



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCIÊNCIAS
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS BACHARELADO

JOSÉ GABRIELL SILVA DUTRA SANTOS

ECOLOGIA TRÓFICA DO PEIXE-REI *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1825, Atherinopsidae) NO ESTUÁRIO DO RIO FORMOSO, PERNAMBUCO - BRASIL: UMA ABORDAGEM ISOTÓPICA PARA AVALIAR POSSÍVEIS EFEITOS DO DERRAMAMENTO DE ÓLEO DE 2019

Recife
2024

JOSÉ GABRIELL SILVA DUTRA SANTOS

ECOLOGIA TRÓFICA DO PEIXE-REI *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1825, Atherinopsidae) NO ESTUÁRIO DO RIO FORMOSO, PERNAMBUCO - BRASIL: UMA ABORDAGEM ISOTÓPICA PARA AVALIAR POSSÍVEIS EFEITOS DO DERRAMAMENTO DE ÓLEO DE 2019

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Pedro Augusto Mendes De Castro Melo

Coorientador: Rodrigo Ferreira Bastos

Recife

2024

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do programa de geração automática do SIB/UFPE

Santos, José Gabriell Silva Dutra.

Ecologia trófica do peixe-rei *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1825, Atherinopsidae) no estuário do rio Formoso, Pernambuco - Brasil: uma abordagem isotópica para avaliar possíveis efeitos do derramamento de óleo de 2019 / José Gabriell Silva Dutra Santos. - Recife, 2024.

41 p. : il., tab.

Orientador(a): Pedro Augusto Mendes De Castro Melo

Coorientador(a): Rodrigo Ferreira Bastos

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Biociências, Ciências Biológicas - Bacharelado, 2024.

Inclui referências.

1. Ecologia trófica. 2. Estuário. 3. Isótopos estáveis. 4. Poluição por óleo. I. Melo, Pedro Augusto Mendes De Castro. (Orientação). II. Bastos, Rodrigo Ferreira. (Coorientação). IV. Título.

590 CDD (22.ed.)

JOSÉ GABRIELL SILVA DUTRA SANTOS

ECOLOGIA TRÓFICA DO PEIXE-REI *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1825, Atherinopsidae) NO ESTUÁRIO DO RIO FORMOSO, PERNAMBUCO - BRASIL: UMA ABORDAGEM ISOTÓPICA PARA AVALIAR POSSÍVEIS EFEITOS DO DERRAMAMENTO DE ÓLEO DE 2019

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Aprovado em: / / .

Nota:

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Pedro Augusto Mendes De Castro Melo
Departamento de Oceanografia - UFPE

Msc. Anna Carolina Pereira Locatelli
Departamento de Oceanografia - UFPE

Dr. Daniel Lino Lippi
Departamento de Oceanografia - UFPE

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a minha família pelo suporte e apoio em todas as etapas da minha vida. Agradeço especialmente a minha mãe, Iraciara Santos, por ter feito o possível, e muitas vezes até mais do que isso, pela minha educação e dos meus irmãos. Também a minha avó paterna, Iraci Dutra, que cuidou de mim como uma segunda mãe durante o tempo que precisei morar com ela para ficar mais perto da faculdade. E ainda ao meu irmão, Igor Dutra, por ter se disponibilizado, principalmente durante os últimos anos, a ser um guia durante minha fase de adaptação à perda de visão.

Agradeço aos amigos que trouxe, fiz e ganhei durante a graduação. Agradecimentos especiais a Carlos Fernando, Daniel Lucas, João Balbino, João Malveira, Nilton Rodrigues e Pedro Paixão (os famigerados Michoquinhas) pela aventura de termos descoberto a universidade juntos, cada calourada animada, cada seminário estressante, cada fila do RU debaixo do sol de Recife, cada prova nervosa, cada excursão empolgante e todos os outros momentos que provavelmente não teria vivido se não fosse por essa turma. Agradeço também aos que complementaram esse grupo depois: Carlos Vinícius, José Rodolfo e Matheus Vitor, pelas várias horas de jogatinas madrugadas adentro, cada clash perdido e cada play insana responsáveis por tornar o dia a dia um pouco mais leve e menos corrido.

Agradeço também a Patrícia Helena, que em vários momentos foi um ponto de sobriedade e lucidez bastante importante ao longo da graduação, principalmente nesses últimos anos.

Agradecimentos especiais também para Anna Carol Teixeira, Gabriela Medeiros, Helena Vasco e Wilson de Barros Jr, amizades que me deram base emocional pro início, percurso e final da faculdade. As pessoas que, por um bom tempo, me fizeram não surtar com a quantidade de coisas que aconteceram ao mesmo tempo em vários momentos da minha vida.

Agradeço a Ingrid Brandão pelas dicas e conselhos sobre pesquisa, trabalho e escrita. Pela paciência e ombro nas várias vezes que eu quase entrei em desespero e quis desistir, pelas palavras pra me fazerem colocar a cabeça no lugar e parar pra analisar as situações com menos emocional e mais racional.

Agradeço a minha psicóloga, Amanda Bezerra, por ter sido uma das principais responsáveis por me fazer entender a mim e ao meu entorno em todas as minhas questões mentais e emocionais, por ter me ajudado a aprender a lidar comigo mesmo depois de uma mudança tão brusca de vida, por ter me ajudado a manter o prumo e seguir caminhando, por ter me ajudado a desenvolver a clareza de perceber que a vida acontece e não está sob nosso controle. Essa conquista só se tornou possível, em grande parte, graças a você também.

Agradeço a todas as pessoas que fizeram parte do LECOR enquanto estive lá, em especial a professora Beatrice Padovani e Rodrigo Bastos, que tiveram toda a paciência e compreensão do mundo com meu período de adaptação, que se disponibilizaram a me ensinar algo sempre que tive dúvida, a me ajudar sempre que precisei de ajuda e deram todo o suporte que precisei para tornar esse trabalho possível respeitando o meu tempo.

Agradeço ao PELD TAMS, CEPENE ICMBio, Projeto RARE Pesca para Sempre e Projeto Meros do Brasil (Petrobras Ambiental) e seus componentes por todo o apoio de campo e suporte, que foram essenciais para a realização deste estudo.

RESUMO

Os estuários desempenham um papel crucial na dinâmica ecológica, funcionando como berçários e áreas de alimentação para diversas espécies marinhas e costeiras. O peixe-rei, *Atherinella brasiliensis*, é uma espécie com dieta generalista e oportunista, que habita esses ambientes e apresenta grande importância ecológica. Em 2019, o derramamento de óleo que atingiu a costa nordeste do Brasil levantou preocupações sobre seus impactos nos ecossistemas estuarinos. Este estudo teve como objetivo avaliar as possíveis influências desse evento sobre a ecologia trófica de *A. brasiliensis* no Complexo Estuarino do rio Formoso (CERF). Foram analisados dados isotópicos ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) da espécie e de outros organismos de base de cadeia e fontes primárias de dois habitats distintos (manguezal e grama marinha) em três períodos bianuais, um anterior (2018/19) e dois posteriores (2020/21 e 2022/23) ao derramamento de óleo. O objetivo geral foi avaliar possíveis variações na posição trófica, ligação com cadeias bentônicas e pelágicas, tamanho do nicho isotópico e fontes de sustentação trófica e de habitats para a espécie ao longo do tempo. Os resultados indicam que em geral não houve diferença nas posições tróficas e ligações com cadeias bentônicas e pelágicas, exceto para o habitat grama marinha, onde a dependência bentônica aumentou no pós óleo. Uma redução significativa no tamanho do nicho isotópico foi evidenciada logo após o derramamento, com sinais de recuperação parcial no período seguinte no habitat manguezal e uma redução significativa e duradoura ao longo do tempo para o habitat de grama marinha. As análises também revelaram um aumento na dependência de fontes basais marinhas em detrimento de fontes basais estuarinas ao longo do tempo para a grama marinha.

Palavras-chave: ecologia trófica; estuário; isótopos estáveis; poluição por petróleo.

ABSTRACT

Estuaries play a crucial role in ecological dynamics, serving as nurseries and feeding grounds for various marine and coastal species. The Brazilian silverside, *Atherinella brasiliensis*, is a species with a generalist and opportunistic diet, inhabiting these environments and presenting great ecological importance. In 2019, the oil spill that affected the northeastern coast of Brazil raised concerns about its impacts on estuarine ecosystems. This study aimed to evaluate the possible influences of this event on the trophic ecology of *A. brasiliensis* in the Formoso river Estuarine Complex (CERF). Isotopic data ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) of the species and other base-of-the-food-web organisms and primary sources from two distinct habitats (Mangrove and Seagrass) were analyzed in three biannual periods, one before (2018/19) and two after (2020/21 and 2022/23) the oil spill. The general objective was to evaluate possible variations in trophic position, linkage with benthic and pelagic chains, isotopic niche size, and sources of trophic support and habitats for the species over time. The results indicate that in general there was no difference in trophic positions and linkages with benthic and pelagic chains, except for the Seagrass habitat, where benthic dependence increased after the oil spill. A significant reduction in isotopic niche size was evidenced immediately after the spill, with signs of partial recovery in the following period in the Mangrove habitat and a significant and long-lasting reduction over time for the Seagrass habitat. The analyses also revealed an increase in the dependence on marine basal sources at the expense of estuarine basal sources over time for the Seagrass.

Keywords: trophic ecology; estuary; stable isotopes; petroleum pollution.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AE	Analisador Elementar
APA	Área de Proteção Ambiental
CERF	Complexo Estuarino do rio Formoso
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IRMS	Espectrômetro de Massa de Razões Isotópicas
MCMC	Cadeia de Markov Monte Carlo
PB	Estado da Paraíba
PE	Estado de Pernambuco
PNC	Plano Nacional de Contingência para Incidentes de Poluição por Óleo em Águas sob Jurisdição Nacional
POM	Matéria Orgânica Particulada
PT	Posição Trófica
SEA	Projeção Elíptica da Área do Nicho
SEMAS	Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade
TDF	Fator de Discriminação por Nível Trófico

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Quantidade de petróleo, em toneladas, coletadas por município até o dia 01/11/2019 no estado de Pernambuco.	15
Figura 2 –	Área de coleta na cidade de Tamandaré, ao longo da plataforma continental sul de Pernambuco (Brasil). Os pontos vermelhos representam os pontos de amostragem: os prados de angiospermas marinhas da Praia dos Carneiros (1) e o estuário superior do Rio Ariquindá (2). Sistema de Referências de Coordenadas Geográficas: WGS 84 (EPSG: 4326).	19
Figura 3 –	Correlações de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ entre <i>A. brasiliensis</i> e consumidores de base bentônicos e pelágicos para os habitats grama marinha e manguezal ao longo do tempo (Eventos de amostragem).	25
Figura 4 –	ViolinPlot dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ (A) e $\delta^{15}\text{N}$ (B) para o habitat grama marinha por períodos (2018/19 e 2022/23).	26
Figura 5 –	ViolinPlot dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ (A) e $\delta^{15}\text{N}$ (B) para o habitat manguezal por períodos (2018/19, 2020/21 e 2022/23).	27
Figura 6 –	Moda e amplitude de variação (intervalo de credibilidade 95%) das estimativas de posição trófica (A) e do Alfa (grau de ligação com cadeias bentônicas) (B) de <i>A. brasiliensis</i> por período na grama marinha e manguezal.	28
Figura 7 –	Elipse padrão (SEA 95% I.C.) (A) comparação dos tamanhos de nicho isotópico estimados para o habitat grama marinha por períodos.	29
Figura 8 –	Elipse padrão (SEA 95% I.C.) e tamanho de nicho isotópico estimado para o habitat manguezal por períodos.	30
Figura 9 –	Estimativas de grau de sustentação pelas fontes basais Estuarinas, da grama marinha e Marinhas para <i>A. brasiliensis</i> da grama marinha utilizando o tempo (Eventos de amostragem) como co-variável contínua (coletas 1 - 12).	31
Figura 10 –	Estimativas de grau de sustentação pelas fontes basais Estuarinas, da grama marinha e Marinhas para <i>A. brasiliensis</i> da grama marinha em dois períodos distintos (Pré óleo e Pós óleo), utilizando o tempo (eventos de amostragem) como	32
Figura 11 –	Estimativas de grau de sustentação pelas fontes basais Estuarinas, da grama marinha e Marinhas para <i>A. brasiliensis</i> do manguezal utilizando o tempo (Eventos de amostragem) como co-variável contínua (coletas 1 - 12).	33

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Quantidade de amostras de <i>A. brasiliensis</i> e de cada organismo ou fonte basal utilizados como indicadores de base de cadeias bentônicas e pelágicas em cada habitat, por período de coletas, assim como suas quantidades totais.	24
------------	--	----

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	EMBASAMENTO TEÓRICO	14
2.1	ECOLOGIA TRÓFICA DE <i>Atherinella brasiliensis</i>	14
2.2	O ESTUÁRIO DO RIO FORMOSO	14
2.3	EFEITOS DA POLUIÇÃO POR ÓLEO E DERIVADOS NA ECOLOGIA TRÓFICA DE ESPÉCIES ESTUARINAS	15
2.4	USO DE ISÓTOPOS ESTÁVEIS DE CARBONO E NITROGÊNIO EM ESTUDOS DE ECOLOGIA TRÓFICA	15
3	OBJETIVOS	17
3.1	OBJETIVO GERAL	17
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
4	MATERIAIS E MÉTODOS	18
4.1	ÁREA DE COLETA	18
4.2	AMOSTRAGEM	18
4.3	PROCESSAMENTO	18
4.4	ANÁLISE DE DADOS	19
4.4.1	Variação dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ ao longo do tempo (2018-2023) e períodos (2018/19, 20/21 e 22/23)	19
4.4.2	Estimativas de posição trófica entre os diferentes habitats e períodos	20
4.4.3	Estimativas de tamanho de nicho trófico (isotópico) entre os diferentes habitats e períodos	20
4.4.4	Modelagem da sustentação trófica/habitat ao longo do tempo	21
5	RESULTADOS	23
5.1	VARIAÇÃO DOS VALORES DE $\delta^{13}\text{C}$ E $\delta^{15}\text{N}$ AO LONGO DO TEMPO (2018-2023) E PERÍODOS (2018/19, 20/21 e 22/23)	23
5.2	ESTIMATIVAS DE POSIÇÃO TRÓFICA E DE LIGAÇÃO COM AS CADEIAS BENTÔNICAS E PELÁGICAS ENTRE OS DIFERENTES HABITATS E PERÍODOS	27
5.3	ESTIMATIVAS DE TAMANHO DE NICHOS TRÓFICO (ISOTÓPICO) ENTRE OS DIFERENTES HABITATS E PERÍODOS	28
5.4	MODELAGEM DA SUSTENTAÇÃO TRÓFICA/HABITAT AO LONGO DO TEMPO	30
6	DISCUSSÃO	34
6.1	VARIAÇÃO NOS VALORES DE $\delta^{13}\text{C}$ E $\delta^{15}\text{N}$	34
6.2	ESTIMATIVAS DE POSIÇÃO TRÓFICA E SUPORTE BENTÔNICO E PELÁGICO	34

6.3	MUDANÇAS NO TAMANHO DE NICHOS TRÓFICOS (ISOTÓPICO)	34
6.4	MODELAGEM DA SUSTENTAÇÃO TRÓFICA	35
	REFERÊNCIAS	36

1 INTRODUÇÃO

Os estuários são ecossistemas costeiros de transição, onde a água doce dos rios se encontra com a água salgada do mar. Esse encontro dá a esses ecossistemas características peculiares, como a grande quantidade de sedimentos em suspensão, grande quantidade de matéria orgânica e amplo gradiente de salinidade (Silva, 2000; Souza et al., 2008). Os estuários também possuem altos índices de abundância e diversidade de espécies de peixes pois atuam como berçários naturais, oferecendo abrigo e alimento para várias espécies marinhas, costeiras e de água doce além de também fornecerem moradia fixa para algumas espécies que o habitam durante todo o seu ciclo de vida (Nagelkerken et al., 2000; Potter et al., 2015). Há ainda uma alta quantidade de espécies não-aquáticas que dependem, em algum grau, dos ecossistemas estuarinos para atividades essenciais aos seus ciclos de vida, como reprodução, alimentação, ponto de parada de migração, refúgio, moradia, entre outros (Gianuca, 2007; Nagelkerken et al. 2008; Nordhaus & Wolff, 2007).

Além disso, esses ambientes desempenham um papel vital na ciclagem de nutrientes, ao receberem um aporte substancial de matéria orgânica e nutrientes provenientes dos rios, que serve de alimento para microrganismos produtores e consumidores de base. Esse aporte de nutrientes favorece a produção primária, aumentando a quantidade de energia e levando esses nutrientes de volta para a teia trófica (Nixon et al., 1986; Pereira-Filho et al., 2001). Além de garantirem a sobrevivência de uma variedade de espécies e ecossistemas, os estuários também sustentam a subsistência de comunidades humanas que dependem de vários recursos naturais e serviços ecossistêmicos providos por eles (Rocha, M. et al., 2008).

A ocorrência de óleo tem um enorme potencial para causar impactos danosos e duradouros aos ambientes estuarinos (Burns et al., 1993; Guzmán & Holst, 1993; Harfoot et al., 2018), podendo causar redução nas abundâncias das espécies e até mesmo o desaparecimento total delas, o que pode alterar a dinâmica ecológica do ambiente (Chung et al., 2004; De la Huz et al., 2005). Em 2019, houve o aparecimento de manchas de petróleo cru em várias praias do Nordeste e Sudeste brasileiros. Foram identificadas localidades com ocorrência de petróleo e resíduos em 130 municípios de 11 estados ao longo da costa brasileira entre os meses de agosto e dezembro de 2019, afetando um trecho de mais de 4100 km de extensão entre os estados do Maranhão e do Rio de Janeiro (IBAMA, 2020). Esses eventos têm sido alvo de intensa investigação multidisciplinar, com o objetivo de compreender as suas causas e mitigar seus efeitos negativos.

Os isótopos estáveis têm se mostrado uma ferramenta poderosa, permitindo investigar a estrutura e a dinâmica energética dos ecossistemas, contribuindo para uma melhor e mais profunda compreensão dos processos biológicos e ecológicos que estão ocorrendo (Peterson & Fry, 1987). Inicialmente, essa ferramenta foi mais usada nos campos da física, química e geologia. No entanto, seus usos na ecologia e na oceanografia ganharam destaque nas últimas décadas devido à capacidade de fornecer informações valiosas sobre diversos aspectos como dieta, migração, nicho ecológico, interações tróficas, contaminação, conectividade ecossistêmica e ciclos biogeoquímicos em ecossistemas aquáticos e terrestres (Albrecht et al., 2021; Bastos et al., 2021, 2022, 2024; Paiva et al., 2008; Souza et al., 2018).

As plantas C3 e C4 possuem razões isotópicas de carbono específicas e distintas entre si, devido ao fracionamento diferencial desses isótopos durante a

fotossíntese. Já as algas marinhas geralmente possuem uma assinatura isotópica de carbono intermediária entre plantas C4 e plantas C3. As razões isotópicas de carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) dos produtores são diretamente incorporadas nos tecidos dos consumidores. No caso do nitrogênio, seu isótopo pesado (^{15}N) é preferencialmente re-incorporado durante a excreção de compostos nitrogenados, o que resulta em um enriquecimento sistemático da razão isotópica de nitrogênio ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) conforme a posição trófica ocupada pelo organismo aumenta. Por essas características, as razões isotópicas de carbono e de nitrogênio são as mais comumente utilizadas em estudos de ecologia trófica (Kelly, 2000).

Atherinella brasiliensis, popularmente conhecida como peixe-rei, é uma espécie habitante de água salobra amplamente distribuída na costa leste da América do Sul, desde a Venezuela até o Rio Grande do Sul, no Brasil (Figueiredo & Menezes, 2000). Algumas de suas características são a capacidade de tolerar grandes variações de salinidade, como é comum em estuários, e uma reprodução intensa, o que a torna uma espécie com alta abundância nos ambientes onde ocorre (Barbieri et al., 1990; Castro, 2005; Favaro et al., 2003; Paiva Morais et al., 2017). Quanto à sua alimentação, *A. brasiliensis* é classificado como generalista, se alimentando de uma ampla variedade de fontes, desde material vegetal, passando por moluscos, crustáceos, insetos terrestres, até outros peixes menores (Rocha A. et al., 2008; Paiva Morais et al., 2017; Campos et al., 2015; Paiva et al., 2008).

O presente estudo teve como objetivo geral avaliar possíveis influências do derramamento de óleo no município de Tamandaré, Pernambuco, em 2019 sobre a ecologia trófica de *Atherinella brasiliensis* em uma área de manguezal (estuário superior do rio Ariquindá) e outra de prados de angiospermas marinhas (Praia dos Carneiros) no Complexo Estuarino do rio Formoso (CERF). Os objetivos específicos são: (1) avaliar se existe um padrão de mudança nos valores isotópicos (C e N) ao longo do tempo, (2) estimar as posições tróficas e ligações com as cadeias bentônicas e pelágicas de *A. brasiliensis* em três períodos bianuais, um anterior e dois posteriores à chegada do óleo, (3) estimar o tamanho do nicho trófico (isotópico) de *A. brasiliensis* em três períodos bianuais, um anterior e dois posteriores à chegada do óleo e (4) estimar o suporte trófico basal e a conectividade trófica em cada habitat com habitats adjacentes ao longo do tempo (2018-2023).

2 EMBASAMENTO TEÓRICO

2.1 ECOLOGIA TRÓFICA DE *Atherinella brasiliensis*

Atherinella brasiliensis é uma espécie de pequeno porte com crescimento rápido e alta abundância nos ambientes onde ocorre. A espécie possui desova parcelada e longa, com dois picos de reprodução ao longo do ano, um por volta do mês de junho e outro por volta do mês de novembro. As larvas possuem um crescimento acelerado, atingindo a idade de recrutamento em poucas semanas. As fêmeas geralmente são maiores do que os machos e também atingem a maturidade das gônadas em um tamanho maior (Favaro et al., 2003; Chagas & Costa Jr, 2013).

A espécie apresenta uma dieta generalista desde seus primeiros estágios de vida, se alimentando desde cedo de vários grupos de organismos como microalgas, poliquetas, copépodes, ovos de invertebrados, entre outros (Rocha A. et al., 2008). Estudos mostram que, a medida em que cresce, a espécie faz mudanças ontogenéticas de itens alimentares, passando de uma dieta planctônica na fase larval e nos primeiros estágios de vida para uma dieta composta por itens alimentares maiores na fase adulta, o que ajuda a evitar uma competição intraespecífica (Brito et al., 2019). Em sua fase adulta a espécie mantém a classificação de generalista oportunista, tendo em sua dieta vários grupos de macroinvertebrados, algas, ovos, larvas e peixes menores (Campos et al., 2015; Chagas & Costa Jr, 2013; Contente et al., 2011; Paiva Morais et al., 2017; Wenzel et al., 2019).

2.2 O ESTUÁRIO DO RIO FORMOSO

O Complexo Estuarino do rio Formoso (CERF) é formado principalmente pela contribuição dos rios Ariquindá, Formoso e dos Passos, resultando em um canal principal com cerca de 12 Km de extensão e uma vazão média de 4,95 m³/s. O sistema ocupa uma área de 27,24 Km² que se distribui entre os municípios de Rio Formoso e Tamandaré. É classificado como um estuário do tipo planície costeira, ou seja, estuários normalmente rasos, raramente passando dos 30 metros de profundidade, e com aumento da largura entre as margens em direção à foz (Lira et al., 1979; Silva, M. et al., 2009; Silva, J. et al., 2011).

A porção superior do estuário tem como característica predominante a presença de bancos areno-lamosos cobertos principalmente por *Rhizophora mangle*. Possui também um canal único com uma profundidade que nunca passa dos 2 metros e bancos areno-lamacentos com superfícies planas que abrigam uma população significativa de bivalves *Mytella spp.*. Já a porção inferior é a parte mais ampla do estuário e tem como principal característica a presença de 2 canais, um de entrada e um de saída, separados por um banco de areia e próximos às margens. O canal rente à margem esquerda possui 5 metros de profundidade enquanto o rente à margem direita possui 3 metros de profundidade (Lira et al., 1979).

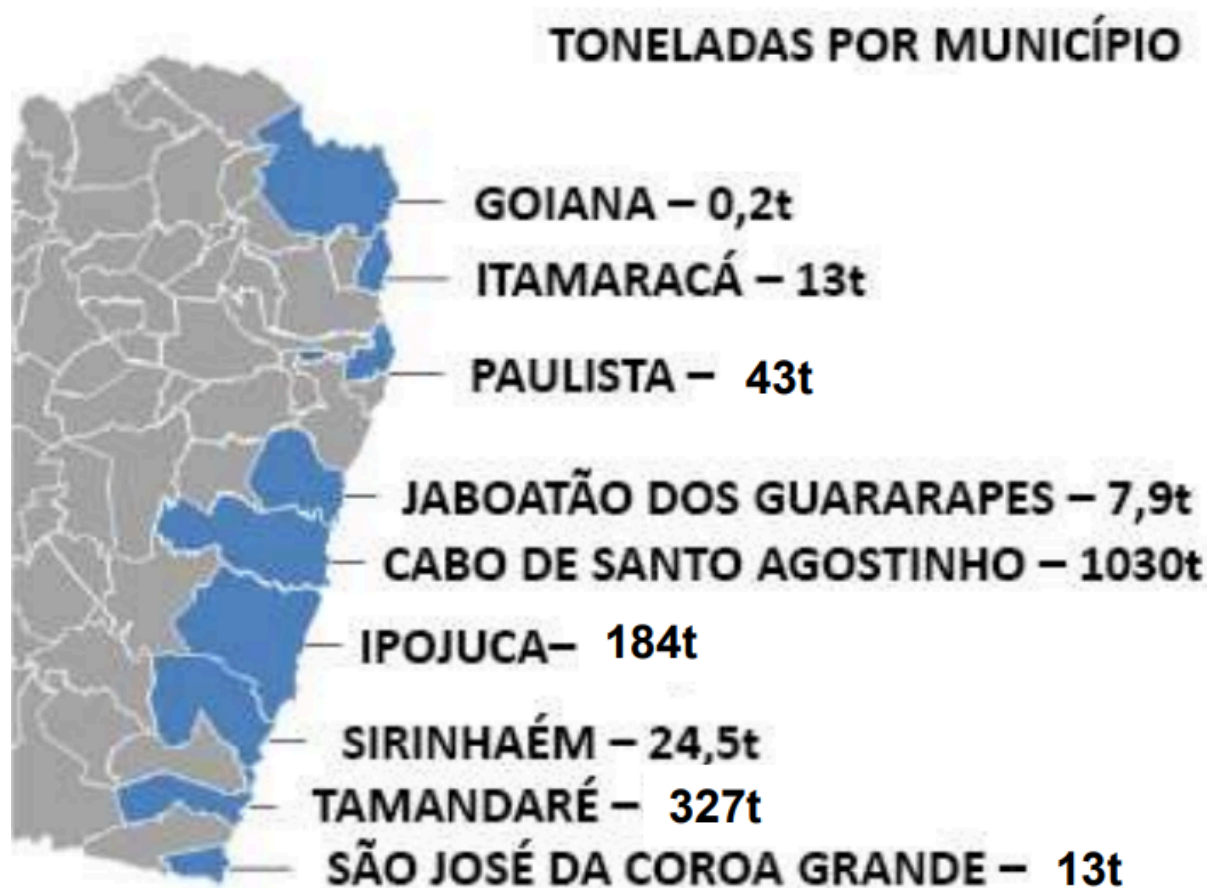
Os períodos seco e chuvoso conferem características diferentes a esse ambiente estuarino. As condições eutróficas durante a estação chuvosa, com níveis aumentados de nutrientes, provavelmente devido a efluentes não tratados. Em contraste, na estação seca, o estuário é classificado como mesotrófico, mostrando uma diminuição no estado trófico. Além disso, estudos revelam que as diferentes estações também causam variações em parâmetros físicos e concentrações de nutrientes (Noriega et al., 2015; Grego et al., 2009; Silva, M. et al., 2009).

2.3 EFEITOS DA POLUIÇÃO POR ÓLEO E DERIVADOS NA ECOLOGIA TRÓFICA DE ESPÉCIES ESTUARINAS

Os volumes sem precedentes de petróleo bruto registrados na costa do município de Tamandaré (PE) em 2019 levantaram uma grande preocupação ambiental. O município foi um dos primeiros, junto com o município de Cabedelo (PB), a reportar o aparecimento das manchas e foi também um dos com maior quantidade de petróleo coletado no estado de Pernambuco (Figura 1) (SEMAS-PE, 2019; Nobre et al., 2022).

Foram cerca de 327 toneladas de resíduos oleosos, entre petróleo bruto e resíduos, coletadas da região até dezembro de 2019, porém houve uma desmobilização oficial do Plano Nacional de Contingência (PNC) em janeiro de 2020, cerca de 6 meses após o aparecimento dos primeiros resíduos na região (IBAMA, 2020; Arruda et al., 2023).

Figura 1 - Quantidade de petróleo, em toneladas, coletadas por município até o dia 01/11/2019 no estado de Pernambuco.



Fonte: SEMAS-PE (2019)

2.4 USO DE ISÓTOPOS ESTÁVEIS DE CARBONO E NITROGÊNIO EM ESTUDOS DE ECOLOGIA TRÓFICA

Carbono e Nitrogênio são elementos abundantes em macromoléculas estruturantes, tais como aminoácidos, lipídios e carboidratos. As proporções entre os isótopos estáveis desses elementos ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, expressa por $\delta^{13}\text{C}$, e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, expressa por $\delta^{15}\text{N}$) podem ser diferentes entre produtores primários e seus habitats, variando de forma previsível a cada passo ao longo de uma cadeia trófica. Assim, conhecendo essas proporções nos diferentes produtores primários e habitats é possível rastrear o fluxo de energia desde a base das teias tróficas até os organismos de topo (Fry, 2006; Li et al., 2016; Marshall et al., 2019; Post, 2002).

O $\delta^{13}\text{C}$ é um bom indicativo de base de sustentação da teia trófica. Diferentes produtores primários possuem diferentes valores de $\delta^{13}\text{C}$, uma assinatura isotópica, e esses valores variam pouco e de maneira previsível ao longo dos níveis tróficos acima. Essa baixa variação previsível torna possível rastrear com precisão a importância de cada grupo de produtores primários e seus habitats para a sustentação de determinada teia trófica (Bastos et al., 2021; Sardenne et al., 2016; Solomon et al., 2008).

Já o $\delta^{15}\text{N}$ é utilizado para estimar a posição trófica ocupada por determinado grupo em uma teia trófica. A cada nível trófico ocorre um enriquecimento gradual nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos organismos, ou seja, organismos de níveis tróficos mais altos geralmente terão valores de $\delta^{15}\text{N}$ mais altos do que organismos de níveis tróficos menores. Esse enriquecimento se dá por fatores específicos, tornando essencial o conhecimento dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ de organismos dos níveis tróficos basais para estimar os demais níveis tróficos (Bastos et al., 2021; Sardenne et al., 2016; Solomon et al., 2008).

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

- Avaliar possíveis influências do derramamento de óleo no município de Tamandaré em 2019 sobre a ecologia trófica de *Atherinella brasiliensis* em uma área de manguezal (estuário superior do rio Ariquindá) e outra de prados de angiospermas marinhas (Praia dos Carneiros) no Complexo Estuarino do rio Formoso.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar possíveis padrões de mudança nos valores isotópicos (C e N) ao longo do tempo (2018-2023);
- Estimar as posições tróficas e ligações com as cadeias bentônicas e pelágicas de *Atherinella brasiliensis* em três períodos bianuais, um anterior a chegada do óleo (2018/19) e dois posteriores (2020/21 e 2022/23);
- Estimar o tamanho do nicho trófico (isotópico) de *Atherinella brasiliensis* em três períodos bianuais, um anterior a chegada do óleo (2018/19) e dois posteriores (2020/21 e 2022/23).
- Estimar o suporte trófico basal e a conectividade trófica em cada habitat com habitats adjacentes ao longo do tempo (2018-2023).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está situada no Complexo Estuarino do rio Formoso (CERF), que se insere entre os municípios de Tamandaré e Rio Formoso. Esta área está localizada no litoral sul de Pernambuco, a aproximadamente 97 km de distância de Recife (capital). A região possui duas estações bem definidas: estação chuvosa, começando no mês de março e terminando no mês de agosto, e período de estiagem, começando no mês de setembro e terminando no mês de fevereiro.

O CERF é principalmente composto pelos rios Formoso, dos Passos e Ariquindá. Está inserido nas imediações adjacentes das Áreas de Proteção Ambiental (APA): a de Guadalupe (estadual) e a Costa dos Corais (federal). O rio Ariquindá possui cerca de 10 km de extensão e aproximadamente 6 metros de profundidade em seu ponto mais fundo. Está inserido na porção sul do CERF e é formado pelos rios União, Porto do Tijolo, Porto Alegre e Cabrobó.

A Praia dos Carneiros tem uma continuidade geográfica com o CERF, pois situa-se na margem sul de sua foz. O trecho possui grandes extensões de recifes de franja, que abrigam uma alta diversidade de fauna e flora, e de costões rochosos. Além disso, possui substrato arenoso com fragmentos de pequenas extensões de macroalgas e prados de fanerógamas, conhecidas como grama marinha. Esses prados, formados principalmente por *Halodule wrightii*, dispostos em paralelo ao litoral, servem de abrigo, zona de transição e de alimentação para várias espécies.

4.2 AMOSTRAGEM

As coletas foram realizadas em dois pontos distintos: 1) em um prado de angiospermas marinhas da Praia dos Carneiros (8°41'53.3"S 35°05'07.7"W) e 2) em um segmento do estuário superior do Rio Ariquindá (8°43'12.7"S 35°05'51.4"W) (Figura 2). As campanhas aconteceram 2 vezes em cada ano (de 2018 a 2023) nos períodos de mudança de estação, totalizando 24 coletas (12 em cada habitat). A escolha dos meses de coleta foi feita com o intuito de registrar as variações tróficas ocorridas durante os períodos de estiagem e chuvoso, antes e depois do aparecimento das manchas de petróleo de 2019.

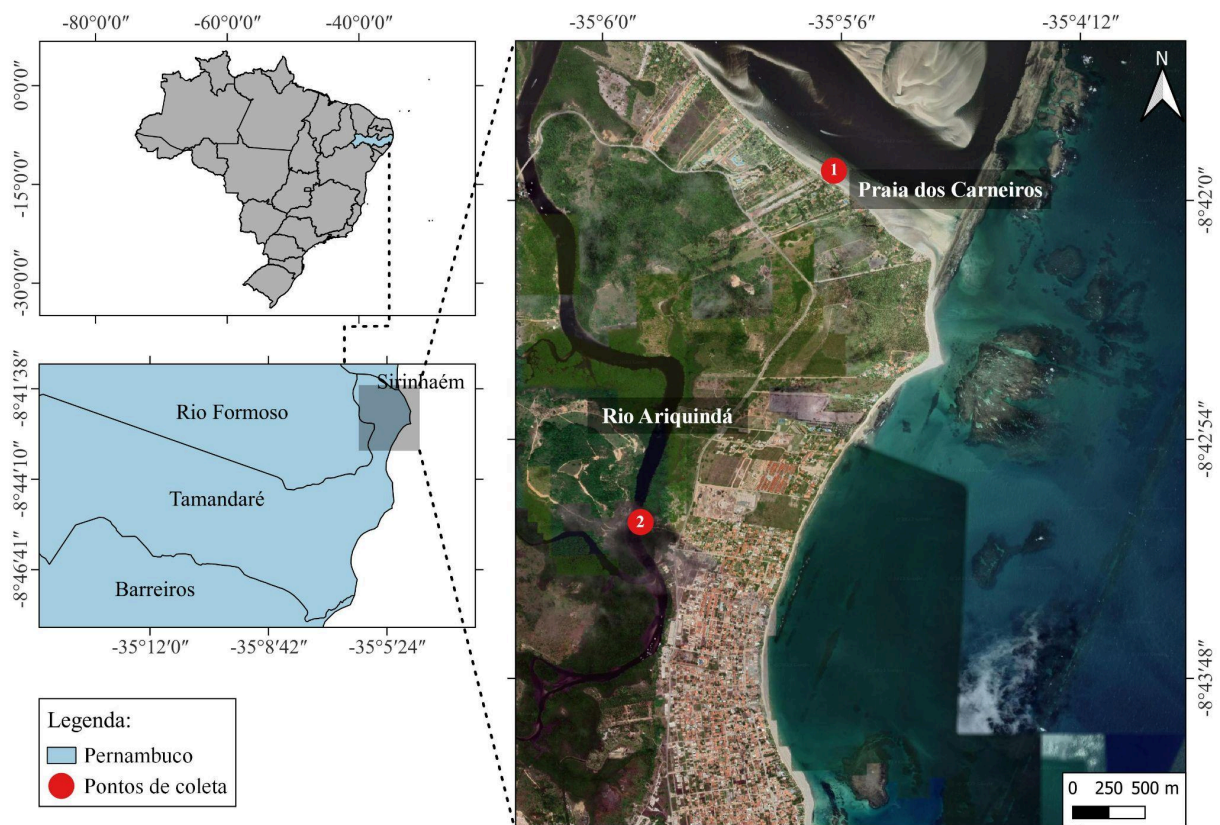
Para a coleta dos exemplares de *A. brasiliensis* foi utilizada rede de arrasto de praia do tipo trawl com largura de 9 metros, altura de 2,4 metros e espessura de malha de 13 mm nas asas e 5 mm no fundo da rede. Além dos peixes, também foram coletados representantes de consumidores de base pelágicos e bentônicos, utilizando tanto a mesma rede quanto coleta manual, e representantes dos produtores primários dos habitats, por coleta manual para as árvores e macroalgas e utilizando filtros (primeiramente de 200 µm para remoção do zooplâncton e, em seguida, de 0,7 µm) para compor as análises. Todas as amostras foram acondicionadas em recipientes plásticos e armazenadas em gelo até o transporte ao laboratório, onde foram congeladas e, posteriormente, processadas.

4.3 PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS

Em laboratório, os exemplares de *A. brasiliensis* e consumidores de base coletados foram descongelados, pesados, medidos e amostras de tecido muscular foram extraídas de cada indivíduo. As macroalgas e folhas foram agrupadas por espécie para compor as amostras. Já para os filtros contendo material particulado, cada um foi tratado como uma amostra. Essas amostras foram dispostas em placas de petri para secagem em estufa à temperatura de 60°C por, no mínimo, 48 horas. Após esse período, cada amostra foi macerada, utilizando gral e pistilo, até formar um pó, e armazenadas em tubo eppendorf de 0,5 ml até a preparação para as análises.

Após o processamento, as amostras foram pesadas (0,5 ~ 6,0 mg) e individualmente depositadas em cápsulas de estanho ultra puras. Em seguida as amostras passaram por um Analisador Elementar (AE) acoplado a um Espectrômetro de Massa de Razões Isotópicas (IRMS).

Figura 2 - Áreas de coleta no Complexo Estuarino do rio Formoso em Tamandaré, litoral sul de Pernambuco (Brasil). Os pontos vermelhos representam os pontos de amostragem: os prados de angiospermas marinhas da Praia dos Carneiros (1) e o manguezal no estuário superior do rio Ariquindá (2). Sistema de Referências de Coordenadas Geográficas: WGS 84 (EPSG: 4326).



Fonte: O Autor (2024)

4.4 ANÁLISE DE DADOS

4.4.1 Variação dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ ao longo do tempo (2018-2023) e períodos (2018/19, 20/21 e 22/23)

Primeiramente, para avaliar se houve algum padrão de mudança ao longo do tempo, uma regressão linear simples foi usada para estabelecer a relação entre os valores isotópicos ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) de *A. brasiliensis* e dos consumidores de base bentônicos e pelágicos ao longo do tempo (Coletas 1 - 12). Posteriormente, os valores dos consumidores de cada habitat foram agrupados em períodos de 2 anos, que englobaram 4 coletas, sendo duas réplicas de condições de estiagem e duas de chuva, formando um período anterior ao acidente do óleo (2018/19), um no ano imediato à chegada do óleo até dois anos posteriores (2020/21) e o último de mais de dois e até quatro anos após o óleo (2022/23). No caso do habitat de grama marinha, *A. brasiliensis* ficou ausente das amostragens no período imediatamente após o acidente (2020/21). A normalidade e a homocedasticidade foram testadas (testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente) e mostraram que os dados eram não paramétricos. Assim, o teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para a comparação dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de *A. brasiliensis* entre os três períodos no manguezal, enquanto o teste U de Mann-Whitney foi utilizado entre os períodos em que esteve presente na grama marinha (2018/19 e 2022/23).

4.4.2 Estimativas de posição trófica entre os diferentes habitats e períodos

O modo de posição trófica (PT) foi estimado usando o pacote 'tRophicPosition', que emprega um modelo Bayesiano para o cálculo da PT do consumidor em nível populacional usando isótopos estáveis (Quezada-Romegialli et al., 2018). O modelo 'twoBaselinesFull' foi empregado, com isótopos de C e N usados para estimar a amplitude e as modas das posições tróficas ocupadas pela espécie nos diferentes habitats (manguezal e grama marinha) e períodos (2018/19, 2020/21 e 2022/23). Além disso, esse modelo de duas bases ainda permite avaliar o percentual com que cada uma das bases sustenta o consumidor considerado através do parâmetro Alfa (Quezada-Romegialli et al., 2018).

Os produtores primários têm altas taxas de crescimento e estão sujeitos a rápidas mudanças de nutrientes, levando a alta variabilidade isotópica, especialmente em $\delta^{15}\text{N}$ (Claudino et al., 2013; Cloern et al., 2002). Consumidores primários representativos são organismos úteis para integrar a variabilidade isotópica temporal ocorrendo na base das teias alimentares aquáticas e têm sido assumidos como linhas de base isotópicas ao calcular a PT de consumidores usando isótopos estáveis (Post, 2002; Vander Zanden & Rasmussen, 2001; Vanderklift & Ponsard, 2003).

Neste caso, usamos organismos frequentes e abundantes em cada um dos habitats e que representassem ambas as cadeias bentônicas e pelágicas. Portanto, eles são representantes adequados dos consumidores de primeira ordem do fundo/bentônico e da coluna d'água/pelágico nas teias alimentares locais. Assim, o Alfa estimado se refere ao percentual de suporte da cadeia bentônica para nosso consumidor. A PT desses consumidores de base (λ) foi assumida como 2,25, pois são consumidores primários que não são herbívoros estritos, consumindo alguma fração de matéria orgânica derivada de animais (Bastos et al., 2022). Por exemplo, a matéria orgânica particulada (POM) e o perifíton são importantes fontes para os consumidores de base aqui avaliados, e sendo estas uma mistura onde matéria orgânica de níveis tróficos superiores está presente (por exemplo, protozoários, pequenos organismo do plâncton, carcaças e pellets fecais de consumidores de alto nível) não podemos considerá-los herbívoros exclusivos, que teriam PT teórica de 2, já que por definição, os produtores estão na PT de 1 (Bastos et al., 2022; Figueiredo

et al., 2020; Saba & Steinberg, 2012). Os fatores de discriminação por nível trófico (TDFs) estimada para músculo de peixes carnívoros alimentando-se de fontes mistas foram utilizados ($1,0 \pm 0,5$ ‰ e $2,9 \pm 0,5$ ‰, para $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente) (Stephens et al., 2023).

4.4.3 Estimativas de tamanho de nicho trófico (isotópico) entre os diferentes habitats e períodos

Os nichos isotópicos de *A. brasiliensis* em cada habitat e em cada período foram estimados usando projeções elípticas da área do nicho (SEA) no pacote nicheROVER do R (Swanson et al., 2015). Essas projeções representam o espaço bivariado do nicho isotópico e é um proxy para a riqueza e uniformidade dos recursos consumidos por uma população (Bearhop et al., 2004). Este pacote usa um método probabilístico para calcular o tamanho do nicho em um framework Bayesiano, levando em conta a incerteza devido ao tamanho da amostra, produzindo projeções elípticas das regiões isotópicas centrais. Os cálculos para tamanhos de nicho foram realizados para cada habitat e período separadamente, com 10.000 sorteios de Monte Carlo. A normalidade e a homocedasticidade foram testadas (testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente) e mostraram que os dados eram não paramétricos. Assim, o teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para a comparação dos valores posteriores de SEA entre os três períodos no manguezal, enquanto o teste U de Mann-Whitney foi utilizado entre os dois períodos em que o consumidor esteve presente na grama marinha (2018/19 e 2022/23).

4.4.4 Modelagem da sustentação trófica/habitat ao longo do tempo

Modelos de mistura isotópica Bayesiana foram usados para estimar a contribuição relativa da matéria orgânica derivada de diferentes fontes primárias e basais ao longo da paisagem marinha que sustentou os juvenis de *A. brasiliensis* ao longo dos 6 anos e 12 coletas (estiagem e chuva de 2018 a 2023) (Parnell et al., 2008; Phillips et al., 2005). Esses modelos permitem a incorporação de incertezas e variações nos consumidores, fontes e TDFs (Parnell et al., 2013).

Uma premissa dos modelos de mistura com dados isotópicos é que as fontes examinadas devem ter valores isotopicamente distintos (Gannes et al., 1998). Assim, os produtores primários e as fontes basais dominantes de cada habitat foram agrupadas usando uma abordagem a priori para examinar se havia sobreposição isotópica entre os habitats, verificando a distribuição dos valores das médias e desvios padrão em biplots (Phillips et al., 2005). Essa estratégia nos permitiu construir um modelo temporal de sustentação trófica de habitats.

Para esses modelos de suporte trófico/habitat, usamos o pacote MixSiar (Stock et al., 2018), pois ele permite a modelagem ao longo de uma covariável contínua, que no caso foi o número de coletas ao longo do tempo (1 – 12). Essa abordagem de modelagem emprega verossimilhança Gaussiana e ajusta o modelo aos dados via cadeia de Markov Monte Carlo (MCMC). O suporte trófico/habitat relativo para as populações de *A. brasiliensis* do manguezal e da grama marinha foi baseado em 100.000 simulações MCMC com um descarte de 50.000 e seleção de 50, o que ocorre na execução normal da modelagem. O descarte das primeiras simulações é realizado por a MCMC ainda estar se ajustando e poder não ter atingido um estado estacionário. Descartar essas iterações iniciais ajuda a garantir que as estimativas finais não sejam influenciadas por valores iniciais não

representativos. Já a seleção final é feita utilizando uma em cada 50 iterações, o que é realizado para reduzir a autocorrelação entre as amostras e diminuir a quantidade de dados a serem armazenados e analisados (Stock et al., 2018). O modelo foi ajustado com priores não informativas, e a estrutura de erro residual foi usada.

É importante ressaltar que o modelo de suporte trófico/habitat não se refere a recursos diretamente consumidos, mas as fontes orgânicas primárias que sustentam a base da cadeia alimentar do consumidor analisado. Portanto, para construir corretamente esses modelos, a PT estimada (veja acima) foi considerada como um fator multiplicador dos TDFs assumidos aqui (Bastos et al., 2017, 2022; Garcia et al., 2019; Raoult et al., 2018).

5 RESULTADOS

5.1 VARIAÇÃO DOS VALORES DE $\delta^{13}\text{C}$ E $\delta^{15}\text{N}$ AO LONGO DO TEMPO (2018-2023) E PERÍODOS (2018/19, 20/21 e 22/23)

Um total de 168 amostras de *A. brasiliensis* (manguezal = 109; grama marinha = 59), 102 amostras de organismos bentônicos (manguezal = 74; grama marinha = 28), 104 amostras de organismos pelágicos (manguezal = 71; grama marinha = 33), bem como 187 amostras de produtores primários e fontes basais (manguezal = 89; grama marinha = 98) foram analisadas (Tabela 1). A amplitude dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ na Grama marinha para *A. brasiliensis* foi de $-23,72\text{‰}$ à $-16,16\text{‰}$, para os consumidores bentônicos de $-18,26\text{‰}$ à $-8,44\text{‰}$ e para os consumidores pelágicos de $-24,08\text{‰}$ à $-14,83\text{‰}$, enquanto no manguezal para *A. brasiliensis* foi de $-26,98\text{‰}$ à $-16,66\text{‰}$, para os bentônicos de $-28,35\text{‰}$ à $-13,44\text{‰}$ e para os pelágicos de $-29,14\text{‰}$ à $-18,73\text{‰}$. Já a amplitude dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ na Grama marinha para *A. brasiliensis* foi de $8,75\text{‰}$ à $11,62\text{‰}$, para os consumidores bentônicos de $4,78\text{‰}$ à $11,26\text{‰}$ e para os consumidores pelágicos de $5,80\text{‰}$ à $8,66\text{‰}$, enquanto no manguezal para *A. brasiliensis* foi de $5,46\text{‰}$ à $12,99\text{‰}$, para os bentônicos de $1,22\text{‰}$ à $12,61\text{‰}$ e para os pelágicos de $6,66\text{‰}$ à $10,67\text{‰}$.

Para os consumidores, as correlações dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ ao longo das amostragens foram significativas apenas para *A. brasiliensis* no habitat de grama marinha, com tendência de aumento nos valores ao longo do tempo (Figura 3A), enquanto o habitat de manguezal não mostrou essa mesma tendência (Figura 3B). Já no caso dos valores de $\delta^{15}\text{N}$, houve tendência significativa de aumento para *A. brasiliensis* e para os consumidores de base de cadeia bentônica para ambos os habitats, enquanto que essa tendência não foi significativa para os consumidores pelágicos (Figura 3C, D).

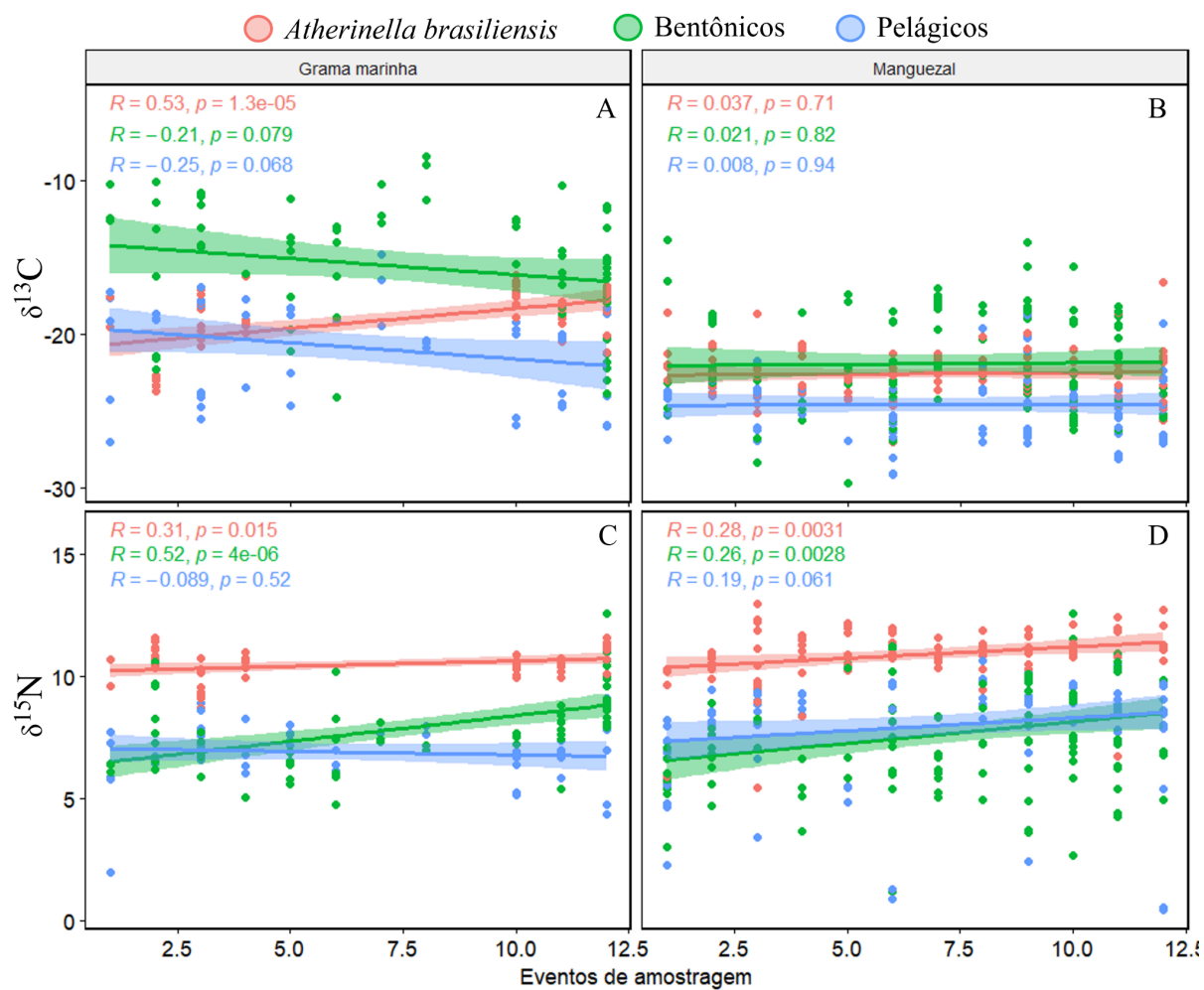
Quando os períodos foram avaliados para *A. brasiliensis*, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ para a grama marinha foram maiores no período de 2022/23 do que no período de 2018/19 (Figura 4A) enquanto os valores de $\delta^{13}\text{C}$ para o manguezal não foram diferentes ao longo dos períodos (Figura 5A). Já para os valores de $\delta^{15}\text{N}$ de *A. brasiliensis* não houve diferença entre os períodos analisados na grama marinha (Figura 4B), enquanto houve diferença significativa no manguezal, com valores menores para o primeiro período (2018/19) quando comparado com os outros dois (2020/21 e 2022/23), que não tiveram diferença significativa entre si (Figura 5B).

Tabela 1 - Quantidade de amostras de *A. brasiliensis* e de cada organismo ou fonte basal utilizados como indicadores de base de cadeias bentônicas e pelágicas em cada habitat, por período de coletas, assim como suas quantidades totais.

ESPÉCIES	MANGUEZAL			GRAMA MARINHA			TOTAL
	2018/19	2020/21	2022/23	2018/19	2020/21	2022/23	
<i>Atherinella brasiliensis</i>	37	35	37	28		31	168
BENTÔNICOS							102
Anfípoda	3						3
<i>Aratus pisonii</i>	10	11	7				28
<i>Littoraria angulifera</i>	9	5	7				21
<i>Minuca rapax</i>	1	12	3				16
<i>Neritina virginea</i>	3		3	13	12	3	34
PELÁGICOS							104
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	3	1	3	15	12	3	37
Craca	3	2	11				16
<i>Crassostrea spp</i>	14	9	13				36
Espanja	3	3	6	3			15
PRODUTORES							187
<i>Halodule wright</i>				9		4	13
<i>Laguncularia racemosa</i>	3	6	6				15
Macroalgas				21	13	3	37
Musgo/Perifíton			7	12			19
POM	16	11		21	12	3	63
<i>Rhizophora mangle</i>	13	18	9				40

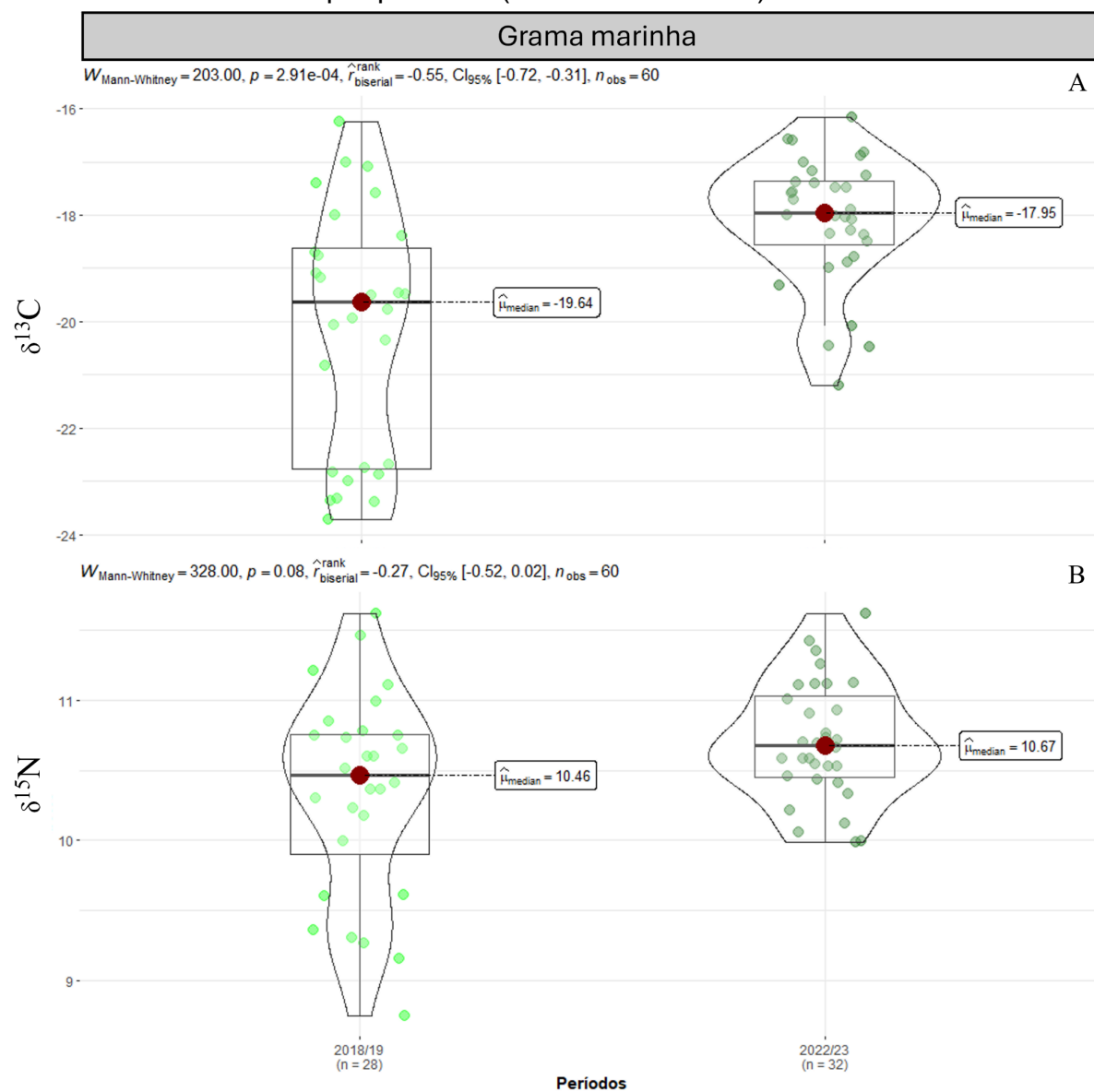
Fonte: O Autor (2024)

Figura 3 - Correlações de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ entre *A. brasiliensis* e consumidores de base bentônicos e pelágicos para os habitats grama marinha e manguezal ao longo do tempo (Eventos de amostragem).



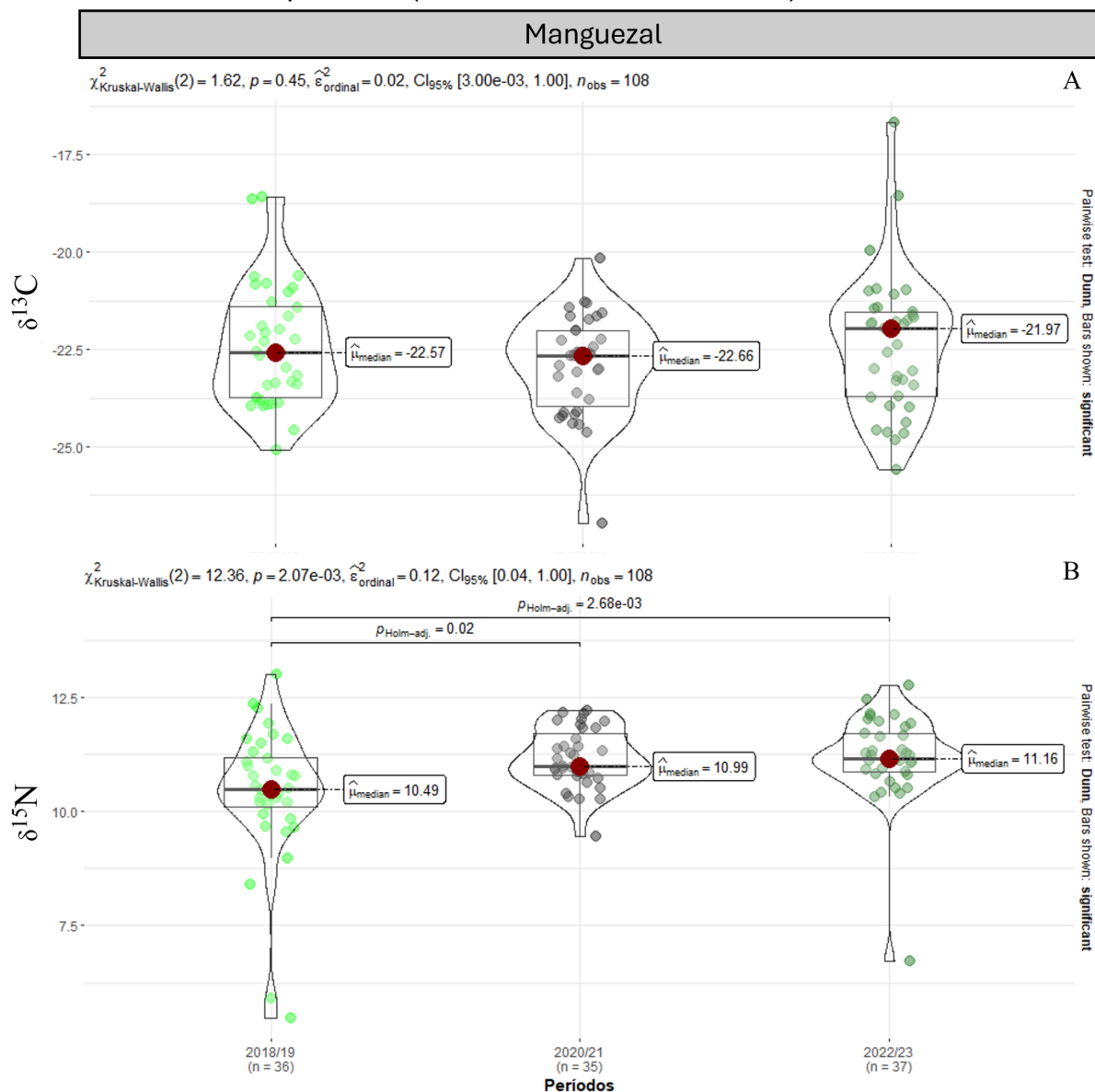
Fonte: O Autor (2024)

Figura 4 - ViolinPlot dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ (A) e $\delta^{15}\text{N}$ (B) para o habitat grama marinha por períodos (2018/19 e 2022/23).



Fonte: O Autor (2024)

Figura 5 - ViolinPlot dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ (A) e $\delta^{15}\text{N}$ (B) para o habitat manguezal por períodos (2018/19, 2020/21 e 2022/23).



Fonte: O Autor (2024)

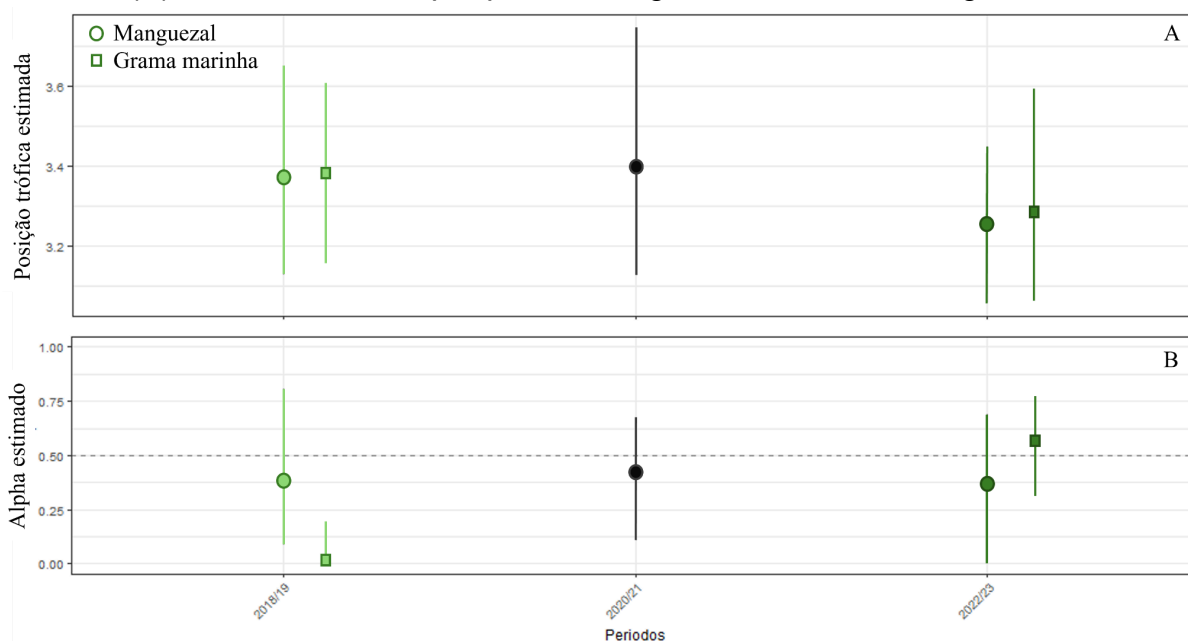
5.2 ESTIMATIVAS DE POSIÇÃO TRÓFICA E DE LIGAÇÃO COM AS CADEIAS BENTÔNICAS E PELÁGICAS ENTRE OS DIFERENTES HABITATS E PERÍODOS

As posições tróficas estimadas, considerando o intervalo de credibilidade de 95%, para a grama marinha variaram entre 3,06 em 2022/23 e 3,60 em 2018/19 enquanto para o manguezal variaram entre 3,06 em 2022/23 e 3,74 em 2020/21 (Figura 6A). Entretanto, o teste de comparação das distribuições a posteriori, mostrou não haver diferenças nas posições tróficas entre os períodos em cada habitat, com valores modais de 3,37 (2018/19) e 3,28 (2022/23) na grama marinha e de 3,37 (2018/2019), 3,40 (2020/21) e 3,25 (2022/23) para o manguezal.

Já o parâmetro Alfa, ou seja, a proporção de suporte trófico bentônico, considerando o intervalo de credibilidade de 95%, para grama marinha variou entre

0,2% em 2018/19 e 76% em 2022/23, enquanto para o manguezal variou entre 5% em 2022/23 e 87% em 2018/19 (Figura 6B). O teste de comparação dos Alphas, mostrou diferença significativa apenas na grama marinha em 2022/23, com um valor modal de 53% em 2022/23, superior a moda de 0,7% em 2018/19. No manguezal não houve diferenças, com modas de 42%, 38%, e 37% ao longo dos períodos 2018/19, 2020/21 e 2022/23, respectivamente.

Figura 6 - Moda e amplitude de variação (intervalo de credibilidade 95%) das estimativas de posição trófica (A) e do Alfa (grau de ligação com cadeias bentônicas) (B) de *A. brasiliensis* por período na grama marinha e manguezal.

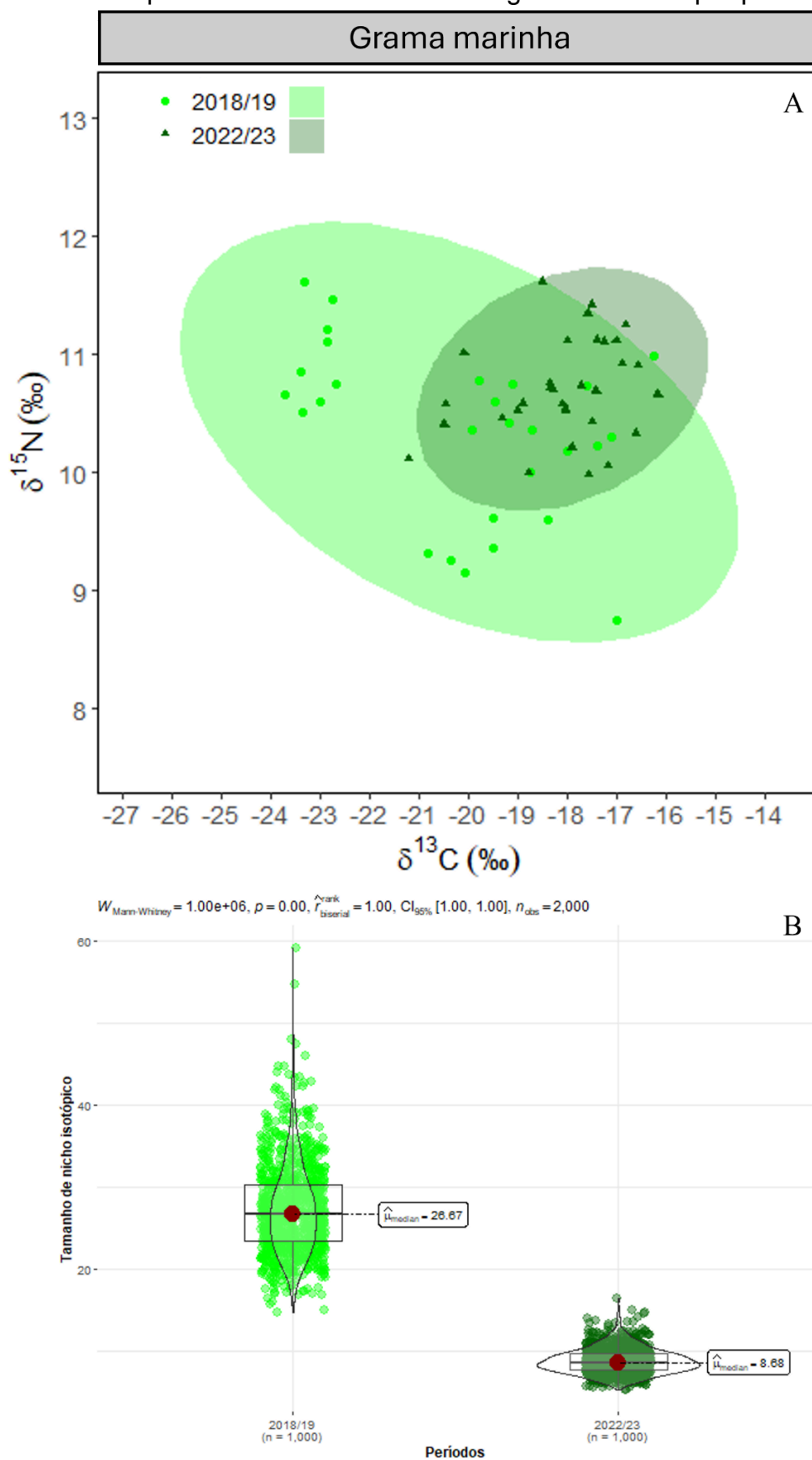


Fonte: O Autor (2024)

5.3 ESTIMATIVAS DE TAMANHO DE NICHO TRÓFICO (ISOTÓPICO) ENTRE OS DIFERENTES HABITATS E PERÍODOS

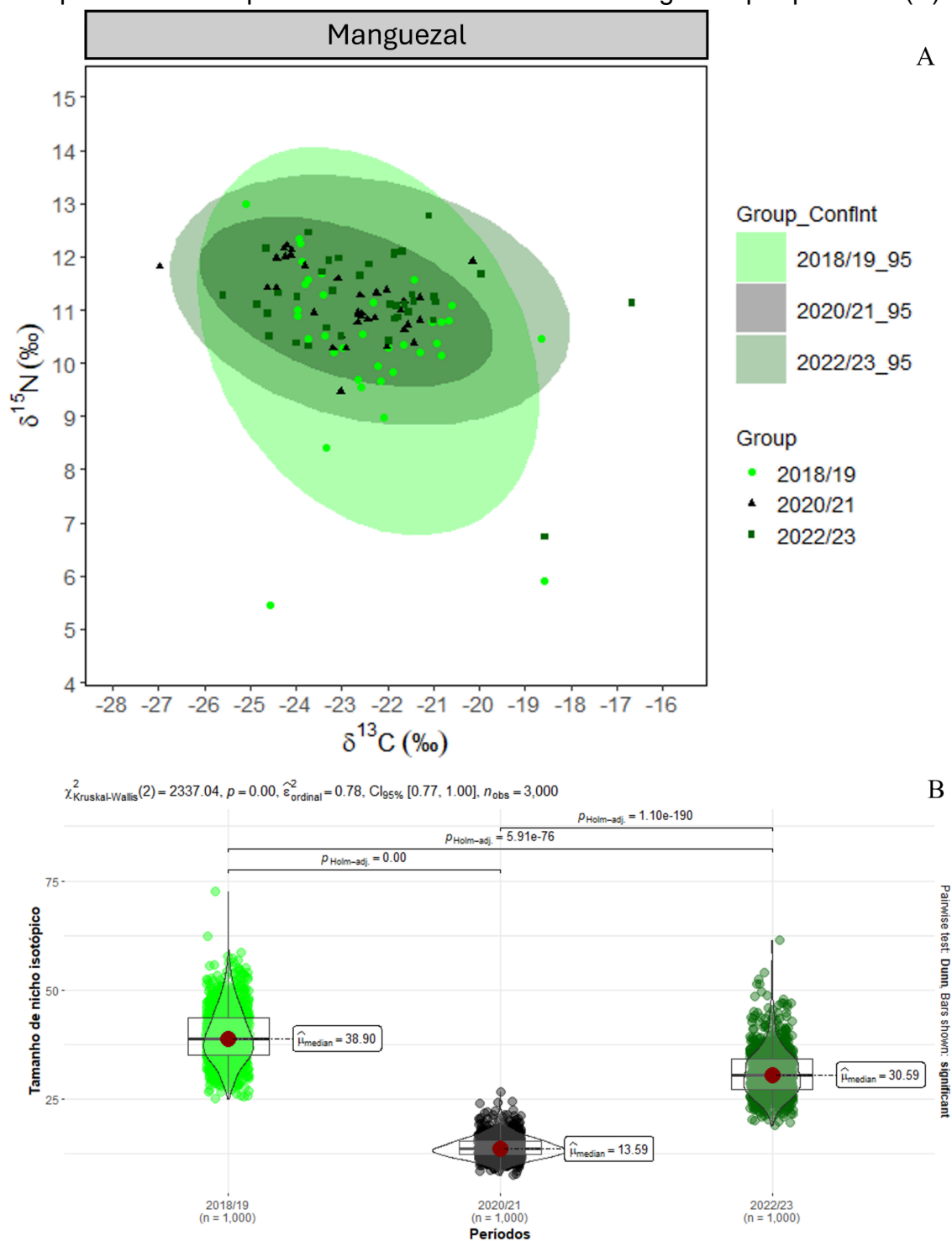
Na grama marinha, no período anterior ao óleo (2018/19, tamanho do nicho = $27,45 \pm 5,26\text{‰}$) o nicho médio foi cerca de três vezes maior (3,07 x) do que no período quando *A. brasiliensis* voltou a ser capturado, quando representou 32,53% do tamanho prévio (2022/23, tamanho do nicho = $8,93 \pm 1,61\text{‰}$) (Figura 7A). Redução similar foi encontrada para os indivíduos do manguezal, onde o tamanho de nicho inicial (2018/19, tamanho do nicho = $39,50 \pm 6,62\text{‰}$) foi pouco menos de três vezes (2,81 x) maior que o tamanho do nicho no período imediato ao óleo (2020/21, tamanho do nicho = $14,03 \pm 2,55\text{‰}$), o qual representou apenas 35,52% do nicho prévio (Figura 8A). Já durante o último período avaliado, o tamanho do nicho médio (2022/23, tamanho do nicho = $30,83 \pm 5,13\text{‰}$) mais do que duplicou (2,2 x) em relação ao período imediato ao óleo, representando 78,05% do tamanho prévio ao óleo (Figura 8A). O tamanho de nicho isotópico estimado para *A. brasiliensis* foi diferente em todos os períodos avaliados nos dois habitats (Figuras 7B e 8B).

Figura 7 - Elipse padrão (SEA 95% I.C.) (A) e comparação de tamanhos de nicho isotópico estimados para *A. brasiliensis* no habitat grama marinha por períodos (B).



Fonte: O Autor (2024)

Figura 8 - Elipse padrão (SEA 95% I.C.) (A) e comparação de tamanhos de nicho isotópico estimados para *A. brasiliensis* no habitat manguezal por períodos (B).

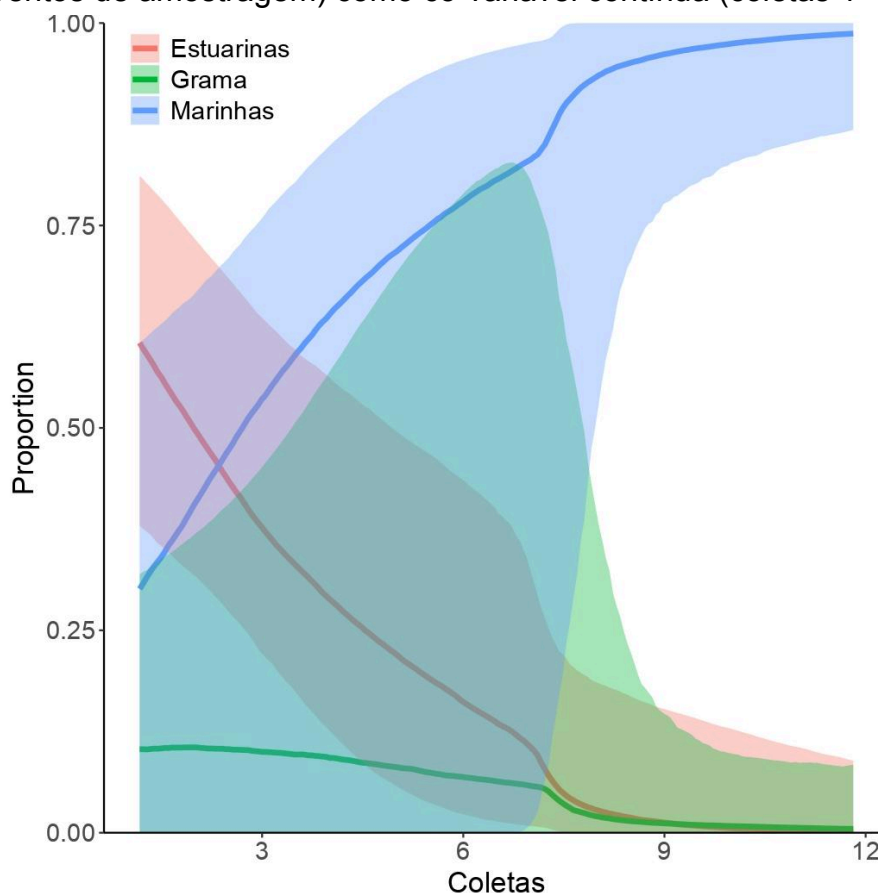


5.4 MODELAGEM DA SUSTENTAÇÃO TRÓFICA/HABITAT AO LONGO DO TEMPO

O modelo de mistura para *A. brasiliensis* da grama marinha, usando o tempo (coletas 1 a 12) como uma covariável contínua, mostrou um padrão de queda na sustentação estuarina e aumento de marinha ao longo do tempo, com uma

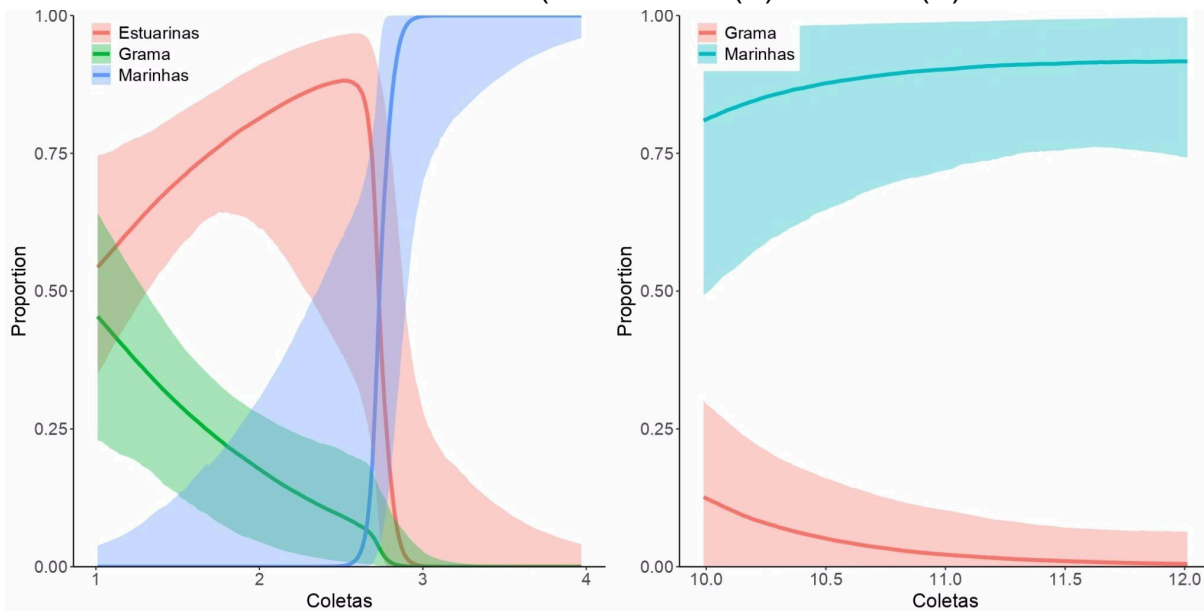
sustentação de grama marinha baixa e relativamente constante ao longo do tempo (Figura 9). Entretanto, o modelo não apresentou uma boa resolução, com grandes intervalos de credibilidade em 95%. Desse modo, como houveram várias coletas sem a presença de *A. brasiliensis*, foram gerados outros dois modelos, o primeiro das coletas 1 à 4 e o segundo de quando os indivíduos reapareceram, nas coletas 10 à 12 (Figura 10). Desse modo, uma visão mais detalhada foi possível, com um padrão de suporte estuarino e de grama marinha equivalente na primeira coleta (período de estiagem de 2018) e logo em seguida, no período chuvoso, um aumento na dependência estuarina e queda da grama marinha. Já no ano seguinte, houve uma inversão de suporte trófico, uma vez que fontes marinhas dominaram em detrimento das outras. O segundo modelo, posterior a chegada de óleo, mostrou que essa tendência de suporte principal marinho foi constante ao longo das coletas seguintes, com uma pequena contribuição de grama marinha no início do período e uma contribuição estuarina que não chegou a 10% globalmente e foi omitida do gráfico (Figura 10B).

Figura 9 - Estimativas de grau de sustentação pelas fontes basais Estuarinas, da grama marinha e Marinhas para *A. brasiliensis* da grama marinha utilizando o tempo (Eventos de amostragem) como co-variável contínua (coletas 1 - 12).



Fonte: O Autor (2024)

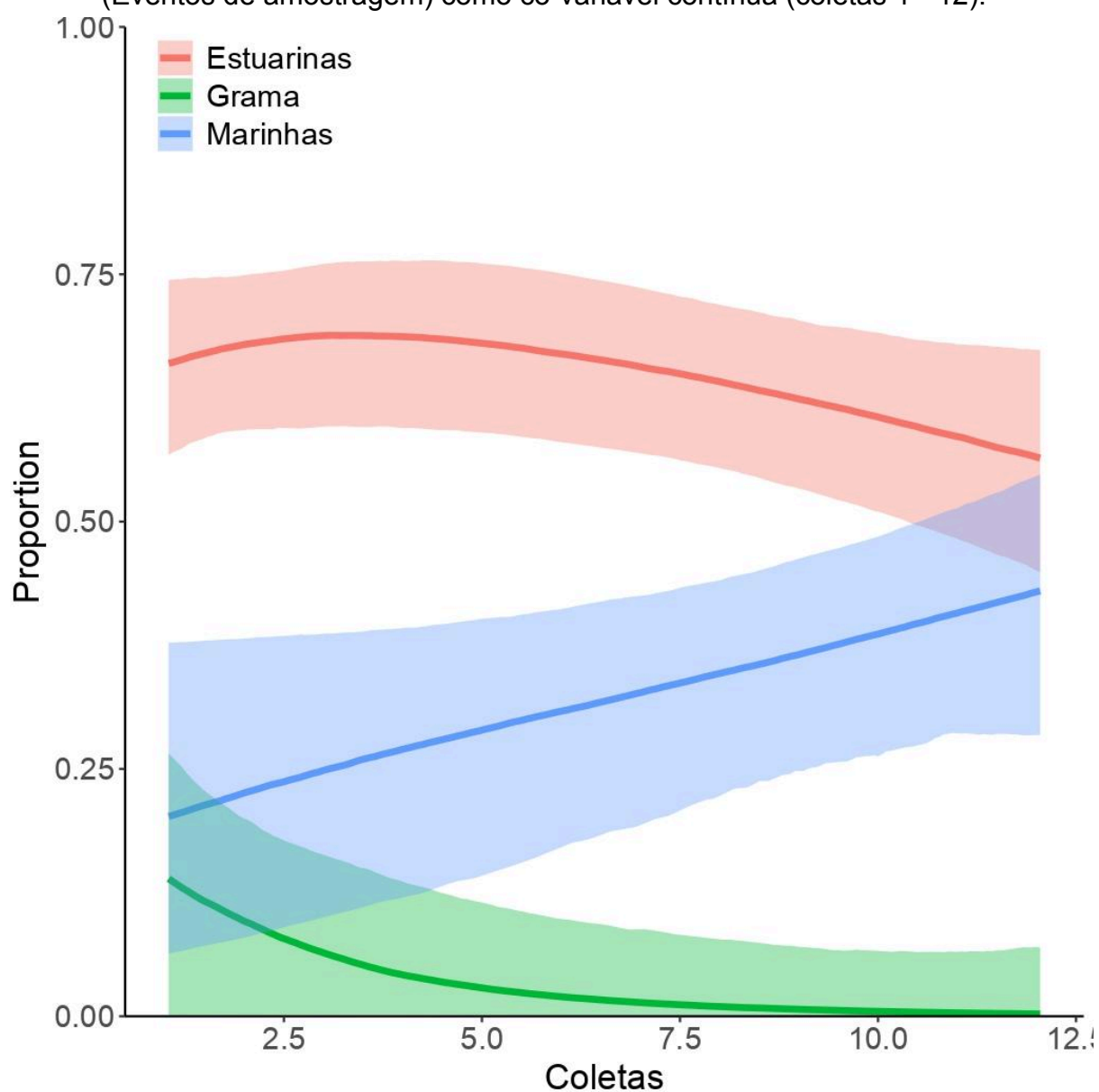
Figura 10 - Estimativas de grau de sustentação pelas fontes basais Estuarinas, da grama marinha e Marinhas para *A. brasiliensis* da grama marinha em dois períodos distintos (Pré óleo e Pós óleo), utilizando o tempo (eventos de amostragem) como co-variável contínua (coletas 1 - 4 (A) e 10 - 14 (B)).



Fonte: O Autor (2024)

Já o modelo para o manguezal, mostrou uma maior dependência geral de fontes estuarinas e baixo suporte de grama marinha. Entretanto, a dependência das fontes estuarinas foi diminuindo a partir do terceiro ano, posterior à chegada do óleo. Ao mesmo tempo, o suporte marinho foi aumentando ao longo do tempo, com valores menores do que 25% no início do período, chegando a se igualar com a sustentação estuarina no último ano de amostragem com valores ligeiramente menores do que 50% (Figura 11).

Figura 11 - Estimativas de grau de sustentação pelas fontes basais Estuarinas, da grama marinha e marinhas para *A. brasiliensis* do manguezal utilizando o tempo (Eventos de amostragem) como co-variável contínua (coletas 1 - 12).



Fonte: O Autor (2024)

6 DISCUSSÃO

6.1 VARIAÇÃO NOS VALORES DE $\delta^{13}\text{C}$ E $\delta^{15}\text{N}$

A variação significativa, com tendência de aumento, dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ para *A. brasiliensis* ao longo do tempo no habitat de grama marinha pode estar relacionada ao aumento na dependência de fontes marinhas após o impacto do derramamento de óleo. Garcia et al. (2017) apontaram que subsídios hidrológicos desempenham um papel importante na sustentação das cadeias tróficas costeiras, e a recuperação do fluxo de nutrientes marinhos após eventos perturbadores pode restabelecer parcialmente a estrutura trófica local.

Em ambos os habitats o aumento nos valores de $\delta^{15}\text{N}$, tanto para *A. brasiliensis* quanto para os consumidores de base bentônicos, sugere um aumento na disponibilidade de nitrogênio no ambiente. Condini et al. (2023) demonstraram que eventos como o aumento de chuvas e fluxos de água doce ricos em nutrientes antropogênicos podem impactar fortemente os ciclos de nitrogênio, resultando em um acúmulo de compostos nitrogenados no substrato bentônico. Esses fatores, somados à contaminação por óleo, conforme relatado por Mariz Jr et al. (2024), podem ter prolongado o impacto do derramamento de óleo nas cadeias tróficas, particularmente em áreas bentônicas.

6.2 ESTIMATIVAS DE POSIÇÃO TRÓFICA E SUPORTE BENTÔNICO E PELÁGICO

As estimativas de PT para *A. brasiliensis* ao longo do tempo indicam uma estabilidade relativa das posições tróficas, apesar das variações nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ entre os habitats e períodos. Os valores de PT reforçam a posição da espécie como consumidor intermediário e evidenciam sua resiliência em explorar diferentes presas a depender das circunstâncias do ambiente, como mostram outros autores (Campos et al., 2015; Paiva Morais et al., 2017; Rocha A et al., 2008; Wenzel et al. 2019).

Embora a PT de *A. brasiliensis* não tenha mudado, os valores de Alfa indicam uma mudança na ligação com as cadeias pelágicas em 2018/19 para cadeias bentônicas na grama marinha em 2022/23, o que pode indicar uma maior integração das cadeias tróficas marinhas com as estuarinas. Esses resultados corroboram com Martins et al. (2021), que documentaram a resiliência de plantas aquáticas e a sua importância na sustentação de cadeias tróficas em ambientes impactados. Bérnago et al. (2023) também relataram o uso de óleo flutuante como substrato para organismos filtradores, o que pode apontar a introdução no ambiente estuarino, junto com o óleo, de consumidores de base com assinaturas isotópicas de produção primária oceânica.

6.3 MUDANÇAS NO TAMANHO DE NICHOS TRÓFICO (ISOTÓPICO)

A análise do tamanho de nicho isotópico de *A. brasiliensis* ao longo dos períodos mostra uma redução no tamanho do nicho em ambos os habitats após o derramamento de óleo, com recuperação parcial no manguezal em 2022/23. Craveiro et al. (2021) e Soares & Rabelo (2023) relataram impactos significativos na diversidade e abundância de macroinvertebrados nos ambientes afetados pelas manchas de óleo, diminuindo a abundância da maioria das espécies e favorecendo àquelas poucas que possuem alguma resistência a presença de óleo. A ausência de

A. brasiliensis nas coletas posteriores ao óleo (5-9) sugere que o habitat se tornou inadequado para esta, e quando retornou (10-12) a amplitude de nicho mostrou uma redução de tamanho similar a redução evidenciada imediatamente ao acidente no manguezal. Isso sugere que a população da grama marinha foi mais impactada, uma vez que o mesmo nível de redução de nicho observado nos 2 anos seguintes à chegada do óleo no manguezal foi evidenciado em até 4 anos após o óleo na grama marinha.

A recuperação parcial do tamanho do nicho em 2022/23 no habitat de manguezal sugere que, embora a diversidade de recursos e suporte trófico tenha aumentado, o ambiente estuarino ainda está em um processo de recuperação, com a diversidade trófica ainda abaixo do período pré-óleo (2018/19). Bérghamo et al. (2023) destacaram que os eventos de derramamento de óleo podem prejudicar o fluxo de nutrientes e a diversidade trófica por longos períodos após o evento inicial.

6.4 MODELAGEM DA SUSTENTAÇÃO TRÓFICA

Os modelos de sustentação trófica demonstram que fontes marinhas tornaram-se mais relevantes para *A. brasiliensis* e que essas alterações nas importâncias das fontes de cada habitat não parecem ter sido causadas pela ocorrência do óleo. Condini et al. (2023) documentaram que eventos hidroclimáticos, como o aumento de chuvas, e distúrbios antrópicos podem alterar significativamente a conectividade trófica entre habitats, o que parece ser o caso aqui.

No habitat de manguezal, a maior dependência geral de fontes marinhas também sofreu um aumento gradual e crescente ao longo do tempo. Essa alteração, assim como no habitat de grama marinha, sugere um aporte trófico marinho crescente, talvez influenciado por processos naturais e antrópicos, tais como as mudanças climáticas, que podem reduzir o aporte de água doce e aumentar o nível do mar localmente.

REFERÊNCIAS

- Albrecht, M. P., Reis, A. da S., Velha, U. V., Neres-Lima, V., Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Zandonà, E., & Universidade do Estado do Rio de Janeiro. (2021). ISÓTOPOS ESTÁVEIS E OUTRAS FERRAMENTAS EM ESTUDOS TRÓFICOS DE PEIXES EM RIACHOS TROPICAIS. *Oecologia Australis*, 25(02), 283–300. doi:10.4257/oeco.2021.2502.05
- Arruda, M., Trevizan, A. F., & De Andrade, L. M. (2024). DESASTRE AMBIENTAL NO NORDESTE BRASILEIRO. *Reflexões Econômicas*, 8(1), 64–81. doi:10.36113/rec.v8i1.4004
- Barbien, L. R. R., Andreato, J. V., Santos, M. A., Silva, M. H. C. da, Sebilha, A. S. C., & Santos, R. P. dos. (1990). Distribuição e ciclo de vida das espécies de peixes mais abundantes da laguna de Marapendi, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista brasileira de zoologia*, 7(3), 223–243. doi:10.1590/s0101-81751990000300004
- Bastos, Rodrigo F., Condini, M. V., Barbosa, E. F., Oliveira, R. L., Almeida, L. L., Garcia, A. M., & Hostim-Silva, M. (2024). Seeing further into the early steps of the endangered atlantic goliath grouper (*Epinephelus itajara*): Eye lenses high resolution isotopic profiles reveal ontogenetic trophic and habitat shifts. *Marine Environmental Research*, 198(106517), 106517. doi:10.1016/j.marenvres.2024.106517
- Bastos, Rodrigo Ferreira, Lippi, D. L., Gaspar, A. L. B., Yogui, G. T., Frédou, T., Garcia, A. M., & Ferreira, B. P. (2022). Ontogeny drives allochthonous trophic support of snappers: Seascape connectivity along the mangrove-seagrass-coral reef continuum of a tropical marine protected area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 264(107591), 107591. doi:10.1016/j.ecss.2021.107591
- Bearhop, S., Adams, C. E., Waldron, S., Fuller, R. A., & Macleod, H. (2004). Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *Journal of Animal Ecology*, 73.
- Bérgamo, D. B., Craveiro, N., Magalhães, K. M., Yogui, G. T., Soares, M. O., Zanardi-Lamardo, E., ... Rosa Filho, J. S. (2023). Tar balls as a floating substrate for long-distance species dispersal. *Marine Pollution Bulletin*, 196(115654), 115654. doi:10.1016/j.marpolbul.2023.115654
- Brito, G. J. S., Lima, L. G. de, Oliveira, R. E. M. C. C., & Pessanha, A. (2019). Intraspecific food resource partitioning in Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis* (Atheriniformes: Atherinopsidae) in a tropical estuary, Brazil. *Neotropical ichthyology*, 17(2). doi:10.1590/1982-0224-20180108
- Burns, K. A., Garrity, S. D., & Levings, S. C. (1993). How many years until mangrove ecosystems recover from catastrophic oil spills? *Marine Pollution Bulletin*, 26(5), 239–248. doi:10.1016/0025-326x(93)90062-o
- Campos, D. M. de A. R., Silva, A. F. da, Sales, N. dos S., Oliveira, R. E. M. C. C., & Pessanha, A. L. M. (2015). Trophic relationships among fish assemblages in a mudflat within Brazilian marine protected area. *Brazilian journal of oceanography*, 63(2), 135–146. doi:10.1590/s1679-87592015091306302
- Chagas, R. de B., & Costa, O. M., Jr. (2013). Biologia reprodutiva e ecologia trófica de *Atherinella brasiliensis* (Quoy e Gaimard, 1825, Atherinopsidae) ocorrentes na praia de Botelho, Ilha de Maré, Baía de

- Todos os Santos-BA, Brasil. *Revista Biociências - Universidade de Taubaté*, 46–59.
- Chung, I.-Y., Cho, K.-J., Hiraoka, K., Mukai, T., Nishijima, W., Takimoto, K., & Okada, M. (2004). Effects of oil spill on seawater infiltration and macrobenthic community in tidal flats. *Marine Pollution Bulletin*, 49(11–12), 959–963. doi:10.1016/j.marpolbul.2004.06.021
- Claudino, M. C., Abreu, P. C., & Garcia, A. M. (2013). Stable isotopes reveal temporal and between-habitat changes in trophic pathways in a southwestern Atlantic estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 489, 29–42. doi:10.3354/meps10400
- Cloern, J. E., Canuel, E. A., & Harris, D. (2002). Stable carbon and nitrogen isotope composition of aquatic and terrestrial plants of the San Francisco Bay estuarine system. *Limnology and Oceanography*, 47(3), 713–729. doi:10.4319/lo.2002.47.3.0713
- Condini, M. V., Garcia, A. M., Bastos, R. F., Vollrath, S. R., Barbosa, E. F., Oliveira, R. L., ... Hostim-Silva, M. (2023). Hydroclimatic influence on the trophic ecology of Atlantic goliath grouper juveniles (*Epinephelus itajara*) in a tropical estuary using non-lethal methodologies. *Marine Environmental Research*, 190(106103), 106103. doi:10.1016/j.marenvres.2023.106103
- Contente, R. F., Stefanoni, M. F., & Spach, H. L. (2011). Feeding ecology of the Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis* (Atherinopsidae) in a sub-tropical estuarine ecosystem. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. *Marine Biological Association of the United Kingdom*, 91(6), 1197–1205. doi:10.1017/s0025315410001116
- da Rocha, A. A., Silva-Falcão, E. C., & Severi, W. (2008). Alimentação das fases iniciais do peixe-rei *Atherinella brasiliensis* (Atherinopsidae) no estuário do Rio Jaguaribe, Itamaracá, PE. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 3(4), 365–370.
- da Silva, J. B., Galvíncio, J. D., Corrêa, A. C. de B., da Silva, D. G., & Machado, C. C. C. (2011). Classificação Geomorfológica dos Estuários do Estado de Pernambuco (Brasil) com Base em Imagens do LANDSAT 5/TM (Geomorphologic classification of estuaries of the state of Pernambuco (Brazil) based on Landsat 5 TM images). *Revista Brasileira de Geografia Física*, 4(1), 118–133.
- da Silva, M. C. (2000). Estuários—Critérios para uma classificação ambiental. *RBRH-Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 5, 25–35.
- de la Huz, R., Lastra, M., Junoy, J., Castellanos, C., & Viéitez, J. M. (2005). Biological impacts of oil pollution and cleaning in the intertidal zone of exposed sandy beaches: Preliminary study of the “Prestige” oil spill. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65(1–2), 19–29. doi:10.1016/j.ecss.2005.03.024
- Favaro, L. F., Lopes, S. de C. G., & Spach, H. L. (2003). Reprodução do peixe-rei, *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard) (Atheriniformes, Atherinidae), em uma planície de maré adjacente à gamboa do Bagaçu, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Revista brasileira de zoologia*, 20(3), 501–506. doi:10.1590/s0101-81752003000300022
- Figueiredo, G. G. A. A. de, Schwamborn, R., Bertrand, A., Munaron, J.-M., & Le Loc’h, F. (2020). Body size and stable isotope composition of zooplankton in the western tropical Atlantic. *Journal of Marine Systems*:

- Journal of the European Association of Marine Sciences and Techniques*, 212(103449), 103449. doi:10.1016/j.jmarsys.2020.103449
- Figueiredo, J. L., & Menezes, N. (1978). *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. II. Museu Zoológica da USP, São Paulo. Teleostei*. São Paulo: Museu Zoológica da USP.
- Gannes, L. Z., del Rio, C. M., & Koch, P. (1998). Natural abundance variations in stable isotopes and their potential uses in animal physiological ecology. *Comparative Biochemistry and Physiology. Part A, Molecular & Integrative Physiology*, 119(3), 725–737. doi:10.1016/s1095-6433(98)01016-2
- Garcia, A. F. S., Santos, M. L., Garcia, A. M., & Vieira, J. P. (2019). Changes in food web structure of fish assemblages along a river-to-ocean transect of a coastal subtropical system. *Marine & Freshwater Research*, 70(3), 402. doi:10.1071/mf18212
- Gianuca, D. (2007). Ocorrência sazonal e reprodução do socó-caranguejeiro *Nyctanassa violacea* no estuário da Lagoa dos Patos (RS, Brasil), novo limite sul da sua distribuição geográfica. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 15(3), 464–467.
- Grego, C. K. da S., Feitosa, F. A. do N., Silva, M. H. da, Cunha, M. da G. G. da S., & Nascimento Filho, G. A. (2009). Fitoplâncton do ecossistema estuarino do rio Ariquindá (Tamandaré, Pernambuco, Brasil): Variáveis ambientais, biomassa e produtividade primária. *Atlantica*, 31(2), 183–198. doi:10.5088/atl.2009.31.2.183
- Guzmán, H. M., & Holst, I. (1993). Effects of chronic oil-sediment pollution on the reproduction of the Caribbean reef coral *Siderastrea siderea*. *Marine Pollution Bulletin*, 26(5), 276–282. doi:10.1016/0025-326x(93)90068-u
- Harfoot, M. B. J., Tittensor, D. P., Knight, S., Arnell, A. P., Blyth, S., Brooks, S., ... Burgess, N. D. (2018). Present and future biodiversity risks from fossil fuel exploitation. *Conservation Letters*, 11(4). doi:10.1111/conl.12448
- Kelly, J. F. (2000). Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. *Canadian Journal of Zoology*, 78(1), 1–27. doi:10.1139/z99-165
- Li, Y., Zhang, Y., & Dai, X. (2016). Trophic interactions among pelagic sharks and large predatory teleosts in the northeast central Pacific. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 483, 97–103. doi:10.1016/j.jembe.2016.04.013
- Lira, L., Zapata, M. C., & Fonseca, V. G. D. (1979). *Aspectos da dinâmica do estuário do Rio Formoso, PE*.
- Mariz, C. F., Jr, Nascimento, J. V. G., Morais, B. S., Alves, M. K. M., Rojas, L. A. V., Zanardi-Lamardo, E., & Carvalho, P. S. M. (2024). Toxicity of the oil spilled on the Brazilian coast at different degrees of natural weathering to early life stages of the zebrafish *Danio rerio*. *Marine Pollution Bulletin*, 207(116819), 116819. doi:10.1016/j.marpolbul.2024.116819
- Marshall, H. H., Inger, R., Jackson, A. L., McDonald, R. A., Thompson, F. J., & Cant, M. A. (2019). Stable isotopes are quantitative indicators of trophic niche. *Ecology Letters*, 22(11), 1990–1992. doi:10.1111/ele.13374

- Martins, L. S., Costa-Schmidt, L. E., Garcia, A. M., Bastos, R. F., Rebelato, M. M., & Tozetti, A. M. (2021). The contribution of aquatic plants to the trophic ecology of a sand dune lizard in southern Brazil. *South American journal of herpetology*, 21(1). doi:10.2994/sajh-d-18-00045.1
- Müller, M. N., Vicente Ferreira Junior, A., Zanardi Lamardo, E., Yogui, G. T., Flores Montes, M. de J., Silva, M. A., ... Santos, L. P. de S. (2024). Finding the needle in a haystack: Evaluation of ecotoxicological effects along the continental shelf break during the Brazilian mysterious oil spill. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 357(124422), 124422. doi:10.1016/j.envpol.2024.124422
- Nagelkerken, I., Blaber, S. J. M., Bouillon, S., Green, P., Haywood, M., Kirton, L. G., ... Somerfield, P. J. (2008). The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquatic Botany*, 89(2), 155–185. doi:10.1016/j.aquabot.2007.12.007
- Nagelkerken, I., van der Velde, G., Gorissen, M. W., Meijer, G. J., Van't Hof, T., & den Hartog, C. (2000). Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51(1), 31–44. doi:10.1006/ecss.2000.0617
- Nixon, S. W., Oviatt, C. A., Frithsen, J., & Sullivan, B. (1986). Nutrients and the productivity of estuarine and coastal marine ecosystems. *Journal of the Limnological Society of Southern Africa*, 12(1–2), 43–71. doi:10.1080/03779688.1986.9639398
- Nobre, P., Lemos, A. T., Giarolla, E., Camayo, R., Namikawa, L., Kampel, M., ... Polito, P. S. (2022). The 2019 northeast Brazil oil spill: scenarios. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 94(suppl 2). doi:10.1590/0001-3765202220210391
- Nordhaus, I., & Wolff, M. (2007). Feeding ecology of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Ocypodidae): food choice, food quality and assimilation efficiency. *Marine Biology*, 151(5), 1665–1681. doi:10.1007/s00227-006-0597-5
- Noriega, C., Araujo, M., Flores Montes, M., & Lefèvre, N. (2015). Caracterización de los flujos de CO₂ y los parámetros asociados con el sistema de carbonato en el estuario Río Formoso, Brasil. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 50(3), 603–609. doi:10.4067/s0718-19572015000400019
- Oliveira, M., Bastos, R. F., Claudino, M. C., Assumpção, C. M., & Garcia, A. M. (2014). Transport of marine-derived nutrients to subtropical freshwater food webs by juvenile mullets: a case study in southern Brazil. *Aquatic Biology*, 20(1), 91–100. doi:10.3354/ab00544
- Onwuka, I. S., Scinto, L. J., Price, R. M., & Melesse, A. M. (2023). Dynamics of particles and phosphorus in canals of the Lower Everglades, Florida, USA. *The Science of the Total Environment*, 902(166508), 166508. doi:10.1016/j.scitotenv.2023.166508
- Paiva, A. C. G. de, Chaves, P. de T. da C., & Araújo, M. E. de. (2008). Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. *Revista brasileira de zoologia*, 25(4), 647–661. doi:10.1590/s0101-81752008000400010
- Paiva Morais, A., Amorim Xavier, J., & Lucena Rosa, I. (2017). Diet and trophic organization of the fish assemblage from the Mamanguape

- River Estuary, Brazil. *Latin american journal of aquatic research*, 45(5), 879–890. doi:10.3856/vol45-issue5-fulltext-2
- Parnell, A. C., Inger, R., Bearhop, S., & Jackson, A. (2008). *SIAR: Stable isotope analysis in R*.
- Parnell, Andrew C., Phillips, D. L., Bearhop, S., Semmens, B. X., Ward, E. J., Moore, J. W., ... Inger, R. (2013). Bayesian stable isotope mixing models. *Environmetrics*, 24(6), 387–399. doi:10.1002/env.2221
- Pereira-Filho, J., Schettini, C. A. F., Rörig, L., & Siegle, E. (2001). Intratidal variation and net transport of dissolved inorganic nutrients, POC and chlorophyll a in the camboriú river estuary, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53(2), 249–257. doi:10.1006/ecss.2001.0782
- Peterson, B. J., & Fry, B. (1987). Stable Isotopes in Ecosystem Studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18, 293–320.
- Phillips, D. L., Newsome, S. D., & Gregg, J. W. (2005). Combining sources in stable isotope mixing models: alternative methods. *Oecologia*, 144(4), 520–527. doi:10.1007/s00442-004-1816-8
- Post, D. M. (2002). Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83(3), 703–718. doi:10.1890/0012-9658(2002)083[0703:usitet]2.0.co;2
- Potter, I. C., Tweedley, J. R., Elliott, M., & Whitfield, A. K. (2015). The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. *Fish and Fisheries (Oxford, England)*, 16(2), 230–239. doi:10.1111/faf.12050
- Quezada-Romegialli, C., Jackson, A. L., Hayden, B., Kahilainen, K. K., Lopes, C., & Harrod, C. (2018). tRophicPosition, anrpackage for the Bayesian estimation of trophic position from consumer stable isotope ratios. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(6), 1592–1599. doi:10.1111/2041-210x.13009
- Raoult, V., Gaston, T. F., & Taylor, M. D. (2018). Habitat–fishery linkages in two major south-eastern Australian estuaries show that the C4 saltmarsh plant *Sporobolus virginicus* is a significant contributor to fisheries productivity. *Hydrobiologia*, 811(1), 221–238. doi:10.1007/s10750-017-3490-y
- Rocha, M. D. S. P., Mourão, J. D. S., Souto, W. D. M. S., Barboza, R. R. D., & Alves, R. R. D. N. (2008). O uso dos recursos pesqueiros no estuário do rio Mamanguape, estado da Paraíba, Brasil. *Interciencia*, 33(12), 903–910.
- Saba, G. K., & Steinberg, D. K. (2012). Abundance, composition and sinking rates of fish fecal pellets in the Santa Barbara channel. *Scientific Reports*, 2(1). doi:10.1038/srep00716
- Santana, J. L., Rios, A. S., Marinho, R., Santos Calado, T. C., Zanardi-Lamardo, E., & Souza-Filho, J. F. (2024). Population biology of the reef crab *Eriphia gonagra* (Fabricius, 1781): Spatial variations and anthropogenic impacts in the Western Tropical Atlantic. *Regional Studies in Marine Science*, 71(103407), 103407. doi:10.1016/j.rsma.2024.103407
- Sardenne, F., Bodin, N., Chassot, E., Amiel, A., Fouché, E., Degroote, M., ... Ménard, F. (2016). Trophic niches of sympatric tropical tuna in the Western Indian Ocean inferred by stable isotopes and neutral fatty

- acids. *Progress in Oceanography*, 146, 75–88.
doi:10.1016/j.pocean.2016.06.001
- Silva, M. H. da, Silva-Cunha, M. da G. G. da, Passavante, J. Z. de O., Grego, C. K. da S., & Muniz, K. (2009). Estrutura sazonal e espacial do microfitoplâncton no estuário tropical do rio Formoso, PE, Brasil. *Acta botanica Brasilica*, 23(2), 355–368.
doi:10.1590/s0102-33062009000200007
- Solomon, C. T., Carpenter, S. R., Rusak, J. A., & Vander Zanden, M. J. (2008). Long-term variation in isotopic baselines and implications for estimating consumer trophic niches. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(10), 2191–2200. doi:10.1139/f08-125
- Souza, C. A., Duarte, L. F. A., João, M. C., & Pinheiro, M. A. (2018). Biodiversidade e conservação dos manguezais: importância bioecológica e econômica. *Educação Ambiental sobre Manguezais. São Vicente: Unesp*, 16–56.
- Souza, I. da C., Arrivabene, H. P., Craig, C.-A., Midwood, A. J., Thornton, B., Matsumoto, S. T., ... Fernandes, M. N. (2018). Interrogating pollution sources in a mangrove food web using multiple stable isotopes. *The Science of the Total Environment*, 640–641, 501–511.
doi:10.1016/j.scitotenv.2018.05.302
- Stephens, R. B., Shipley, O. N., & Moll, R. J. (2023). Meta-analysis and critical review of trophic discrimination factors ($\Delta^{13}\text{C}$ and $\Delta^{15}\text{N}$): Importance of tissue, trophic level and diet source. *Functional Ecology*, 37(9), 2535–2548. doi:10.1111/1365-2435.14403
- Stock, B. C., Jackson, A. L., Ward, E. J., Parnell, A. C., Phillips, D. L., & Semmens, B. X. (2018). Analyzing mixing systems using a new generation of Bayesian tracer mixing models. *PeerJ*, 6(e5096), e5096.
doi:10.7717/peerj.5096
- Swanson, H. K., Lysy, M., Power, M., Stasko, A. D., Johnson, J. D., & Reist, J. D. (2015). A new probabilistic method for quantifying n -dimensional ecological niches and niche overlap. *Ecology*, 96(2), 318–324.
doi:10.1890/14-0235.1
- Vanderklift, M. A., & Ponsard, S. (2003). Sources of variation in consumer-diet $\delta^{15}\text{N}$ enrichment: a meta-analysis. *Oecologia*, 136(2), 169–182. doi:10.1007/s00442-003-1270-z
- Wenzel, A., Frischknecht, C. D. C. A., & Ribeiro, C. I. R. (2019). Ecologia alimentar do Peixe-Rei *Atherinella brasiliensis* (QUOY & GAIMARD, 1825)(ATHERINIFORMES, ATHERINOPSIDAE) em uma área rasa da Lagoa Mirim, Sistema Estuarino de Laguna, SC. 29 *SIC-UDESC*.
- Zanden, M. J. V., & Rasmussen, J. B. (2001). Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. *Limnology and Oceanography*, 46(8), 2061–2066.
doi:10.4319/lo.2001.46.8.2061