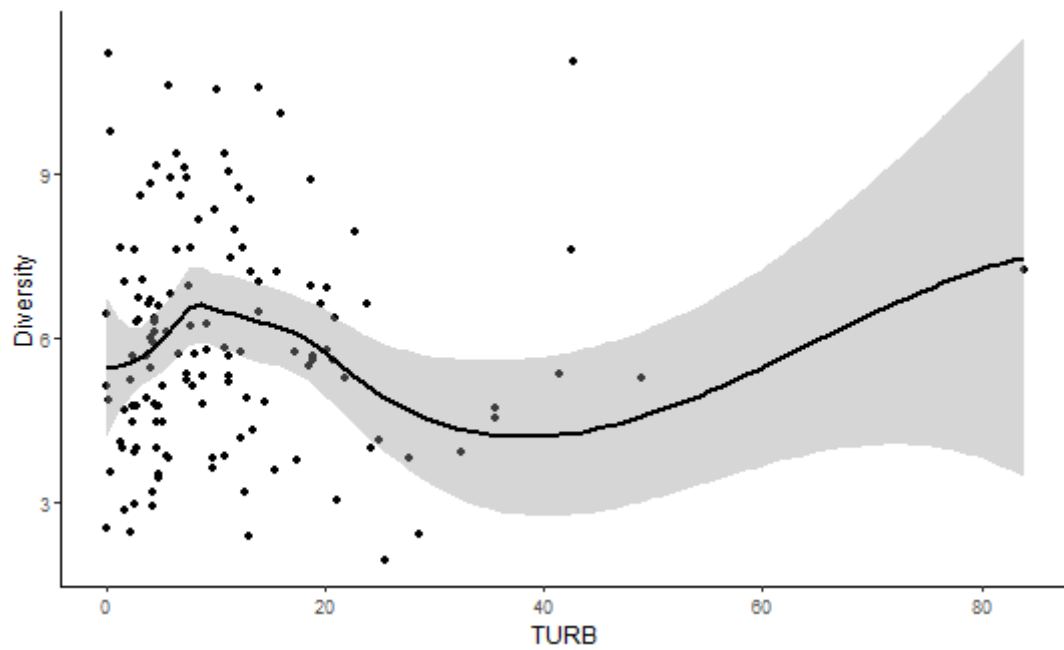


Figura S 31 - Gráficos de dispersão entre diversidade e turbidez com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

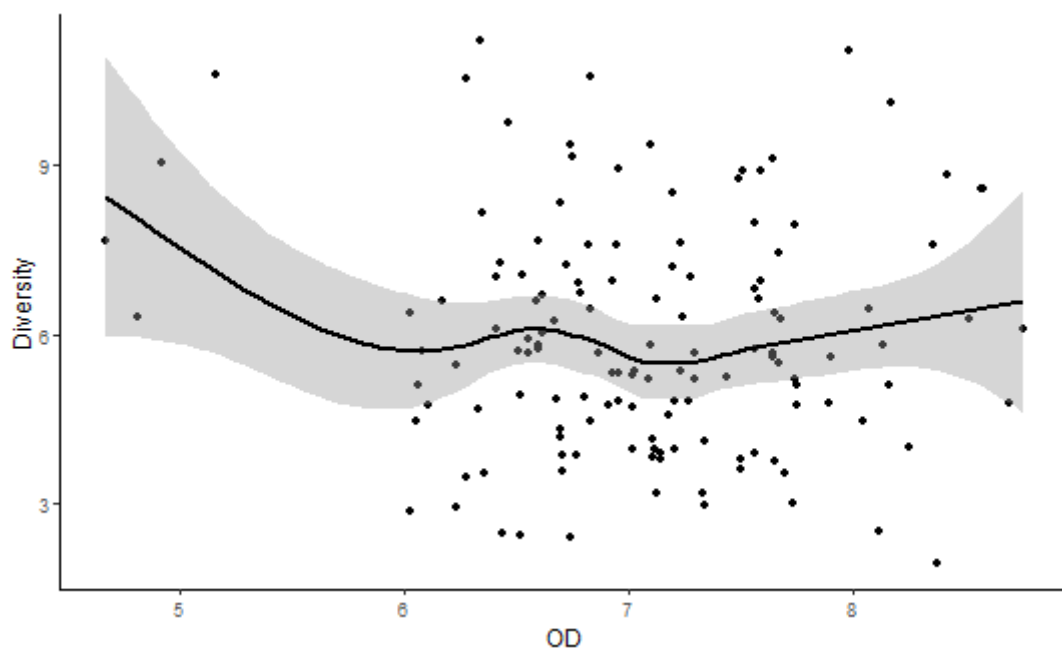


Figura S 32 - Gráficos de dispersão entre diversidade e oxigênio dissolvido com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

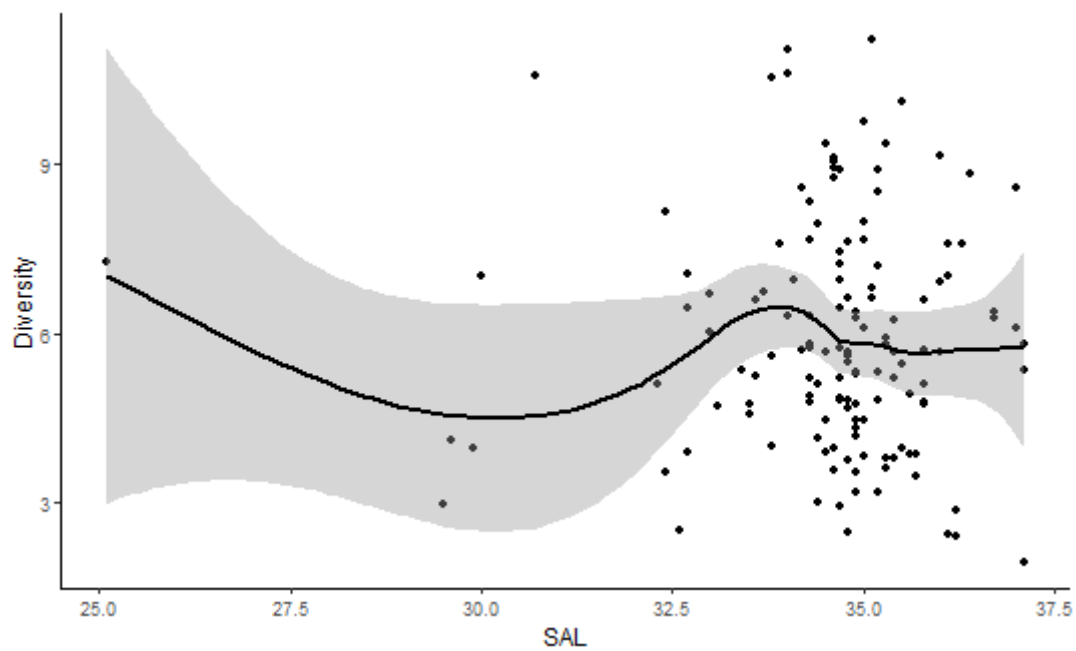


Figura S 33 - Gráficos de dispersão entre diversidade e salinidade do mar com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

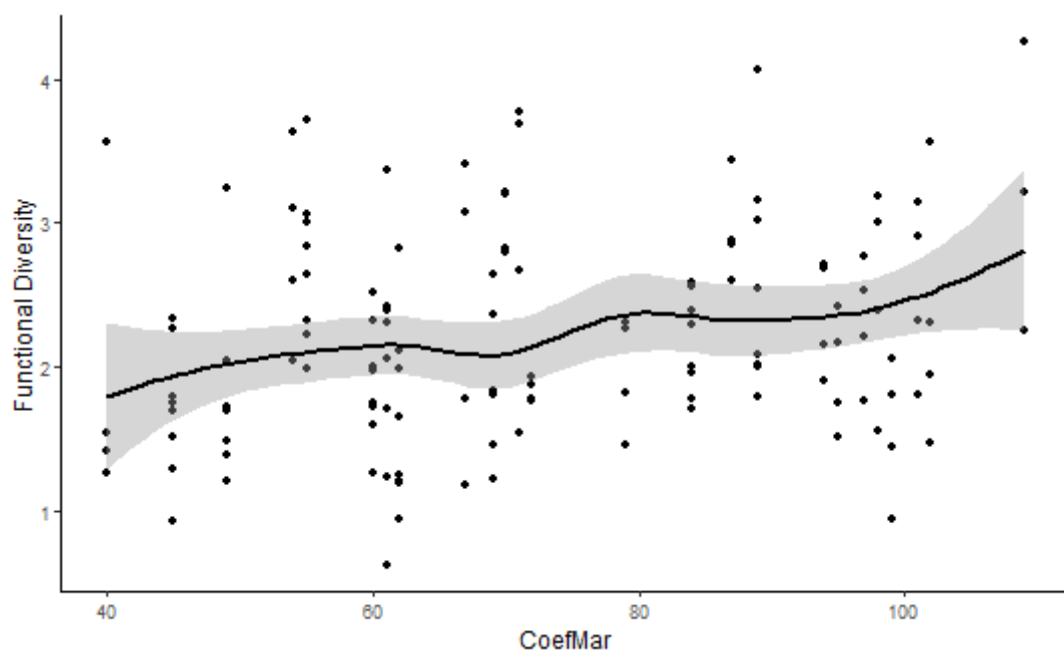


Figura S 34 - Gráficos de dispersão entre diversidade funcional e coeficiente de maré do mar com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

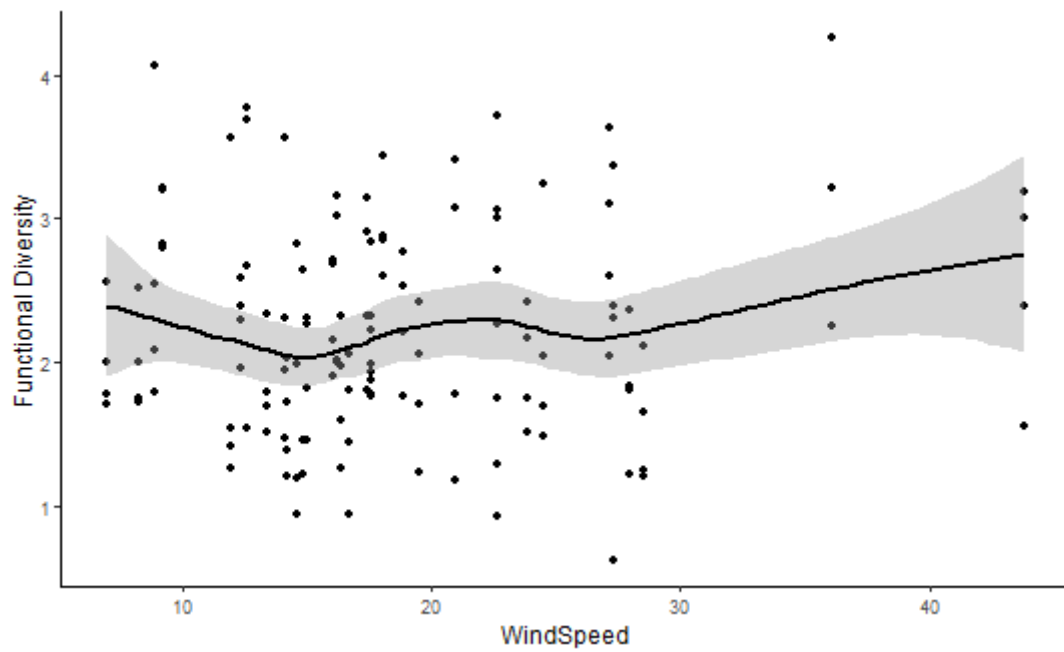


Figura S 35 - Gráficos de dispersão entre diversidade funcional e velocidade do vento com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

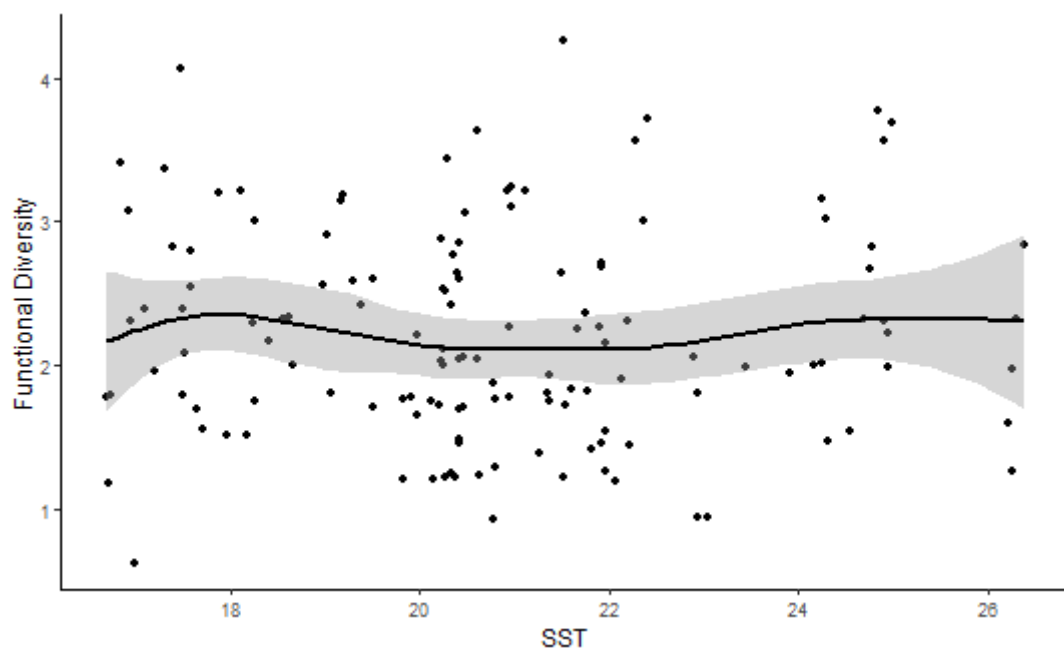


Figura S 36 - Gráficos de dispersão entre diversidade funcional temperatura da superfície do mar com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

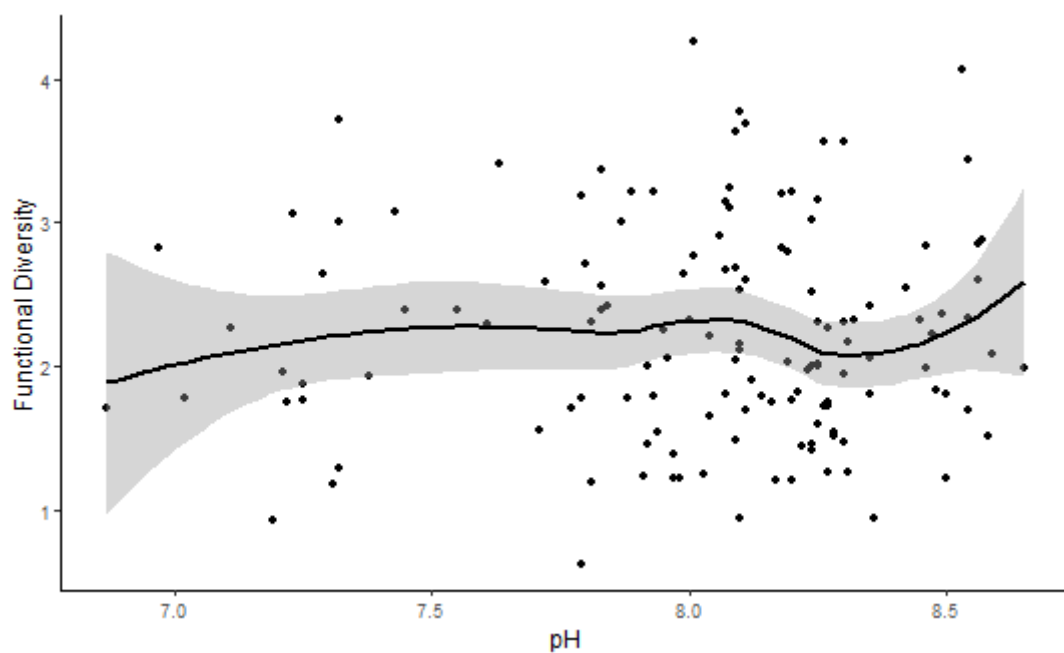


Figura S 37 - Gráficos de dispersão entre diversidade funcional e pH com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

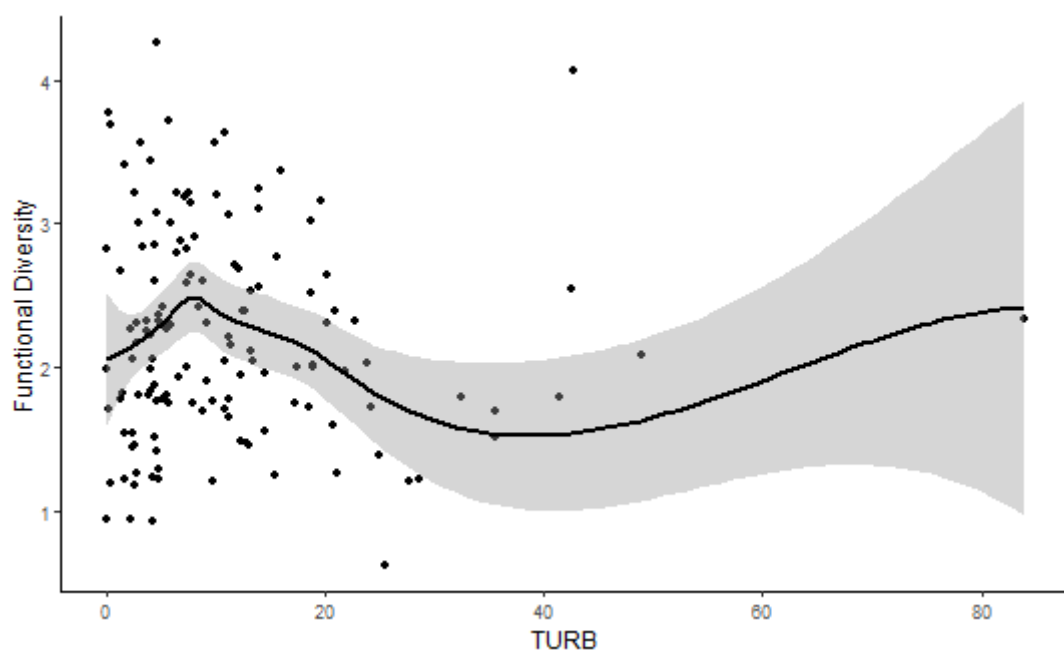


Figura S 38 - Gráficos de dispersão entre diversidade funcional e turbidez com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

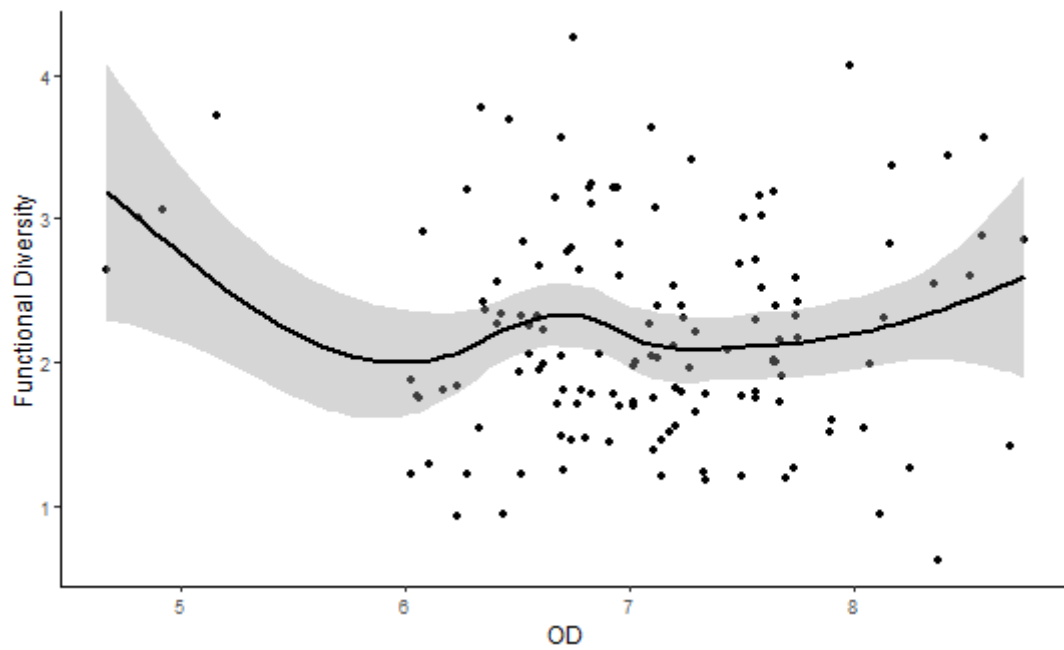


Figura S 39 - Gráficos de dispersão entre diversidade funcional e oxigênio dissolvido com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

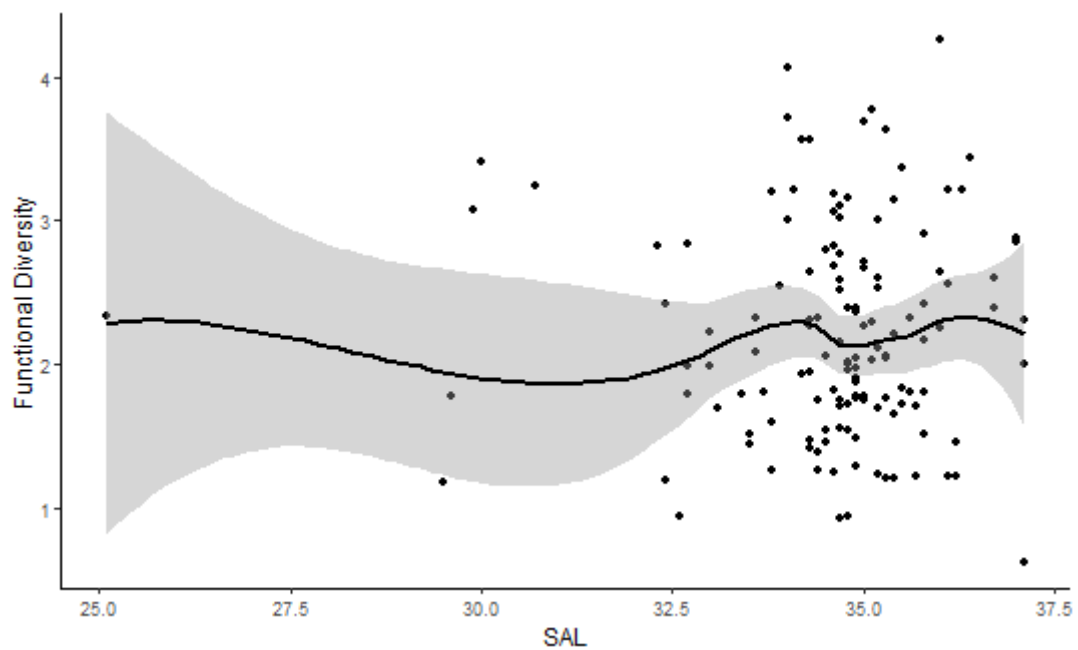


Figura S 40 - Gráficos de dispersão entre diversidade funcional e velocidade do vento com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

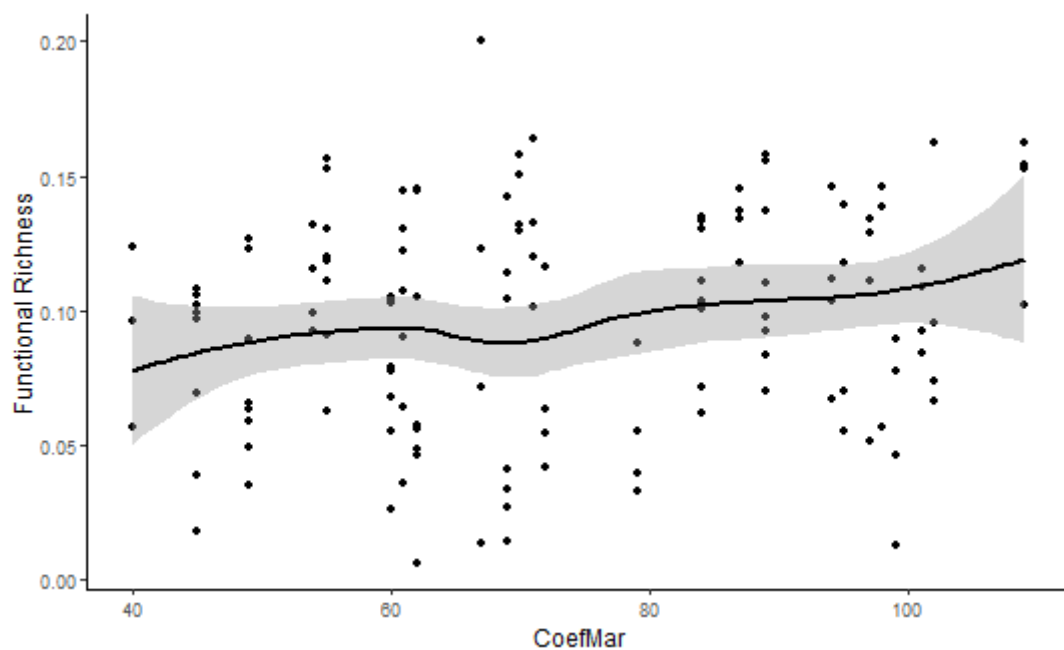


Figura S 41 - Gráficos de dispersão entre riqueza funcional e coeficiente de maré com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

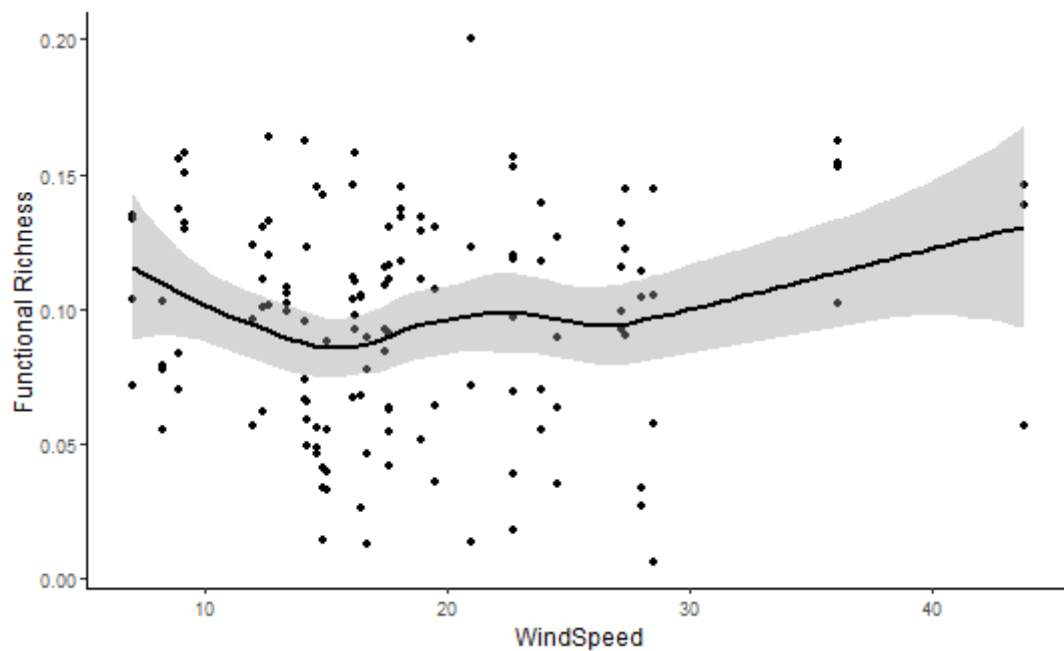


Figura S 42 - Gráficos de dispersão entre riqueza funcional e velocidade do vento com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

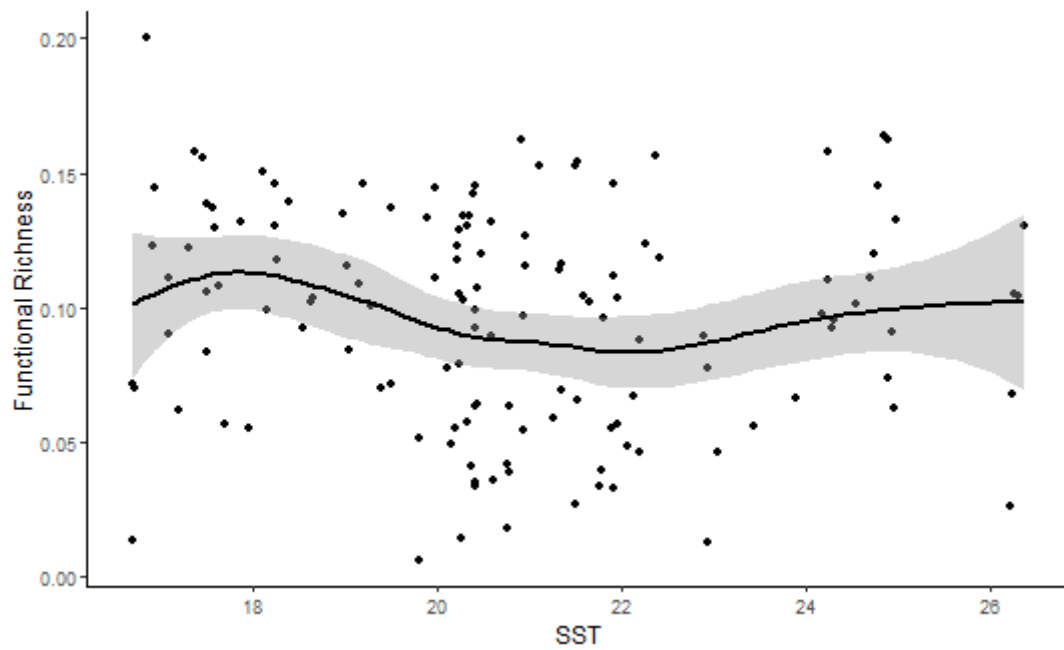


Figura S 43 - Gráficos de dispersão entre riqueza funcional temperatura da superfície do mar com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

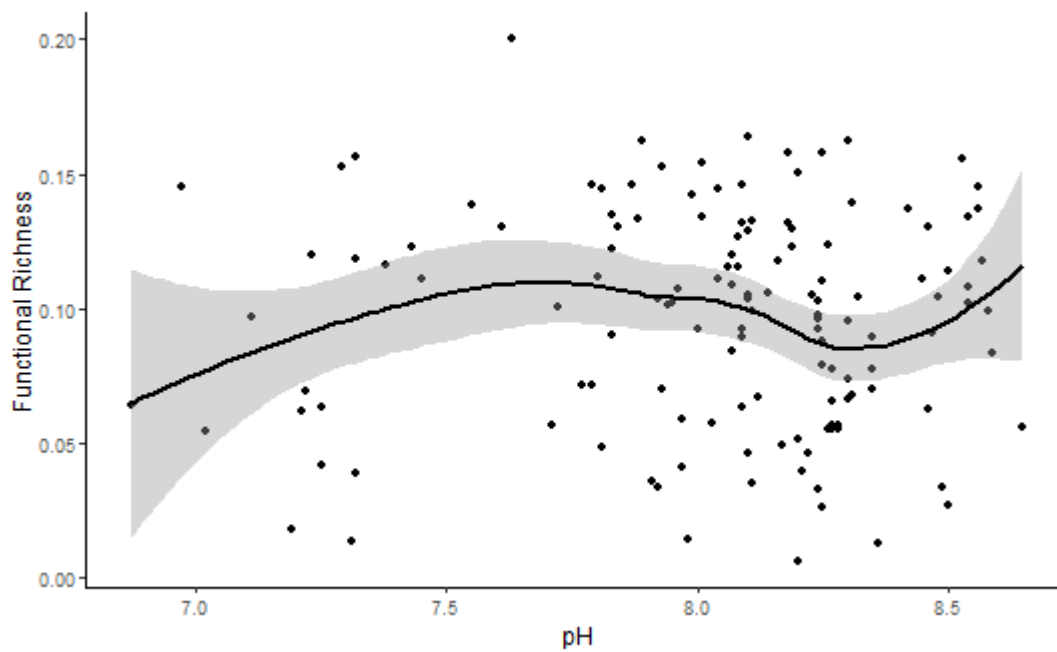


Figura S 44 - Gráficos de dispersão entre riqueza funcional pH com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

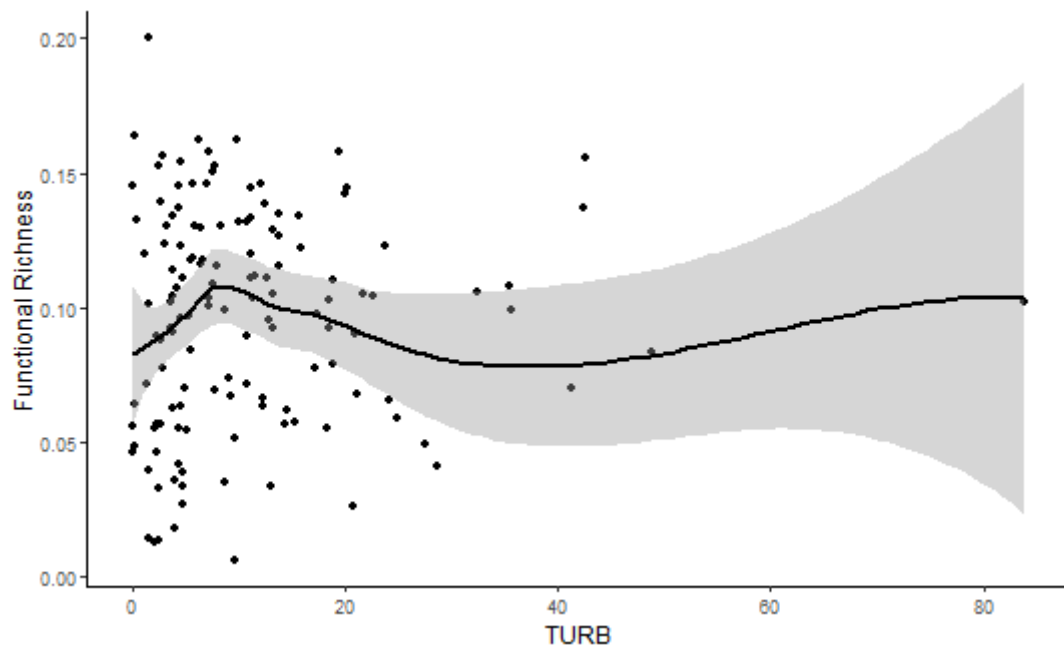


Figura S 45 - Gráficos de dispersão entre riqueza funcional e turbidez com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

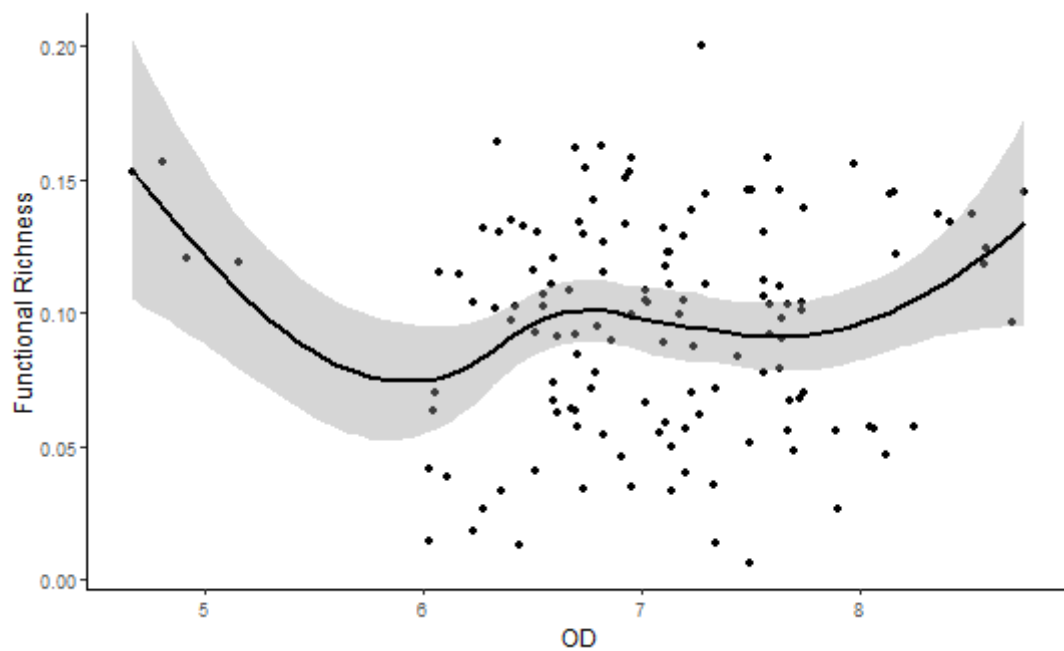


Figura S 46 - Gráficos de dispersão entre riqueza funcional oxigênio dissolvido com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

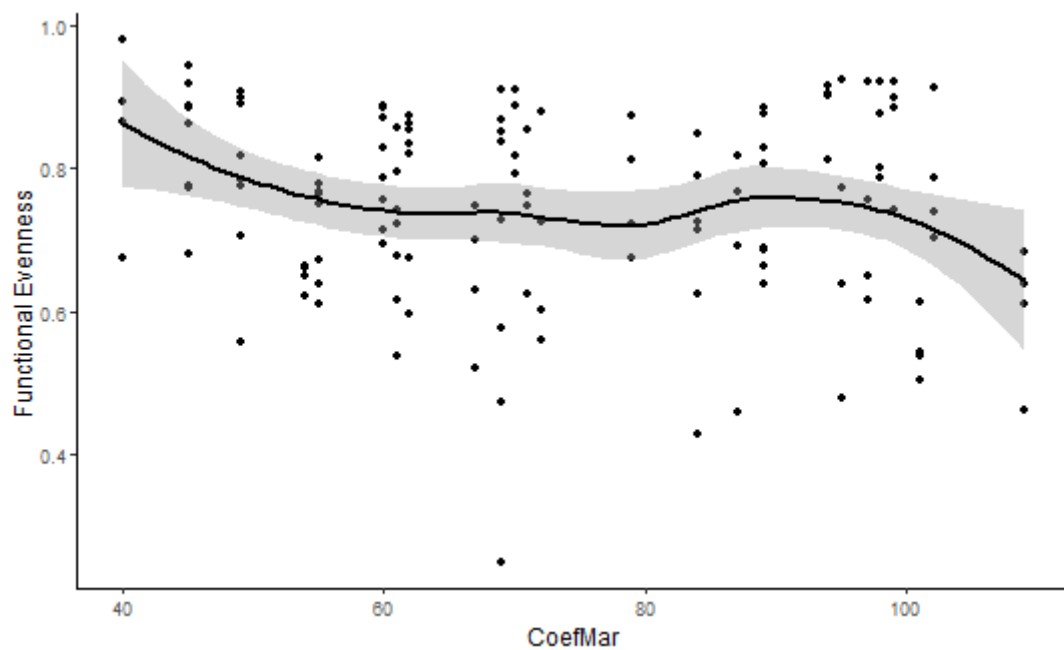


Figura S 47 - Gráficos de dispersão entre equitabilidade funcional e coeficiente de maré com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

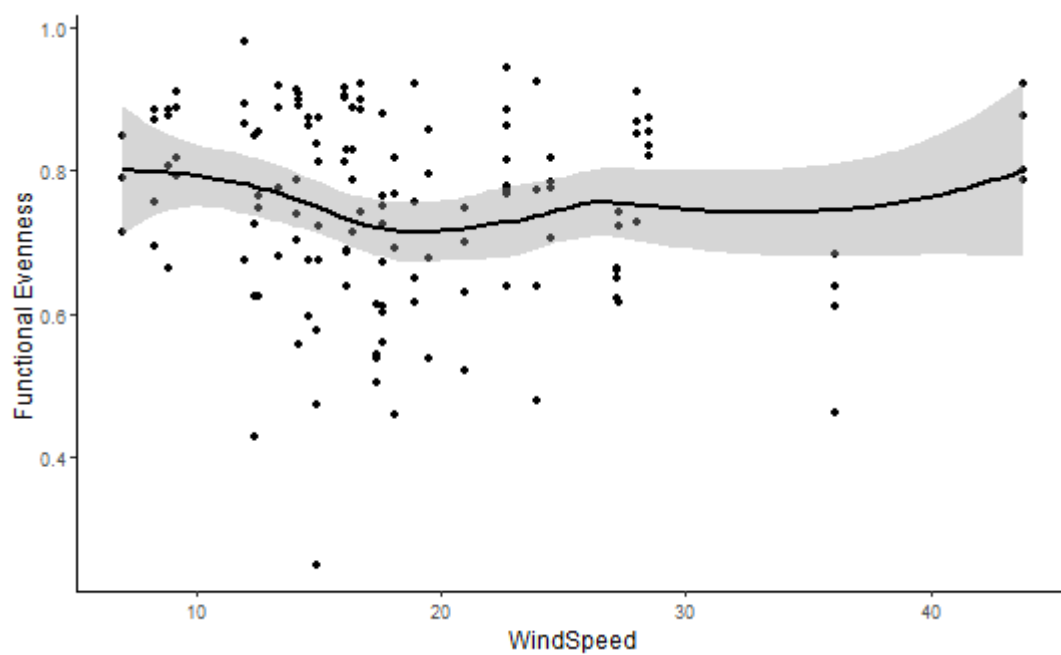


Figura S 48 - Gráficos de dispersão entre equitabilidade funcional e intensidade do vento com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

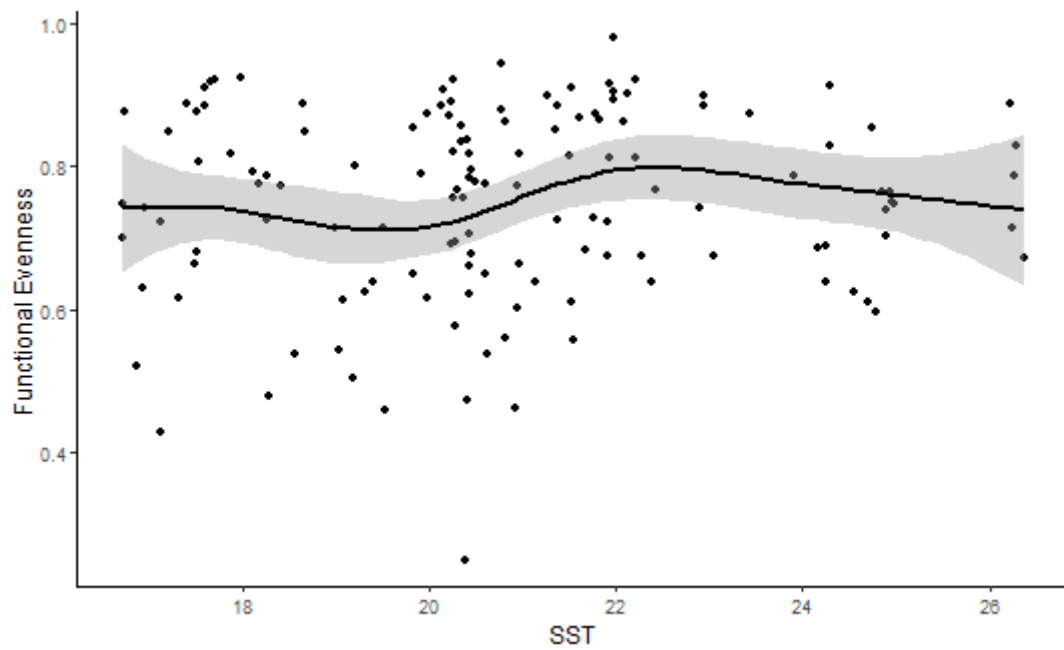


Figura S 49 - Gráficos de dispersão entre equitabilidade funcional e temperatura da superfície do mar com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

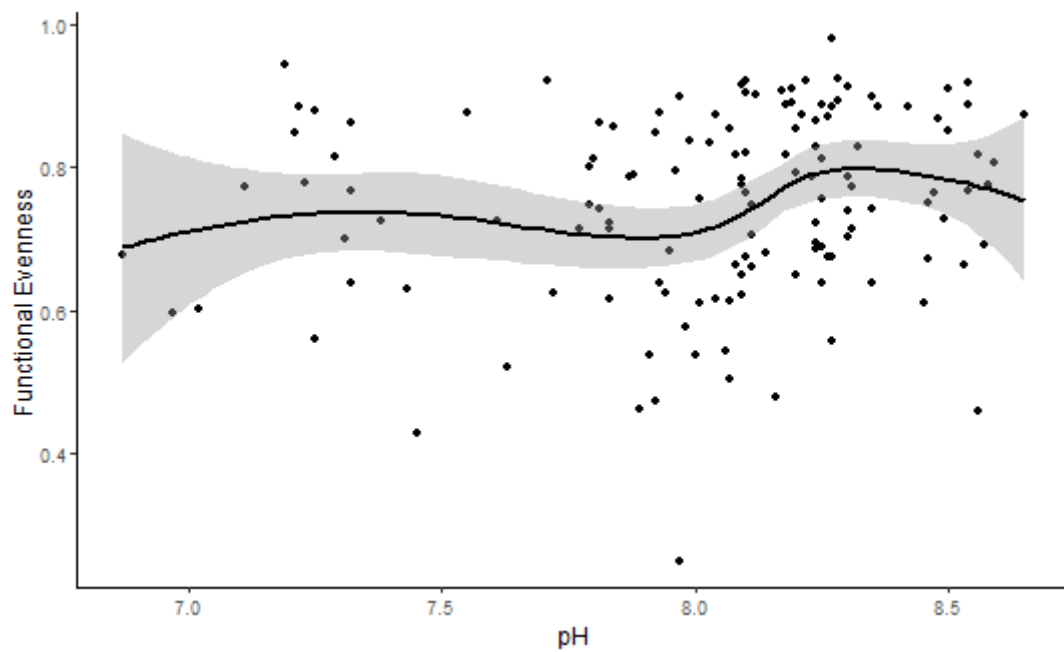


Figura S 50 - Gráficos de dispersão entre equitabilidade funcional e pH com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

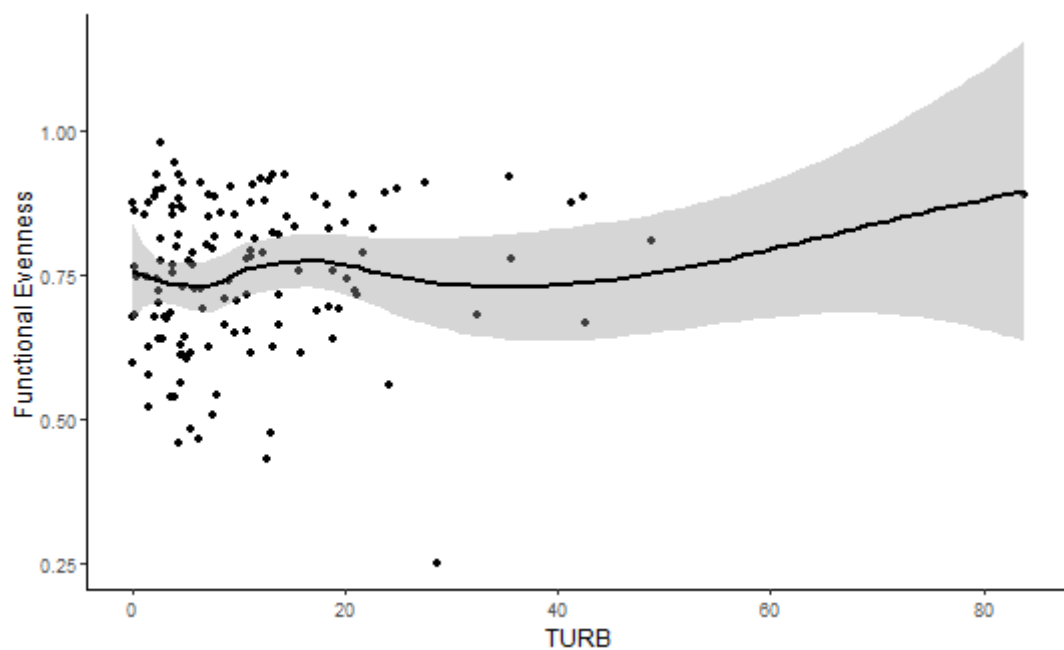


Figura S 51 - Gráficos de dispersão entre equitabilidade funcional e turbidez com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

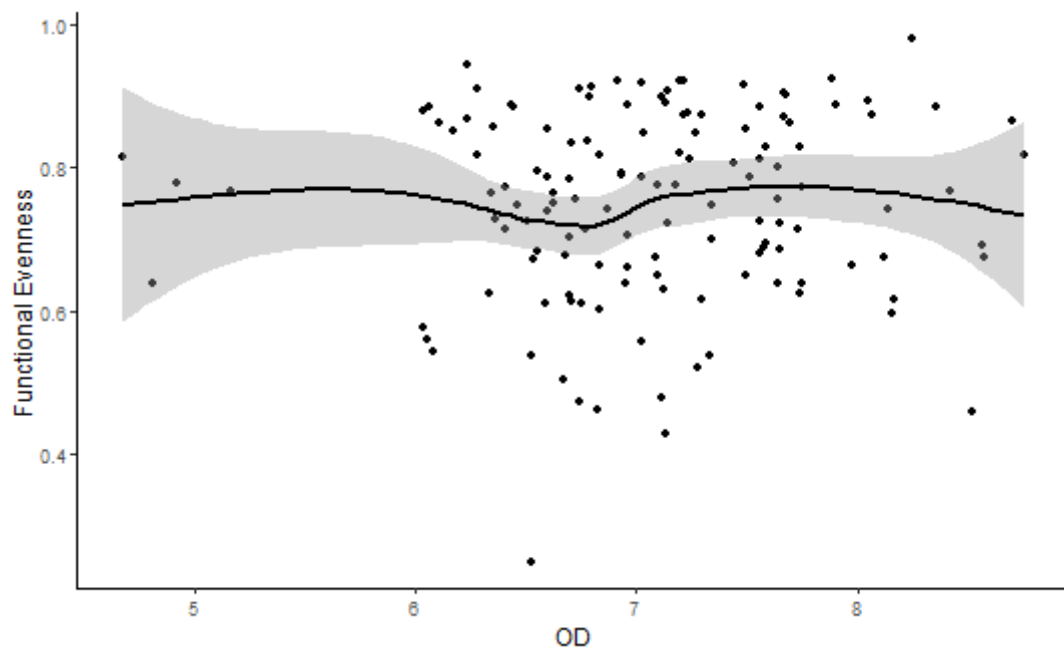


Figura S 52 - Gráficos de dispersão entre equitabilidade funcional e oxigênio dissolvido com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

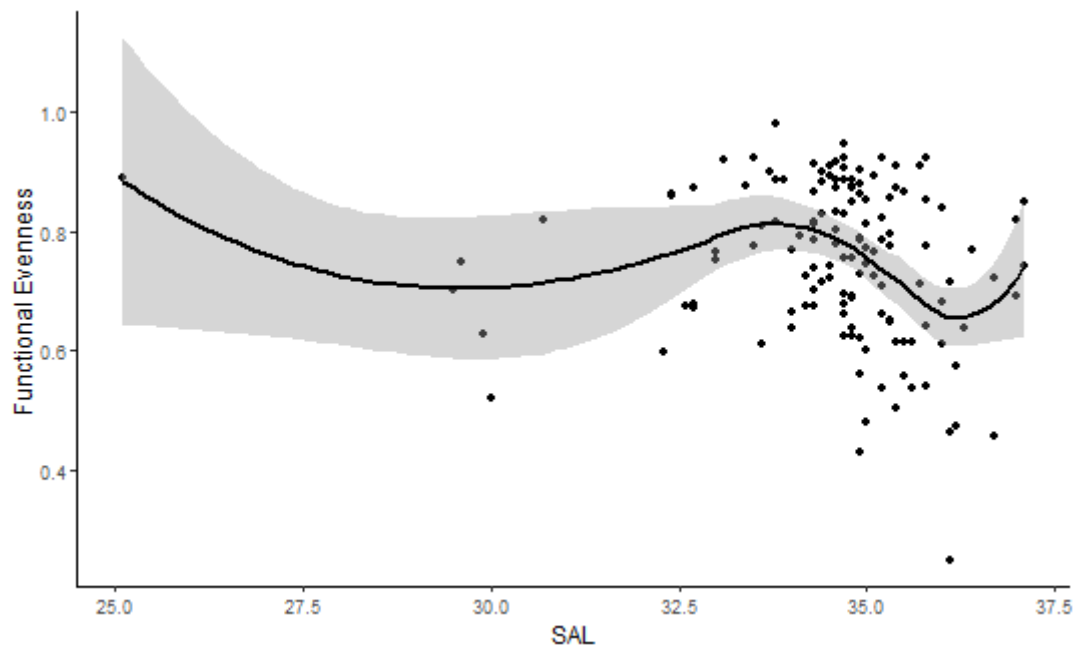


Figura S 53 - Gráficos de dispersão entre equitabilidade funcional e salinidade com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

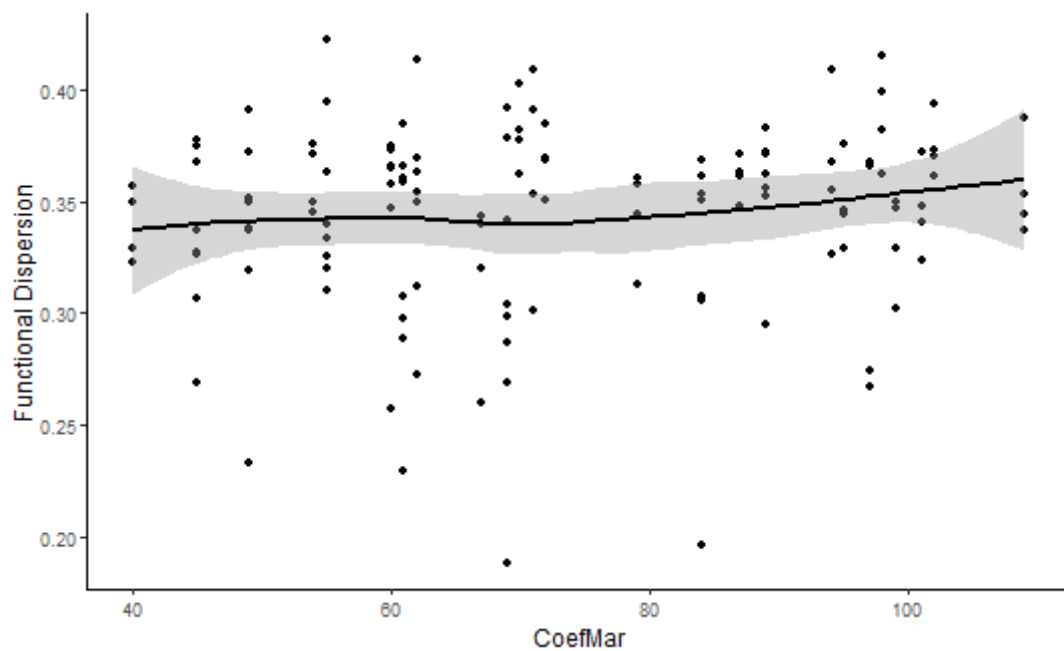


Figura S 54 - Gráficos de dispersão entre dispersão funcional e coeficiente de maré com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

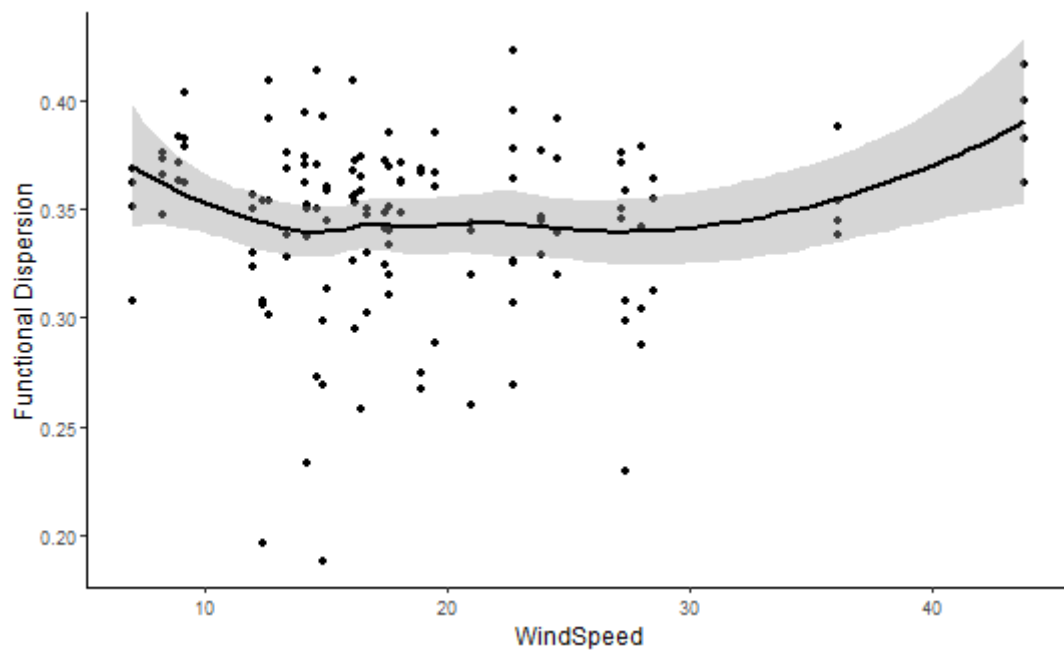


Figura S 55 - Gráficos de dispersão entre dispersão funcional e intensidade do vento com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

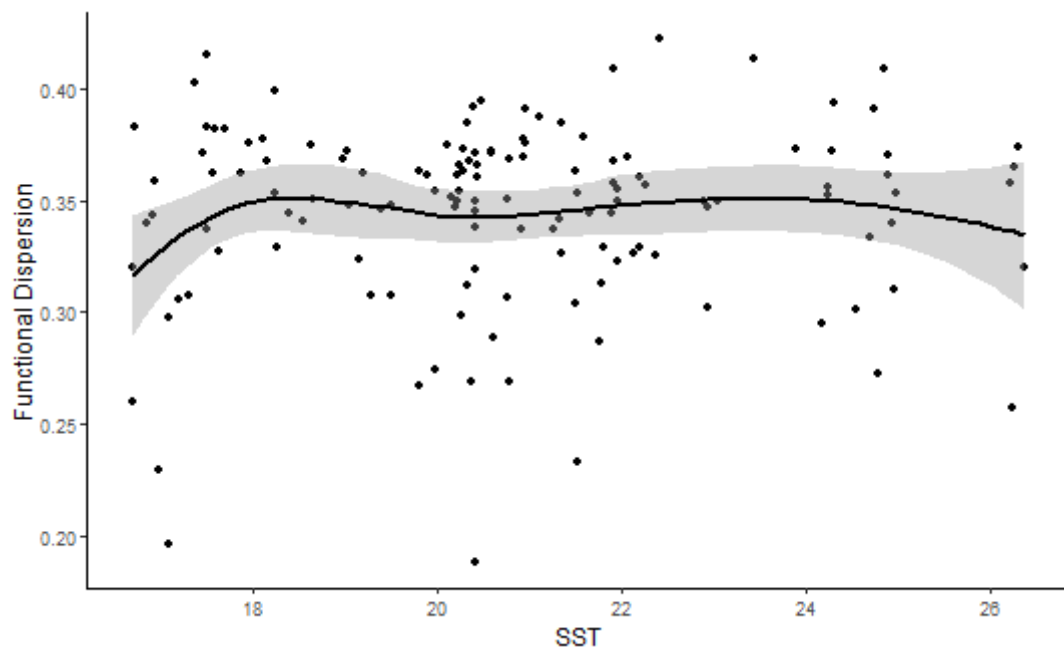


Figura S 56 - Gráficos de dispersão entre dispersão funcional temperatura da superfície do mar com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

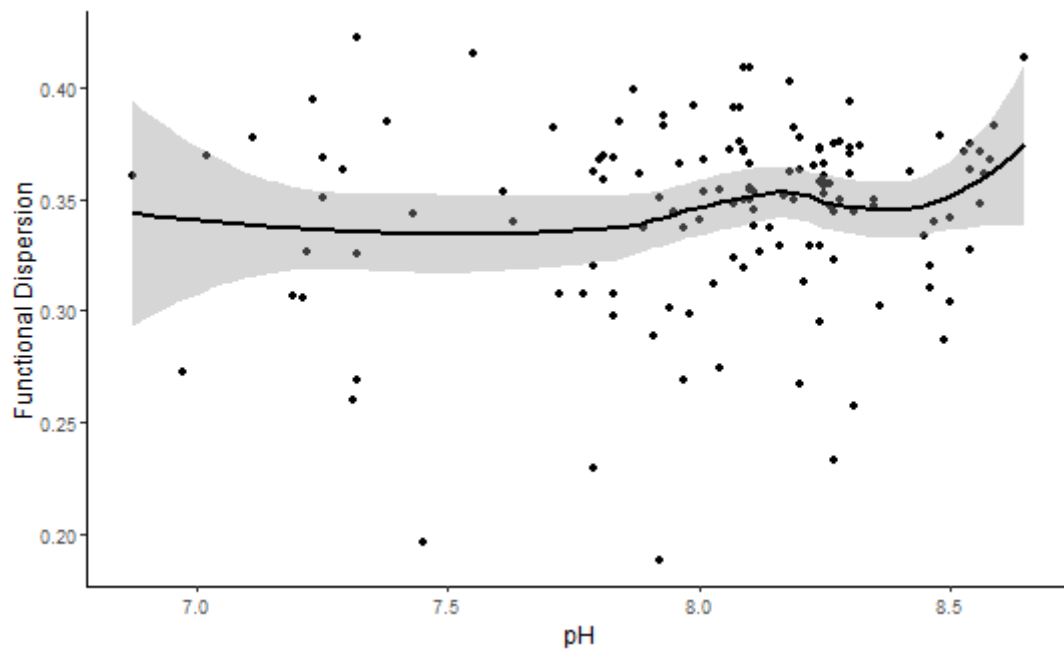


Figura S 57 - Gráficos de dispersão entre dispersão funcional e pH com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

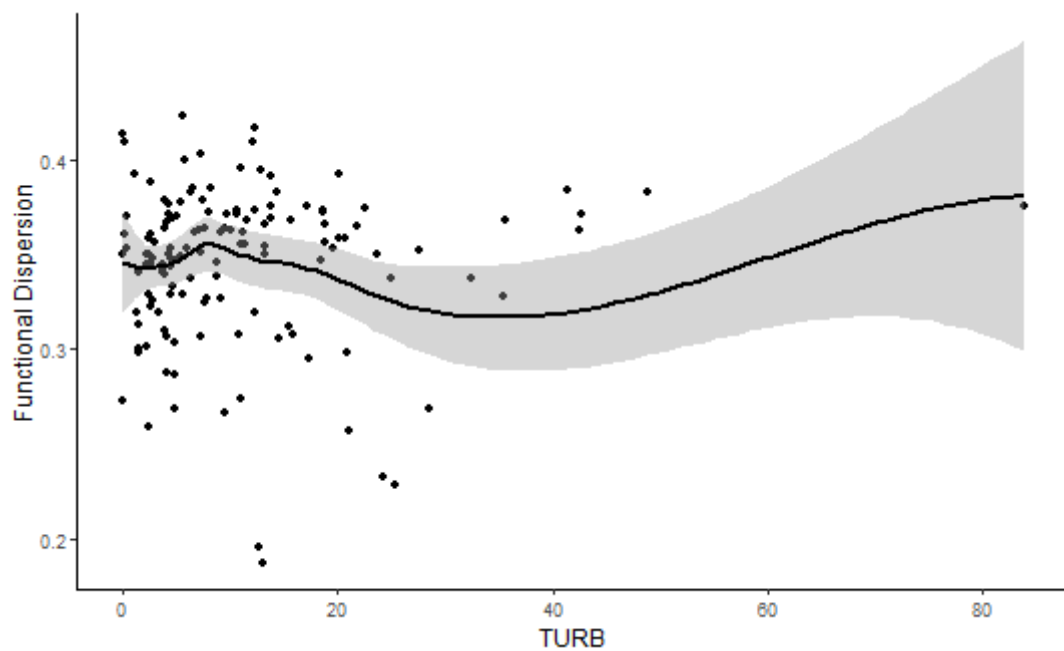


Figura S 58 - Gráficos de dispersão entre dispersão funcional e turbidez com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

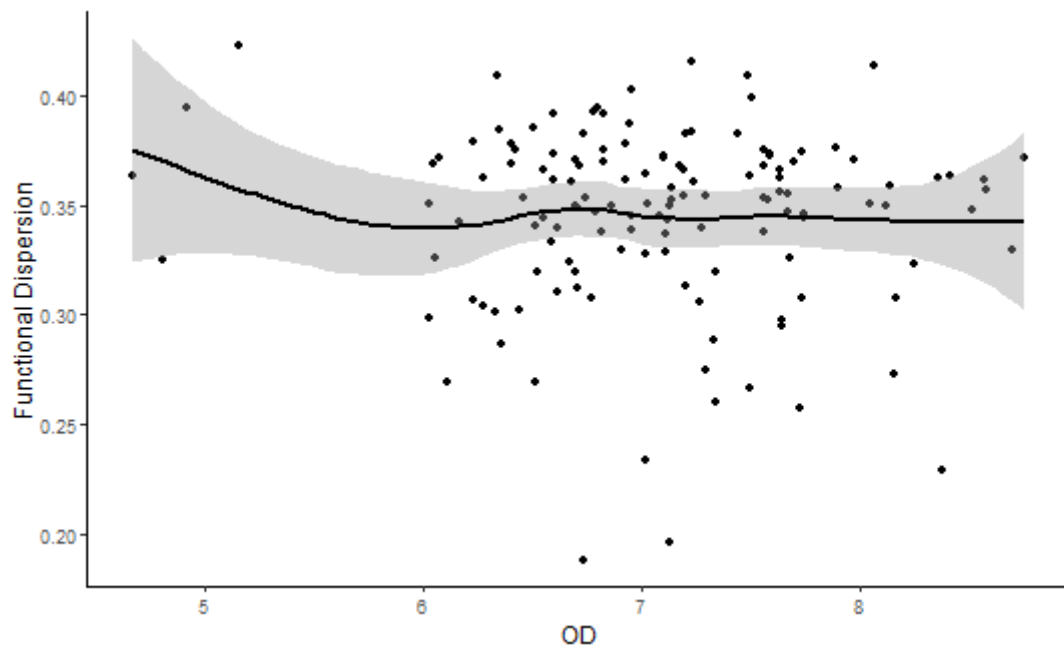


Figura S 59 - Gráficos de dispersão entre dispersão funcional e oxigênio dissolvido com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

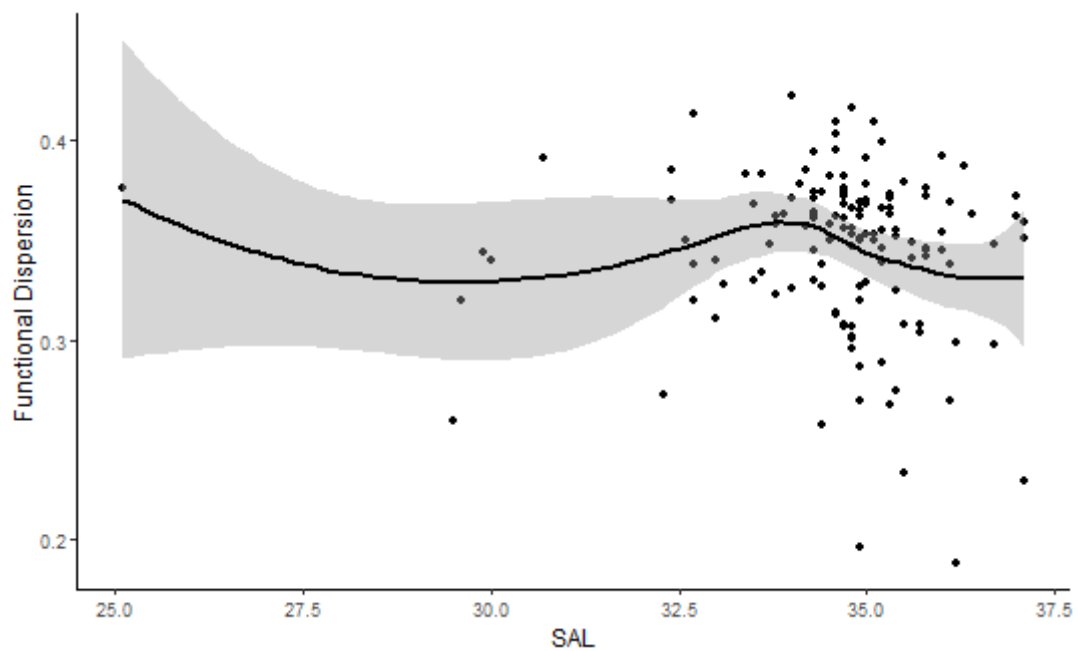


Figura S 60 - Gráficos de dispersão entre dispersão funcional e salinidade com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

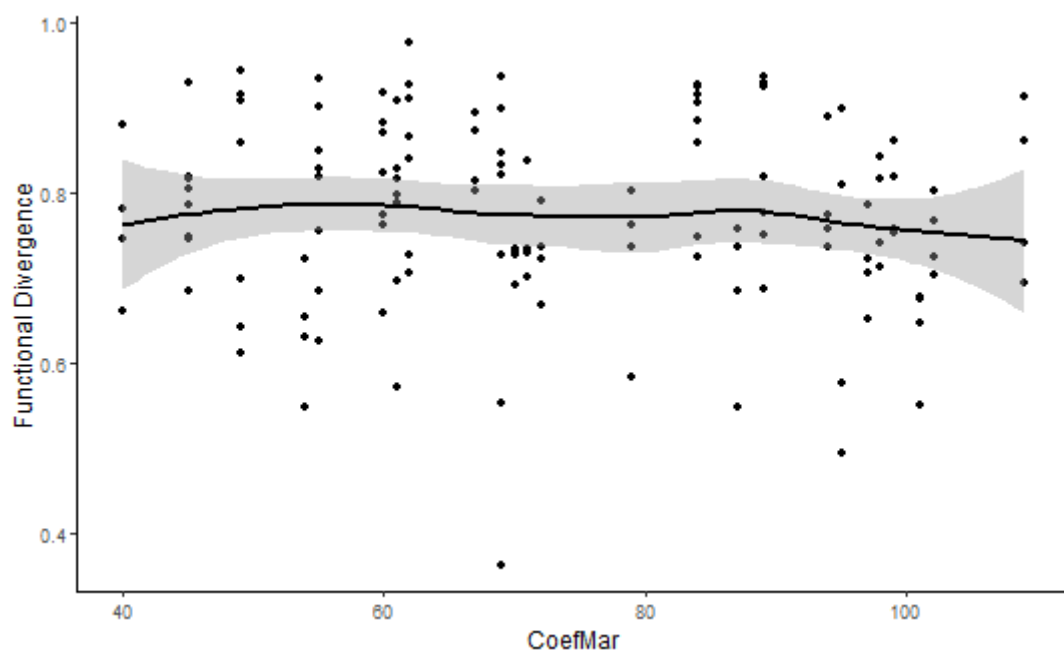


Figura S 61 - Gráficos de dispersão entre divergência funcional e coeficiente de maré com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

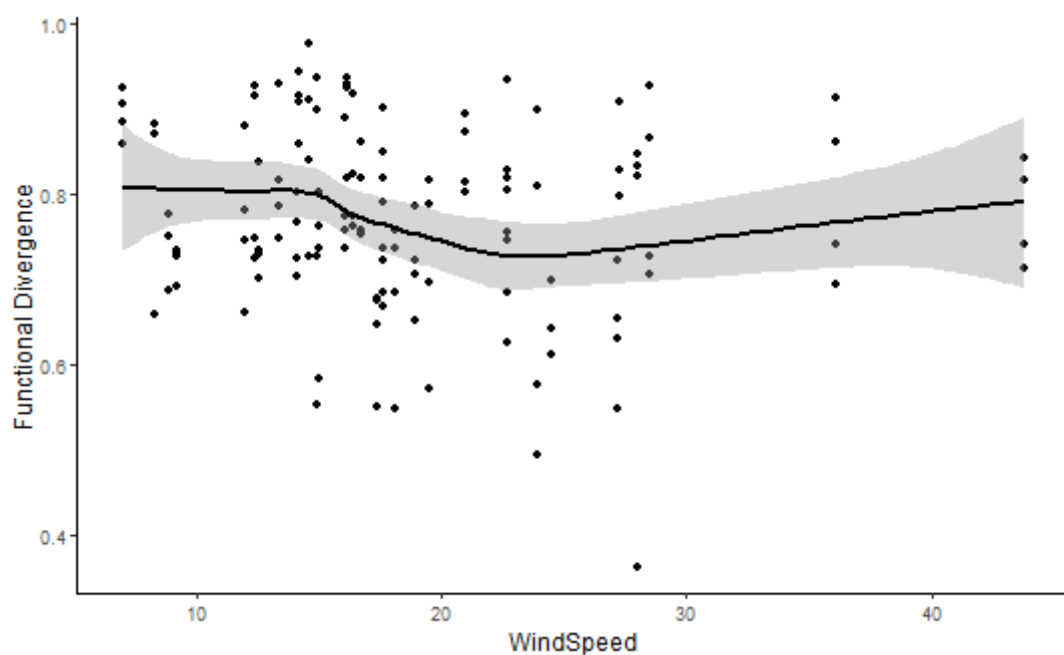


Figura S 62 - Gráficos de dispersão entre divergência funcional e intensidade do vento com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

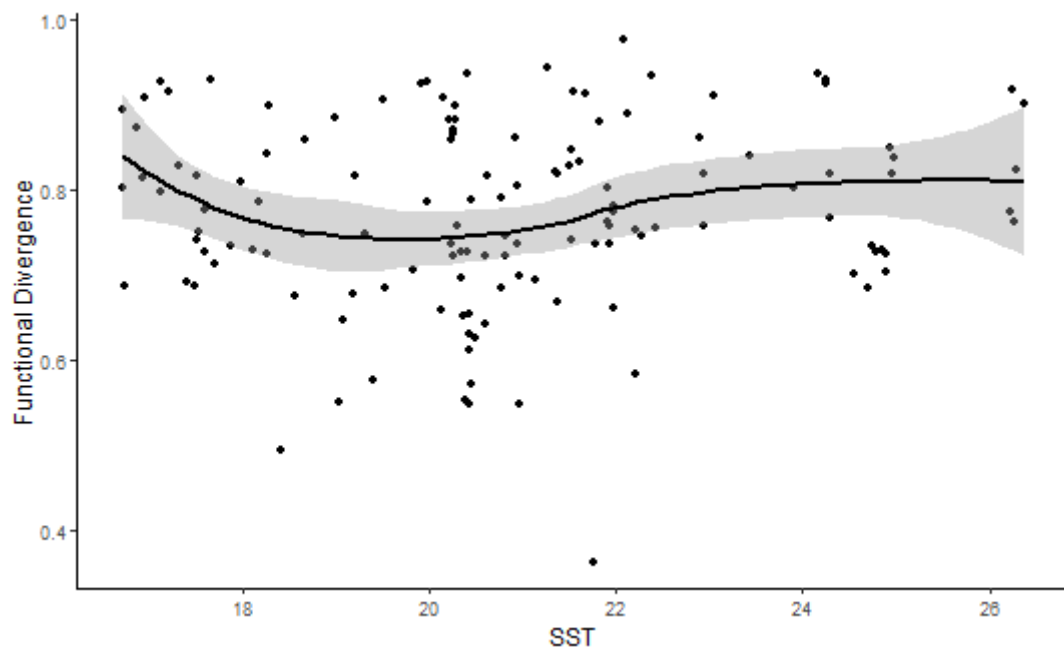


Figura S 63 - Gráficos de dispersão entre divergência funcional e temperatura da superfície do mar com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

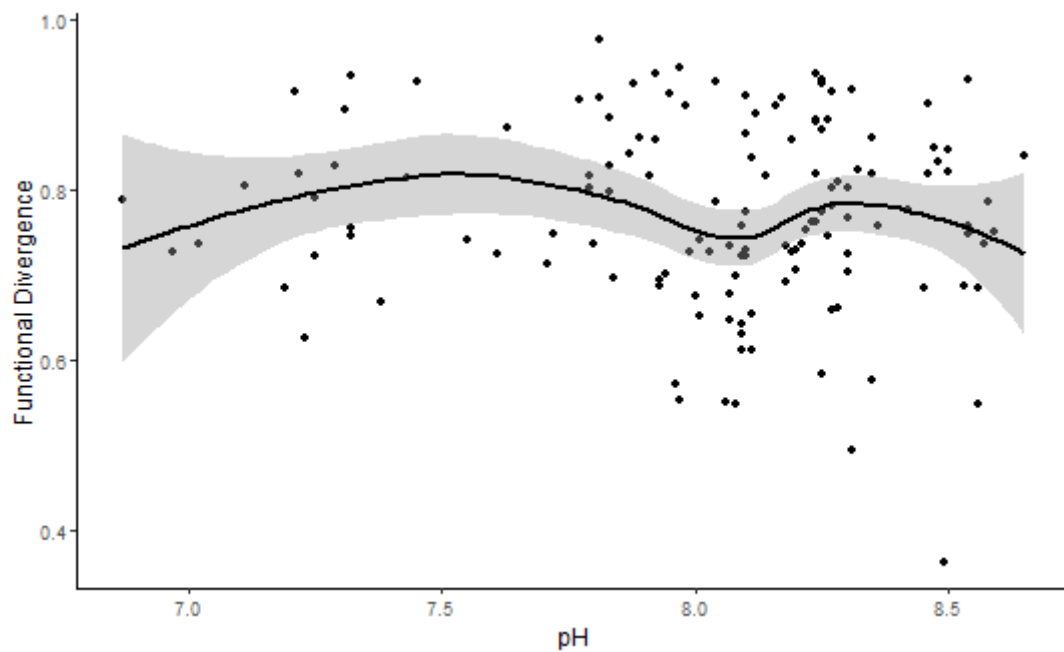


Figura S 64 - Gráficos de dispersão entre divergência funcional pH com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

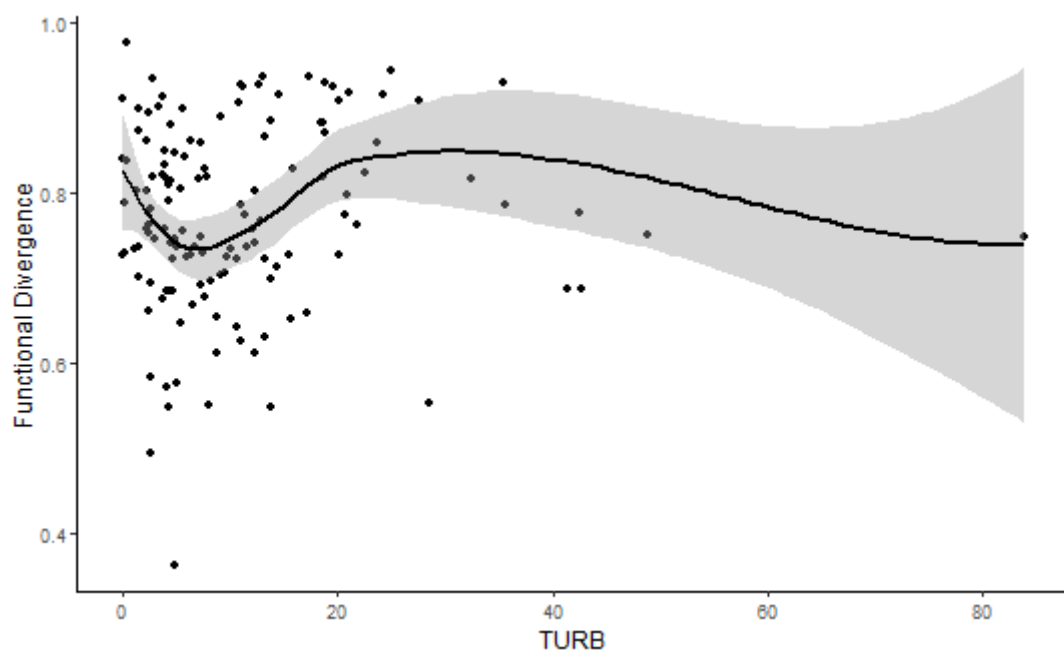


Figura S 65 - Gráficos de dispersão entre divergência funcional turbidez com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

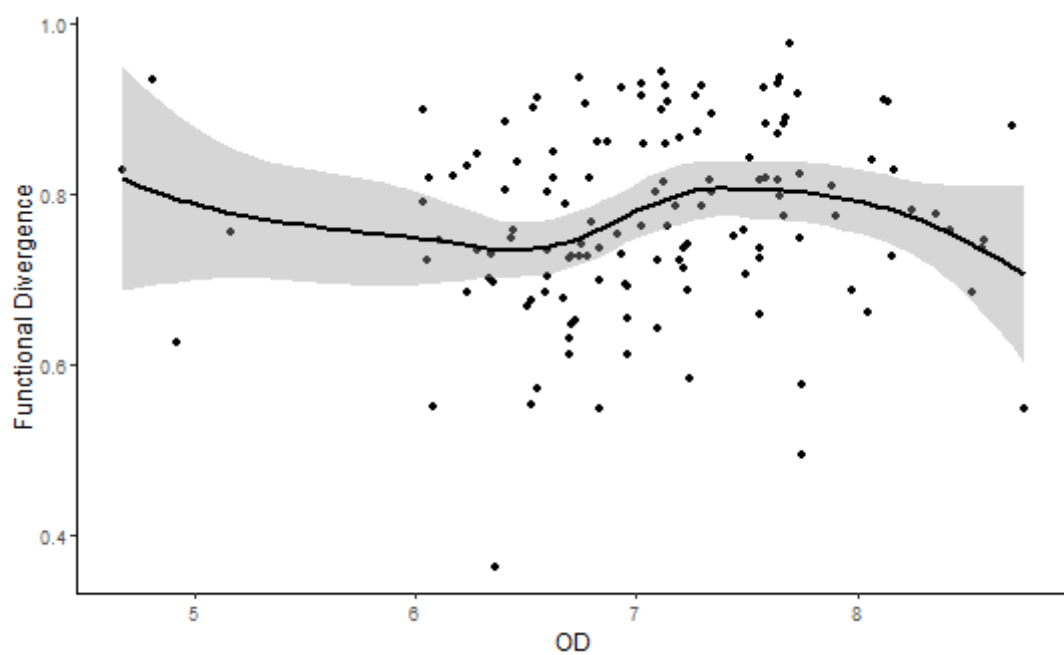


Figura S 66 - Gráficos de dispersão entre divergência funcional oxigênio dissolvido com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

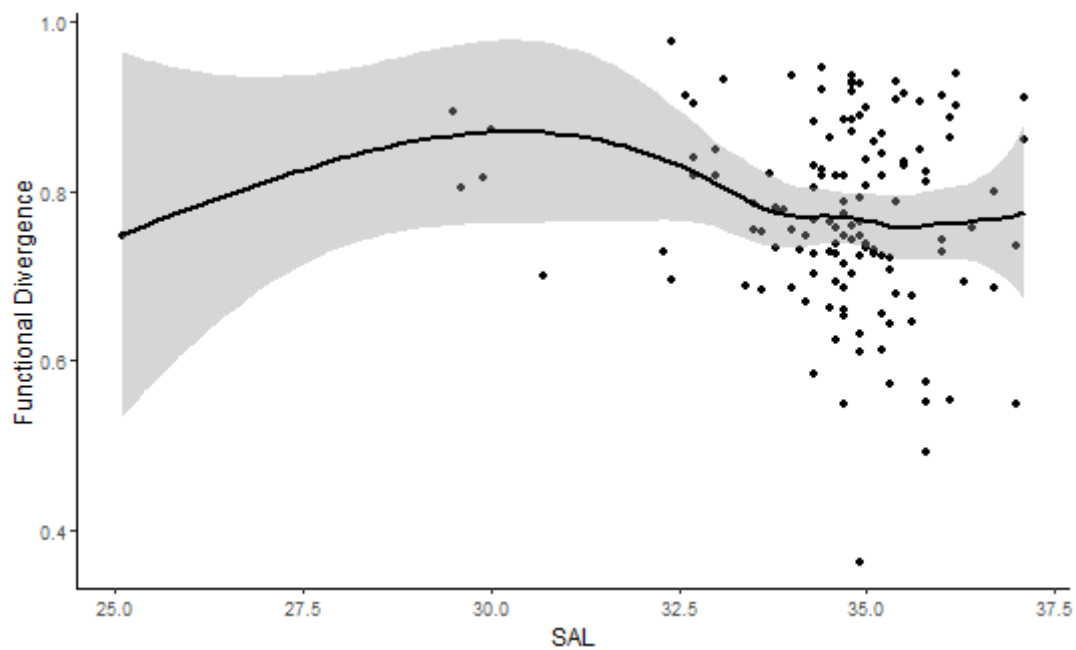


Figura S 67 - Gráficos de dispersão entre divergência funcional e salinidade com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

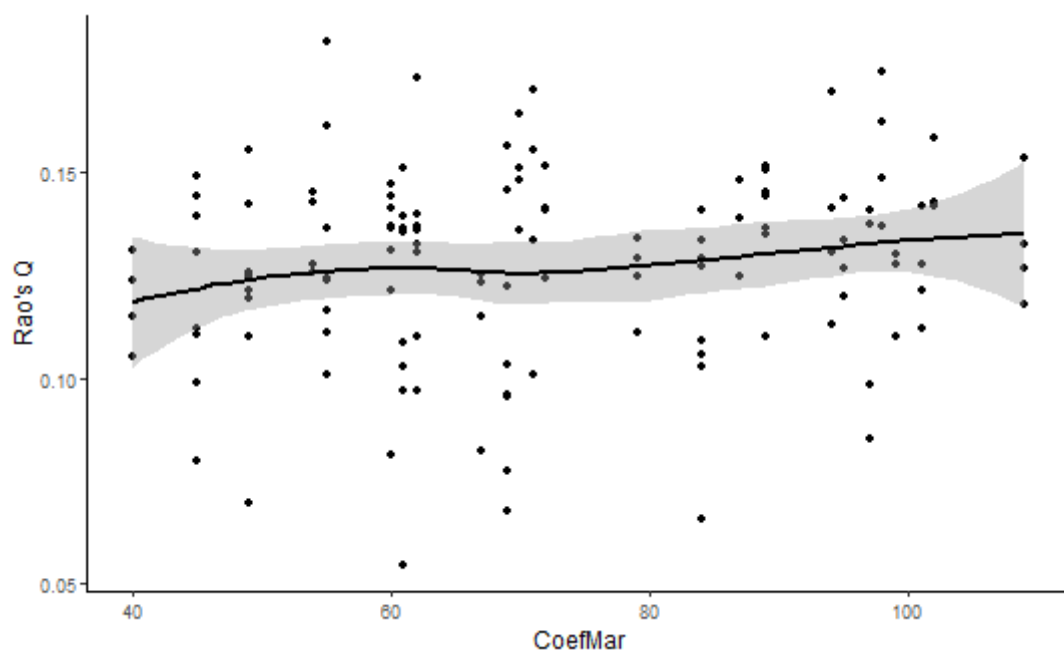


Figura S 68 - Gráficos de dispersão entre Rao's Quadratic Entropy (Rao's Q) e coeficiente de maré com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

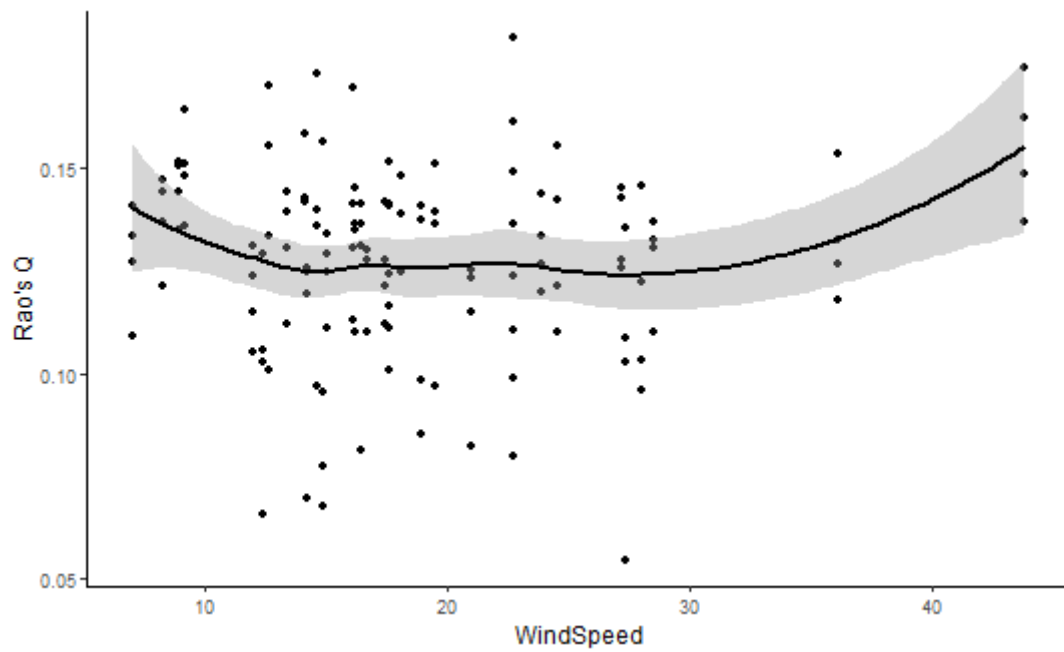


Figura S 69 - Gráficos de dispersão entre Rao's Quadratic Entropy (Rao's Q) e intensidade do vento com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

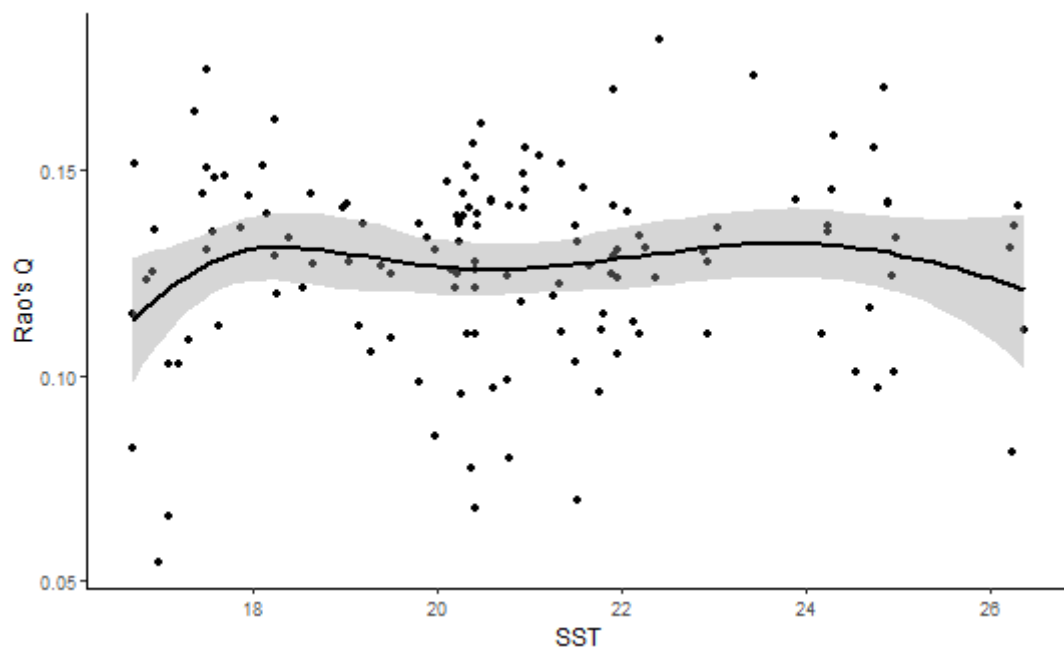


Figura S 70 - Gráficos de dispersão entre Rao's Quadratic Entropy (Rao's Q) e temperatura da superfície do mar com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

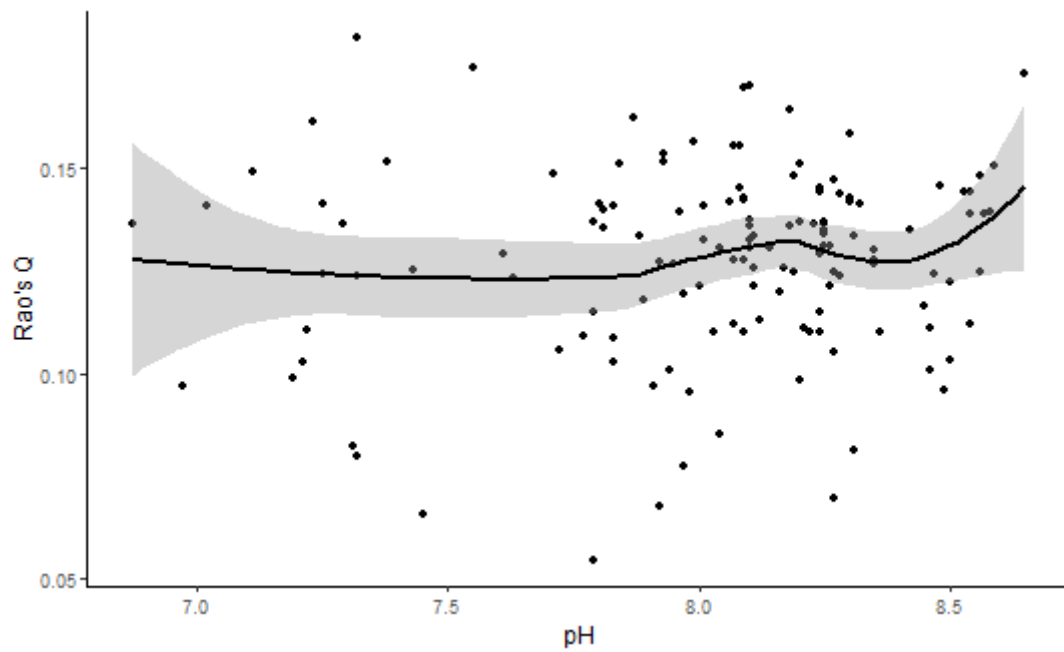


Figura S 71 - Gráficos de dispersão entre Rao's Quadratic Entropy (Rao's Q) e pH com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

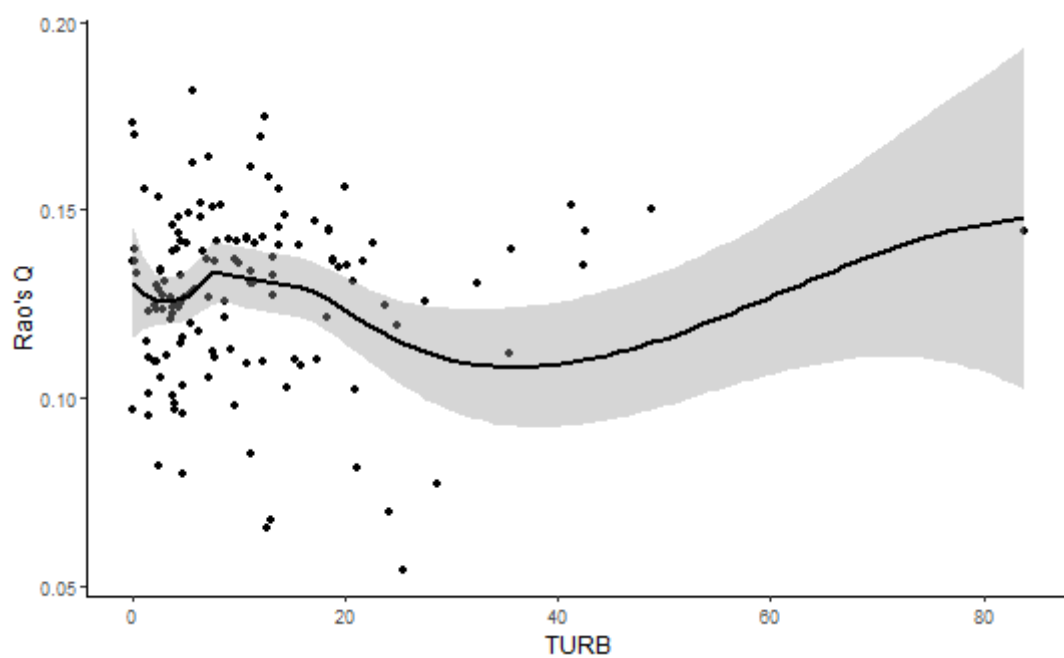


Figura S 72 - Gráficos de dispersão entre Rao's Quadratic Entropy (Rao's Q) e turbidez com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

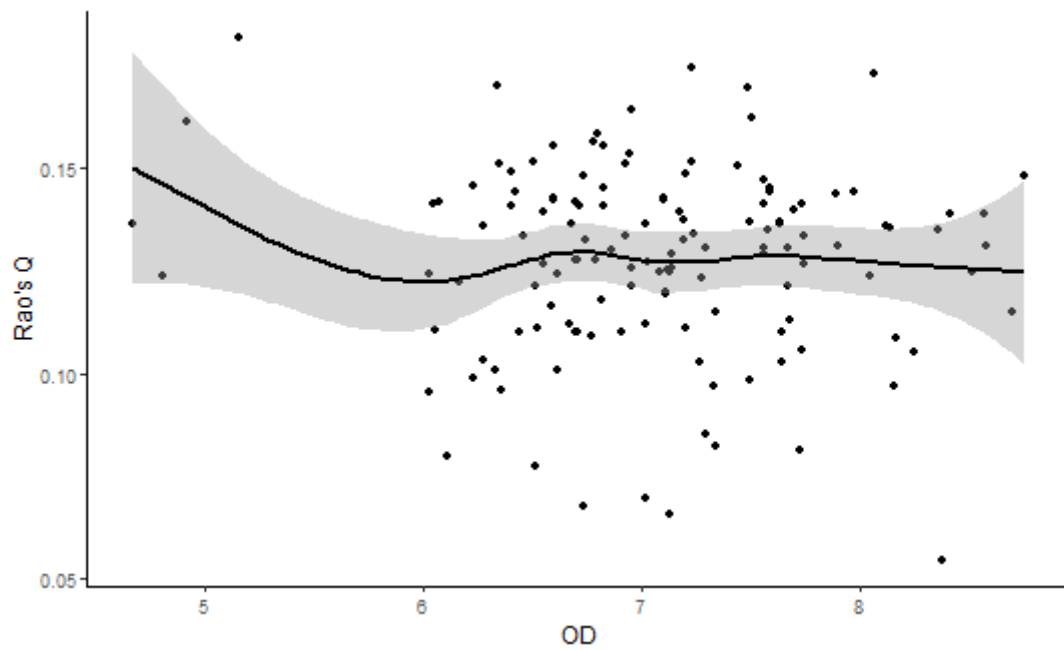


Figura S 73 - Gráficos de dispersão entre Rao's Quadratic Entropy (Rao's Q) e oxigênio dissolvido com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

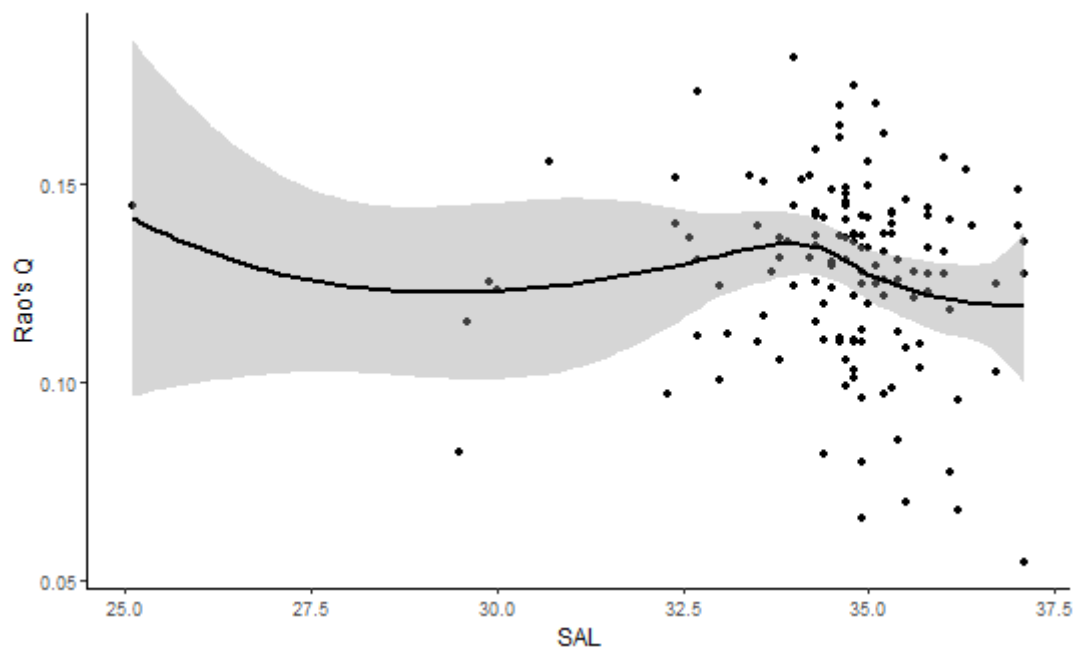


Figura S 74 - Gráficos de dispersão entre Rao's Quadratic Entropy (Rao's Q) e coeficiente de maré com linhas suavizadoras e devidos intervalos de confiança

Conclusões sobre a exploração de dados:

De acordo com a exploração gráfica e com base na análise estatística descritiva dos dados, evidenciou-se que os indicadores ecológicos não possuem distribuição normal, distribuições com moderada dispersão (box-plots com pouco outliers, mas com heterocedasticidade de variâncias), poucos zeros e relações não lineares com covariáveis.

Material Suplementar 2.

Validação dos Modelos

Validamos os modelos mais parcimoniosos para os indicadores ecológicos, incluindo abundância de espécies, diversidade alfa e nível trófico médio, utilizando o pacote DHARMA no software R, conforme descrito na seção de Métodos. Para isso, simulamos 10.000 conjuntos de dados a partir dos modelos ajustados e avaliamos se os desvios entre a distribuição observada e a esperada dos resíduos eram significativos.

Os resultados dessa validação são apresentados nas Figura S 75A e Figura S 75B. A Figura S 75A mostra a validação do modelo ajustado para a abundância, considerando a salinidade e a temperatura da superfície do mar (SST) como variáveis explicativas. A Figura S 75B exibe os resultados para o modelo da diversidade alfa, que considera a interação entre a salinidade, SST e a clorofila-a.

Nos gráficos QQ apresentados, não foram observados desvios significativos em relação à distribuição esperada dos resíduos. Além disso, os testes de dispersão, Kolmogorov-Smirnov (KS) e de outliers não detectaram padrões significativos. Os gráficos de resíduos versus valores previstos também não revelaram indícios de violação das suposições dos modelos. Todos os testes estatísticos apresentaram valores significativos com $p < 0,05$, confirmando a adequação dos modelos às variáveis ambientais estudadas.

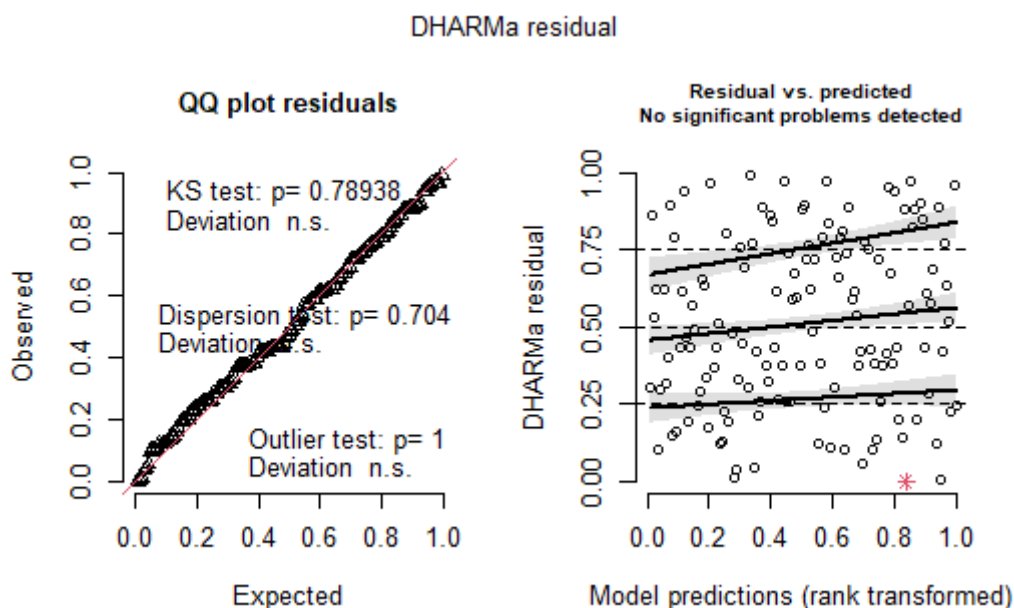


Figura S 75 - Teste das suposições do modelo simulando resíduos. À esquerda o Gráfico QQ e gráfico de resíduos versus valores previstos para o modelo mais parcimonioso de abundância em relação aos fatores abióticos. À direita o Gráfico QQ e gráfico de resíduos versus valores previstos para o segundo modelo mais parcimonioso, considerando as variáveis selecionadas.

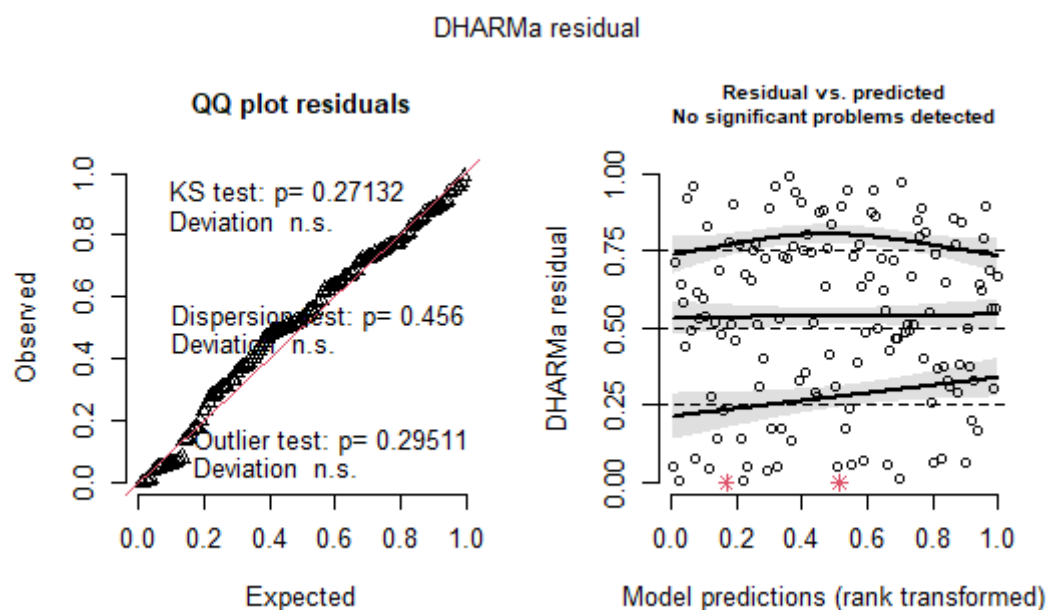


Figura S 76 - Teste das suposições do modelo simulando resíduos. À esquerda o Gráfico QQ e gráfico de resíduos versus valores previstos para o modelo mais parcimonioso de diversidade (exponencial de Shannon) em relação aos fatores abióticos. À direita o Gráfico QQ e gráfico de resíduos versus valores previstos para o segundo modelo mais parcimonioso, considerando as variáveis selecionadas.

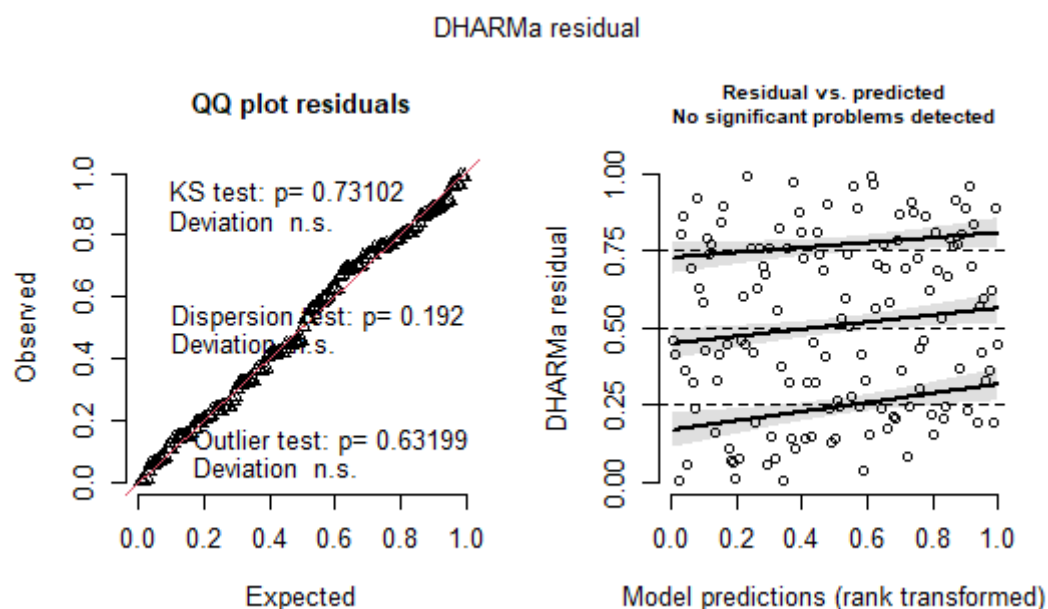


Figura S 77 - Teste das suposições do modelo simulando resíduos. À esquerda o Gráfico QQ e gráfico de resíduos versus valores previstos para o modelo mais parcimonioso de diversidade funcional em relação aos fatores abióticos. À direita o Gráfico QQ e gráfico de resíduos versus valores previstos para o segundo modelo mais parcimonioso, considerando as variáveis selecionadas.

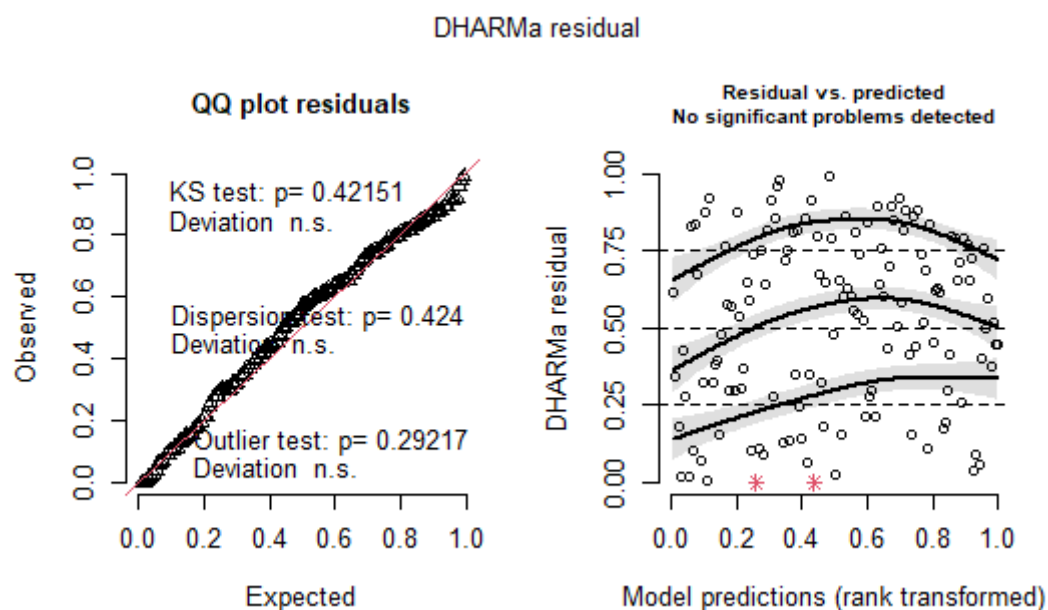


Figura S 78 - Teste das suposições do modelo simulando resíduos. À esquerda o Gráfico QQ e gráfico de resíduos versus valores previstos para o modelo mais parcimonioso de riqueza funcional em relação aos fatores abióticos. À direita o Gráfico QQ e gráfico de resíduos versus valores previstos para o segundo modelo mais parcimonioso, considerando as variáveis selecionadas.

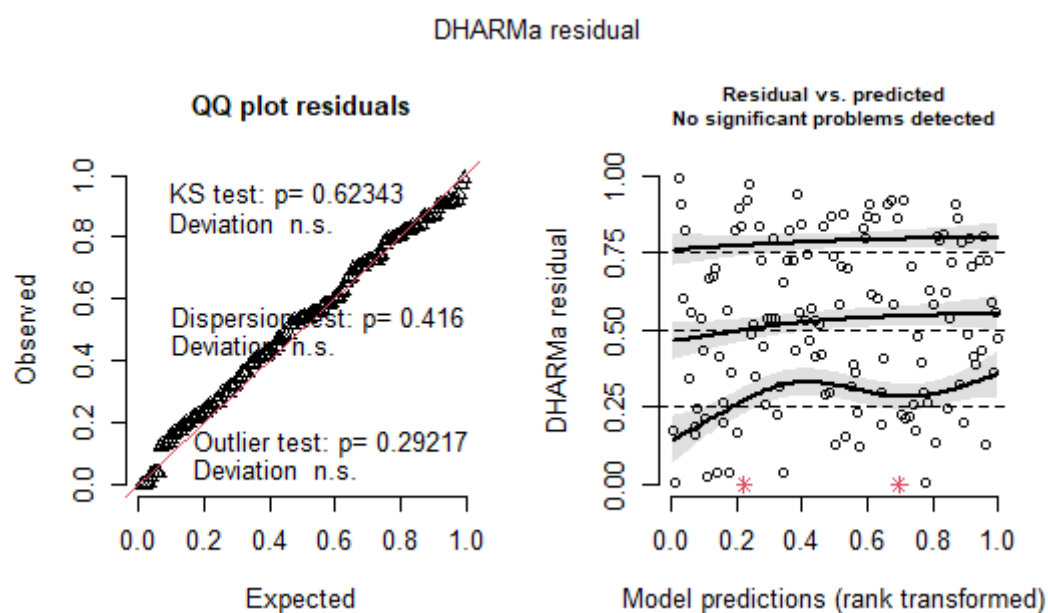


Figura S 79 - Teste das suposições do modelo simulando resíduos. À esquerda o Gráfico QQ e gráfico de resíduos versus valores previstos para o modelo mais parcimonioso de divergência funcional em relação aos fatores abióticos. À direita o Gráfico QQ e gráfico de resíduos versus valores previstos para o segundo modelo mais parcimonioso, considerando as variáveis selecionadas.

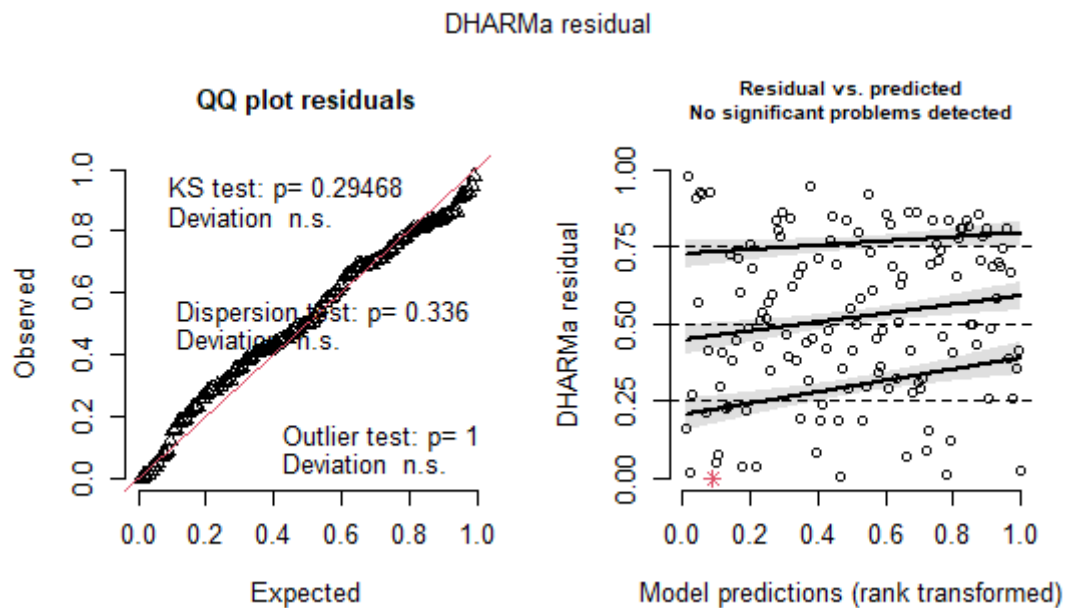


Figura S 80 - Teste das suposições do modelo simulando resíduos. À esquerda o Gráfico QQ e gráfico de resíduos versus valores previstos para o modelo mais parcimonioso de dispersão funcional em relação aos fatores abióticos. À direita o Gráfico QQ e gráfico de resíduos versus valores previstos para o segundo modelo mais parcimonioso, considerando as variáveis selecionadas.

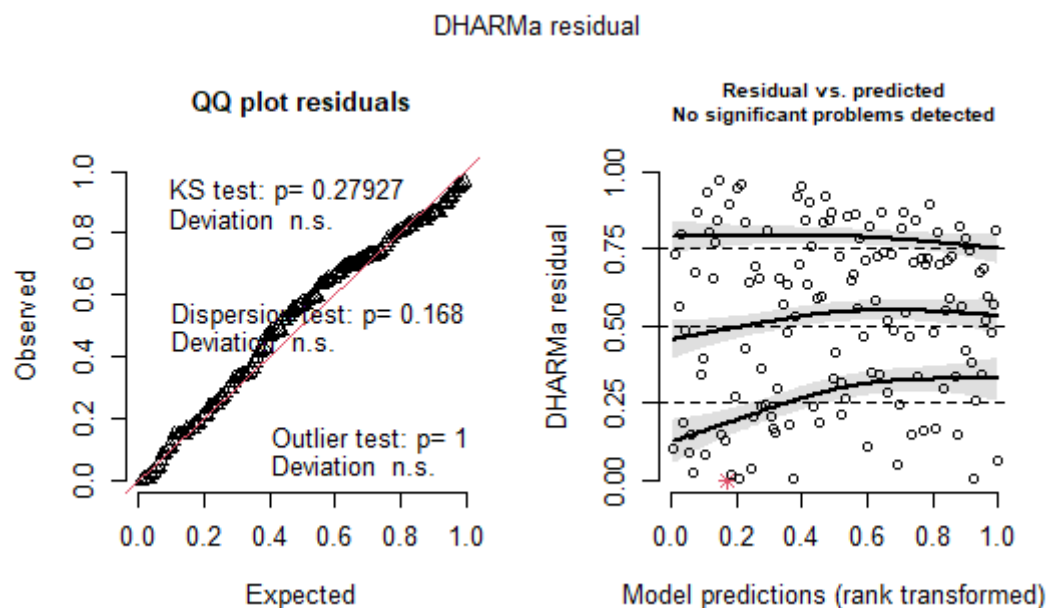


Figura S 81 - Teste das suposições do modelo simulando resíduos. À esquerda o Gráfico QQ e gráfico de resíduos versus valores previstos para o modelo mais parcimonioso de equitabilidade funcional em relação aos fatores abióticos. À direita o Gráfico QQ e gráfico de resíduos versus valores previstos para o segundo modelo mais parcimonioso, considerando as variáveis selecionadas.

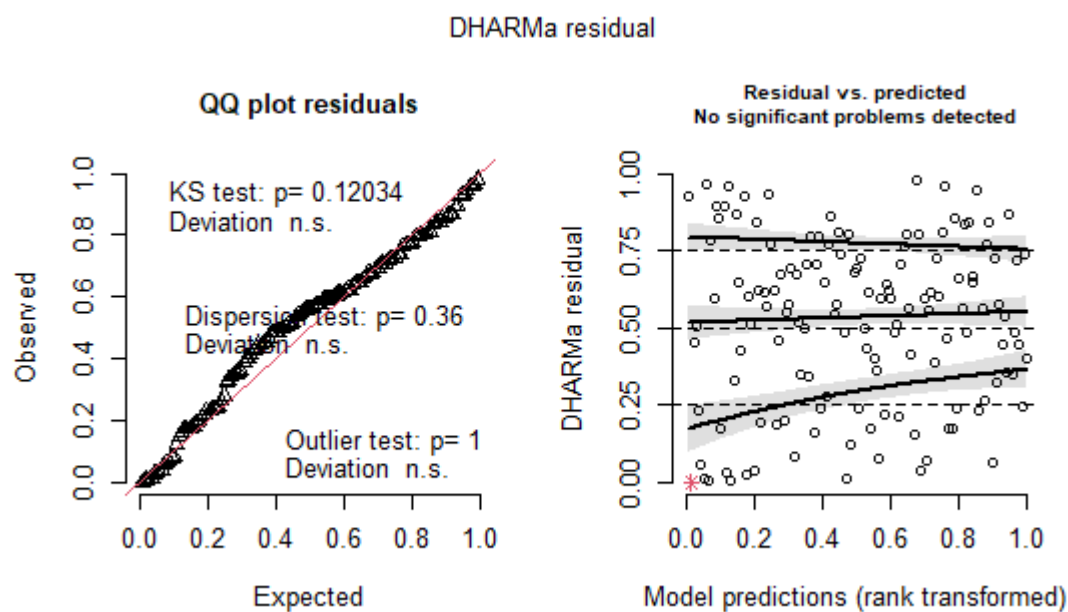


Figura S 82 - Teste das suposições do modelo simulando resíduos. À esquerda o Gráfico QQ e gráfico de resíduos versus valores previstos para o modelo mais parcimonioso de Rao's Q em relação aos fatores abióticos. À direita o Gráfico QQ e gráfico de resíduos versus valores previstos para o segundo modelo mais parcimonioso, considerando as variáveis selecionadas.