

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL**  
**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO RIO GRANDE DO SUL**  
**CIÊNCIAS BIOLÓGICAS: ÊNFASE EM BIOLOGIA MARINHA E COSTEIRA**

**LUÍSA BERTOLINI**

**PARTIÇÃO DE RECURSOS ALIMENTARES E CONTAMINAÇÃO DIFERENCIAL  
ENTRE AVES MARINHAS TROPICAIS NO ARQUIPÉLAGO DOS ABROLHOS,  
BAHIA**

**IMBÉ**

**2023**

**LUÍSA BERTOLINI**

**PARTIÇÃO DE RECURSOS ALIMENTARES E CONTAMINAÇÃO DIFERENCIAL  
ENTRE AVES MARINHAS TROPICAIS NO ARQUIPÉLAGO DOS ABROLHOS,  
BAHIA**

Monografia apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas com ênfase em Biologia Marinha e Costeira na Universidade Federal do Rio Grande do Sul, em convênio com a Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.

Orientadores: Dr. Guilherme Tavares Nunes e Dr. Fábio Lameiro Rodrigues

#### CIP - Catalogação na Publicação

Bertolini, Luísa

Partição de Recursos Alimentares e Contaminação  
Diferencial entre Aves Marinhas Tropicais no  
Arquipélago dos Abrolhos, Bahia / Luísa Bertolini. -  
2023.

57f.

Orientadores: Guilherme Tavares Nunes, Fábio  
Lameiro Rodrigues.

Trabalho de conclusão de curso (Graduação) --  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto  
de Biociências, Curso de Ciências Biológicas:  
Biologia Marinha e Costeira, Porto Alegre, BR-RS,  
2023.

1. dieta. 2. elementos-traço. 3. material  
regurgitado. 4. PSIRI. 5. Sulidae. I. Tavares Nunes,  
Guilherme, orient. II. Lameiro Rodrigues, Fábio,  
orient. III. Título.

**LUÍSA BERTOLINI**

**PARTIÇÃO DE RECURSOS ALIMENTARES E CONTAMINAÇÃO DIFERENCIAL  
ENTRE AVES MARINHAS TROPICAIS NO ARQUIPÉLAGO DOS ABROLHOS, BAHIA**

Monografia apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas com ênfase em Biologia Marinha e Costeira na Universidade Federal do Rio Grande do Sul, em convênio com a Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.

Orientadores: Dr. Guilherme Tavares  
Nunes e Dr. Fábio Lameiro Rodrigues

Aprovada em: \_\_/\_\_/\_\_

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup> Alice Pita Barbosa  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

---

Ms. Bruno Linhares  
Universidade Federal do Rio Grande

---

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Ester Wolff Loitzenbauer  
Coordenadora da atividade  
Trabalho de conclusão II - CBM

IMBÉ

2023

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à minha família, minha base, pela força e incentivo que me deram durante esta trajetória. Em especial aos meus pais, por me apresentarem o curso e por fazerem o possível para me apoiar, sem vocês nada disso estaria acontecendo. Aos meus avós maternos que me acolheram no início da faculdade, que sempre estiveram presentes quando precisei e pelos momentos compartilhados durante todo este tempo. Às minhas irmãs por todos os conselhos. Às minhas primas que me acompanham desde que me conheço por gente e que sempre me apoiaram, independente dos caminhos que seguimos na vida.

Aos amigos que a Biomar me proporcionou, em especial Méuri, Kris, Lucas, Bruna e Gabi. Obrigada por todos os cafés, rolês, conselhos, surtos compartilhados. Vocês foram e ainda são minha segunda família. Ao Hyan, que fez parte dos meus últimos momentos da graduação com muita leveza, companheirismo e apoio. Aos meus amigos Bianca Oliveira, Gabriel Noschang, Augusto Dezevieski e Lucas Brocker pelos melhores conselhos e parcerias.

Aos meus orientadores Guilherme Tavares Nunes e Fábio Lameiro por todo suporte, incentivo, contribuições e ensinamentos. Guila, obrigada pela inspiração, oportunidades e paciência. Fábio, obrigada pelo apoio nas identificações dos peixes, uma parte crucial na realização deste trabalho.

Ao Enéas, que foi meu primeiro orientador do Ceclimar que proporcionou muito aprendizado, crescimento profissional, parceria e me apoiou na troca de área.

A todos os professores da UFRGS pelo conhecimento compartilhado.

Agradeço de coração a todos que fizeram parte da minha trajetória.

## RESUMO

Aves marinhas tropicais são interessantes modelos de estudo para entender relações interespecíficas no uso de recurso e padrões de acumulação de contaminantes, especialmente por ocuparem altos níveis na teia trófica. Em novembro de 2015, o rompimento da barragem de Fundão liberou 50 milhões de metros cúbicos de rejeitos de mineração de ferro na plataforma continental adjacente à foz do Rio Doce, área de alimentação de aves marinhas. Neste contexto, o objetivo do presente estudo foi testar diferenças na dieta de duas espécies de aves marinhas (*Sula leucogaster* e *S. dactylatra*) que utilizam a área impactada para alimentação, bem como comparar as concentrações intraespecíficas e interespecíficas de diferentes elementos-traço (Al, As, Cd, Pb, Fe e Hg) presentes em amostras de penas e sangue. Para isso, caracterizou-se a dieta de *S. leucogaster* e *S. dactylatra* através do material regurgitado coletado nos meses de agosto de 2021, março de 2022 e setembro de 2022 no arquipélago dos Abrolhos (BA). Foram identificadas sete espécies de peixes (n=105) pertencentes a três famílias na dieta de *S. leucogaster* e Hemiramphidae foi a de maior importância. Para *S. dactylatra* foram identificadas 13 espécies (n=83) e seis famílias, sendo Exocoetidae a mais importante. Os machos de *S. dactylatra* apresentaram uma maior quantidade de elementos-traço do que fêmeas em penas, e obtiveram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) para As e Cd. Houve diferença interespecífica significativa para Al e As em amostras de sangue, com maiores valores para *S. dactylatra*. A variação na dieta pode determinar a capacidade das espécies coexistirem com baixa sobreposição de nicho trófico, o que também influencia nas concentrações dos elementos-traço. O presente estudo reforça o potencial da utilização de aves marinhas como modelos para estudos ecológicos de partição de recursos devido às suas diferentes estratégias de vida, e como biomonitoras de qualidade ambiental em ambientes tropicais, por bioacumularem contaminantes e possibilitarem a amostragem não-destrutiva de tecidos.

**Palavras-chave:** dieta, elementos-traço, material regurgitado, PSIRI, *Sula dactylatra*, *Sula leucogaster*, Sulidae.

## ABSTRACT

Tropical seabirds are interesting study models to understand interspecific relationships in resource use and contaminant accumulation patterns, especially because they occupy high levels in the food web. In November 2015, the Fundão dam collapse released 50 million cubic meters of iron mining tailings onto the continental shelf adjacent to the Doce River mouth, a foraging area for seabirds. In this context, the present study aimed to test differences in the diet of two seabird species (*Sula leucogaster* and *S. dactylatra*) which use the impacted area for foraging, as well as comparing the intraspecific and interspecific concentrations of different trace elements (Al, As, Cd, Pb, Fe and Hg) present in feather and blood samples. For this, the diet of *S. leucogaster* and *S. dactylatra* was studied through the regurgitated material collected in August 2021, March 2022, and September 2022 in the Abrolhos archipelago (BA). Seven fish species (n=105) belonging to three families were identified in the *S. leucogaster* diet and Hemiramphidae was the most important. For *S. dactylatra*, 13 species (n=83) and six families were identified, with Exocoetidae being the most important. Males of *S. dactylatra* had a higher concentration of trace elements than females in feathers, with significant difference ( $p < 0.05$ ) for As and Cd. There was a significant interspecific difference for Al and As in blood samples, with higher values for *S. dactylatra*. Dietary variation can determine the ability of species to coexist with low trophic niche overlap, which also influences trace element concentrations. The present study reinforces the potential of using seabirds as models for ecological studies of resource partitioning due to their different life strategies, and as biomonitors of environmental quality in tropical environments, as they bioaccumulate contaminants and enable non-destructive tissue sampling.

**Keywords:** diet, PSIRI, regurgitated material, *Sula dactylatra*, *Sula leucogaster*, Sulidae, trace-elements.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização do Arquipélago de Abrolhos, BA..	23
Figura 2: Variáveis morfológicas de presas utilizadas para medição.	24
Figura 3: Diagrama exploratório para análise de estratégia de alimentação. Fonte: Amundsen <i>et al.</i> (1996)	27
Figura 4: Representação gráfica das métricas utilizadas para calcular o índice de importância relativa presa-específica para <i>Sula leucogaster</i> no arquipélago dos Abrolhos a partir de material regurgitado entre 2018 e 2022.	29
Figura 5: Representação gráfica do Índice de importância relativa presa-específica de <i>S. dactylatra</i> ...	31
Figura 6: Representação gráfica de estratégia de alimentação de <i>S. dactylatra</i> no arquipélago dos Abrolhos.	32
Figura 7: Representação gráfica de estratégia de alimentação de <i>S. leucogaster</i> no arquipélago dos Abrolhos.	32
Figura 8: Diferenças interespecíficas no comprimento de presas de <i>S. dactylatra</i> e <i>S. leucogaster</i> amostradas no arquipélago dos Abrolhos, BA.	33
Figura 9: Diferenças interespecíficas na massa de presas de <i>S. dactylatra</i> e <i>S. leucogaster</i> amostradas no arquipélago dos Abrolhos.	34
Figura 10: Boxplots representando diferenças interespecíficas no comprimento e massa de presas de <i>S. dactylatra</i> e <i>S. leucogaster</i> amostradas no arquipélago dos Abrolhos.	34
Figura 11: Diferenças intraespecíficas intersexuais na concentração de alumínio, arsênio, cádmio, ferro, mercúrio e chumbo em penas de <i>Sula dactylatra</i> amostrados em março de 2022 no arquipélago dos Abrolhos.	35
Figura 12: Diferenças intraespecíficas intersexuais na concentração de alumínio, arsênio, cádmio, ferro, mercúrio e chumbo em sangue de <i>Sula dactylatra</i> amostrados em março de 2022 no arquipélago dos Abrolhos.	37
Figura 13: Diferenças intraespecíficas intersexuais na concentração de alumínio, arsênio, cádmio, ferro, mercúrio e chumbo em penas de <i>Sula leucogaster</i> amostrados em março de 2022 no arquipélago dos Abrolhos.	38
Figura 14: Diferenças intraespecíficas intersexuais na concentração de alumínio, arsênio, cádmio, ferro, mercúrio e chumbo em penas de <i>Sula leucogaster</i> amostrados em março de 2022 no arquipélago dos Abrolhos.	39



Figura 15: Diferenças entre <i>Sula dactylatra</i> e <i>Sula leucogaster</i> na concentração de alumínio, arsênio, cádmio, ferro, mercúrio e chumbo em pena amostrados em março de 2022 no arquipélago dos Abrolhos.....	41
Figura 16: Diferenças entre <i>Sula dactylatra</i> e <i>Sula leucogaster</i> na concentração de alumínio, arsênio, cádmio, ferro, mercúrio e chumbo em sangue amostrados em março de 2022 no arquipélago dos Abrolhos.....	42

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Presas identificadas em material regurgitado de <i>Sula leucogaster</i> . .	28
Tabela 2: Presas identificadas em material regurgitado de <i>Sula dactylatra</i> . ....	30
Tabela 3: Concentração média (mg/kg peso seco) e desvio padrão de alumínio, arsênio, cádmio, ferro, mercúrio e chumbo em amostras de pena e sangue de <i>Sula dactylatra</i> coletados em setembro de 2022 no arquipélago dos Abrolhos. .....	36
Tabela 4: Concentração média (mg/kg peso seco) e desvio padrão de alumínio, arsênio, cádmio, ferro, mercúrio e chumbo em amostras de pena e sangue de <i>Sula leucogaster</i> coletados em setembro de 2022 no arquipélago dos Abrolhos. .....	40

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO .....	12
1.1 Aves Marinhas .....	12
1.2. Poluição nas áreas de alimentação .....	16
1.2.1. Alumínio (Al) .....	19
1.2.2. Arsênio (As) .....	19
1.2.3. Cádmio (Cd) .....	19
1.2.4. Chumbo (Pb) .....	20
1.2.5. Ferro (Fe).....	20
1.2.6. Mercúrio (Hg).....	21
2 OBJETIVOS .....	21
2.1. Objetivos específicos .....	22
3 MATERIAL E MÉTODOS .....	22
3.1. Área de estudo .....	22
3.1.2. Amostragem .....	23
3.1.3. Processamento e análise de amostras .....	24
3.1.4 Análise de dados .....	25
4 RESULTADOS .....	28
4.1. Índice de importância relativa presa-específica .....	28
4.2. Representação gráfica de estratégia de alimentação de <i>Sula dactylatra</i> e <i>Sula leucogaster</i> .....	31
4.3. Diferenças interespecíficas no comprimento e massa de presas de <i>Sula dactylatra</i> e <i>Sula leucogaster</i> .....	33
4.4. Concentrações de elementos-traço em pena e sangue de <i>Sula dactylatra</i> e <i>Sula leucogaster</i> .....	35
5 DISCUSSÃO .....	42
6 CONCLUSÃO.....	47
REFERÊNCIAS.....	48

## 1 INTRODUÇÃO

A coexistência de duas espécies dependentes dos mesmos recursos implica na exclusão de uma delas por competição, a menos que haja uma sobreposição incompleta dos nichos ecológicos (Chase & Leibold, 2003). O nicho ecológico fundamental representa os requerimentos necessários para a ocorrência e persistência das espécies, os quais podem ser caracterizados por fatores abióticos (e.g. temperatura e pH) e bióticos (e.g. disponibilidade de presas e ocorrência de predadores) (Hutchinson, 1957). No entanto, o nicho realizado pode representar uma menor parte no hipervolume n-dimensional que representa o nicho ecológico, pois contempla o efeito das relações interespecíficas sobre o nicho fundamental. Nesse sentido, a teoria de partição dos recursos se refere ao processo pelo qual a seleção natural conduz espécies competidoras para diferentes estratégias de uso dos recursos, evitando a sobreposição do nicho realizado, permitindo a coexistência, e contribuindo para a manutenção da biodiversidade (Chesson, 2000). As diferenças podem ser observadas na utilização espacial do ambiente, na dieta, na fenologia reprodutiva, ou em outros aspectos da história de vida das espécies (Pianka, 2000). Adicionalmente, a partição de recursos pode ser expressa em diferenças interespecíficas de presas, habitats ou estratégias de forrageamento. A produtividade relativa de um ambiente, como o oceano, também pode afetar as interações competitivas de espécies simpátricas (Schoener, 1974).

### 1.1 Aves Marinhas

As aves marinhas são predadoras de topo e, portanto, importantes elementos para entender o ecossistema marinho, podendo atuar como modelos para compreender como organismos com modos de vida similares particionam seus recursos para a coexistência. Isso se deve ao fato de dezenas a milhões de aves marinhas utilizarem a mesma colônia para nidificação e, com isso, forragearem dentro de um espaço limitado durante a reprodução no entorno das colônias (Linnebjerg *et al.*, 2013). Em sistemas marinhos, esse fenômeno é tipicamente mais intenso em áreas tropicais, onde a produtividade marinha tende a ser menor em comparação com águas temperadas e polares e, portanto, as

distribuições de presas são mais irregulares e imprevisíveis e a sazonalidade é menos pronunciada (Catry *et al.*, 2013). Além de serem modelos para entender as relações ecológicas no ambiente marinho, as aves marinhas também são potenciais bioindicadores de poluição ambiental. Seu potencial se deve principalmente por ocuparem os níveis mais altos das teias tróficas, de modo que qualquer mudança em níveis tróficos inferiores é sinalizada por sua resposta (Boncompagni *et al.*, 2003).

O estudo da dieta de aves marinhas revela aspectos do comportamento de forrageamento (*e.g.* onde e como se alimentam, fidelidade de área de forrageio, profundidade de mergulho, dentre outros), além de representar a disponibilidade de presas no entorno das áreas reprodutivas (Schreiber & Burger, 2002). As metodologias utilizadas para compreender a composição da dieta deste grupo são divididas em análises diretas, as quais envolvem observação direta das presas ingeridas, e indiretas, as quais envolvem marcadores geoquímicos representativos da assimilação das presas (*e.g.* análise de isótopos estáveis). Por exemplo, compreendem análises diretas a análise de conteúdo estomacal, de material regurgitado espontaneamente, e a identificação visual da presa transportada no bico, as quais permitem uma alta resolução taxonômica acerca das presas ingeridas. As principais vantagens das análises diretas são a facilidade de coleta, a possibilidade de obtenção de um maior tamanho amostral, e o mínimo distúrbio para as aves (Garvey & Whiles, 2016). Entretanto, a menos que amostradas regularmente por um longo período, refletem a dieta de curto prazo (Hobson *et al.*, 1994), e muitas vezes os restos obtidos são difíceis de identificar devido ao alto grau de decomposição ou digestão, além de ser enviada para os organismos com menor digestibilidade. Para o estudo da dieta de aves marinhas através de análises diretas, destaca-se a amostragem por meio de regurgitados, visto que as aves exploram diferentes áreas de forrageamento no entorno de suas colônias e, em situações de estresse, regurgitam espontaneamente o alimento. Os regurgitados espontâneos são compostos de material recente de presas parcialmente digeridas, os quais permitem identificação da espécie e medição do tamanho de presas, permitindo quantificar a contribuição dos diferentes itens alimentares na dieta (Britto, 2013).

A família Sulidae (Aves: Suliformes) é um exemplo de como seres com modo de vida semelhantes podem coexistir, pois é composta por espécies morfológicamente similares devido à estratégia de alimentação do grupo, a qual é realizada através de capturas de presas por mergulho. As adaptações incluem corpo aerodinâmico em forma de torpedo, cauda longa e pontiaguda, bico cônico e robusto, e asas longas (Nelson, 2005). Essas adaptações são compartilhadas por todos os três gêneros: *Sula* (6 espécies), *Papasula* (1 espécie), e *Morus* (3 espécies). Os sulídeos distribuem-se em mares temperados e tropicais, e formam colônias com dezenas a milhares de indivíduos, as quais estão localizadas em ilhas ou, menos comumente, em promontórios costeiros (Nelson, 2005). Os atobás tropicais do gênero *Sula*, frequentemente se reproduzem em simpatria, o que sugere um potencial considerável para o estudo de interações competitivas interespecíficas (Austin *et al.*, 2021). Somado a isso, ressalta-se que em ambientes tropicais os recursos são mais escassos em comparação às maiores latitudes (Longhurst & Pauly, 1987) e, portanto, encontrar uma presa pode ser um evento com menor previsibilidade. Estudos prévios indicam que atobás tropicais simpátricos consomem tipos de presas semelhantes, especialmente peixes-voadores (Exocetidae) e lulas. No Brasil, ocorre simpatria entre as espécies de atobá-marrom (*Sula leucogaster*) e atobá-mascarado (*Sula dactylatra*), no Arquipélago dos Abrolhos (Alves *et al.*, 2004). Além disso, ambas as espécies podem ser encontradas reproduzindo-se em simpatria no Atol das Rocas, e em Fernando de Noronha, com a adição do atobá-de-pé-vermelho (*Sula sula*) (Teixeira & Nacinovic, 1989).

O arquipélago dos Abrolhos está localizado na região de maior biodiversidade do Oceano Atlântico sudoeste, pois representa uma porção emersa em um dos maiores bancos de rodolitos do mundo (Moura *et al.*, 2021). As ilhas que compõem o arquipélago servem de abrigo para descanso e reprodução de aves marinhas, e são protegidas, desde 1983, quando foi criado o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (Decreto Federal nº 88.218/1983). A avifauna do arquipélago dos Abrolhos possui 33 espécies registradas, incluindo espécies marinhas, das quais sete espécies nidificam no local, além de aves migratórias do Hemisfério Norte (principalmente das famílias Charadriidae e Scolopacidae) e aves terrestres (Alves *et al.*, 1997). Entre as aves que se

reproduzem no arquipélago, estão presentes *S. leucogaster*, e *S. dactylatra*, as quais exploram o entorno do arquipélago como área de forrageio.

*Sula leucogaster* habita águas tropicais e distribui-se nos oceanos Atlântico, Pacífico, Índico, e no Mar do Caribe (Schreiber & Norton, 2020). No Brasil, reproduz-se em ilhas costeiras e oceânicas e ocorre desde o arquipélago de São Pedro e São Paulo (PE) até as ilhas Moleques do Sul (SC). A espécie geralmente nidifica em pequenas colônias, com ninhos em terreno plano, encostas ou bordas de penhascos (Schreiber & Norton, 2020). A fenologia reprodutiva varia entre sítios reprodutivos, de modo que em algumas localidades a espécie se reproduz ao longo de todo o ano, como em São Pedro e São Paulo (Barbosa-Filho & Vooren, 2010), e em outros a reprodução está restrita a algum período específico do ano, como em Abrolhos, onde a espécie se reproduz no inverno austral (ICMBio, 2020). Alimenta-se de forma solitária ou em grupos e é especializada em capturar presas muito próximas à superfície e por mergulhos oblíquos (Lewis *et al.*, 2005), sendo sua dieta composta, principalmente, de peixes-voadores (Exocoetidae) e lulas-voadoras (Ommastrephidae) (Nelson, 2005). Em Abrolhos, sua dieta é baseada em espécies de cinco famílias de peixes: Exocoetidae, Clupeidae, Carangidae, Belonidae e Scombridae (Alves *et al.*, 2004).

*Sula dactylatra*, por sua vez, ocorre em todos os oceanos tropicais (Nelson, 2005) e, no território brasileiro, nidifica em Abrolhos, Ilha da Trindade, Atol das Rocas e em Fernando de Noronha (Vooren & Brusque, 1999). Forrageiam sozinhos, ou em pequenos grupos, através de mergulhos na superfície, embora com profundidades levemente superiores às observadas para *S. leucogaster* (e.g. Lerma *et al.*, 2020). Em Abrolhos, consomem principalmente peixes das famílias Exocoetidae, Hemiramphidae e Clupeidae, destacando-se *Hemiramphus brasiliensis* e *Opisthonema oglinum*, respectivamente (Alves *et al.*, 2004). No geral, as duas espécies apresentam um amplo espectro de presas (mais de 20 famílias de peixes) (Harrison *et al.*, 1983), mas, principalmente, exploram peixes-voadores (Nascimento & Azevedo-Junior, 2005). Entretanto, *S. leucogaster* consome proporcionalmente mais peixes pequenos do que *S. dactylatra* e, portanto, o uso diferencial de presas pode representar uma

estratégia de partição de recursos para diminuir a sobreposição de nicho ecológico (Nelson, 2005).

## 1.2. Poluição nas áreas de alimentação

De acordo com a Organização das Nações Unidas (ONU) a poluição marinha é definida como a introdução direta ou indireta pelo homem, de substâncias ou energia no meio marinho (bem como estuários), resultando em efeitos nocivos, como danos aos recursos vivos, riscos à saúde do ser humano, prejuízo da qualidade no uso da água do mar e deterioração das atividades recreativas. A poluição marinha possui fontes a partir de resíduos sólidos (plásticos, redes de pesca descartadas), eutrofização, entrada de sedimentos (indústria, agricultura, desmatamento, descarga de esgoto, aquicultura), radioatividade, derramamento de óleo e produtos químicos tóxicos (e.g., compostos orgânicos, inseticidas, elementos-traço, produtos farmacêuticos (Noone *et al.*, 2013).

A atividade de mineração é uma das fontes de elementos-traço no ambiente marinho. Neste contexto, em 5 de novembro de 2015 ocorreu o rompimento da barragem de Fundão, localizada em Mariana (MG) que continham rejeitos de mineração de ferro e liberou cerca de 50 milhões de metros cúbicos de lama rica em elementos-traço em três rios e na plataforma continental adjacente (IBAMA, 2015). Os rejeitos da barragem de Fundão são compostos por ferro (Fe), arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb), entre outros elementos (Hatje *et al.*, 2017). O resíduo da barragem provocou, em sua passagem, impactos sobre a vegetação natural, Áreas de Preservação Permanente (APP), a ictiofauna e a qualidade da água, além de evidentes repercussões socioeconômicas (IBAMA, 2015). Após atingir o oceano, estima-se que os rejeitos tenham se espalhado 500 km para o sul até a cidade do Rio de Janeiro (Marta-Almeida *et al.*, 2016), e 200 km para o norte, atingindo o arquipélago de Abrolhos (Coimbra *et al.*, 2020). Com o carreamento do rejeito, materiais que estavam sedimentados no fundo do rio, oriundos, por exemplo, de atividades garimpeiras desenvolvidas ao longo de décadas foram colocados em



suspensão causando mudanças ainda mais significativas sobre os parâmetros de qualidade da água (IBAMA, 2015).

Os elementos-traço são substâncias naturais e estão presentes na Terra desde a sua formação (Walker *et al.*, 2001). Sendo assim, ocorrem também naturalmente no ambiente marinho, devido ao transporte atmosférico e fluvial – causado pelo intemperismo de rochas, por exemplo (GESAMP, 1987). Entretanto, tornam-se poluentes quando são lançados em grandes quantidades por ação antrópica nos ambientes aquáticos a partir de atividades industriais, mineração e queima de combustíveis fósseis (Sparling, 2016). Através da mineração, os elementos-traço são liberados das rochas em que foram depositados durante a atividade vulcânica ou erosão subsequente e os reposicionam em situações em que podem causar danos ambientais (Walker *et al.*, 2001). Uma das características ligadas à toxicidade desses compostos é a alta reatividade que possuem por grupamentos químicos, tornando-os mais ou menos lipossolúveis. Sob o ponto de vista da abundância e da toxicidade, os elementos-traço não essenciais podem ser classificados em três categorias distintas: não-críticos (*e.g.*, rubídio (Rb), estrôncio (Sr) e alumínio (Al)); tóxicos, mas muito insolúveis ou raros (*e.g.*, titânio (Ti), gálio (Ga), háfnio (Hf) e muito tóxicos e relativamente disponíveis (*e.g.*, Hg, Pb, As, Cd. Neste último grupo estão inseridos três dos elementos-traço mais nocivos aos animais, *i.e.*, Cd, Pb e Hg, por não apresentarem nenhuma função biológica conhecida nos organismos e por serem tóxicos mesmo em concentrações muito baixas (Niencheski & Milani, 2008).

A exposição dos animais aos elementos-traço ocorre através de absorção (Gheorghe *et al.*, 2017) e principalmente através da alimentação e assim, transferência trófica por bioacumulação e biomagnificação (Newman, 2014). A bioacumulação é o processo pelo qual poluentes são transferidos para um organismo resultando em maiores concentrações em comparação com a fonte (Noone *et al.*, 2013). A biomagnificação, por sua vez, é o processo pelo qual ocorre um aumento na concentração de contaminantes de um nível trófico (por exemplo, consumidor primário) para o próximo (*e.g.* consumidor secundário) devido ao acúmulo promovido pela dieta (Newman, 2014). Elementos-traço como cromo (Cr), cobre (Cu), mercúrio (Hg), arsênio (As), cobalto (Co),

manganês (Mn), selênio (Se), zinco (Zn) e muitos outros entram na teia trófica, e têm a capacidade de biomagnificar. (Burger & Gochfeld, 2004).

Os efeitos dos poluentes nas aves marinhas, assim como em outros organismos, são decorrentes da exposição, que pode ser aguda ou crônica. A exposição aguda a um contaminante terá um impacto diferente da ingestão crônica de pequenas quantidades, mesmo quando a mesma dose total for alcançada. Em relação às aves, grandes concentrações de elementos-traço não essenciais foram relacionadas ao desgaste da casca do ovo e à falha reprodutiva, como malformações e letalidade de embriões (Burger & Gochfeld, 2000). Tanto a exposição aguda (em que o animal é exposto a uma dose muito alta do contaminante por um curto período), como a exposição crônica (que ocorre durante um tempo maior), podem produzir efeitos negativos sobre o comportamento, a fisiologia e a biologia das aves, como afetar sua resistência às doenças e alterar as interações com outros mecanismos fisiológicos (Dauwe *et al.*, 2005). Somado a isso, os elementos-traço não essenciais ainda são fatores importantes na formação de espécies reativas (*eg.* de oxigênio e nitrogênio), que podem causar estresse oxidativo, inibindo a reparação de danos ao DNA, o que acarreta altas taxas de mutação (Bickam *et al.*, 2000).

Na maioria dos estudos em aves, as concentrações de elementos tóxicos foram determinadas em tecidos como fígado ou rim (Binkowski & Meissner, 2013), um método que exige que as aves sejam mortas ou coleta em animais já mortos. No entanto, existem técnicas não destrutivas que incluem coleta de penas, sangue e ovos (Eisler, 2010). A concentração de elementos sanguíneos é indicativa de exposição alimentar recente (Wayland & Scheuhammer, 2011), enquanto a concentração de elementos penas indica concentrações sanguíneas e corporais no momento da muda (Markowski *et al.*, 2013).

### 1.2.1. Alumínio (Al)

O Al é o metal mais comum e o terceiro mineral mais comum na crosta terrestre (Sparling, 2016). O hidróxido de Al é tóxico, mas o Al monomérico é muito tóxico para a maioria dos organismos aquáticos (Sparling, 2016).

### 1.2.2. Arsênio (As)

O As é classificado como um metalóide, o que significa que possui várias características em comum com os metálicos, mas algumas características diferem. Por exemplo, ao contrário destes, o As não possui um verdadeiro ponto de fusão. Em vez disso, sublima no que seria seu ponto de ebulição sob condições padrão (Sparling, 2016). Está entre os principais elementos-traço tóxicos, juntamente com o Pb, Cd e Hg (Newman, 2014). Tornou-se um dos principais agentes tóxicos ambientais devido ao aumento de sua aplicação em conservantes de madeira, inseticidas, fungicidas, fertilizantes e semicondutores (Kalia & Kambholja, 2015). Está associado às cinzas volantes de carvão e também é liberado durante a mineração de ouro (Au) e Pb (Newman, 2014). Pode ser encontrado na forma inorgânica, quando está combinado com elementos como oxigênio, enxofre e silício, ou orgânica, quando combinado com carbono e hidrogênio (ATSDR, 2007). É amplamente conhecido que os organismos marinhos contêm maiores concentrações de As do que os organismos terrestres (Lunde 1977). Poucos estudos estão disponíveis para seres que ocupam níveis tróficos superiores, para mamíferos marinhos, aves marinhas ou tartarugas marinhas (Kunito *et al.*, 2008). Em contrapartida, a forma inorgânica mais tóxica foi detectada em alguns espécimes de tartarugas marinhas e aves marinhas (Kunito *et al.*, 2008), no qual atua como carcinogênico ao formar certas espécies reativas de oxigênio (Kitchin, 2001).

### 1.2.3. Cádmio (Cd)

O Cd é insolúvel em água, tem alto brilho e é resistente à corrosão (Sparling, 2016). O Cd pode entrar no meio ambiente através do intemperismo natural de solos, mas a maioria vem de atividades humanas associadas à mineração, efluentes industriais, fundição, combustível, descarte inadequado de materiais contendo elementos-traço, através da aplicação de fertilizantes

fosfatados ou em lodo de esgoto (Sparling, 2016). É um elemento relativamente raro no meio ambiente e em comparação com outros elementos-traço, as concentrações de Cd em organismos também tendem a ser baixas (Sparling, 2016). Apesar disso, o Cd causa efeitos subletais e comportamentais em concentrações mais baixas do que o Hg ou Pb, e causa toxicidade renal em vertebrados, danos nos ossos (causando osteomalácia, osteoporose ou osteopenia) (Wayland & Scheuhammer, 2011) além de ser carcinogênico (Eisler, 1985).

#### 1.2.4. Chumbo (Pb)

O Pb é um metal macio, maleável e pesado. Origina-se de processos industriais, queima de gasolina com Pb, escoamento de águas pluviais, práticas agrícolas, pintura de Pb erodida e, até certo ponto, de processos naturais como erosão e vulcanismo (Eisler, 1988). Compostos orgânicos de Pb são mais tóxicos do que compostos inorgânicos (Eisler, 1988). Os primeiros estudos em aves aquáticas foram de aves expostas indiretamente pela ingestão de Pb em alimentos (Bellrose, 1959).

#### 1.2.5. Ferro (Fe)

O Fe é um metal branco-prateado, maleável, reativo e facilmente oxidado. O uso industrial do Fe centra-se no suprimento das necessidades das indústrias metalúrgica (pó de Fe) e siderúrgica (ligas metálicas), fábrica de tintas e abrasivos, e soldagem de metais. O Fe é um micronutriente essencial para os organismos, e a disponibilidade de Fe controla a produtividade do fitoplâncton, a estrutura da comunidade e o funcionamento do ecossistema em vastas regiões do oceano global (Gledhill & Buck, 2012). Apesar de ser micronutriente essencial, em altas concentrações pode ter efeitos adversos (Gurzau *et al.*, 2003).

### 1.2.6. Mercúrio (Hg)

As fontes naturais de Hg incluem erosão, inundações naturais, vulcanismo e afloramentos (Thompson, 1996). O lançamento no ambiente por ação humana está relacionado a extração de ouro, incineração de resíduos e uso de combustíveis fósseis (Driscoll *et al.*, 2013). Pode formar complexos orgânicos como o metilmercúrio (MeHg), que são solúveis em gordura e podem bioacumular e biomagnificar através das cadeias alimentares (Sparling, 2016). Em aves e mamíferos, os efeitos subletais do Hg incluem teratogênese, mutagênese e câncer. Pode afetar negativamente a reprodução e o crescimento, o comportamento e a química do sangue.

A partir destas informações, o presente trabalho visa caracterizar a dieta de *S. leucogaster* e *S. dactylatra* no arquipélago dos Abrolhos e entender como espécies simpátricas particionam os recursos alimentares para coexistir no arquipélago dos Abrolhos. A hipótese testada neste trabalho é de que as espécies não apresentam sobreposição completa em relação à utilização de recursos alimentares, visto que elas coexistem no arquipélago. Além disso, tendo em vista que as espécies utilizam para forrageio áreas que foram afetadas pelos rejeitos da barragem de Fundão, somada ao fato de que a principal forma de exposição das aves marinhas aos elementos-traço ocorre a partir da alimentação e a hipótese do presente trabalho é de que as dietas são diferentes, buscou-se comparar as concentrações de Al, As, Cd, Pb, Fe e Hg presentes em penas e sangue de *S. dactylatra* e *S. leucogaster*. Ademais, as espécies possuem tamanhos diferentes, o que pode influenciar na biomagnificação pelo consumo de presas de tamanhos e potencialmente níveis tróficos distintos.

## 2 OBJETIVOS

Testar associações de características da dieta com padrões de contaminação em *S. leucogaster* e *S. dactylatra* no arquipélago dos Abrolhos.

### 2.1. Objetivos específicos

- 1) Caracterizar a dieta de *S. leucogaster* e *S. dactylatra* no arquipélago dos Abrolhos;
- 2) Estimar a sobreposição da dieta de *S. leucogaster* e *S. dactylatra*;
- 3) Testar diferenças intra e interesecíficas nas concentrações de Al, As, Cd, Pb, Fe e Hg presentes em penas e sangue de *S. dactylatra* e *S. leucogaster*.

## 3 MATERIAL E MÉTODOS

### 3.1. Área de estudo

O arquipélago dos Abrolhos localiza-se na plataforma continental a cerca de 70 km do litoral sul da Bahia (17°58'S, 38°42'O) sobre o Banco dos Abrolhos (Figura 1). São cinco as ilhas que compõem o arquipélago: Ilha Redonda, Ilha Siriba, Ilha Sueste, Ilha Guarita e Ilha Santa Bárbara (IBAMA, 1991). A temperatura média mensal do ar varia entre 24,2°C, em julho, e 27°C, em fevereiro e março. O clima é determinado pelas influências de três massas de ar: (1) a massa Equatorial Atlântica (mEa), que domina no outono e no inverno; (2) a massa Tropical Atlântica (mTa), que se destaca na primavera e no verão, e (3) a massa Equatorial Continental (mEc), que ocorre no verão. As precipitações são irregulares na área, apresentam médias mensais variando entre 52,0 mm (agosto) e 113,8 mm (outubro), no qual resulta um índice anual em torno de 718,5 mm. Quanto à oceanografia, a região é dominada pela Corrente do Brasil, e possui influência da mistura de três massas de água: (1) Água Tropical (AT), quente e salina; Água Central do Atlântico Sul (ACAS), fria e relativamente pouco salina, localizada abaixo da Água Tropical sobre o talude continental; e Água Costeira (AC) caracterizada pelas altas temperaturas e baixas salinidades (Haimovici, 2007).

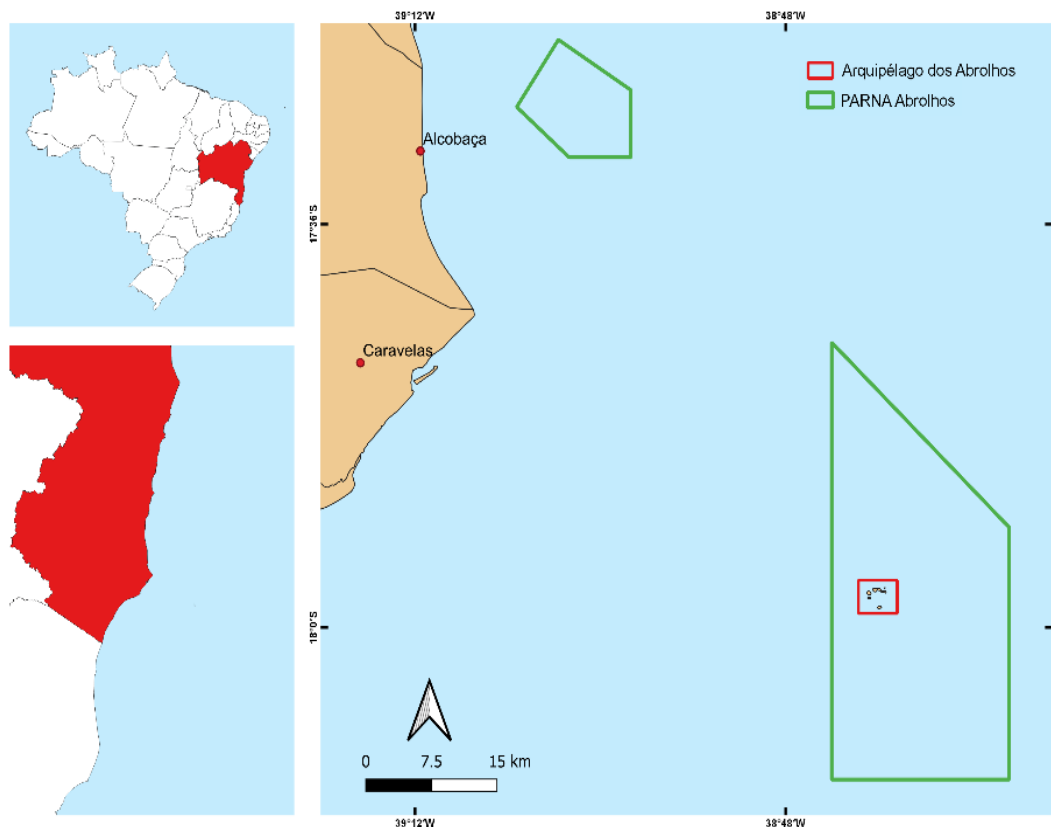


Figura 1: Localização do Arquipélago de Abrolhos, BA. Fonte: Autora.

### 3.1.2. Amostragem

Para a análise de contaminantes, foi coletado 1 mL da veia metatarsal e penas de contorno de indivíduos adultos de *S. leucogaster* e *S. dactylatra* durante o período reprodutivo em março de 2022. Para isso, os indivíduos foram capturados na área reprodutiva com auxílio de puçá e, após a amostragem, foram identificados com tinta para marcação de animais para evitar reamostragem, e soltos nos respectivos ninhos. Amostras de sangue foram armazenadas em microtubos plásticos secos, enquanto penas foram armazenadas em sacos plásticos do tipo ziplock em temperatura ambiente. O material regurgitado espontaneamente foi coletado no momento da amostragem ou de forma oportuna a partir de indivíduos do entorno do local da amostragem, acondicionado e identificado em sacos plásticos individualmente (*i.e.* um regurgito por saco plástico), congelado a  $-4\text{ }^{\circ}\text{C}$ , e transportado para o laboratório. As amostras de regurgitos consideradas no presente estudo foram obtidas entre

2018 e 2022 após autorização SISBIO nº 64234 e parecer favorável da Comissão de Ética no Uso de Animais da UFRGS.

### 3.1.3. Processamento e análise de amostras

No laboratório, as presas coletadas foram identificadas através de guias de identificação específicos (e.g. Menezes & Figueiredo, 1978; Szpilman, 2000; Marceniuk *et al.*, 2021), a fim de conferir identificação ao menor nível taxonômico possível. Em seguida, os indivíduos foram medidos em relação às seguintes variáveis morfológicas: comprimento total, comprimento furcal, altura do pedúnculo caudal e distância entre nadadeiras anal e caudal (Figura 2). A reconstituição da massa corporal das presas foi realizada através de uma abordagem Bayesiana que relaciona tamanho e massa corporal das presas, seguindo padrões de forma do corpo (Froese *et al.*, 2014).

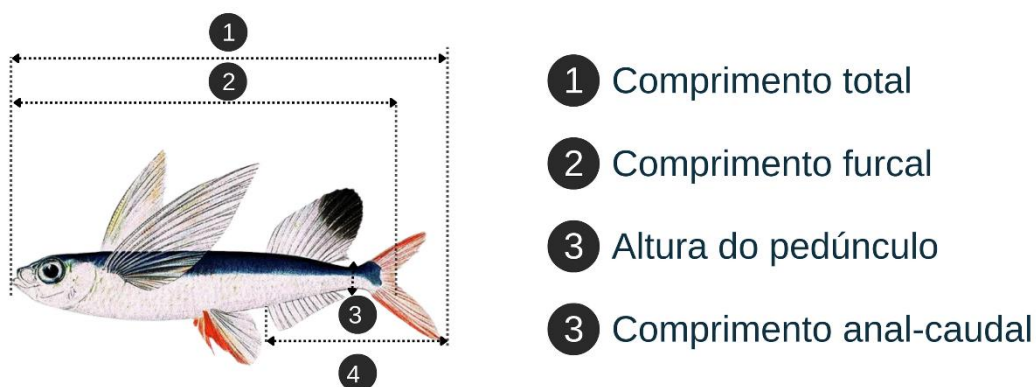


Figura 2: Variáveis morfológicas de presas utilizadas para medição. Fonte: Autora.

Amostras de sangue e penas foram lavadas, pesadas, secas e completamente digeridas antes das análises. Al, Fe, Cd, Pb e As foram analisados com Espectrômetro de Absorção Atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua (HR-CS GF AAS, Analytik Jena, Jena, Germany), enquanto Hg foi analisado com um Espectrômetro de Fluorescência Atômica Mercur Duo Plus (Analytik Jena, Jena, Germany). Análises foram realizadas na Universidade



Federal do Rio Grande (CIA-FURG). Todos os detalhes de preparação de amostras, bem como determinação de concentrações de elementos, expressão de resultados, e procedimentos de garantia e controle de qualidade estão descritos em Nunes *et al.* (2022).

#### 3.1.4 Análise de dados

Diferenças nas concentrações de contaminantes entre sexos e espécies foram testadas com o teste não-paramétrico de Mann-Whitney, considerando diferenças significativas aquelas com  $p < 0,05$  (Legendre & Legendre, 2012). Para cada espécie de predador foi montada uma lista de espécies de presas. Também foram testadas diferenças globais de tamanhos e massas de presas entre as duas espécies de aves utilizando o teste não paramétrico de Mann-Whitney. A importância de cada item alimentar na dieta foi determinada para as duas espécies a partir das amostras obtidas utilizando-se o índice de importância relativa presa-específica (%PSIRI), conforme Brown *et al.* (2012). Para cada predador, foi realizada uma análise por família e uma análise por espécie, a fim de otimizar o aproveitamento de amostras para as quais não foi possível a identificação no nível de espécie. O valor de %PSIRI foi obtido através de três métricas:

(1) frequência de ocorrência (FO%), ou seja, a presença de cada item em relação ao total de amostras, onde:

$$FO_i = \frac{ni}{n}$$

(2) contribuição numérica presa-específica (PN%), que se refere à contribuição percentual média em número de cada item alimentar, considerando-se apenas as amostras em que estavam presentes:

$$PN\% = \sum_{j=1}^n \frac{\%N_{ij}}{ni}$$

(3) contribuição massa-específica (PW%), que considera o percentual médio da massa reconstituída de cada presa, considerando apenas as amostras que estava presente:

$$PW\% = \sum_{j=1}^n \frac{\%W_{ij}}{n_i}$$

Sendo assim, a equação se organiza da seguinte forma:

$$\%PSIRI_i = \frac{\%FO_i * (\%PNI + \%PWi)}{2}$$

Onde:

PSIRI% = Índice de importância relativa presa-específica do item alimentar  $i$ ;

FO% = Frequência de ocorrência da presa  $i$  nas amostras;

PN% = Contribuição numérica presa-específica da presa  $i$ ;

PW% = Contribuição presa-específica em massa reconstituída da presa  $i$ ;

$n_i$  = número de amostras em que a presa  $i$  foi encontrada;

$j$  = amostra.

A estratégia de alimentação dos predadores e a importância das presas foi avaliada através do método gráfico proposto por Amundsen *et al.* (1996), no qual a abundância presa-específica é plotada contra a frequência de ocorrência em um espaço bidimensional (Figura 3). Portanto, as presas podem ser classificadas como dominantes, quando seus valores se encontram ao longo da diagonal na parte superior, enquanto presas raras ou sem importância ficam na extremidade inferior. O eixo vertical representa a estratégia alimentar do predador em termos de especialização ou generalização. Conseqüentemente, pode-se interpretar que o predador é especialista quando as presas se encontram na parte superior do gráfico, ao passo que as presas posicionadas na parte inferior foram consumidas mais ocasionalmente, ou seja, indica hábito alimentar generalista. Quanto à amplitude do nicho, é possível considerar um nicho estreito quando as observações estão localizadas no canto superior direito do diagrama e devem necessariamente ser restritas a um único ou poucos pontos. Em contrapartida, se todos os pontos de presa estiverem localizados ao

longo ou abaixo da diagonal do canto superior esquerdo ao canto inferior direito, a população de predadores terá um nicho mais amplo.

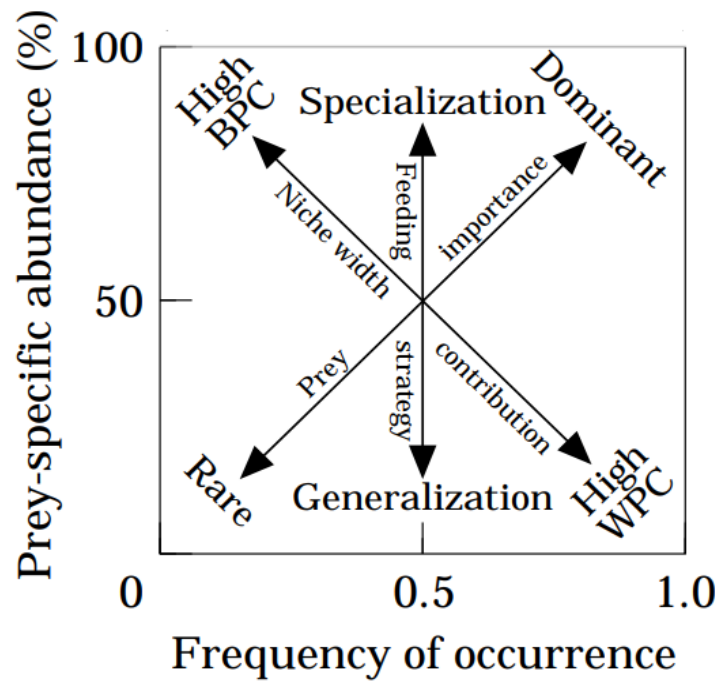


Figura 3: Diagrama exploratório para análise de estratégia de alimentação. BPC= contribuição do nicho entre-fenótipo. WPC= contribuição do nicho dentro-do-fenótipo. Fonte: Amundsen *et al.* (1996).

## 4 RESULTADOS

### 4.1. Índice de importância relativa presa-específica

Foram analisados 46 regurgitados e contabilizados um total de 198 espécimes de presas. Dentre esses, 21 materiais regurgitados e 105 espécimes são de *S. leucogaster* (Tabela 1), para o qual foram identificadas sete espécies pertencentes a quatro famílias. *Hemiramphus brasiliensis* (PSIRI = 26,97%) foi a espécie mais consumida, assim como a família Hemiramphidae (PSIRI = 57,98%) (Figura 4).

Tabela 1: Presas identificadas em material regurgitado de *Sula leucogaster*. %FO= frequência de ocorrência; %PN= abundância presa-específica; %PW= massa presa-específica; %PSIRI= Índice de importância relativa presa-específica. Para cada predador, foi realizada uma análise de PSIRI por família e uma análise por espécie

Presa	%FO	%PN	%PW	%PSIRI
BELONIDAE	19,05	80,54	77,72	15,07
<i>Ablennes hians</i>	1,67	77,08	73,87	1,43
CARANGIDAE	4,76	100,00	100,00	4,76
CLUPEIDAE	23,81	92,67	93,69	22,19
<i>Opisthonema oglinum</i>	16,67	93,33	96,13	17,89
HEMIRAMPHIDAE	71,43	80,97	81,38	57,98
<i>Hemiramphus balao</i>	27,78	76,00	76,49	23,99
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	33,33	70,56	72,29	26,97
<i>Hemiramphus</i> sp.	27,78	56,42	59,61	18,25
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	5,56	16,67	11,00	0,87
<i>Hyporhamphus</i> sp.	16,67	62,22	54,91	11,06

Fonte: Autora.

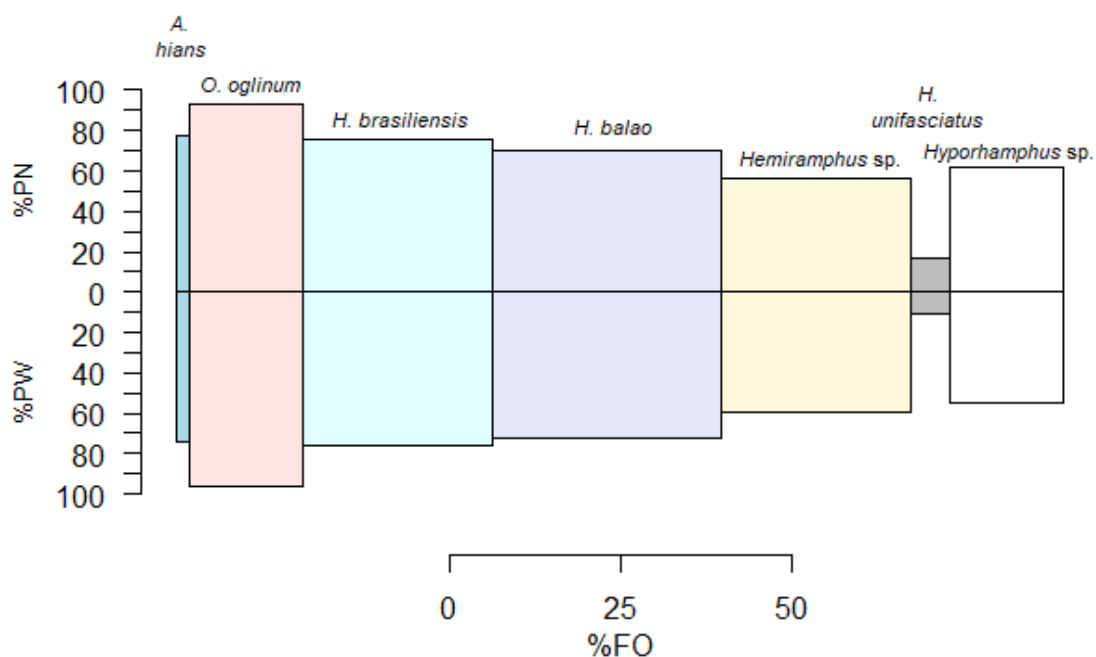


Figura 4: Representação gráfica das métricas utilizadas para calcular o índice de importância relativa presa-específica para *Sula leucogaster* no arquipélago dos Abrolhos a partir de material regurgitado entre 2018 e 2022. %FO= frequência de ocorrência; %PN= abundância presa-específica; %PW= massa presa-específica. Fonte: Autora.

Quanto a *S. dactylatra*, foram analisados 25 regurgitos e 93 espécimes (Tabela 2). Foram identificadas 13 espécies pertencentes às famílias Exocoetidae (PSIRI = 36,81%), Scombridae (PSIRI = 24,98%), Clupeidae (PSIRI = 15,29%), Hemiramphidae (PSIRI = 13,69%), Belonidae (PSIRI = 8,05%) e Carangidae (PSIRI = 1,17%). A presa com maior índice de importância presa-específica foi *O. oglinum* (PSIRI = 25,71%), e Exocoetidae (PSIRI = 36,81%) foi a principal família consumida (Figura 5).

Tabela 2: Presas identificadas em material regurgitado de *Sula dactylatra*. %FO= frequência de ocorrência; %PN= abundância presa-específica; %PW= massa presa-específica; %PSIRI= Índice de importância relativa presa-específica. Para cada predador, foi realizada uma análise de PSIRI por família e uma análise por espécie

Presas	%FO	%PN	%PW	PSIRI
BELONIDAE	28,00	34,52	22,97	8,05
<i>Ablennes hians</i>	4,55	100,00	100,00	4,55
<i>Tylosurus acus</i>	9,09	58,33	33,00	4,24
CARANGIDAE	4,00	16,67	41,97	1,17
<i>Decapterus sp.</i>	4,55	33,33	68,61	2,32
CLUPEIDAE	24,00	67,04	60,41	15,29
<i>Opisthonema oglinum</i>	27,27	94,44	94,31	25,74
EXOCOETIDAE	52,00	68,53	73,05	36,81
<i>Cheilopogon cyanopterus</i>	13,64	61,11	68,47	8,84
<i>Cheilopogon melanurus</i>	31,82	76,19	73,73	24,49
<i>Cheilopogon sp.</i>	4,55	66,67	51,44	2,69
<i>Hirundichtys affinis</i>	4,55	33,33	63,17	2,20
HEMIRAMPHIDAE	20,00	73,06	63,88	13,69
<i>Euleptorhamphus velox</i>	4,55	100,00	100,00	4,55
<i>Hemiramphus sp.</i>	4,55	8,33	12,87	0,48
<i>Hyporhamphus sp.</i>	9,09	79,17	59,26	6,29
SCOMBRIDAE	28,00	83,33	95,10	24,98
<i>Euthynnus alletteratus</i>	9,09	100,00	100,00	9,09
<i>Katsuwonus pelamis</i>	4,55	100,00	100,00	4,55

Fonte: Autora.

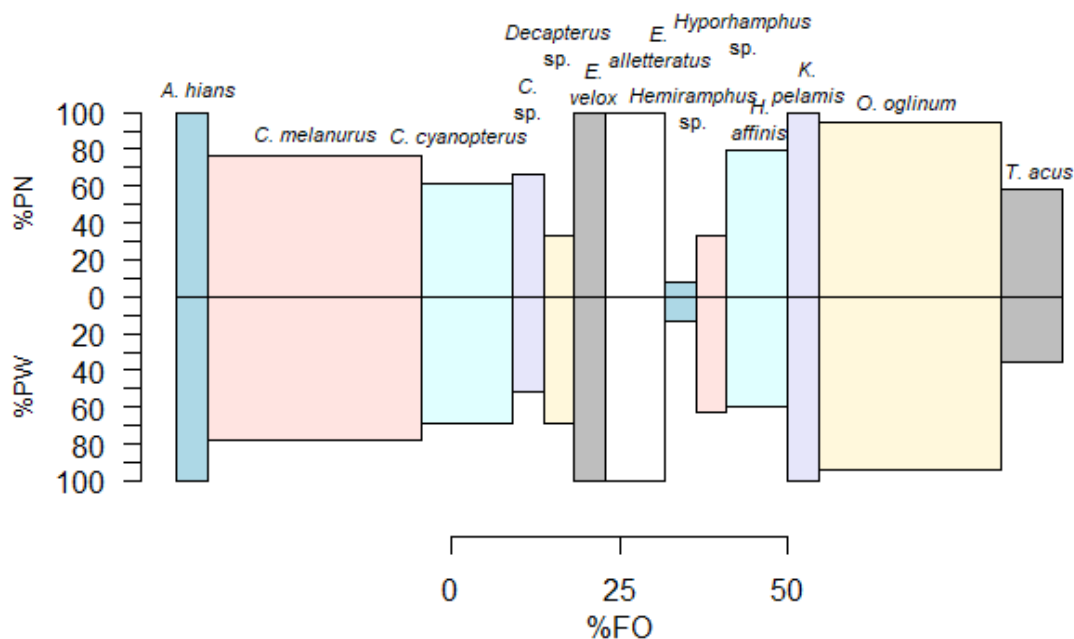


Figura 5: Representação gráfica do Índice de importância relativa presa-específica de *Sula dactylatra*. %FO= frequência de ocorrência; %PN= abundância presa-específica; %PW= massa presa-específica. Fonte: Autora.

#### 4.2. Representação gráfica de estratégia de alimentação de *Sula dactylatra* e *Sula leucogaster*

As Figuras 6 e 7 demonstram que ambos os predadores possuem uma alta variação da dieta entre indivíduos. *S. dactylatra* e *S. leucogaster* se especializaram em diferentes tipos de presas, e cada categoria de alimento foi consumida por apenas uma fração limitada dos predadores. As presas possuem, em geral, uma baixa frequência de ocorrência e apenas uma presa para cada, considerada como rara. Embora os predadores sejam considerados generalistas, foi observada uma tendência a serem especializados em peixes epipelágicos.

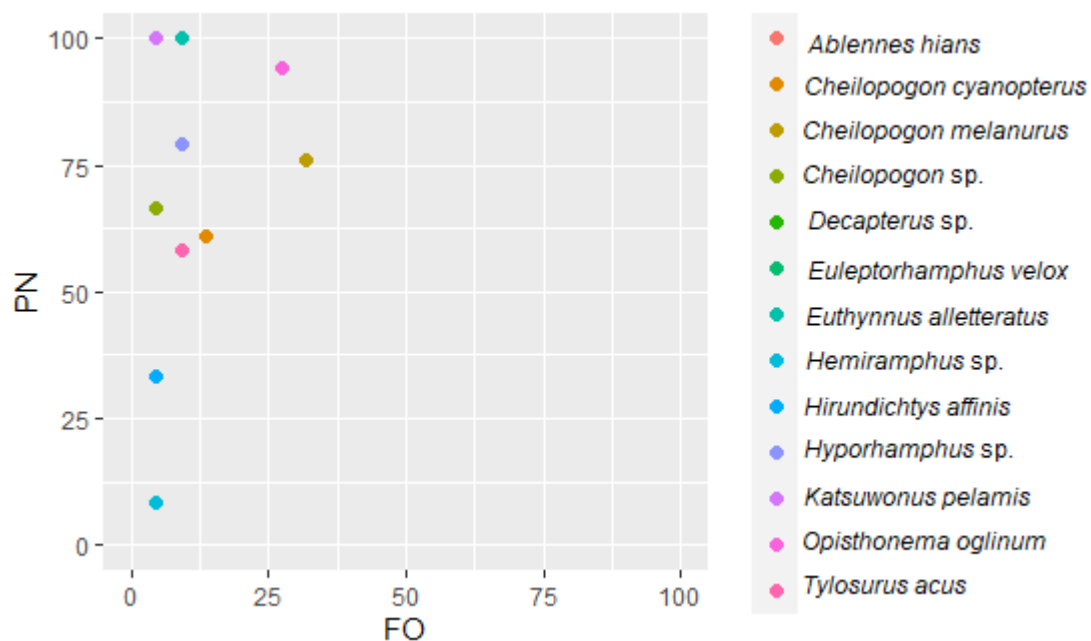


Figura 6: representação gráfica de estratégia de alimentação de *Sula dactylatra* no arquipélago dos Abrolhos. FO = frequência de ocorrência; PN= abundância presa-específica. Fonte: Autora.

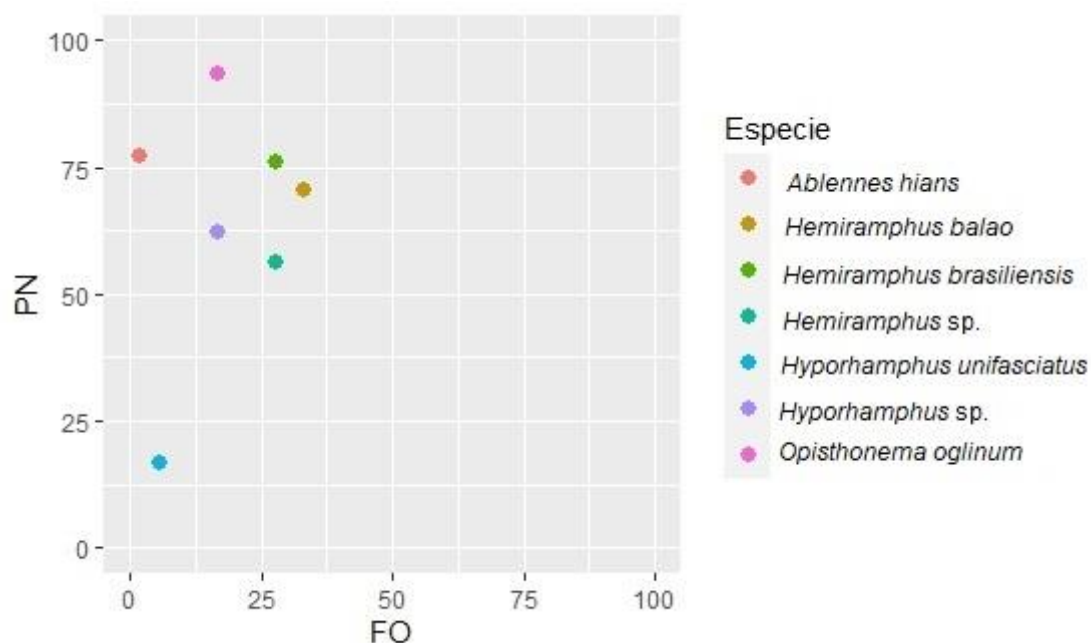


Figura 7: Representação gráfica de estratégia de alimentação de *Sula leucogaster* no arquipélago dos Abrolhos. FO= frequência de ocorrência; PN= abundância presa-específica. Fonte: Autora.



#### 4.3. Diferenças interespecíficas no comprimento e massa de presas de *Sula dactylatra* e *Sula leucogaster*

O comprimento médio e massa das presas de *S. dactylatra* resultaram em 261,43 mm e 116,01 g, respectivamente. Quanto à *S. leucogaster*, o comprimento médio é de 219,78 mm e a massa média 75,77 g. No entanto, houve forte sobreposição de tamanho e massa de presas entre as duas espécies de predador (Figuras 8, 9 e 10).

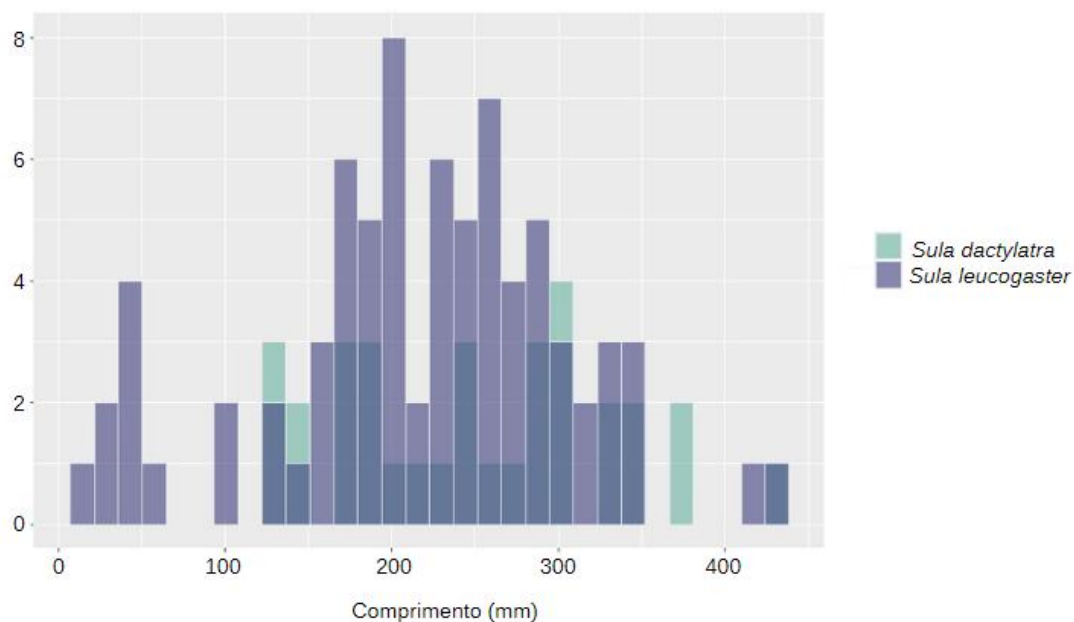


Figura 8: Diferenças interespecíficas no comprimento de presas de *Sula dactylatra* e *Sula leucogaster* amostradas no arquipélago dos Abrolhos, BA.

Fonte: Autora.

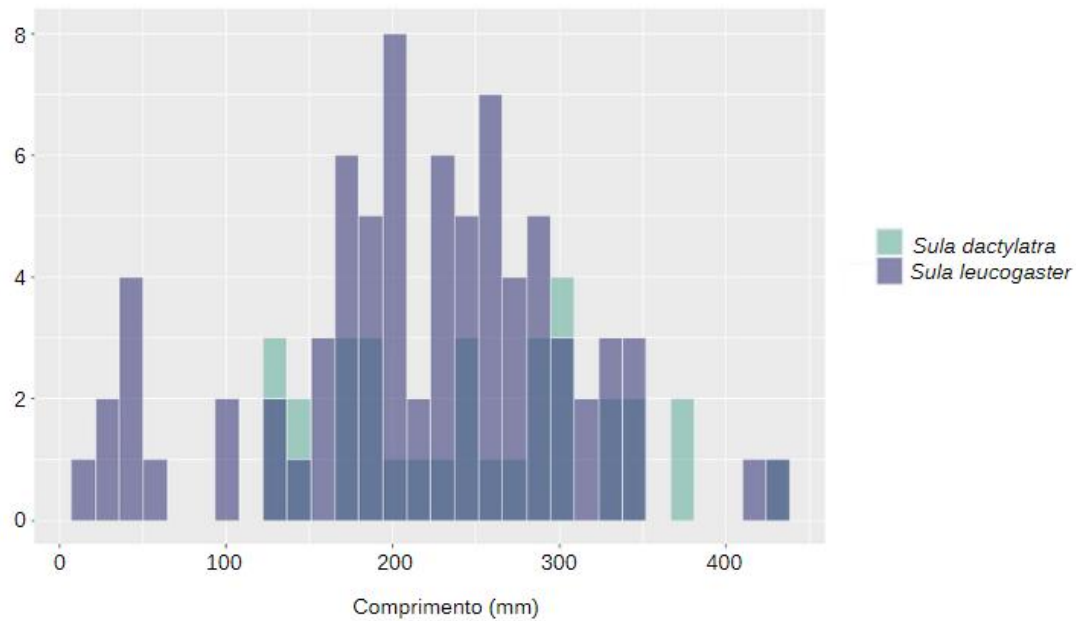


Figura 9: Diferenças interespecíficas na massa de presas de *Sula dactylatra* e *Sula leucogaster* amostradas no arquipélago dos Abrolhos. Fonte: Autora.

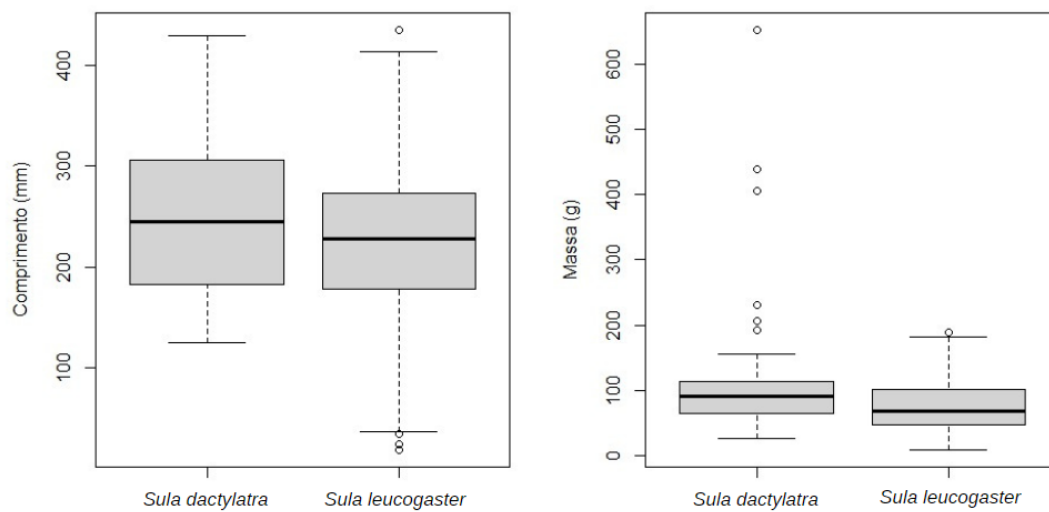


Figura 10: Boxplots representando diferenças interespecíficas no comprimento (à esquerda) e massa (à direita) de presas de *Sula dactylatra* e *Sula leucogaster* amostradas no arquipélago dos Abrolhos. Fonte: Autora.

#### 4.4. Concentrações de elementos-traço em pena e sangue de *Sula dactylatra* e *Sula leucogaster*

No total, foram amostrados 40 indivíduos, sendo 20 de *S. dactylatra* (8 fêmeas e 12 machos) e 20 de *S. leucogaster* (13 fêmeas e 7 machos). Em geral, machos de *S. dactylatra* apresentaram maiores concentrações de elementos-traço nas penas do que as fêmeas, com diferenças significativas para As e Cd (Figura 11). Fe foi o elemento com o maior valor médio de concentração em amostras de penas. Tanto machos quanto fêmeas apresentaram maior concentração média de Fe nas penas e sangue (Tabela 3).

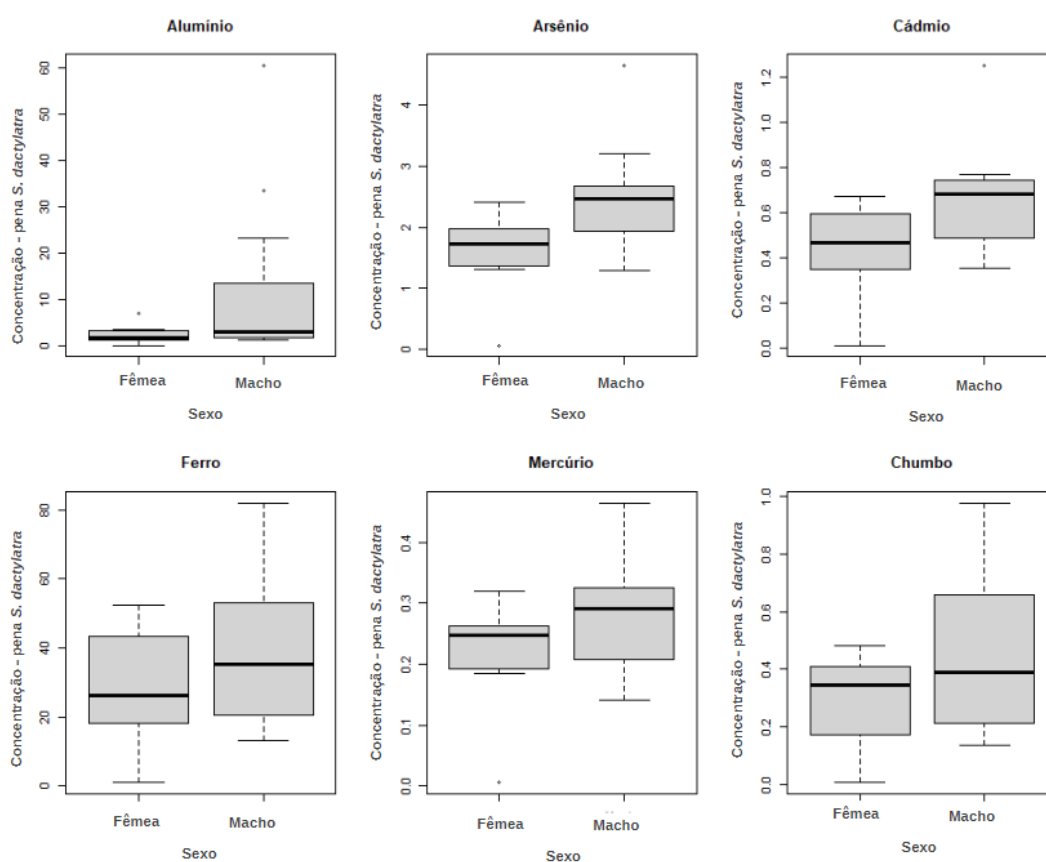


Figura 11: Diferenças intraespecíficas intersexuais na concentração de alumínio, arsênio, cádmio, ferro, mercúrio e chumbo em penas de *Sula dactylatra* amostrados em março de 2022 no arquipélago dos Abrolhos. Fonte: Autora.

Tabela 3: Concentração média (mg/kg peso seco) e desvio padrão de alumínio, arsênio, cádmio, ferro, mercúrio e chumbo em amostras de pena e sangue de *Sula dactylatra* coletados em setembro de 2022 no arquipélago dos Abrolhos

Elemento	Pena		Sangue	
	Fêmea	Macho	Fêmea	Macho
Al	7,96±16,13	11,07±19,53	3,20±2,19	2,62±2,15
As	2,09±0,99	2,37±1,05	2,42±1,08	1,55±0,98
Cd	0,56±0,27	0,65±0,31	0,10±0,05	0,08±0,08
Fe	34,36±20,13	39,14±24,68	60,60±80,53	58,77±75,39
Hg	0,24±0,10	0,28±0,13	0,04±0,02	0,39±0,64
Pb	0,33±0,19	0,48±0,34	0,52±0,45	0,50±0,51

Fonte: Autora.

Os valores da concentração de sangue em *S. dactylatra* e suas diferenças intersexuais demonstraram sobreposição (Fig. 12).

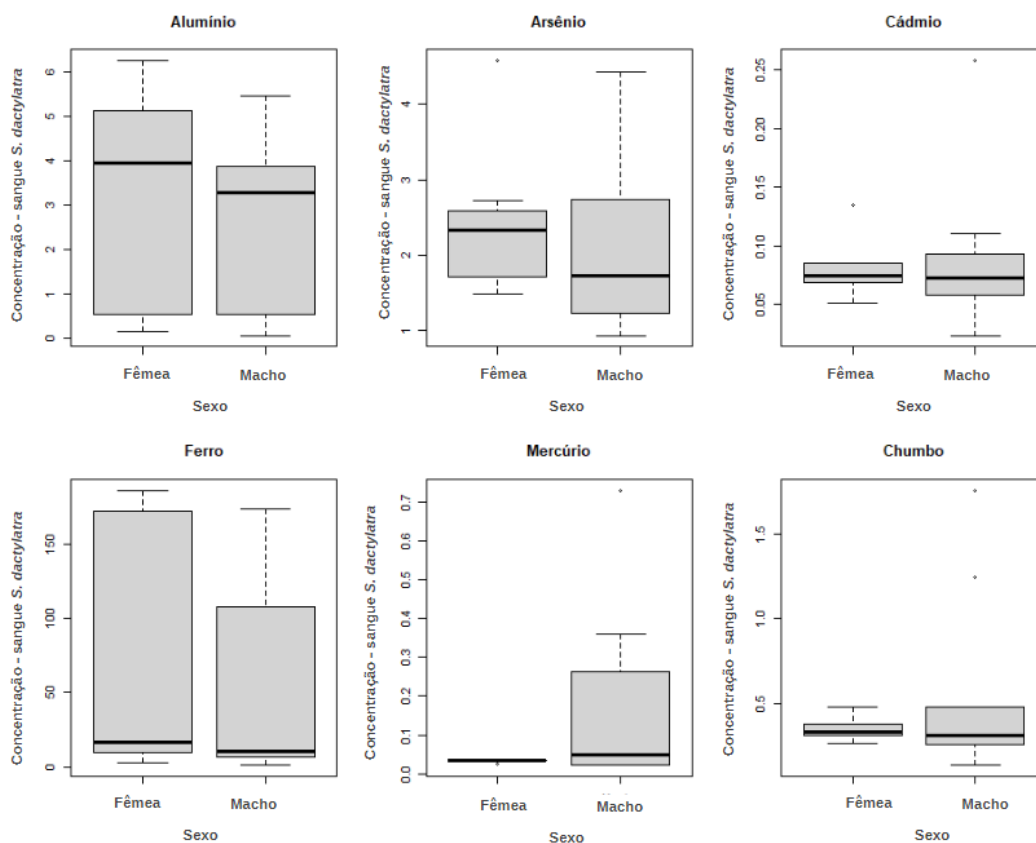


Figura 12: Diferenças intraespecíficas intersexuais na concentração de alumínio, arsênio, cádmio, ferro, mercúrio e chumbo em sangue de *Sula dactylatra* amostrados em março de 2022 no arquipélago dos Abrolhos. Fonte: Autora.

Para *S. leucogaster*, houve sobreposição na concentração dos elementos-traço tanto em amostras de penas (Fig. 13), quanto de sangue (Fig. 14). Tal qual *S. dactylatra*, *S. leucogaster* obteve o Fe como elemento com maior valor médio na concentração (Tabela 4).

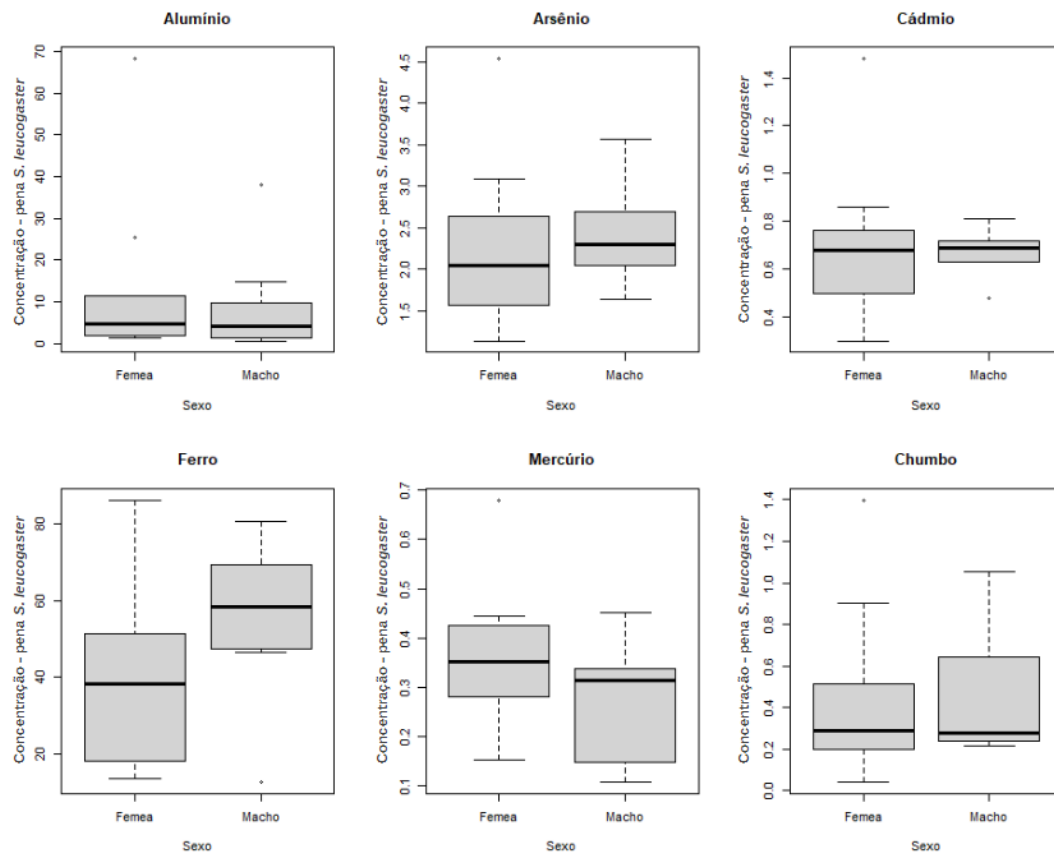


Figura 13: Diferenças intraespecíficas intersexuais na concentração de alumínio, arsênio, cádmio, ferro, mercúrio e chumbo em penas de *Sula leucogaster* amostrados em março de 2022 no arquipélago dos Abrolhos. Fonte: Autora.

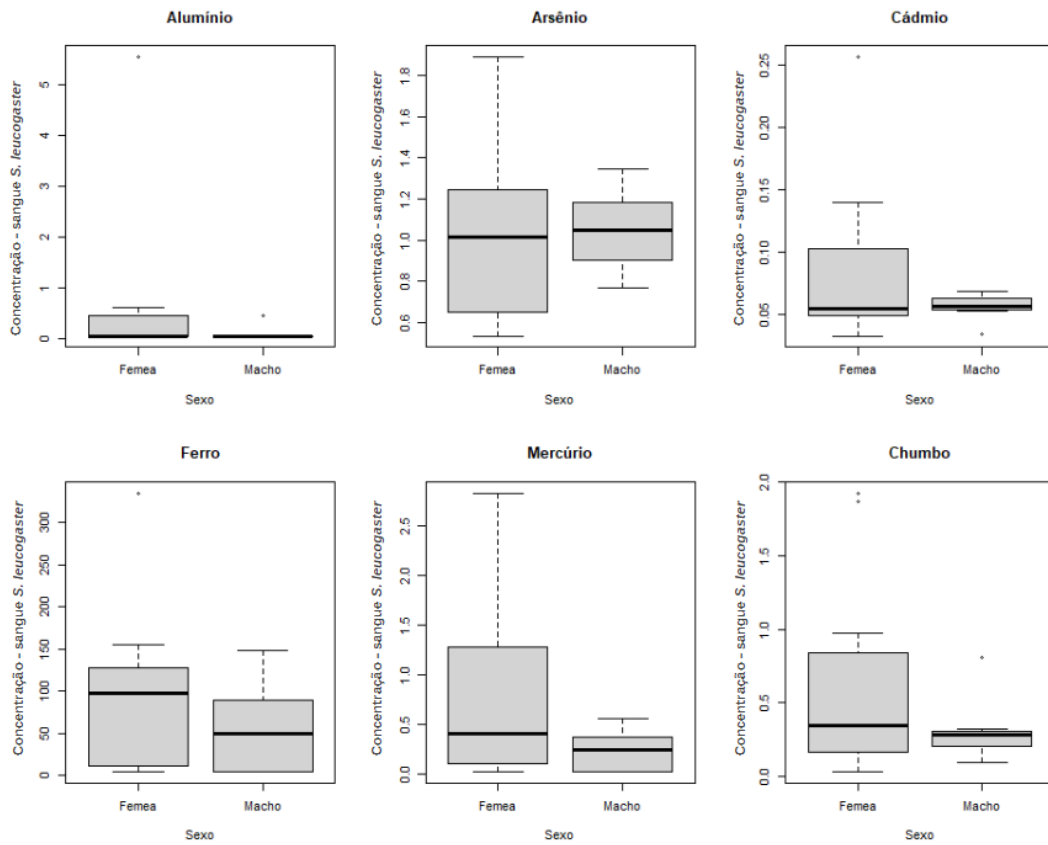


Figura 14: Diferenças intraespecíficas intersexuais na concentração de alumínio, arsênio, cádmio, ferro, mercúrio e chumbo em sangue de *Sula leucogaster* amostrados em março de 2022 no arquipélago dos Abrolhos. Fonte: Autora.

Tabela 4: Concentração média (mg/kg peso seco) e desvio padrão de alumínio, arsênio, cádmio, ferro, mercúrio e chumbo em amostras de pena e sangue de *Sula leucogaster* coletados em setembro de 2022 no arquipélago dos Abrolhos

Elemento	Pena		Sangue	
	Fêmea	Macho	Fêmea	Macho
Al	10,26±16,12	7,95±9,95	1,58±2,03	0,51±0,10
As	2,24±0,80	2,25±0,82	1,10±0,39	1,03±0,40
Cd	0,66±0,24	0,65±0,25	0,07±0,05	0,07±0,06
Fe	42,39±23,69	44,03±23,76	80,56±80,65	81,34±87,47
Hg	0,33±0,12	0,32±0,13	0,56±0,72	0,68±0,84
Pb	0,47±0,35	0,47±0,37	0,48±0,52	0,47±0,49

Fonte: Autora.

De maneira geral, os resultados das concentrações se sobrepõem entre as espécies. Em amostras de sangue, houve diferença significativa entre as concentrações de Al e As de modo que *S. dactylatra* apresentou maiores concentrações (Figura 16).



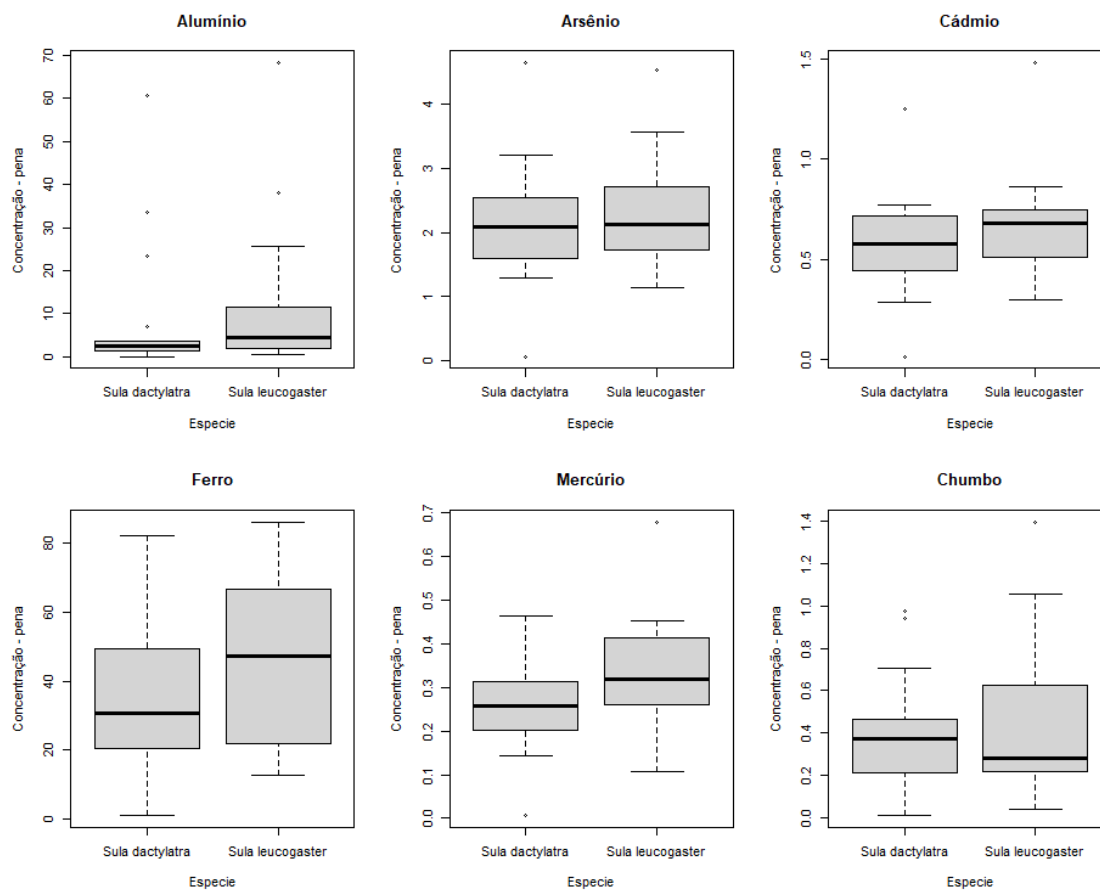


Figura 15: Diferenças entre *Sula dactylatra* e *Sula leucogaster* na concentração de alumínio, arsênio, cádmio, ferro, mercúrio e chumbo em pena amostrados em março de 2022 no arquipélago dos Abrolhos. Fonte: Autora.

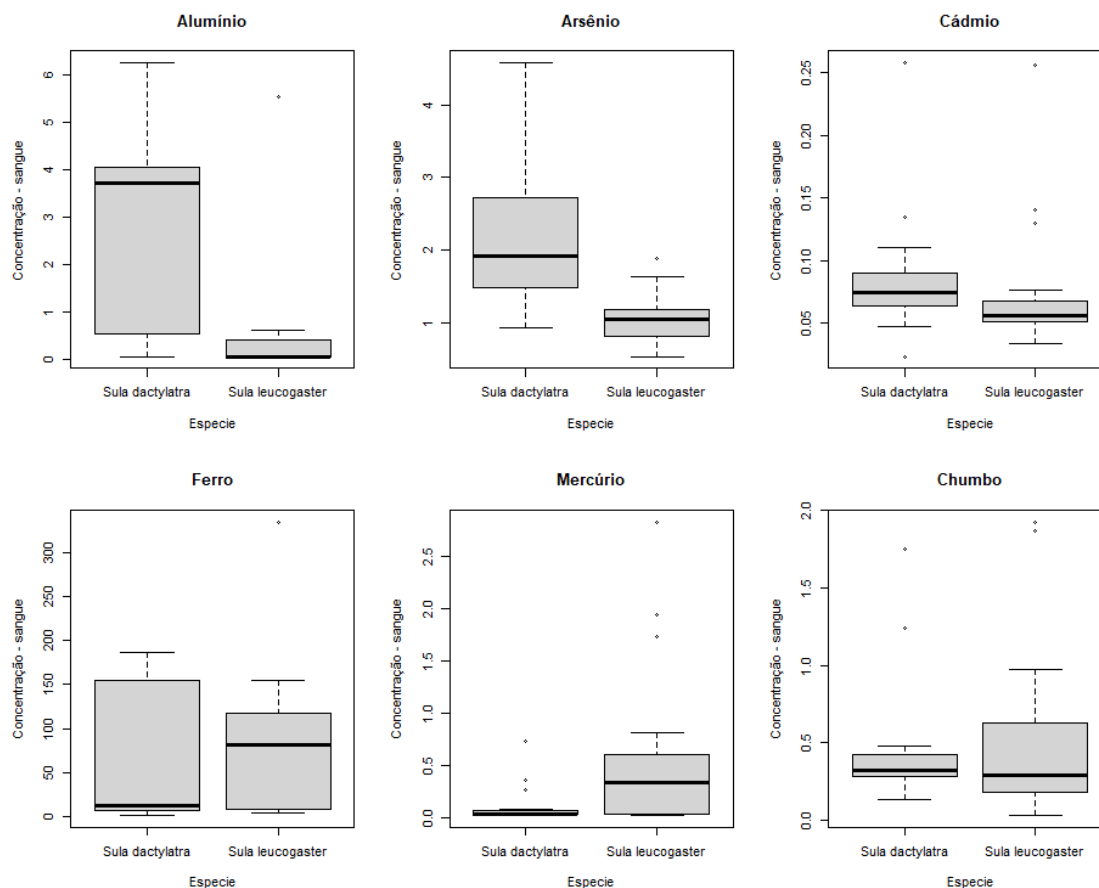


Figura 16: Diferenças entre *Sula dactylatra* e *Sula leucogaster* na concentração de alumínio, arsênio, cádmio, ferro, mercúrio e chumbo em sangue amostrados em março de 2022 no arquipélago dos Abrolhos. Fonte: Autora.

## 5 DISCUSSÃO

O presente estudo demonstrou que as duas espécies de aves marinhas predadoras de ocorrência simpátrica no arquipélago dos Abrolhos, embora especialistas na captura de peixes epipelágicos nas camadas mais superficiais da coluna d'água, apresentaram sobreposição incompleta na dieta. Embora explorem presas de tamanho e massa similares, a composição da dieta variou entre as duas espécies, o que sugere uma estratégia de partição do nicho trófico para evitar competição. Adicionalmente, houve diferença nas concentrações de elementos-traço medidas no sangue das duas espécies, de modo que *S. dactylatra* apresentou os maiores valores para Al e As, indicando que a diferente composição na dieta poderia influenciar nos padrões de contaminação

observados. De modo geral, os resultados obtidos lançam luz em potenciais causas de variação na contaminação de predadores de topo ao combinar técnicas de diferentes disciplinas, permitindo conhecer processos que influenciam nas rotas de contaminação no ambiente marinho tropical.

Em Abrolhos, a espécie *O. oglinum* foi a presa mais importante para *S. dactylatra*, tal qual a família Exocoetidae (Alves *et al.*, 2004), assim como no presente estudo, embora os autores tenham aplicado o índice de importância relativo (IRI) em vez do PSIRI. Porém, Serrano & Azevedo-Junior (2005) encontraram resultados que diferem, pois as principais espécies foram *Cypselurus* spp e *H. brasiliensis*. Diversos estudos prévios como de Versey-Fitzgerald (1941), nas Ilhas Seichelles, Schreiber & Hensley (1976) nas Ilhas Christmas e amostras do Havaí (Harrison *et al.*, 1983) indicam a predominância dos peixes voadores da família Exocoetidae na dieta de *S. dactylatra*, dado que se assemelha a este trabalho. Nos mesmos trabalhos, a lula também é considerada uma das principais presas presentes na dieta da espécie, entretanto no presente estudo não foi constatada a presença de lulas nos regurgitos.

*Sula leucogaster* apresenta uma dieta diversificada e influenciada pelas presas disponíveis no entorno dos locais de reprodução (Jacoby *et al.*, 2023), oscilando com a atividade de pesca na região (Branco *et al.*, 2005). Similarmente ao presente estudo, em Abrolhos, o item mais consumido foi *H. brasiliensis* (Alves *et al.*, 2004). O peixe-voador *Parexocoetus brachypterus* também foi importante na dieta, resultado que difere do atual trabalho. Inclusive, nenhuma espécie da família Exocoetidae esteve presente nos regurgitos de *S. leucogaster*. Já no arquipélago de São Pedro e São Paulo, predominam as espécies da família Exocoetidae, sendo *Exocoetus volitans* o principal componente da dieta, seguida de *Oxyporhamphus micropterus* (Nunes *et al.*, 2018) além de *Cypselurus cyanopterus*, *Coryphaena equiselis*, *Paraexocoetus brachypterus* (Naves *et al.*, 2001). Por outro lado, a dieta de *S. leucogaster* no Paraná (Krul, 2004) e Santa Catarina (Branco *et al.*, 2005) é baseada em espécies demersais e bentônicas como *Paralonchurus brasiliensis*, *Isopisthus parvipinnis*, *Cynoscion striatus*, *Stellifer*, *Porychthis porosissimus* e *Trachurus lathami* (Branco *et al.*, 2004). No Rio de Janeiro, a dieta é composta por peixes demersais e pelágicos, e há diferenças entre sexo, sendo *Chirocentron*

*bleekerianus* a presa mais importante para fêmeas e *Cynoscion guatucupa* para os machos (Mancini *et al.*, 2022).

Fatores como tamanho e massa das presas, métodos de captura, diferentes espécies exploradas, entre outros, garantem a coexistência de espécies simpátricas pela partição de recursos. Entretanto, no presente estudo não houve diferença no tamanho das presas, sugerindo que a partição de recursos entre as duas espécies em Abrolhos ocorre pela diferença na composição de presas consumidas, o que por sua vez, sugere diferenças interespecíficas comportamentais e de uso do espaço bi ou tridimensional. *S. dactylatra* aparentemente, é capaz de explorar uma maior diversidade de presas, com potencial especialização nos peixes voadores (família Exocoetidae). Ressalta-se, portanto, que embora ambas as espécies de aves explorem peixes epipelágicos no entorno do mesmo sítio reprodutivo, os resultados sugerem que as espécies são capazes de coexistir com baixa sobreposição de nicho trófico, devido às diferenças na composição de presas.

Para os dados de diferenças intersexuais intraespecíficas, os resultados revelaram sobreposição na concentração de elementos-traço, tanto no sangue quanto nas penas. Estudos prévios como o de Bighetti *et al.* (2021) buscaram encontrar diferenças intersexuais na concentração de Hg em penas de *S. leucogaster*, entretanto ambos os sexos apresentaram concentrações semelhantes do elemento no tecido, sem diferenças estatísticas entre os sexos. Em contrapartida, uma análise realizada com diferentes tipos de penas e faixa etária distintas, adultos e juvenis de *S. leucogaster* obtiveram diferentes concentrações na cauda, penas dorsais e penas ventrais com níveis mais elevados nos adultos (Bighetti *et al.*, 2022). Diferenças nas concentrações de elementos-traço em adultos podem ser esperadas se há variação na dieta entre machos e fêmeas, tanto no tipo de presa, tamanho, e proporções de diferentes alimentos (Burger, 1995). Em uma revisão bibliográfica realizada por Albert *et al.* (2019), onde foi realizado um compilado de concentrações de Hg presente em sangue para diferentes famílias de aves, concluiu-se que para a família Anatidae as concentrações de Hg apresentaram um valor médio de  $1,04 \pm 0,33 \mu\text{g/g}$ ; Laridae o valor médio foi de  $1,57 \pm 0,48 \mu\text{g/g}$ ; e, por fim, Alcidae obteve valor

médio para esta de  $2,16 \pm 1,58 \mu\text{g/g}$ . Sendo assim, os valores do presente estudo são menores.

Penas representam uma via de detoxificação em aves, ou seja, elas podem eliminar elementos-traço pesados através delas (Burger, 1995). Sendo assim, dadas as médias de concentração de elementos-traço superiores nas penas dos machos de *S. dactylatra*, é possível que as rotas metabólicas de desintoxicação sejam mais efetivas. Entretanto, são necessárias mais amostragens em temporadas diferentes e áreas em que as espécies co-ocorrem para compreender melhor o resultado. Lavers *et al.* (2020) avaliaram a concentração de elementos-traço presentes em penas de *S. leucogaster* e *S. dactylatra* na Ilha Bedout (Austrália). Em *S. leucogaster* a concentração média para Cd foi de  $0,03 \mu\text{g/g}$  e Pb foi de  $0,76 \mu\text{g/g}$  (dados de 2017). No presente estudo, as concentrações de Cd foram maiores, porém de Pb são menores. Para *S. dactylatra* a concentração média de Cd foi  $0,04 \mu\text{g/g}$ ; Hg resultou em  $2,18 \mu\text{g/g}$ ; e Pb apresentou valor médio de  $0,85 \mu\text{g/g}$ . Comparando-se com o presente estudo, apenas Cd teve valores maiores.

As amostras de sangue apresentaram diferença significativa entre as concentrações de Al e As, da qual *S. dactylatra* apresenta um maior acúmulo. Os elementos Hg, Al, As, Cd e Pb são elementos não essenciais, ou seja, não apresentam relevância biológica e podem causar vários efeitos negativos mesmo em concentrações relativamente baixas, embora os organismos tenham desenvolvido mecanismos de proteção contra sua toxicidade (Theron *et al.*, 2012). Tais diferenças indicam que essas aves estão expostas de forma diferente a contaminantes que circulam na teia trófica a partir de métodos distintos de captura e preferências por diferentes presas. Uma das possíveis questões que poderia se atribuir ao fato de *S. dactylatra* apresentar maiores concentrações destes elementos é pelo seu tamanho corporal ser maior do que *S. leucogaster*, e, portanto, suas presas serão maiores. Porém, com o presente estudo, não foram encontradas diferenças significativas no tamanho das presas entre as espécies. Além disso, não foi possível afirmar se a composição de presas distinta de *S. leucogaster* e *S. dactylatra* com o consumo de táxons exclusivas para cada ave, ocorre por uma diferença espacial nas áreas de alimentação ou por estratégias alimentares distintas (*e.g.* preferência por essas presas, distribuição distinta na coluna d'água). Portanto, a explicação pode ser

pelas distintas presas que consomem e seus hábitos, na qual *S. dactylatra* explora um número maior de espécies.

As atividades antrópicas podem causar danos ambientais ao concentrar elementos-traço e resíduos em aterros que podem vazarem e aumentar as concentrações de elementos-traço na água, onde podem se tornar um problema para os organismos vivos (Sparling, 2016). O Al, em ambientes sujeitos a acidificação, forma complexos insolúveis com o fósforo, impedindo o desenvolvimento normal do tecido ósseo de aves aquáticas jovens (Sparling, 2016). O As pode competir com o fósforo devido à semelhança no tamanho molecular e reatividade, e conseqüentemente, interfere em reações biológicas, como produção de ATP, RNA e DNA (Sparling, 2016). Pode, ainda, funcionar como um desregulador endócrino, afetando a regulação gênica por meio de receptores nas células da tireoide (Sparling, 2016). Em aves aquáticas, os efeitos subletais do Cd incluem crescimento reduzido, dano renal e dano testicular (Blus *et al.*, 1993). Ademais, pode afetar o sistema endócrino, influenciando a produção hormonal. O metal está associado à função gonadal reduzida, secreções alteradas de hormônio corticotrófico adrenal (ACTH), hormônio do crescimento (GH), corticosterona e hormônio estimulante da tireoide (TSH) pela hipófise. Alguns outros efeitos em aves incluem perda de medula óssea, anemia, danos renais, entre outros (Sparling, 2016). Os sintomas de envenenamento por Pb incluem asas caídas, perda de apetite, letargia, fraqueza, tremores, locomoção prejudicada, equilíbrio e percepção de profundidade e outros efeitos neurocomportamentais (Sparling, 2016). O metilmercúrio é a forma mais tóxica do Hg e é a forma em que aves marinhas são mais expostas, pois é preferencialmente acumulado nos tecidos de peixes e outras presas (Nisbet, 1994). Em experimentos de laboratório, o Hg causa uma ampla gama de efeitos reprodutivos, incluindo peso reduzido do ovo e ovos sem casca (Fimreite 1979), crescimento reduzido (Hoffman & Moore 1979), sobrevivência reduzida de filhotes (Spann *et al.*, 1972), entre outros.

## 6 CONCLUSÃO

Em sistemas marinhos, os organismos estão sujeitos a desafios causados por interações naturais, como a competição, ou por alterações antrópicas, por exemplo as promovidas pela poluição por contaminantes. O arquipélago dos Abrolhos é um ambiente tipicamente tropical, onde a competição entre espécies simpátricas, de morfologia similar e próximas filogeneticamente, pode ser mais intensa devido a menor produtividade e a distribuição de presas ser mais irregular e imprevisível. Além disso, o arquipélago foi um dos locais afetados pela lama tóxica rica em elementos-traço liberada pelo rompimento da barragem do Fundão.

A partir deste trabalho, foi possível caracterizar a dieta de *S. dactylatra* e *S. leucogaster* no arquipélago dos Abrolhos entre 2018-2022 utilizando-se dados de regurgitados. A dieta de ambas é especialista em peixes epipelágicos e apresentam um nicho amplo. Conclui-se também que particionam seus recursos alimentares através da diferença nas principais presas que consomem, embora com tamanhos similares. Sendo assim, *S. dactylatra* consome em sua maioria, peixes da família Exocoetidae e Scombridae, e *S. leucogaster*, da família Hemiramphidae e Clupeidae. Apesar de compartilharem determinadas espécies, os valores da importância relativa presa-específica diferem entre os predadores.

No que se refere às concentrações de elementos-traço, houve uma diferença intraespecífica intersexual nas quantidades de elementos-traço em *S. dactylatra*, cujos machos apresentaram uma concentração maior do que as fêmeas nas penas. Além disso, em relação à diferença interespecífica, diferiram na concentração nas penas (*S. leucogaster* apresentou concentrações maiores) e no sangue (*S. dactylatra* apresentou concentrações maiores). Novamente, estes resultados sugerem diferenças intra e interespecíficas na composição da dieta e na acumulação de contaminantes, visto que a principal forma de acúmulo ocorre por meio da ingestão de alimentos contaminados. Por fim, o estudo reforça que aves marinhas podem servir como bioindicadoras da contaminação ambiental, devido à presença dos elementos-traço não essenciais em seus tecidos e por estarem expostas a ambientes contaminados.

## REFERÊNCIAS

ALVES, V. S., *et al.* Aves marinhas de Abrolhos - Bahia, Brasil. *In:* BRANCO, J.O. (ed.). **Aves marinhas insulares brasileiras: bioecologia e conservação.** Itajaí: Univali. p. 213–232. 2004.

AMUNDSEN, P. A.; GABLER, H. M., & STALDVIK, F. J. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data-modification of the Costello (1990) method. **Journal of Fish Biology**, v. 48, n. 4, p. 607–614. 1996.

ALBERT, C.; RENEDO, M.; BUSTAMANTE, P., & FORT, J. Using blood and feathers to investigate large-scale Hg contamination in Arctic seabirds: A review. **Environmental Research**, v. 177. 2019.

AUSTIN, R. E.; PASCALIS, F.; VOTIER, S. C.; HAAKONSSON, J.; ARNOULD, J. P. Y.; EBANKS-PETRIE, G., & GREEN, J. A. Interspecific and intraspecific foraging differentiation of neighbouring tropical seabirds. **Movement Ecology**, vol. 9, n. 1, p. 27. 2021.

ATSDR. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. **Toxicological profile for Arsenic.** 2007. Disponível em: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.pdf>.

BARBOSA-FILHO, R. C.; VOOREN, C. M. Abundância, estrutura etária e razão sexual do atobá-marrom *Sula leucogaster* (Pelecaniformes: Sulidae) no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, vol. 18, n. 3, p. 157-163. 2010.

BELLROSE, F. C. Lead poisoning as a mortality factor in waterfowl populations. *Natural History Survey Bulletin*, v. 27, p. 235-288. 1959.

BICKAM, J.W.; SANDHU, S.; HERBERT, P.D.N.; CHIKHI, L., & ATHWAL, R. 2000. Effects of chemical contaminants on genetic diversity in natural populations: implications for biomonitoring and ecotoxicology. **Mutation Research/Reviews in Mutation Research**, vol. 463, n. 1, p. 33–51. 2010.



BIGHETTI, G.P.; PADILHA, J.A.; CUNHA, L.S.T.; KASPER, D.; MALM, O., & MANCINI P.L. 2021. Bioaccumulation of mercury is equal between sexes but different by age in seabird (*Sula leucogaster*) population from southeast coast of Brazil. **Environmental Pollution**, Volume 285, 117222, ISSN 0269-7491.

BIGHETTI, G.P.; PADILHA, J.A.; CUNHA, L.S.T.; MALM, O., & MANCINI, P.L. Ventral feathers contained the highest mercury level in brown booby (*Sula leucogaster*), a pantropical seabird species. **Chemosphere**, v. 298, 134305, ISSN 0045-6535. 2022.

BINKOWSKI, Ł. J., & MEISSNER, W. Levels of metals in blood samples from Mallards (*Anas platyrhynchos*) from urban areas in Poland. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 336–342. 2013.

BLUS, L.J.; HENRY, C.J.; HOFFMAN, D.J., & GROVE, R.A. Accumulation and effects of lead and cadmium on wood ducks near a mining and smelting complex in Idaho. **Ecotoxicology**, vol. 2, p. 139–154. 1993.

BONCOMPAGNI, E. *et al.* Egrets as monitors of trace-metal contamination in wetlands of Pakistan. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, vol. 45, p. 399-406. 2003.

BRASIL. **Laudo Técnico Preliminar: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais**. In: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. Minas Gerais, 2015. Disponível em: [http://www.ibama.gov.br/phocadownload/noticias\\_ambientais/laudo\\_tecnico\\_pr\\_eliminar.pdf](http://www.ibama.gov.br/phocadownload/noticias_ambientais/laudo_tecnico_pr_eliminar.pdf).

BRANCO, J.O., *et al.* Dieta de *Sula leucogaster* Boddaert (Sulidae, Boddaert (Sulidae, Aves), nas Ilhas Moleques do Sul, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 1044-1049. 2005.

BRANCO, J.O. *et al.* O atobá-pardo *Sula leucogaster* (Pelecaniformes: Sulidae) no Arquipélago de Moleques do Sul, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, vol. 18, n. 3, p. 222-227. 2010.

BRITTO, V. O. **Ecologia alimentar do colhereiro (*Platalea ajaja*) e da garça-branca-grande (*Ardea alba*) em ambiente límnico e estuarino no sul do**

**Brasil.** Dissertação (Mestrado em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Instituto 53 de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 84 f. 2013.

BROWN, S. C.; BIZARRO, J. J.; CAILLIET, G. M., & EBERT, D. A. Breaking with tradition: redefining measures for diet description with a case study of the Aleutian skate *Bathyraja aleutica* (Gilbert 1896). **Environmental Biology of Fishes**, v. 95, n. 1, p. 3–20. 2011.

BURGER, J., & GOCHFELD, M. Biomonitoring of heavy metals in the pacific basin using avian feathers. **Environmental Toxicology and Chemistry**, vol. 14, n. 7, 1233–1239. 1995.

BURGER, J., & GOCHFELD, M. Metal levels in feathers of 12 species of seabirds from Midway Atoll in the Northern Pacific Ocean. **The Science of the Total Environment**, v. 257, n. 1, p. 37-52. 2000.

BURGER, J.; GOCHFELD, M. Marine birds as sentinels of environmental pollution. **EcoHealth**, v. 1, n. 3, p. 263-274. 2004.

CATRY, T.; RAMOS, J. A.; CATRY, I.; MONTICELLI, D.; & GRANADEIRO, J. P. Inter-annual variability in the breeding performance of six tropical seabird species: influence of life-history traits and relationship with oceanographic parameters. **Marine Biology**, v. 160(5), 1189–1201. 2013.

CHASE, J. M., & LEIBOLD, M. A. **Ecological niches: linking classical and contemporary approaches**. Chicago, University of Chicago Press. 212 p. 2003.

CHESSON, P. Mechanisms of maintenance of species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 31, n. 1, p. 343–366. 2000.

COIMBRA, K. T. O.; ALCÂNTARA, E., & SOUZA-FILHO, C.R. Possible contamination of the Abrolhos reefs by Fundão dam tailings, Brazil – new constraints based on satellite data. **Science of the Total Environment**, v. 733, 138101 138101, ISSN 0048-9697. 2020.

DAUWE, T.; JANSSENS, E.; PINXTEN, R., & EENS, M. The reproductive success and quality of blue tits (*Parus caeruleus*) in a heavy metal pollution

gradient. **Environmental Pollution**, Barking, England, v. 136, n. 2, p. 243-251. 2005.

DRISCOLL, C.T.; MASON, R.P.; CHAN, H.M.; JACOB, D.J., & PIRRONE, N. Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. **Environmental Science & Technology**, vol. 47, p. 4967–4983. 2013.

EISLER, R. **Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic Review**. Laurel, MD: U.S. Fish and Wildlife Service, (Biological Report, 85, 1.2). 1985.

EISLER, R. **Lead hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review**. US Fish and Wildlife Service Biological Report 8, Washington, DC. 1988.

EISLER, R. Birds. *In*: **Compendium of trace metals and marine biota. Vertebrates**, v. 2. Elsevier, Amsterdam. 2010.

FARIA, F. A.; SILVA-COSTA, A.; GIANUCA, D., & BUGONI, L. Cooi Heron (*Ardea cocoi*) connects estuarine, coastal, limnetic and terrestrial environments: an assessment based on conventional dietary and stable isotope analysis. **Estuaries and Coasts**, v. 39, p. 1271–1281. 2016.

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

FIMREITE, N. Accumulation and effects of mercury in birds. *In*: NRIAGU, J. O (ed.). **The Biogeochemistry of Mercury in the Environment**. Elsevier Press, New York, p. 601–627. 1979.

FROESE, R.; THORSON, J. T., & REYES, R. B. A Bayesian approach for estimating length-weight relationships in fishes. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 30, n. 1, p. 78–85. 2013.

GARVEY, J. E., & WHILES, M. R. **Trophic ecology**. CRC Press, Boca Raton, FL. 2016.

GESAMP. **Land/sea boundary flux of contaminants: contributions from rivers. Reports and Studies**. Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution, 172 p. Paris: UNESCO. 1987.

GHEORGHE, S.; STOICA, C.; VASILE, G.; NITA-LAZAR, M.; STANESCU, E., & LUCACI, I.E.. Metals Toxic Effects in Aquatic Ecosystems: Modulators of Water Quality. *In*: TUTU, H. (ed.). **Water Quality**. p. 59-89. 2017.

GLEDHILL, M., & BUCK, K.N. The organic complexation of iron in the marine environment: a review. **Frontiers in Microbiology**, v. 3, n. 69. 2012.

GRACE, J.; ANDERSON, D. J.; CARBONERAS, C.; CHRISTIE, D. A.; JUTGLAR, F.; GARCIA, E. F. J., & KIRWAN, G. M. Masked booby (*Sula dactylatra*). *In*: BILLERMAN, S. M. (ed). **Birds of the World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. 2020.

GURZAU, E. S.; NEAGU, C., & GURZAU, A. E. Essential metals - case study on iron. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 56, n. 1, p. 190–200. 2003.

HAIMOVICI, M.; MARTINS, A. S., & MIRANDA, L.V. Prospecções na Região Central. *In*: HAIMOVICI, M (Org.). **A prospecção pesqueira e abundância de estoques marinhos no Brasil nas décadas de 1960 a 1990: levantamento de dados e avaliação crítica**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. ISBN 978.85.7738-083 1. 2007.

HARRISON, C. S.; HIDA, T. S. & SEKI, M. P. **Hawaiian seabird feeding ecology**. Wildlife Monographs, v. 85, p. 1–71. 1983.

HARRISON, C. S.; HIDA, T. S., & SEKI, M. The diet of the brown booby *Sula leucogaster* and masked booby *Sula dactylatra* on Rose Atoll, Samoa. **Ibis**, v. 126, p. 588-590. 1983.

HATJE, V.; PEDREIRA, R. M. A.; DE REZENDE, C. E.; SCHETTINI, C. A. F.; DE SOUSA, G. C.; MARIN, D. C., & HACKSPACHER, P. C. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1. 2017.

HOBSON, K. A.; PIATT, J. F., & PITOCELLI, J. Using stable isotopes to determine seabird trophic relationships. **Journal of Animal Ecology**, v. 63, n. 4, p. 786 –798. 1994.

HOFFMAN, D. J., & MOORE, J. M. Teratogenic effects of external egg applications of methyl-mercury in the mallard, *Anas platyrhynchos*. **Teratology**, v. 20, p. 453–462. 1979.

HUTCHINSON, G. E. **Concluding remarks**. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology, v. 22, n. 1, p. 415–427. 1957.

ICMBio. **Relatório anual do Programa de Monitoramento das Aves Marinhas do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos**. 2020.

IBAMA. **Plano de manejo: Parque Nacional Marinho dos Abrolhos/IBAMA FUNATURA**. Brasília; Aracruz Celulose S.A., 96p. 1991.

JACOBY, J., *et al.* Biogeographic variation on dietary aspects of a widely distributed seabird. **Marine Biology**, v. 170, n. 21. 2023.

KALIA, K., & KHAMBHOLJA, D. B. Arsenic contents and its biotransformation in the marine environment. *In*: FLORA, S. (ed.). **Handbook of Arsenic Toxicology**, p. 675–700. 2015.

KITCHIN, K.T. Recent advances in arsenic carcinogenesis: modes of action, animal model systems, and methylated arsenic metabolites. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 172, p. 249–261. 2001.

KUNITO, T.; KUBOTA, R.; FUJIHARA, J.; AGUSA, T., & TANABE, S. Arsenic in Marine Mammals, Seabirds, and Sea Turtles. *In*: WHITACRE, D. M. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, Florida, USA, p. 31–69. 2008.

KRUL, R. Aves Marinhas Costeiras do Paraná, p. 37-56. *In*: BRANCO, J. O. (org.) **Aves marinhas e insulares brasileiras: biologia e conservação**. Itajaí: Univalli. 2004.

LAVERS, J.L.; HUMPHREYS-WILLIAMS, E. CRAMERI, N.J.; BOND, A.L. Trace element concentrations in feathers from three seabird species breeding in the Timor Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 151. 2020.

LEGENDRE, P., & LEGENDRE, L. Developments in environmental modeling. *In*: **Numerical Ecology**, 3ed, Elsevier, Amsterdam. 2012.

LERMA, M.; SERRATOSA, J.; LUNA-JORQUERA, G., & GARTHE, S. Foraging ecology of masked boobies (*Sula dactylatra*) in the world's largest "oceanic desert". **Marine Biology**, v. 167, n. 6. 2020.

LEWIS, S.; SCHREIBER, E. A.; DAUNT, F.; SCHENK, G. A.; ORR, K.; ADAMS, A.; HAMER, K. C. Sex-specific foraging behaviour in tropical boobies: does size matter? **Ibis**, v. 147, n. 2, p. 408–414. 2005.

LINNEBJERG, J. F.; FORT, J.; GUILFORD, T.; REAULEAUX, A.; MOSBECH, A., & FREDERIKSEN, M. Sympatric breeding auks shift between dietary and spatial resource partitioning across the annual cycle. **PLoS ONE**, v. 8, n. 8. 2013.

LONGHURST, A. R.; PAULY, D. **Ecology of tropical oceans**. Academic Press, Orlando, 407 p. 1987.

LUNDE, G. 1977. Occurrence and transformation of arsenic in the marine environment. **Environmental Health Perspectives**, v. 19, p. 47-52.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Blackwell Publishing, Oxford, 256 p. 2004.

MALIK, R.N., & ZEB, N. Assessment of environmental contamination using feathers of *Bubulcus ibis L.*, as a biomonitor of heavy metal pollution, Pakistan. **Ecotoxicology**, v. 18, n. 5, p. 522–536. 2009.

MANCINI, P.L.; VALLIM, E.E.M.; BAUER, A.B., & FISCHER, L.G. Intraspecific trophic variation in brown booby (*Sula leucogaster*) from the Southwestern Atlantic. **Marine Biology**, v. 170, n. 1. 2023.

MARCENIUK, A. P; CAIRES, R. A.; CARVALHO-FILHO, A, *et al.* **Teleostei fishes of the north coast of Brazil**. Revista CEPSUL – Biodiversidade e Conservação Marinha, v. 10, e2021006. 2021.

MARTA-ALMEIDA, M.; MENDES, R.; AMORIM, F.N.; CIRANO, M., & DIAS, J.M. Fundão dam collapse: oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, p. 359–364. 2016.

MARCOWSKI, M., *et al.* Avian feathers as bioindicators of the exposure to heavy metal contamination of food. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 91, n. 3, p. 302–305. 2013.

MOURA, R. L.; ABIERI, M. L.; CASTRO, G. M. *et al.* Tropical rhodolith beds are a major and belittled reef fish habitat. **Scientific Reports**, v. 11, n. 794. 2021.

NACINOVIC, J. B. & TEIXEIRA, D. M. As aves de Fernando de Noronha: uma lista sistemática anotada. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 49, p. 709–729. 1989.

NASCIMENTO, I. L. S.; AZEVEDO-JÚNIOR, S.M. Dietas das aves marinhas no Parque Nacional dos Abrolhos, Bahia, Brasil. **Ornithologia**, v. 1, n. 1, p. 75–92. 2005.

NELSON, J. B. **The Sulidae – gannets and boobies**. Oxford: Oxford University Press. 1978.

NELSON, B. J. **Pelicans, cormorants and their relatives: Pelecanidae, Sulidae, Phalacrocoracidae, Anhingidae, Fregatidae, Phaethontidae**. New York: Oxford University Press. 2005.

NEWMAN, M. C., & UNGER, M. A. **Fundamentals of ecotoxicology**. 4 ed. Boca Raton, Fl: Lewis Publishers, 2003.

NEWMAN, M. C., & UNGER, M. A. **Fundamentals of ecotoxicology**. CRC Press, Taylor & Francis Group. 2014.

NIENCHESKI, L. F., & MILANI, M. R. Elementos-traço Traço: Água. *In*: WALLNER-KERSANACH, M.; PATCHINEELAM, S. M.; BAPTISTA-NETO, J. A. (Org.) **Poluição Marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, p. 179-196. 2008.

NISBET, I.C.T. Effects of pollution on marine birds. *In*: NETTLESHIP, D.N.; BURGER, J., & GOCHFELD, M. (eds). **Seabirds on islands: threats, case studies and action plans**. Birdlife Conservation Series 1. Birdlife International, Cambridge. 1994.

NOONE, K. J.; DIAZ, R. J., & SUMAILA, U., R. Managing ocean environments in a changing climate: sustainability and economic perspectives. **Elsevier**, San Diego. 2013.

NUNES, G.T.; BERTRAND, S., & BUGONI, L. Seabirds fighting for land: phenotypic consequences of breeding area constraints at a small remote archipelago. **Scientific Reports**, v. 8, n. 665. 2018.

NUNES, G.T., *et al.* Ecological trap for seabirds due to the contamination caused by the Fundão dam collapse, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 807. 2022.

PARSONS, M.; MITCHELL, I.; BUTLER, A.; RATCLIFFE, N.; FREDERIKSEN, M.; FOSTER, S., & REID, J. B. Seabirds as indicators of the marine environment. **ICES Journal of Marine Science**, v. 65, n. 8, p. 1520–1526. 2008.

PIANKA, E. R. **Evolutionary ecology**. 7 ed. Harper and Row, New York. 2000.

SCHOENER, T. W. Resource partitioning in ecological communities. *Science*, v. 185, n. 4145, p. 27–39. 1974

SCHREIBER, R. W., & HENSLEY, D. A. The diets of *Sula dactylatra*, *Sula sula* and *Fregata minor* on Christmas island, Pacific Ocean. **Pacific Sciences**, v. 30, n. 3, p. 241-248. 1976.

SCHREIBER, E. A.; BURGER, J. **Biology of marine birds**. Boca Raton: CRC Press. 2002.

SCHREIBER, E. A.; NORTON, R. L. Brown Booby (*Sula leucogaster*). *In*: BILLERMAN, S. M. (ed.). **Birds of the World**. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology, 2020.

SPARLING, D. W. **Ecotoxicology essentials: environmental contaminants and their biological effects on animals and plants**. Amsterdam, Netherlands: Academic Press. 2016.

SHEALER, D. A. 2002. Foraging behavior and food of seabirds. *In*: SCHREIBER E.A., BURGER J (eds). **Biology of marine birds**. CRC Press, Boca Raton, FL, p. 133-177.

SPANN, J. W.; HEATH, R. G.; KREITZER, J. F., & LOCKE, L. N. Ethyl mercury p-toluene sulfonamide: lethal and reproductive effects on pheasants. **Science**, v. 175, p. 128–131. 1972.

SZPILMAN, M. **Peixes marinhos do Brasil: guia prático de identificação**. Rio de Janeiro, Instituto Ecológico Aqualung. 2000.



THERON, A.J.; TINTINGER, G.R., & ANDERSON, R. Harmful interactions of non-essential heavy metals with cells of the Innate immune system. **Journal of Clinical Toxicology**, S3:005. 2012.

THOMPSON, D.R. Mercury in birds and terrestrial mammals. *In*: BEYER, W.N., HEINZ, G.H., & REDMAN-NORWOOD, A.W. (eds). **Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations**. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, p 341–356. 1996.

VERSEY-FITZGERALD, D. **Further contribution to the ornithology of the Seychelles**. England, vol. 4, p. 518-531. 1941.

VOOREN, C. M., & BRUSQUE, L. F. **As aves do ambiente costeiro do Brasil: biodiversidade e conservação**. Programa Nacional da Diversidade Biológica-PRONABIO, Subprojeto" Avaliação e Ações Prioritárias para a Zona Costeira e Marinha", área temática" Aves Marinhas. 1999.

WALKER, C.H.; HOPKIN, S.P., & PEAKALL, D.B. **Principles of Ecotoxicology**. Taylor & Francis, London. 2001.

WAYLAND, M., & SCHEUHAMMER, A. **Cadmium in birds**. CRC Press, New York. 2011.

WHITACRE, D. M. **Reviews of environmental contamination and toxicology**. Springer Science & Business Media. 2008.