



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE - FURG
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS - PPGBAC



**Concentrações de elementos-traço em penas e
sangue de biguá *Nannopterum brasiliense* em
ecossistemas límnicos e estuarinos no sul do Brasil**

Natalia Silveira Gularte

Orientador: Prof. Dr. Leandro Bugoni

Rio Grande
2025

G971c

Gularte, Natalia Silveira.

Concentrações de elementos-traço em penas e sangue de biguá *Nannopterum brasilianum* em ecossistemas límnicos e estuarinos no sul do Brasil / Natalia Silveira Gularte. - 2025.

61 f.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande – Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais, 2025.

Orientador: Dr. Leandro Bugoni.

1. Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais. 2. Aves aquáticas. 3. Contaminação. 4. Elementos-traço. 5. Isótopos estáveis. I. Bugoni, Leandro.

CDU 574.5(28)

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE - FURG
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE AMBIENTES
AQUÁTICOS CONTINENTAIS - PPGBAC
LABORATÓRIO DE AVES AQUÁTICAS E TARTARUGAS MARINHAS - LAATM

**Concentrações de elementos-traço em penas e sangue de biguá
Nannopterum brasilianum em ecossistemas límnicos e estuarinos no
sul do Brasil**

Aluna: Natalia Silveira Gularte

Orientador: Leandro Bugoni

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Rio Grande
2025

Dedicatória

À minha mãe, que me ensinou a ter paciência e perseverança,
Ao meu pai que me ensinou a sonhar alto, batalhar e nunca desistir,
Às minhas irmãs e sobrinhas que me ensinaram a ver o lado bom de tudo.

*E assim, todos eles me ensinaram o significado da vida,
muito antes da faculdade de biologia.*

AGRADECIMENTOS

Nenhuma jornada científica é trilhada sozinha, e essa dissertação só foi possível graças ao apoio e a colaboração de muitas pessoas incríveis ao longo do caminho.

Agradeço imensamente ao pessoal do laboratório, em especial ao Márcio, Talita, Cinthia e ao Fernando. Por todo empenho nas coletas de campo e serviços de bancada, sempre com muita disposição, foco e bom humor. Também a Cindy, pela ajuda nas análises estatísticas dos dados, pude aprender do zero ao cem com ela. Admiro vocês demais, obrigada por tudo.

Sou grata ao pessoal da Estação Ecológica do Taim e a equipe do Cram, por gentilmente nos ceder espaço para as atividades de pesquisa, assim como os pescadores da Barra (em especial o Russo), que nos acolheram e contribuíram oferecendo estrutura e apoio nos campos.

Aos colegas de laboratório, gratidão por sempre torcerem por mim, por cada conversa encorajadora e por oferecerem ajuda com as amostras sempre que precisei. Ao pessoal do CIA-FURG, pelas análises das amostras com tanta dedicação, em especial ao Jean, Bruno e a Lisliane.

O agradecimento mais importante e essencial, ao meu orientador, Leandro Bugoni. Ao qual me acolheu em seu laboratório incrível, com muita confiança e paciência. Agradeço por todos os ensinamentos ao longo dessa jornada. Também, as contribuições enriquecedoras da banca composta pela Camila de Martinez Gaspar Martins e o Guilherme Tavares Nunes, obrigada!

E, à minha base (Adão *in memoriam*, Rosa, Karina, Bílquia, Isadora e Helena). Também, à minha família que está se formando, obrigada por todo o apoio, William e nosso neném Marcos. Vocês acompanharam cada detalhe dessa trajetória e hoje sabem um pouquinho mais sobre o mundo das aves, especialmente os biguás.

RESUMO

As aves aquáticas são reconhecidas como sentinelas da contaminação ambiental, pois integram processos ecológicos e toxicológicos em diferentes níveis tróficos. Nesse contexto, este estudo avaliou a concentração de elementos-traço essenciais e não essenciais (Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn) no sangue e nas penas de biguás (*Nannopterum brasilianum*), integrando análises de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$), em dois ambientes no sul do Brasil: um estuarino (Lagoa dos Patos) e um límnico (Estação Ecológica do Taim). Avaliamos os efeitos da classe etária, sexo, tipo de tecido e valores de isótopos estáveis nas concentrações de metais em 31 indivíduos (14 do ambiente estuarino e 17 do límnico). Os resultados revelaram padrões específicos de cada tecido, com as penas geralmente apresentando maior concentração de Zn, Cu e Mn, além de diferenças entre os grupos de aves. Os indivíduos do estuário apresentaram valores mais elevados de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, sugerindo uma forte influência marinha e uma posição trófica mais elevada. As correlações entre metais e isótopos indicaram associações com a dieta e o uso do habitat, com os biguás permanecendo nos habitats por longos períodos. Este estudo reforça que o biguá é um bom bioindicador de contaminação por elementos-traço em ambientes aquáticos e destaca a importância de abordagens integradas para a compreensão dos riscos ecotoxicológicos em aves aquáticas.

Palavras-chave: aves aquáticas, contaminação, elementos-traço, isótopos estáveis.

ABSTRACT

Aquatic birds are recognized as sentinels of environmental contamination, as they integrate ecological and toxicological processes across trophic levels. In this context, this study evaluated the concentration of essential and non-essential trace elements (Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, and Zn) in blood and feathers of Neotropic cormorants (*Nannopterum brasilianum*), integrating analyses of stable isotopes of carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$), in two environments in southern Brazil: an estuarine (Patos Lagoon) and a limnetic (Taim Ecological Station). We assessed the effects of age class, sex, tissue type, and stable isotope values on metal concentrations in 31 individuals (14 from estuarine and 17 from limnetic environments). The results revealed tissue-specific patterns, with feathers generally with high concentrations of Zn, Cu, and Mn, in addition to differences between the groups of birds analysed. Individuals from the estuary had higher $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values, suggesting the strongest marine influence and a higher trophic position. Correlations between metals and isotopes indicated associations with diet and habitat use, with cormorants remaining at each habitat for long periods. This study reinforces that cormorants are good bioindicators of trace element contamination in aquatic environments and highlights the importance of integrated approaches to understanding ecotoxicological risks in waterbirds.

Key-words: contamination, stable isotopes, trace elements, waterbirds.

APRESENTAÇÃO

A dissertação apresenta um estudo sobre a contaminação ambiental por elementos-traço em tecidos de uma ave aquática na região sul do Rio Grande do Sul/Brasil. Com base em amostras de sangue e penas do biguá (*Nannopterum brasilianum*), esta espécie foi utilizada como bioindicador de elementos-traço em dois tipos de ambientes aquáticos da região - límnico e estuarino. A dissertação é composta por uma Introdução geral e um Anexo (Capítulo 1) no formato de manuscrito científico, editado conforme o padrão do periódico *Environmental Pollution*.

Sumário

AGRADECIMENTOS	4
RESUMO	5
INTRODUÇÃO GERAL	10
Aves aquáticas como bioindicadoras de contaminação ambiental	13
Efeitos dos contaminantes nas aves aquáticas	14
Modelo do estudo	20
HIPÓTESES	22
OBJETIVOS	22
Objetivo geral	22
Objetivos específicos	22
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO GERAL	23
CAPÍTULO 1	31
1. Introdução	33
2. Materiais e métodos	35
2.1 Área de estudo	35
2.2 Captura dos indivíduos e processamento de amostras	36
2.3 Determinação de elementos-traço	37
2.4 Análise de isótopos estáveis	38
2.5 Análises estatísticas	38
3. Resultados	39
4. Discussão	51
5. Conclusão	54
Procedimentos éticos	54
Referências bibliográficas	55
ANEXOS	60

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

FIGURA 1. Registros do biguá (*Nannopterum brasilianum*) em diferentes contextos ecológicos. **(A)** Exemplar juvenil em manejo científico, destacando sua coloração marrom e características morfológicas, como o bico com gancho e íris azulada; **(B)** Grupo de biguás empoleirados em uma árvore, comportamento comum para descanso, secagem das penas e interação social; **(C)** Bando em deslocamento sobre um corpo d'água, evidenciando sua estratégia de voo, caracterizada pelo movimento em formação e decolagem com auxílio das patas sobre a superfície. (Fotos: Natalia Gularte).

CAPÍTULO 1. Concentrações de elementos-traço em penas e sangue de biguá *Nannopterum brasilianum* em ecossistemas límnicos e estuarinos no sul do Brasil

FIGURA 1. Mapa da área de estudo com os pontos de coleta em cada área (Lagoa dos Patos: Barra do Estuário, Henrique Pancada e Ilha da Pólvora; Taim: Canal da Sede da ESEC), ambos no extremo sul do Rio Grande do Sul.

FIGURA 2. Concentrações (em µg/g) dos elementos Cu, Cd, Fe, Mn, Zn e Pb nos tecidos de *Nannopterum brasilianum* amostrados no estuário da Lagoa dos Patos e no ambiente límnico da Estação Ecológica do Taim, sul do Brasil. As caixas delimitam o primeiro e terceiro quartis, com a mediana indicada pela linha interna. Os círculos pretos correspondem aos valores individuais. As cores indicam os tecidos: cinza escuro para penas e cinza claro para sangue. (A: Cu estuário, B: Cu límnico - C: Cd estuário, D: Cd límnico - E: Fe estuário, F: Fe límnico - G: Mn estuário, H: Mn límnico - I: Zn estuário, J: Zn límnico - K: Pb estuário, L: Pb: límnico).

LISTA DE TABELAS

INTRODUÇÃO GERAL

TABELA 1. Principais atributos de elementos-traço a serem estudados em amostras de biguás, *Nannopterum brasilianum*, em ambiente límnico e estuarino no sul do Brasil.

TABELA 2. Limites máximos de contaminantes permitidos em alimentos como o pescado (peixes e crustáceos) a partir da legislação brasileira.

CAPÍTULO 1. Concentrações de elementos-traço em tecidos de biguá (*Nannopterum brasilianum*) em ecossistemas límnicos e estuarinos no sul do Brasil

TABELA 1. Concentrações médias (\pm desvio padrão) e intervalos de variação (mínimo–máximo, em $\mu\text{g/g}$) dos elementos-traço Cu, Zn, Fe, Cd, Mn e Pb no sangue e penas de *Nannopterum brasilianum*, amostrados no estuário da Lagoa dos Patos e na Estação Ecológica do Taim, sul do Brasil. Os dados estão organizados por classe etária e sexo. NA: dados não disponíveis; <LOQ: abaixo do limite de quantificação.

TABELA 2. Valores médios aritméticos (\pm desvio padrão) e intervalos mínimos e máximos dos valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) em sangue e penas de biguás (*Nannopterum brasilianum*) amostrados no ambiente estuarino (Lagoa dos Patos) e límnico (Estação Ecológica do Taim), no sul do Brasil.

TABELA 3. Coeficientes dos modelos lineares generalizados mistos (GLMMs) explicando as concentrações de metais em sangue e penas de biguás (*Nannopterum brasilianum*). Modelos com distribuição Gamma e link *log*, após transformação dos dados em raiz quadrada. Fatores fixos dos modelos: tecido, classe etária, sexo, habitat, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e as interações entre eles. Como efeito aleatório do modelo, utilizou-se o indivíduo amostrado. Os termos significativos ($p < 0,05$) são apresentados em negrito.

TABELA 4. Análise de variância (ANOVA) tipo II aplicada aos modelos lineares generalizados mistos (GLMMs) explicando as concentrações de metais em sangue e penas de biguás (*Nannopterum brasilianum*). A tabela apresenta os valores de qui-quadrado (χ^2) e seus respectivos valores de p , referentes à significância dos efeitos principais e interações incluídos nos modelos. Os termos significativos ($p < 0,05$) estão destacados em negrito.

TABELA 5. Correlações de Spearman entre as concentrações de elementos-traço essenciais (Cu, Fe, Zn e Mn) e não essenciais (Cd e Pb) e os valores isotópicos de carbono e nitrogênio ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$), em

sangue (diagonal superior) e penas (diagonal inferior) de biguás (*Nannopterum brasilianum*). Os espécimes foram amostrados na Lagoa dos Patos e na Estação Ecológica do Taim, sul do Brasil. Na linha diagonal, correlações entre os elementos ou isótopos dos tecidos (penas e sangue). Valores em negrito indicam significância estatística ($p < 0,05$).

INTRODUÇÃO GERAL

As atividades humanas têm degradado a qualidade da água e do solo em escala global, afetando ecossistemas aquáticos, a saúde humana e a biodiversidade. No Antropoceno, a pressão humana sobre os recursos naturais tem resultado na liberação excessiva desses poluentes, alterando processos biogeoquímicos e promovendo desequilíbrios ecológicos (Waters et al., 2016). A contaminação ambiental refere-se à presença de substâncias em locais onde não deveriam estar ou em concentrações superiores aos níveis naturais. A poluição, por sua vez, é um tipo específico de contaminação que tem o potencial de causar efeitos biológicos adversos às comunidades presentes nos ecossistemas afetados. Dessa forma, todo poluente é um contaminante, mas nem todo contaminante pode ser considerado um poluente (Chapman, 2007). Os poluentes podem ser classificados em inorgânicos, orgânicos e biológicos, incluindo elementos potencialmente tóxicos, metais pesados, pesticidas, microplásticos, resíduos industriais, fármacos e agentes biológicos como vírus e bactérias (Gavrilescu, 2005).

Contaminantes tais como os elementos-traço, são oriundos naturalmente de materiais geológicos ou afloramentos rochosos em baixas concentrações (até 0,1%) (Esteves, 2011). Assim, os metais são disponibilizados no ambiente natural por processos de erosão, intemperismos e processos biológicos. Também são oriundos de processos antropogênicos como operações de mineração, uso de pesticidas e fertilizantes, tintas anti-incrustantes, combustão de carvão, emissões veiculares, fundição, refinamento e incineração de resíduos urbanos e industriais (Förstner, 1993). O lixiviamento dos solos urbanos e as emissões industriais são as mais importantes fontes desses elementos para corpos receptores de água nos arredores dos grandes centros urbanos e de zonas industriais (Alloway, 2013). Todavia, a maioria desses elementos exercem um relevante papel biológico, em concentrações moderadas, na construção de estruturas orgânicas, nos fluxos de nutrientes e energia nos organismos e por tal relevância são classificados como essenciais. Além destes, há os não-essenciais, de teor tóxico e que não desempenham funções biológicas nos organismos (Markert et al., 2003)

Os elementos cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni) e zinco (Zn) são classificados como elementos essenciais, pois auxiliam no metabolismo e no desenvolvimento dos organismos. Por exemplo, o Fe em baixas concentrações (<0,05 mg/L), possui funções enzimáticas no metabolismo celular, com importância na composição do sangue, atuando na formação da hemoglobina e na síntese de enzimas (Gozzelino & Arosio, 2016). Ao contrário, o chumbo (Pb) e o cádmio (Cd) são elementos não-essenciais e tóxicos, até mesmo em baixas concentrações. O risco à saúde de ambientes aquáticos pelos elementos-traço, ocorre pela resistência à degradação por ações bacterianas e demais processos aumentando sua concentração de forma gradual. Com isto, persistem no ambiente por vários anos, até mesmo após proibição do uso ou despejo em corpos d'água.

Além disso, a longevidade dos elementos-traço permite a difusão a grandes distâncias da fonte e, além da capacidade à bioacumulação e biomagnificação em tecidos e órgãos dos seres vivos (Al-Saadi & Ali, 2002). A bioacumulação é o aumento progressivo na quantidade de substâncias em um organismo ou tecido constituinte, de modo a exceder a capacidade de eliminá-lo. Já a biomagnificação ocorre quando há acúmulo progressivo de substâncias de um nível trófico para o outro ao longo da teia trófica. Assim, indivíduos que ocupam o topo da cadeia trófica tendem a ter maiores concentrações de determinado composto químico em seus tecidos do que suas presas (Dolgova et al., 2018).

Aves aquáticas como bioindicadoras de contaminação ambiental

As aves aquáticas representam um grupo diverso de espécies intimamente associadas a ambientes aquáticos ao longo de seu ciclo de vida. A definição proposta pela Conservação de Ramsar engloba todas as espécies que utilizam corpos d'água durante uma parte significativa de seu ciclo biológico, ao qual inclui tanto as associadas a ecossistemas de água doce, como lagos, rios e pântanos, quanto as aves marinhas, que habitam ambientes costeiros e oceânicos (Wetlands International, 2006). Portanto, as aves aquáticas são caracterizadas pela dependência de corpos d'água para alimentação, reprodução e nidificação, sendo classificadas em aquáticas — aquelas que necessitam diretamente da água para sobrevivência — e semi-aquáticas, que utilizam esses ambientes principalmente para obtenção de alimento. Suas adaptações morfológicas refletem essa relação ecológica, incluindo penas impermeáveis, glândulas de óleo para organização e impermeabilização da plumagem, densidade óssea reduzida em algumas espécies, olhos e bicos especializados para captura de presas aquáticas e membranas interdigitais que facilitam a natação (Gill, 2007). Alguns exemplos de famílias desse grupo são os patos (Anatidae), garças (Ardeidae), cegonhas (Ciconiidae), jacanãs (Jacanidae) e biguás (Phalacrocoracidae) (Wetlands International, 2012).

As aves aquáticas são bons modelos como indicadoras de condição ambiental por serem comuns e de distribuição mundial, possuírem hábitos coloniais que facilitam a coleta em locais específicos e previsíveis, elevada posição na cadeia trófica, ecologia diversa e alta longevidade (Burger & Gochfeld, 2000). São ainda organismos sensíveis a uma ampla gama de contaminantes, tornando-se suscetíveis às mudanças de origem antrópica e, com isso, são utilizadas como ferramentas em estudos de presença e efeitos destes contaminantes em diferentes tipos de ambientes (Dauwe et al., 2004). Outro aspecto relevante para a utilização de aves aquáticas é sua ocorrência próxima a áreas urbanas, rurais e zonas modificadas pela ação humana, expostas a contaminantes ambientais e seus efeitos (Malik & Zeb, 2009). Ainda, as espécies migratórias são usadas para comparar exposições em diferentes regiões e para monitorar a condição de ecossistemas complexos, pois suas atividades de migração alteram as redes ecológicas e influenciam a dinâmica da comunidade e seu funcionamento (Rocque & Winker, 2004). Além disso, aves aquáticas que se reproduzem em colônias

oferecem vantagens adicionais como biomonitores de poluição pela fácil amostragem (Burger & Gochfeld, 2000). Devido à limitada área de forrageamento em torno da colônia, uma vez que são forrageadores centrais, com raio limitado devido ao retorno frequente à colônia, a amostragem destas aves permite a inferência sobre a fonte de contaminantes e dependência de habitats específicos e recursos de presas (Burger et al., 2004).

Assim, ao integrar os dados ecológicos das aves aquáticas com a abordagem de biomonitoramento, é possível realizar uma avaliação da contaminação ambiental e das mudanças deste ecossistema. Logo, biomonitores são organismos ou grupos que contém informações sobre os aspectos quantitativos da qualidade de um ambiente, de modo a fornecer informações sobre o grau de poluição ou degradação dos ecossistemas (Markert et al., 2003). Portanto, diferentes órgãos ou tecidos do organismo biomonitor podem ser utilizados para expressar os níveis de contaminação do ambiente estudado (Stankovic & Stankovic, 2013). Os tecidos internos das aves, como rins, fígado, ossos e cérebro, são geralmente usados para análise de contaminação por metais pesados (Adout et al., 2007). No entanto, as amostras mais utilizadas para este tipo de análise são as penas e o sangue, pois fornecem uma grande quantidade de informações para avaliação da exposição a elementos tóxicos de forma não letal e método minimamente invasivo (Hobson & Clark, 1993).

Efeitos dos contaminantes nas aves aquáticas

A contaminação por metais representa uma ameaça aos ecossistemas e é responsável por inúmeras patologias ou redução da sobrevivência das aves, visto que altas concentrações de contaminantes podem causar efeitos crônicos à saúde (Lucia et al., 2010). Dentre estes, pode ocorrer o comprometimento da reprodução e crescimento, distúrbios endócrinos e nervosos, genotoxicidade, e anormalidades comportamentais (Tabela 1). Por exemplo, a qualidade dos ovos, em relação à espessura da casca, reduzida por metais, pode levar à diminuição na densidade populacional, alterando a estrutura da comunidade (Ferreira et al., 2010; Koivula et al., 2011). Além disso, pode acarretar uma redução de fertilidade, mortalidade de filhotes, redução da massa corporal e retardo na formação das penas (Hofer et al., 2010, Tabela 1). A elevada contaminação por determinados elementos-traço também pode causar dificuldade para se alimentar, alterações no crescimento das penas e deficiência na função neurológica, reprodutiva e imune (Burger et al., 2008), comprometendo a coordenação motora e o equilíbrio. Em casos graves, o acúmulo de elementos-traço causa debilidade, aumentando a susceptibilidade da ave a infecções patogênicas, neoplasias, lesões na pele e órgãos, além de acarretar eventualmente em mortalidade em massa (Rocque & Winker, 2004). A obtenção destes elementos ocorre por três diferentes vias: respiração, contato com a pele e, predominantemente pela alimentação. Após serem ingeridos, são absorvidos havendo deposição no fígado, rim e intestino ou nos tecidos, podendo ser excretados através das penas, ovos e fezes, como uma forma de detoxificação (Burger et al., 2014). As concentrações de elementos-traço em penas (Malik & Zeb, 2009), fezes

(Eeva et al., 2020) e ovos (Hashmi et al., 2013) de aves foram documentadas ao longo dos anos em diversas regiões. Além disso, as aves associam os metais às penas, mediante ligações moleculares de proteínas durante o período de crescimento da plumagem, quando as penas ainda estão conectadas à corrente sanguínea (Burger et al., 2007). Os estudos geralmente utilizam diferentes tipos de tecidos, a depender do tempo de resposta esperado, como penas e sangue para intoxicações em curto prazo; fígado, rins e músculo para médio prazo; e ossos para respostas de longo prazo (Ancora et al., 2008). Apesar de que, em aves migratórias, os indivíduos não refletirão a concentração encontrada no ecossistema atual. Desse modo, utiliza-se tecidos com rápida taxa de renovação (Lavoie & Campbell, 2018). Tecidos, por exemplo, como o sangue, ao qual é sintetizado em poucas semanas e, portanto, não é influenciado por recursos de ecossistemas distantes.

Conforme Hurtado et al. (2020), há 13 principais elementos objeto de estudos ecotoxicológicos utilizando aves aquáticas como modelo: alumínio (Al), arsênio (As), cádmio (Cd), cálcio (Ca), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr), estrôncio (Sr), ferro (Fe), manganês (Mn), mercúrio (Hg), níquel (Ni) e zinco (Zn). Neste estudo são apresentados seis destes principais elementos (Tabela 1) que foram analisados durante a execução da pesquisa.

Tabela 1. Principais atributos de elementos-traço a serem estudados em amostras de biguás, *Nannopterum brasilianum*, em ambiente límnico e estuarino no sul do Brasil.

Elementos	Funções	Limite máximo em alimentos (µg L ⁻¹)	Efeitos em aves	Referências
<i>Essenciais</i>				
Cobre (Cu)	Componente de metaloenzimas, atua na síntese de hemoglobina e na formação de eritrócitos	<20	Distúrbios endócrinos, alterações funcionais no fígado, baço e rins, e retardo no crescimento das penas	Wallner-Kersanach et al. 2009; Miroshnikov et al. 2015
Ferro (Fe)	Produção de hemoglobina para transporte de oxigênio	0,3	Dano oxidativo e peroxidação lipídica por aumento na produção de espécies reativas de oxigênio (ROS)	Stohs e Bagchi 1995; Cork 2000
Manganês (Mn)	Metabolismo de aminoácidos, lipídios e carboidratos, formação de tecido conjuntivo e ósseo	<0,05	Danifica o sistema nervoso, afeta embriões e crescimento da prole, e causa toxicidade testicular	Liu et al. 2013; Tufarelli e Laudadio 2017
Zinco (Zn)	Cofator de enzimas, atuando nos sistemas imunológico, endócrino e nervoso	0,001 a 0,10	Peroxidação lipídica, redução da massa corporal e dano oxidativo ao DNA	Savinov et al. 2003; King 2011
<i>Não essenciais</i>				
Cádmio (Cd)	Sem função conhecida	<1	Comprometimento da taxa de crescimento, redução no sucesso reprodutivo e da fertilidade	Spahn e Sherry 1999; Hofer et al. 2010; Mateo et al. 2003
Chumbo (Pb)	Sem função conhecida	<0,05	Toxicidade hematológica, ataque ao sistema nervoso e muscular	

A contaminação aquática é crítica nos estuários e zonas costeiras semifechadas, principalmente em áreas próximas a atividades industriais e de urbanização (Marcovecchio, 2004). Por exemplo, as aves podem ser expostas ao Pb através de diversas fontes, como chumbadas de pesca, lixo e poluição atmosférica (Haig et al., 2014; Plaza & Lambertucci, 2017). Também mediante fragmentos de balas e esferas de munições devido a atividades de caça (Ancora et al., 2008; Plaza et al., 2018), por ingestão direta de projéteis depositados no ambiente, ingestão indireta nos tecidos de presas mortas ou vivas que foram alvejadas. Assim como pela ingestão de solo, água ou organismos em níveis tróficos inferiores, contaminados com Pb que se degradou da munição e dispersou no ambiente – visto que, as aves ingerem areia e pequenas pedras para facilitar a digestão mecânica dos alimentos na moela, ingerindo conjuntamente os grãos de Pb que existam no meio (Pain & Green, 2015).

Ainda, é possível que haja diferença nos níveis de concentração dos contaminantes entre faixa etária e sexo das aves. Essas diferenças podem ser evidenciadas pelas funções fisiológicas de cada sexo. No caso das fêmeas, há a capacidade de excretar metais de seu organismo através dos ovos, pois são retidos na casca ou em seu interior (Dauwe et al., 1999). Isto ocorre porque alguns metais como o Pb e Cd possuem afinidade e competem pelos sítios de ligação com o Ca (Burger, 1994), ou seja, a mobilização destes metais ocorre simultaneamente ao transporte do Ca durante a postura dos ovos, e assim são incorporados nos ovos por transferência materna (Vallverdú-Coll et al., 2015). Desta forma, as fêmeas possuem uma via de eliminação diferentemente dos machos. Além disso, pesquisas em diferentes regiões ao redor do mundo demonstram diferenças nas concentrações de contaminantes entre aves adultas e juvenis (Leonzio et al., 2009; Squadrone et al., 2016; Innangi et al., 2019). Isto ocorre porque alguns elementos-traço, como o mercúrio, possuem a capacidade de se bioacumular nos tecidos (Hopkins et al., 2007), ou seja, há um aumento de níveis residuais de contaminantes com a idade. Além disso, as penas de filhotes indicam contaminação local, derivada, principalmente, de fontes alimentares coletadas localmente por seus genitores durante o curto período de formação do ovo e desenvolvimento do filhote (Boncompagni et al., 2003).

Estudos evidenciaram níveis próximo ao limite permitido pela legislação para elementos como o Cu, Pb, e Zn no material em suspensão na região estuarina da Laguna dos Patos (Niencheski & Baumgarten, 2000). No Brasil, os níveis máximos de contaminantes inorgânicos em alimentos são estabelecidos pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) e pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) (Tabela 2).

Tabela 2. Limites máximos de contaminantes permitidos em alimentos como o pescado (peixes e crustáceos) a partir da legislação brasileira.

Elementos-traço	Limite permitido em peixes – peso seco ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Limite permitido em crustáceos ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Legislação ¹
Cobre (Cu)	30	30	Anvisa 2013
Ferro (Fe)	Ne ²	Ne ²	—
Manganês (Mn)	Ne ²	Ne ²	—
Zinco (Zn)	50	50	Anvisa 2013
Cádmio (Cd))	0,05	0,5	Anvisa 2013
Chumbo (Pb)	0,3	0,3	Anvisa 2013

¹ANVISA - Resolução da diretoria colegiada – RDC nº 42, de 29 de agosto de 2013; ²Ne = Não estabelecido.

Em estudos ecotoxicológicos, usa-se também de modo acessório os valores de isótopos estáveis para identificar a origem e fontes de contaminação. Esta é uma técnica para determinar a potencial fonte dos elementos-traço de forma específica, com um tipo de marcador de ocorrência natural em material biológico (Fry, 2006; Martínez-del-Rio et al., 2009). Este método possibilita abordagens desde o nível molecular até o ecossistêmico, dentre as quais, as fontes alimentares dos organismos e as relações tróficas são de particular interesse. Os isótopos estáveis mais utilizados nestes estudos são o nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) e o carbono ($\delta^{13}\text{C}$), em termos de nível trófico e habitat de presas, respectivamente (Catry et al., 2008). As razões isotópicas destes elementos fornecem informações sobre o alimento ingerido e assimilado pelos indivíduos amostrados, e permitem integrar diversas escalas temporais (Ogden et al., 2004). Os organismos possuem diferentes níveis de concentração de elementos-traço em seus tecidos, a depender do seu nicho ecológico como dieta, nível trófico, grupo taxonômico, idade, tamanho e sexo (Burger et al., 2008; Lúcia et al., 2010). Sendo assim, o nicho ecológico potencialmente tem influência no nível de contaminação uma vez que os valores de $\delta^{13}\text{C}$ ou $\delta^{15}\text{N}$ de um animal variam com o hábito alimentar, nível trófico e relações entre produtores e consumidores (Vanderklift & Ponsard, 2003).

Diferentes estudos globalmente tratam da utilização de aves aquáticas como indicador de contaminantes na avifauna e, conseqüentemente, no ambiente que estas utilizam. Por exemplo, pesquisas com ardeídeos na região sudeste do Brasil, demonstraram que *Egretta thula* na Baía de Sepetiba/RJ possuía concentrações elevadas de Zn, Cd, Ni, Pb, Cu e Cr com valores médios variando de 1,5 a 132,1 $\mu\text{g/g}$ nos rins e de 1,4 a 112,7 $\mu\text{g/g}$ no fígado (Ferreira, 2011); *Ardea alba* com Co, Cs, Fe, Rb, Se e Zn no fígado em concentrações superiores ou dentro da faixa de valores para regiões poluídas (Silva & Saiki, 2012). Na região amazônica, com seis diferentes espécies, dentre elas *A. cocoi*, *A. alba*, *Nannopterum brasilianus*, *Anhinga anhinga*, *E. thula* e *Cochlearius cochlearius* todas estas

espécies piscívoras, apresentaram variação nas concentrações médias de mercúrio, em penas, variando de 3,06 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (*N. brasilianum*) a 4,93 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (*C. cochlearius*) (Santos et al., 2021).

Ainda, Vieira (2006) demonstrou a presença de Hg em aves de hábitos semi aquáticos, no Pantanal do Mato Grosso do Sul, e relatou que *N. brasilianum* é uma espécie indicadora de contaminação ambiental. Também, em estudos fora do Brasil, foram medidos Cd, Cr, Pb, Cu, As, Hg em diferentes tecidos como fígado, rins, sangue, músculos peitorais e pélvicos da garça-vaqueira, *Bubulcus ibis*, no qual sangue e fígado tiveram concentrações mais elevadas (Zamam et al., 2022).

As atividades agrícolas na região do Taim representam uma ameaça importante aos ecossistemas locais, uma vez que liberam elementos-traço por meio do uso de fertilizantes (Cd, Cr, Pb, Zn), pesticidas (Cu, Pb, Mn, Zn), preservativos de madeira (Cu, Cr) (Santos et al., 2002). Esses compostos, ao serem depositados no solo, são transportados por processos hidrológicos durante períodos de cheia, alcançando os ambientes aquáticos, onde podem permanecer em formas livres ou iônicas, facilitando sua absorção e bioacumulação nos tecidos dos organismos aquáticos. Além disso, a presença de contaminantes em diversos organismos na região reforça o impacto causado pelas práticas agrícolas ao redor da Estação Ecológica do Taim (ESEC), uma vez que o uso contínuo desses produtos para o controle de pragas pode estar contribuindo para a introdução e dispersão de metais no ambiente, comprometendo a qualidade dos ecossistemas locais (Spadotto, 2009).

Contaminantes em diversas espécies já foram reportados na região, por exemplo Quintela et al. (2019), que investigaram elevadas concentrações de As em lambari-rabo-vermelho *Astyanax fasciatus* e na traíra *Hoplias malabaricus*. A concentração média (13,06 a 19,46 $\mu\text{g g}^{-1}$) de As encontrada em peixes no Taim (Quintela et al., 2019) foi maior do que em peixes de água doce contaminados da região de 0,14 mg kg^{-1} (Möllerke et al., 2003). Para aves nesse ambiente límico foram encontradas, em penas, maiores concentrações de Cu (20,23 $\mu\text{g g}^{-1}$) em adultos de cisne-depescoço-preto *Cygnus melanocoryphus* e em filhotes (31,81 $\mu\text{g g}^{-1}$), para o Cd, maiores concentrações em adultos (0,64 $\mu\text{g g}^{-1}$) e em filhotes 1,92 $\mu\text{g g}^{-1}$ e o maior nível de Pb em adultos foram de 6,53 $\mu\text{g g}^{-1}$ e em filhotes 7,25 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Santos et al., 2014). Ainda, foram detectados Zn, Ni, Cu, Cr e Pb em músculos, brânquias e vísceras dos peixes biru, traíra, joaninha (*Crenicichla punctata*) e do jundiá (*Rhamdia quelen*) (Pereira et al., 2019). Essas espécies de peixes citadas servem de alimento às variadas aves piscívoras que habitam a Lagoa Mangueira, parcialmente inserida na ESEC Taim. Dentre elas, a garça-grande (*Ardea alba*) e o colhereiro-rosado (*Platalea ajaja*) (Britto & Bugoni, 2015), a garça-moura (*Ardea cocoi*) (Faria et al., 2016), e o gaivotão (*Larus dominicanus*) (Silva-Costa & Bugoni, 2013).

Modelo do estudo

O biguá (*Nannopterum brasilianum*) é uma ave aquática da ordem Suliformes e pertencente à família Phalacrocoracidae, sendo uma das poucas espécies desse grupo que utiliza tanto ambientes de água doce quanto salinos (Harrison, 1985; Bejcek & Stastny, 2002). Distribui-se por toda a região Neotropical, desde o sul dos Estados Unidos até o extremo sul da América do Sul, incluindo a Terra do Fogo. Seu grau de ameaça, segundo a IUCN, é classificado como Pouco Preocupante (LC). O biguá (Figura 1a) é uma espécie de médio porte, medindo entre 58 e 73 cm de comprimento, com uma envergadura de aproximadamente 102 cm e peso médio de 1,4 kg. Possui plumagem totalmente preta, com um tom oliváceo nos adultos e marrom nos juvenis (Arballo & Cravino, 1999). O saco gular é amarelo, com íris variando de tons de cinza a azul, as pernas e pés são pretos e totipalmados (incluindo membrana conectada ao hálux), que facilita o nado e o mergulho. Sua cabeça é pequena, o pescoço longo, e seu bico cinzento-amarelado é fino e termina em um gancho, característica adaptativa para capturar presas (BirdLife International, 2018). Além disso, não apresenta dimorfismo sexual aparente, ou seja, machos e fêmeas possuem plumagens semelhantes (Malacalza & Navas, 1996).

Essa espécie destaca-se por ser um exímio mergulhador, permanecendo submerso por longos períodos enquanto persegue suas presas. Sua dieta é predominantemente piscívora, composta por peixes ósseos, mas pode incluir crustáceos, moluscos, anfíbios e insetos aquáticos (Barquete et al., 2008a; Xavier & Volcan, 2009). Assim, é caracterizado como um predador de topo da cadeia trófica em seus habitats. O biguá pode ser encontrado sozinho, em pares ou em grupos (Figura 1b), frequentemente utilizando poleiros naturais (árvores e pedras) ou estruturas artificiais (trapiches, postes, cabos e boias) para descanso, limpeza e secagem das penas (Barquete et al., 2008b). Como suas penas ficam encharcadas após o mergulho, é comum vê-lo pousado com as asas abertas para secá-las ao vento. No voo, possui uma característica marcante: taxia sobre a água antes de decolar (Figura 1c), utilizando suas patas palmadas para ganhar impulso (Narosky & Babarskas, 2001).

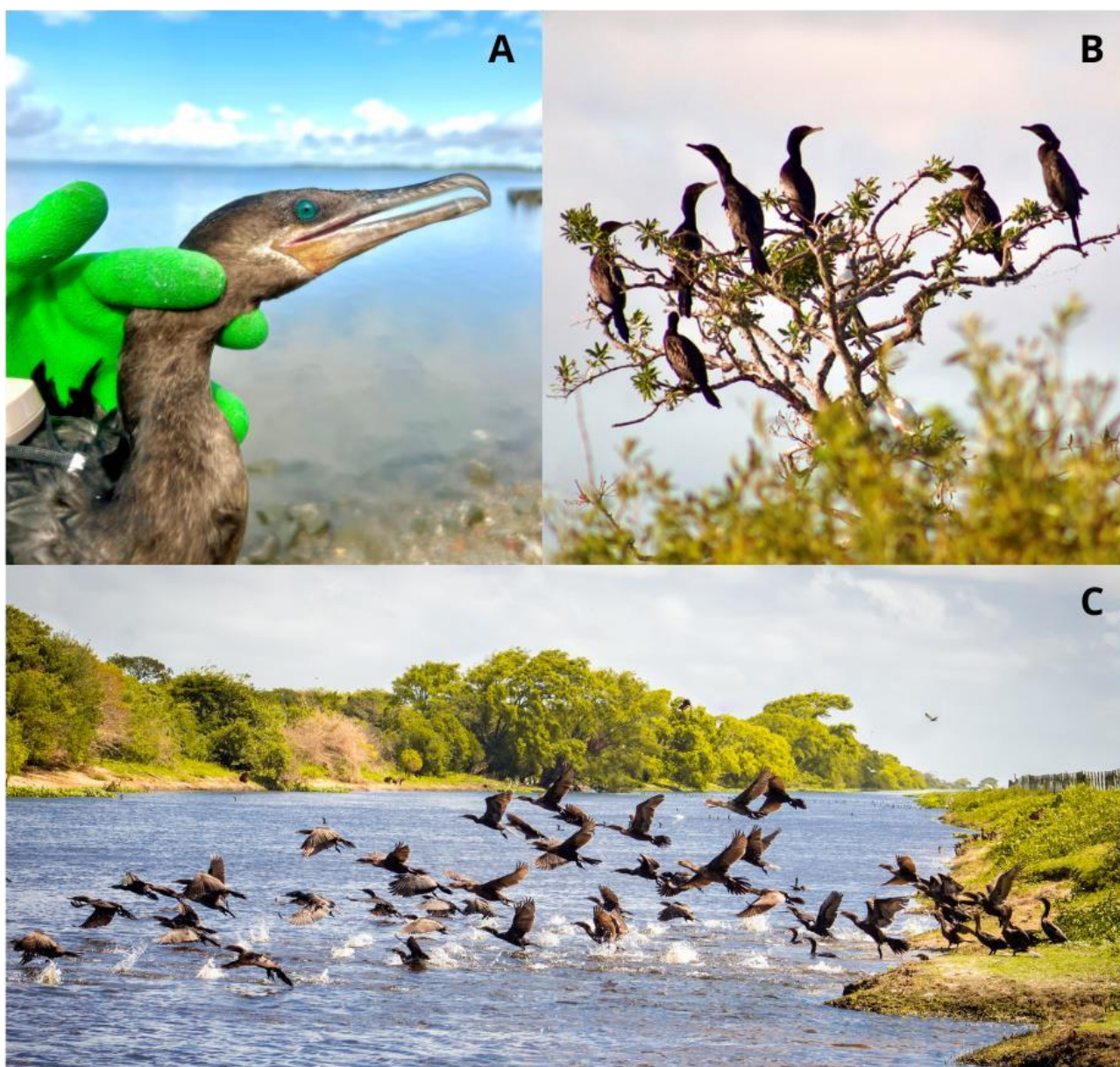


Figura 1. Registros do biguá (*Nannopterum brasilianum*) em diferentes contextos ecológicos. **(A)** Exemplar juvenil em manejo científico, destacando sua coloração marrom e características morfológicas, como o bico com gancho e íris azulada; **(B)** Grupo de biguás empoleirados em uma árvore, comportamento comum para descanso, secagem das penas e interação social; **(C)** Bando em deslocamento sobre um corpo d'água, evidenciando sua estratégia de voo, caracterizada pelo movimento em formação e decolagem com auxílio das patas sobre a superfície. (Fotos: Natalia Gularte).

Na Lagoa dos Patos, os indivíduos da espécie deixam os dormitórios para alimentação ao amanhecer e retornam ao entardecer (Barquete et al., 2008b), dado que são predadores visuais e dependentes de luz para as atividades de forrageamento (Wanless et al., 1999). Seus principais itens alimentares no estuário são juvenis de corvina (*Micropogonias furnieri*) e bagres (Ariidae), que compõem 48,9% e 12,8% de sua dieta, respectivamente (Barquete et al., 2008a). O biguá pode estar

suscetível aos contaminantes, visto que estudos na região estuarina da Lagoa dos Patos evidenciam elevadas concentrações de elementos-traço, como Zn, Ni, Mn, Pb e Cr, em tecidos de *M. furnieri*, dos bagres *Genidens barbus* e *G. planifrons*, tainha *Mugil liza* e papa-terra *Menticirrhus americanus* (Sukekava, 2014). Nesta área também há relatos de Cr, Cu e As no camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Garcia & Niencheski, 2012). Por sua vez, na Reserva do Taim ainda não há estudos detalhados de itens que fazem parte da dieta e/ou das concentrações de elementos-traço nos biguás.

HIPÓTESES

As hipóteses que nortearam o estudo foram:

1. A concentração de Cd e Cu será maior nos indivíduos amostrados próximos às zonas urbanas e industriais, no estuário da Lagoa dos Patos, devido à presença do complexo portuário em Rio Grande, indústrias e habitações, atividades estas que geram efluentes industriais, manuseio de tintas anti-incrustantes, biocidas e emissões domésticas; maiores concentrações de Pb e Zn serão encontradas nas amostras do ambiente límnico no Taim, devido às atividades de caça e combustão de madeiramento;
2. As concentrações de elementos-traço serão maiores nos indivíduos adultos do que nos imaturos, devido ao maior tempo de exposição;
3. As maiores concentrações serão de Cd e Pb em comparação aos demais elementos, dada a abundância destes nos ambientes aquáticos da região.

OBJETIVOS

Objetivo geral

Avaliar o potencial do biguá *N. brasiliense* como biomonitor de elementos-traço (Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn) em ambientes límnicos e estuarinos da região sul do Brasil.

Objetivos específicos

1. Investigar as possíveis diferenças nas concentrações de elementos-traço em diferentes ambientes (límico e estuarino);
2. Investigar as diferenças tróficas do biguá em ambiente límico e estuarino e sua relação com a concentração de elementos-traço, por meio da análise de isótopos estáveis de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) e carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e, Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM);
3. Investigar as possíveis diferenças nas concentrações de elementos-traço entre classe etária e sexo dos biguás.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO GERAL

- Adout, A., D. Hawlena, R. Maman, O. Paz-Tal, e Z. Karpas. 2007. Determination of trace elements in pigeon and raven feathers by ICPMS. *International Journal of Mass Spectrometry* 267: 109–116. <https://doi.org/10.1016/j.ijms.2007.02.022>
- Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA. 2013. *Resolução – RDC Nº – 42, de 29 de agosto de 2013. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos*, Brasília, DF, Brasil.
- Al-Saadi, e H. Ali. 2002. *Ecology and pollution. The National Library*. Baghdad University.
- Alloway, B.J. 2013. *Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability* (3^a ed.). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7>
- Ancora, S., N. Bianchi, C. Leonzio, e A. Renzoni. 2008. Heavy metals in flamingos (*Phoenicopterus ruber*) from Italian wetlands: The problem of ingestion of lead shot. *Environmental Research* 107: 229–236. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.02.004>
- Arballo, E., e J. Cravino. 1999. *Aves del Uruguay*, Manual Ornitológico, Editorial Agropecuaria Hemisferio Sur, Montevideo.
- Barquete, V., C.M. Vooren, e L. Bugoni. 2008b. Seasonal abundance of the Neotropic cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*) at Lagoa dos Patos estuary, Southern Brazil. *Hornero* 23: 15–22.
- Barquete, V., L. Bugoni, e C.M. Vooren. 2008a. Diet of Neotropic cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*) in an estuarine environment. *Marine Biology* 153: 431–443. <https://doi.org/10.1007/s00227-007-0824-8>
- Bejcek, V., e K. Stastny. 2002. *Enciclopédia das aves: As várias espécies e seus habitats*. Centralivros: Lisboa.
- BirdLife International. 2018. *Nannopterum brasilianus*. The IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/species/22696773/133550739>. Accessed 09 December 2022.
- Boncompagni, E., A. Muhammad, R. Jabeen, E. Orvini, C. Gandini, C. Sanpera, X. Ruiz, e M. Fasola. 2003. Egrets as monitors of trace-metal contamination in wetlands of Pakistan. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 45: 399–406. <https://doi.org/10.1007/s00244-003-0198-y>
- Britto, V.O., e L. Bugoni. 2015. The contrasting feeding ecology of great egrets and roseate spoonbills in limnetic and estuarine colonies. *Hydrobiologia* 744: 187–210. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2076-1>
- Burger, J., 1994. Heavy metals in avian eggshells: another excretion method. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 41: 207–220. <https://doi.org/10.1080/15287399409531837>
- Burger, J., e M. Gochfeld. 2000. Metals in albatross feathers from midway atoll: Influence of species, age, and nest location. *Environmental Research* 3: 207–221. <https://doi.org/10.1006/enrs.1999.4015>

- Burger, J., M. Gochfeld, K. Sullivan, D. Irons, e A. Mcknight. 2008. Arsenic, cadmium, chromium, lead, manganese, mercury, and selenium in feathers of black-legged kittiwake (*Rissa tridactyla*) and black oystercatcher (*Haematopus bachmani*) from Prince William Sound, Alaska. *Science of the Total Environment* 398: 20–25. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.02.051>
- Burger, J., M. Gochfeld, K. Sullivan, e D. Irons. 2007. Mercury, arsenic, cadmium, chromium lead, and selenium in feathers of pigeon guillemots (*Cepphus columba*) from Prince William Sound and the Aleutian Islands of Alaska. *Science of the Total Environment* 387: 175–184. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.07.049>
- Burger, J., M. Gochfeld, L. Niles, A. Dey, C. Jeitner, T. Pittfield, e N. Tsipoura. 2014. Metals in tissues of migrant semipalmated sandpipers (*Calidris pusilla*) from Delaware Bay, New Jersey. *Environmental Research* 133: 362–370. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.05.020>
- Burger, J., R. Bowman, E. Glen, e M. Gochfeld. 2004. Metal and metalloid concentrations in the eggs of threatened Florida scrub-jays in suburban habitat from south-central Florida. *Science of the Total Environment* 328: 185–193. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.01.030>
- Catry, T., J.A. Ramos, M. Le Corre, J. Kojadinovic, e P. Bustamante. 2008. The role of stable isotopes and mercury concentrations to describe seabird foraging ecology in tropical environments. *Marine Biology* 155: 637–647. <https://doi.org/10.1007/s00227-008-1060-6>
- Cork, S.C. 2000. Iron storage diseases in birds. *Avian Pathology* 29: 7–12. <https://doi.org/10.1080/03079450094216>
- Dauwe, T., E. Janssens, L. Bervoets, R. Blust, e M. Eens. 2004. Relationships between metal concentrations in great tit nestlings and their environment and food. *Environmental Pollution* 131: 373–380. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.03.009>
- Dauwe, T., L. Bervoets, R. Blust, R. Pinxten, e M. Eens. 1999. Are eggshell and egg contents of great and blue tits suitable as indicators of heavy metal pollution? *Belgian Journal of Zoology* 129: 439–447.
- Dolgova, S., B.N. Popp, K. Courtoreille, R.H. Espie, B. Maclean, M. McMaster, J.R. Straka, G.R. Tetreault, S. Wilkie, e C.E. Hebert. 2018. Spatial trends in a biomagnifying contaminant: Application of amino acid compound-specific stable nitrogen isotope analysis to the interpretation of bird mercury levels. *Environmental Toxicology and Chemistry* 37: 1466–1475. <https://doi.org/10.1002/etc.4113>
- Eeva, T., N. Raivikko, S. Espín, P. Sánchez-Virosta, S. Ruuskanen, J. Sorvari, e M. Rainio. 2020. Bird feces as indicators of metal pollution: Pitfalls and solutions. *Toxics* 8: 124. <https://doi.org/10.3390/toxics8040124>
- Esteves, F.A. 2011. *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência.
- Faria, F.A., A. Silva-Costa, D. Gianuca, D., e L. Bugoni, L. 2016. Cocoi heron (*Ardea cocoi*) connects estuarine, coastal, limnetic and terrestrial environments: an assessment based on conventional dietary

- and stable isotope analysis. *Estuaries and Coasts* 39: 1271–1281. <https://doi.org/10.1007/s12237-016-0073-5>
- Ferreira, A.P. 2011. Assessment of heavy metals in *Egretta thula* case study: Coroa Grande mangrove, Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 71: 77–82. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000100012>
- Ferreira, A.P., M.A.P. Horta, e C.L.N. Cunha. 2010. Avaliação das concentrações de metais pesados no sedimento, na água e nos órgãos de *Nycticorax nycticorax* (garça-da-noite) na Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. *Revista de Gestão Costeira Integrada* 10: 229–241.
- Förstner, U. 1993. Metal speciation – General concepts and applications. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 51: 5–23. <https://doi.org/10.1080/03067319308027608>
- Fry, B. 2006. *Stable isotope ecology*. New York: Springer.
- Garcia, J.G., e L.F.H. Niencheski. 2012. Avaliação temporal da acumulação de elementos traço no camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Tropical Oceanography Online* 40: 327–339. <https://doi.org/10.5914/to.2011.0077>
- Gavrilescu, M. 2005. Fate of pesticides in the environment and its bioremediation. *Engineering in Life Sciences* 5: 497–526. <https://doi.org/10.1002/elsc.200520098>
- Gill, F.B. 2007. *Ornithology* (3rd ed.). W.H. Freeman and Company.
- Gozzelino, R., e P. Arosio. 2016. Iron homeostasis in health and disease. *International Journal of Molecular Sciences* 17: 1–14. <https://doi.org/10.3390/ijms17010130>
- Haig, S.M., J. D'Elia, C. Eagles-Smith, J.M. Fair, J. Gervais, G. Herring, G., e J.H. Schulz. 2014. The persistent problem of lead poisoning in birds from ammunition and fishing tackle. *Condor* 116: 408–428. <https://doi.org/10.1650/CONDOR-14-36.1>
- Harrison, P. 1985. *Seabirds, an identification guide*. Houghton
- Hashmi, M.Z., R.N. Malik, e M. Shahbaz. 2013. Heavy metals in eggshells of cattle egret (*Bubulcus ibis*) and little egret (*Egretta garzetta*) from the Punjab province, Pakistan. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 89: 158–165. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.11.029>
- Hobson, K.A., e R.G. Clark. 1993. Turnover of ¹³C in cellular and plasma fractions of blood: implications for nondestructive sampling in avian dietary studies. *Auk* 110: 638–641. <https://doi.org/10.2307/4088430>
- Hofer, C., F.J. Gallagher, e C. Holzapfel. 2010. Metal accumulation and performance of nestlings of passerine bird species at an urban brownfield site. *Environmental Pollution* 5: 1207–1213. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.01.018>
- Hopkins, W.A., L.B. Hopkins, J.M. Unrine, J. Snodgrass, e J.D. Elliot. 2007. Mercury concentrations in tissues of osprey from the Carolinas, USA. *Journal of Wildlife Management* 71: 1819–1829. <https://doi.org/10.2193/2006-016>

- Hurtado, T.C., B.R. Brum, M.S. Batista, D.A.R. Santos, e A.R.A. Ignácio. 2020. Quantitative temporal study on the contamination of waterfowl by metals. *Research, Society and Development* 8: e993986710. <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i8.6710>
- Innangi, M., D. De Rosa, T. Danise, I. Fozzi, M. Giannotti, M. Izzo, M. Trifuoggi, e A. Fioretto. 2019. Analysis of 11 trace elements in flight feathers of Italian Sparrows in Southern Italy: A study of bioaccumulation through age classes, variability in three years of sampling, and relations with body condition. *Science of the Total Environment* 651: 2003–2012. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.105>
- King, J.C. 2011. Zinc: An essential but elusive nutrient. *American Journal of Clinical Nutrition* 94: 679–684. <https://doi.org/10.3945/ajcn.110.005744>
- Koivula, M.J., M. Kanerva, J.P. Salminen, M. Nikinmaa, e T. Eeva. 2011. Metal pollution indirectly increases oxidative stress in great tit (*Parus major*) nestlings. *Environmental Research* 3: 362–370. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.01.005>
- Lavoie, R. A., e Campbell, L. M. 2018. Mercury concentrations in double-crested cormorant chicks across Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 75: 111–120. <https://doi.org/10.1007/s00244-018-0533-y>
- Leonzio, C., N. Bianchi, M. Gustin, A. Sorace, e S. Ancora. 2009. Mercury, lead and copper in feathers and excreta of small passerine species in relation to foraging guilds and age of feathers. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 83: 693–697. <https://doi.org/10.1007/s00128-009-9789-2>
- Liu, X.F., L.M. Zhang, H.N. Guan, Z.W. Zhang, e S.W. Xu. 2013. Effects of oxidative stress on apoptosis in manganese-induced testicular toxicity in cocks. *Food and Chemical Toxicology* 60: 168–176. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2013.07.058>
- Lucia, M., J.M. André, K. Gontier, N. Diot, J. Veiga, e S. Davail. 2010. Trace element concentrations (mercury, cadmium, copper, zinc, lead, aluminum, nickel, arsenic, and selenium) in some aquatic birds of the Southwest Atlantic Coast of France. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 58: 844–853. <https://doi.org/10.1007/s00244-009-9393-9>
- Malacalza, V., e J. Navas. 1996. Biología y ecología reproductiva del *Phalacrocorax albiventer* en Punta León, Chubut, Argentina. *Ornitología Neotropical* 7: 53–61. <https://doi.org/10.1007/s00227-025-04667-8>
- Malik, R.N., e N. Zeb. 2009. Assessment of environmental contamination using feathers of *Bubulcus ibis*, as a biomonitor of heavy metal pollution, Pakistan. *Ecotoxicology* 18: 522–536. <https://doi.org/10.1007/s10646-009-0310-9>

- Marcovecchio, J.E. 2004. The use of *Micropogonias furnieri* and *Mugil liza* as bioindicators of heavy metals pollution in La Plata River Estuary, Argentina. *Science of the Total Environment* 219–226. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.09.029>
- Markert, B.A., A.M. Breure, e H.G. Zechmeister. 2003. Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. In *Bioindicators & biomonitors: Principles, concepts and applications*, eds. B.A. Markert, A.M. Breure, and H.G. Zechmeister, 6: 3–39. Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0927-5215\(03\)80131-5](https://doi.org/10.1016/S0927-5215(03)80131-5)
- Martínez-del-Río, C., N. Wolf, S.A. Carleton, e L.Z. Gannes. 2009. Isotopic ecology ten years after a call for more laboratory experiments. *Biological Reviews* 84: 91–111. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2008.00064.x>
- Mateo, R., W.N Beyer, W. Spann, e D.J. Hoffman. 2003. Relationship between oxidative stress, pathology, and behavioral sign of lead poisoning in mallards. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 66: 1371–1389. <https://doi.org/10.1080/15287390306390>
- Miroshnikov, S.A., E.V. Yausheva, E.A. Sizova, E.P. Miroshnikova, e V.I. Levahin. 2015. Comparative assessment of effect of copper nano and microparticles in chicken. *Oriental Journal of Chemistry* 31: 2327–2336. <http://dx.doi.org/10.13005/ojc/310461>
- Möllerke, R.O., I.B. Noll, M.A.B. Santo, e D.M. Norte. 2003. Níveis de arsênio total como indicador biológico, na avaliação da qualidade do pescado (*Leporinus obtusidens* e *Pimelodus maculatus*) do Lago Guaíba em Porto Alegre RS-Brasil. *Revista do Instituto Adolfo Lutz* 62: 117–121.
- Narosky, T., M. Babarskas, e D. Yzurietta. 2000. *Aves de la Patagonia: guía para su reconocimiento*. Vázquez Mazzini.
- Niencheski, L.F., e M.G.Z. Baumgarten. 2000. Distribution of particulate trace metal in the Southern part of the Patos Lagoon estuary. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 4: 515–520. <https://doi.org/10.1080/14634980008650688>
- Ogden, L.J.E., K.A. Hobson, e D.B. Lank. 2004. Blood isotopic ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) turnover and diet tissue fractionation factors in captive dunlin (*Calidris alpina pacifica*). *Auk* 121: 170–177. <https://doi.org/10.1093/auk/121.1.170>
- Pain, D.J., e R.E. Green. 2015. Poisoning of birds and other wildlife from ammunition-derived lead in the UK. In *Lead ammunition: Understanding and minimising the risks to human and environmental health*, eds. R.J. Delahay, e C.J. Spray, 58–84. Edward Grey Institute, The University of Oxford, UK.
- Pereira, F.O.P., L. Santos, e P.J.F. Sanches. 2019. Avaliação da contaminação ambiental por metais pesados, através da análise de peixes coletados da Lagoa Mangueira/RS. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais* 1: 180–194. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2019.001.0015>

- Plaza, P.I., e S.A. Lambertucci. 2017. How are garbage dumps impacting vertebrate demography, health, and conservation? *Global Ecology and Conservation* 12: 9–20. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.08.002>
- Plaza, P.I., M. Uhart, A. Caselli, G. Wiemeyer, e S.A. Lambertucci. 2018. A review of lead contamination in South American birds: The need for more research and policy changes. *Perspectives in Ecology and Conservation* 16: 201–207. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.08.001>
- Quintela, F.M., G.P. Lima, M.L. Silveira, P.G. Costa, A. Bianchini, D. Loebmann, e S.E. Martins. 2019. High arsenic and low lead concentrations in fish and reptiles from Taim wetlands, a Ramsar site in southern Brazil. *Science of the Total Environment* 660: 1004–1014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.031>
- Rocque, D.A., e K. Winker. 2004. Biomonitoring of contaminants in birds from two trophic levels in the North Pacific. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23: 759–766. <https://doi.org/10.1897/03-182>
- Santos, A., E. Alonso, M. Callejón, e J.C. Jiménez. 2002. Distribution of Zn, Cd, Pb and Cu metals in groundwater of the Guadiamar River Basin. *Water, Air, and Soil Pollution* 134: 275–286. <https://doi.org/10.1023/A:1014149107094>
- Santos, A.N.D., M.C.N.N. Recktenvald, D.P. Carvalho, E.L.B. Puerta, I.F. Sousa-Filho, J.G. Dórea, e W.R. Bastos. 2021. Mercury in birds (aquatic and scavenger) from the Western Amazon. *Environmental Research* 201: 111–574. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111574>
- Santos, E.F.D. 2014. *Concentração de metais pesados e número de micronúcleos em Cygnus melanocoryphus (Anatidae) na Estação Ecológica do Taim, RS*. MSc. Dissertation, Universidade Federal de Santa Maria - UFSM.
- Savinov, V.M., G.W. Gabrielsen, e A.T.N. Savinov. 2003. Cadmium, zinc, arsenic, selenium and mercury in seabirds from the Barents Sea: levels, inter specific and geographical. *Science of the Total Environment* 306: 133–158. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00489-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00489-8)
- Silva, R., e M. Saiki. 2012. Concentrations of trace elements in livers of the great egret (*Ardea alba*) from the metropolitan region of São Paulo, SP, Brazil. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 291: 119–122. <https://doi.org/10.1007/s10967-011-1298-1>
- Silva-Costa, A., e L. Bugoni. 2013. Feeding ecology of kelp gulls (*Larus dominicanus*) in marine and limnetic environments. *Aquatic Ecology* 47: 211–224. <https://doi.org/10.1007/s10452-013-9436-1>
- Smedley, P.L., e D.G. Kinniburgh. 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry* 17: 517–568. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00018-5](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00018-5)
- Spadotto, C.A. 2009. Avaliação de riscos ambientais do uso de defensivos agrícolas para a qualidade da água. *Horticultura Brasileira* 27: 4060–4070.
- Spahn, S.A., e T.W. Sherry. 1999. Cadmium and lead exposure associated with reduced growth rates, poorer fledging success of little blue heron chicks (*Egretta caerulea*) in south Louisiana wetlands. *Archives*

<https://doi.org/10.1007/s002449900528>

- Squadrone, S., M.C. Abete, P. Brizio, G. Monaco, S. Colussi, C. Biolatti, P. Modesto, P.L. Acutis, D. Pessani, e L. Favaro. 2016. Sex and age related variation in metal content of penguin feathers. *Ecotoxicology* 25: 431–438. <https://doi.org/10.1007/s10646-015-1593-7>
- Stankovic, S., e A.R. Stankovic. 2013. Bioindicators of toxic metals. In *Green materials for energy, products and depollution*, eds. E. Lichtfouse, J. Schwarzbauer, e D. Robert, p. 151–228. Environmental Chemistry for a Sustainable World, Holanda: Springer.
- Stohs, S.J., e D. Bagchi. 1995. Oxidative mechanisms in the toxicity of metal ions. *Free Radical Biology and Medicine* 18: 321–336. [https://doi.org/10.1016/0891-5849\(94\)00159-H](https://doi.org/10.1016/0891-5849(94)00159-H)
- Sukekava, C.F. 2014. Utilização de peixes como biomonitoros no estuário da Lagoa dos Patos. MSc. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande.
- Tufarelli, V., e V. Laudadio. 2017. Manganese and its role in poultry nutrition: An overview. *Journal of Experimental Biology and Agricultural Sciences* 5: 749–754. [https://doi.org/10.18006/2017.5\(6\).749.754](https://doi.org/10.18006/2017.5(6).749.754)
- Vallverdú-Coll, N., A. López-Antia, M. Martínez-Haro, M.E. Ortiz-Santaliestra, e R. Mateo. 2015. Altered immune response in mallard ducklings exposed to lead through maternal transfer in the wild. *Environmental Pollution* 205: 350–356. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.06.014>
- Vanderklift, M.A., e S. Ponsard. 2003. Sources of variation in consumer-diet $\delta^{15}\text{N}$ enrichment: A meta-analysis. *Oecologia* 136: 169–182. <https://doi.org/10.1007/s00442-003-1270-z>
- Vieira, L.M. 2006. *Penas de aves como indicadores de mercúrio no Pantanal*. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal. ADM – Artigo de Divulgação na Mídia, n. 097.
- Wallner-Kersanach, M., C.F.F.D. Andrade, H. Zhang, M.R. Milani, e L.F.H. Niencheski. 2009. In situ measurement of trace metals in estuarine waters of Patos Lagoon using diffusive gradients in thin films (DGT). *Journal of the Brazilian Chemical Society* 20: 333–340. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532009000200019>
- Wanless, S., S.K. Finney, M.P. Harris, e D.J. Mccafferty. 1999. Effect of the diel light cycle on the diving behaviour of two bottom feeding marine birds: The blue-eyed shag *Phalacrocorax atriceps* and the European shag *P. aristotelis*. *Marine Ecology Progress Series* 188: 219–224. <https://doi.org/10.3354/meps188219>
- Wetlands International. 2006. *Waterbird Population Estimates – Fourth Edition*. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.
- Wetlands International, 2012. *Waterbird population estimates*, Summary Report. Wetlands International, Wageningen.

- Xavier, J.A.A., e M.V. Volcan. 2009. Registro da predação de girinos de rã touro (*Lithobates catesbeianus*) pelo biguá (*Phalacrocorax brasilianus*) no estuário da Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 4: 267–270.
- Zaman, M.H., G. Mustafa, M.A. Sheikh, A. Qadir, S.U. Shahid, e N.A. Abbasi. 2022. A multi-tissue biomonitoring investigation of toxic trace elements and their trophic transfer potential in a semi aquatic bird species, the cattle egret (*Bubulcus ibis*). *Chemosphere* 300: 134–582. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134582>

CAPÍTULO 1

Concentrações de elementos-traço em tecidos de biguá *Nannopterum brasilianum* em ecossistemas límnicos e estuarinos no sul do Brasil

Natalia Silveira Gularte, Cindy Tavares Barreto, Márcio Repenning, Cínthia Negrine Fernandez, Talita de Alcantara Carneiro Backhaus, Fernando Azevedo Faria, Jean Lucas Oliveira Arias, Lisliane Kickofel, Bruno Meira Soares e Leandro Bugoni

Manuscrito a ser submetido para a revista *Environmental Pollution*.

Concentrações de elementos-traço em tecidos de biguá *Nannopterum brasilianum* em ecossistemas límnicos e estuarinos no sul do Brasil

Natalia Silveira Gularte¹, Cindy Tavares Barreto², Márcio Repenning¹, Cínthia Negrine Fernandez¹, Talita de Alcântara Carneiro Backhaus¹, Fernando Azevedo Faria¹, Jean Lucas Oliveira Arias³, Lisliane Kickofel³, Bruno Meira Soares³, Leandro Bugoni^{1*}

¹ Laboratório de Aves Aquáticas e Tartarugas Marinhas, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande - FURG, 96203-900, Rio Grande, RS, Brasil

² Rubega Laboratory, Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Connecticut, 75 N Eagleville Road, Unit 3043, 06268, Storrs, CT, USA

³ Centro Integrado de Análises, Universidade Federal do Rio Grande (CIA-FURG), 96203-900, Rio Grande, RS, Brasil

*Autor correspondente: lbugoni@yahoo.com

Abstract

Aquatic birds are recognized as sentinels of environmental contamination, as they integrate ecological and toxicological processes across trophic levels. In this context, this study evaluated the concentration of essential and non-essential trace elements (Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, and Zn) in blood and feathers of Neotropic cormorants (*Nannopterum brasilianum*), integrating analyses of stable isotopes of carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$), in two distinct environments in southern Brazil: an estuarine (Patos Lagoon) and a limnetic (Taim Ecological Station). We assessed the effects age class, sex, tissue type, and stable isotope values on metal concentrations through in 31 individuals (14 from estuarine and 17 from limnetic environments). The results revealed tissue-specific patterns, with feathers generally concentrating more Zn, Cu, and Mn, and also differences between groups of birds. Individuals from the estuary had higher $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values, suggesting the strongest marine influence and a higher trophic position. Correlations between metals and isotopes indicated associations with diet and habitat use, with cormorants remaining in the habitats for long periods. This study reinforces that the cormorant is a good bioindicator of trace element contamination in aquatic environments and highlights the importance of integrated approaches to understanding ecotoxicological risks in waterbirds.

Keywords: contamination, essential elements, stable isotopes, heavy metals, waterbirds, wetlands.

1. Introdução

A contaminação por elementos-traço representa um dos principais desafios ecológicos para a conservação da biodiversidade aquática. Entre os elementos comumente monitorados em aves aquáticas, destacamos cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), aos quais têm diferentes origens e comportamentos ambientais. Alguns desses metais são provenientes de fontes naturais, enquanto outros provém de origem antrópica, como efluentes industriais e urbanos, agrotóxicos e combustão de combustíveis fósseis. Elementos como Cd, Pb e Mercúrio (Hg) apresentam elevada persistência, potencial tóxico em baixas concentrações, e tendência à bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia trófica (Tchounwou et al., 2012).

Apesar de predominantemente essenciais ao metabolismo animal e vegetal (com exceção de Cd e Pb), metais podem se tornar tóxicos quando em excesso. O acúmulo desses elementos interfere em processos fisiológicos e podem ser transferidos ao longo da cadeia trófica. Diversos estudos já demonstraram que a exposição crônica a metais em aves aquáticas pode comprometer funções vitais, resultando em uma gama de efeitos adversos (Cork, 2000; Mateo et al., 2003; Savinov et al., 2003; Wallner-Kersanach et al., 2009; King, 2011; Miroshnikov et al., 2015; Tufarelli e Laudadio, 2017). Tais efeitos incluem danos oxidativos, toxicidade embriológica, testicular e hematológica, redução da massa corporal e do sucesso reprodutivo, disfunções neurológicas, e comprometimento do metabolismo energético, o qual altera o comportamento alimentar. Esses efeitos, quando somados, representam riscos não apenas em nível individual, mas também para a viabilidade das populações expostas (Burger e Gochfeld, 2004).

As aves aquáticas destacam-se como sentinelas da qualidade ambiental em zonas úmidas e costeiras por sua forte relação com os ambientes aquáticos, locais que utilizam como descanso e sítio reprodutivo, por sua alta longevidade, e por ocuparem níveis tróficos superiores (Burger et al., 2004). Além disso, é possível o uso de amostras não letais de tecidos com diferentes taxas de renovação, como penas e sangue, que fornecem informações complementares sobre exposição de longo tempo e recente, respectivamente. Nesse contexto, a análise de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) tem se consolidado como ferramenta adicional para estudos de ecologia trófica. Os isótopos estáveis permitem inferir a origem da dieta, habitats explorados e a posição trófica relativa, além de contribuir com os mecanismos associados à assimilação e à bioacumulação de contaminantes. Esta técnica contrasta com os métodos tradicionais, como a análise de regurgitados, fezes ou pellets, que podem ser invasivos e representam apenas uma fração temporal restrita da dieta (Rosenberg e Cooper, 1990). A abordagem isotópica aplicada a tecidos, como penas e sangue, possibilita uma reconstrução ampla e menos intrusiva do histórico alimentar (Caut et al., 2009).

O biguá *Nannopterum brasilianum* é uma ave aquática piscívora amplamente distribuída nas Américas e considerada um bioindicador por sua dieta oportunista e hábitos de descanso. Sua presença em ambientes tanto estuarinos quanto límnicos, e a relativa tolerância a ambientes antropizados, o torna um valioso modelo para estudos comparativos sobre contaminação e ecologia trófica. Na região sul do Brasil, essa espécie ocorre principalmente no período não reprodutivo (estações de primavera e verão). No outono e inverno austral a abundância de indivíduos diminui, pois parte da população (principalmente os adultos), realizam deslocamentos sazonais para o interior da América do Sul, incluindo regiões do Uruguai, Argentina e interior do Brasil, onde ocorre a reprodução (Barquete et al., 2008).

A região da Lagoa dos Patos e da Estação Ecológica do Taim (ESEC Taim) são reconhecidas como zonas de importância para a conservação de aves aquáticas migratórias e residentes, as quais utilizam ambos os ambientes, límnicos e estuarinos (Dias et al., 2017). Entre as espécies abundantes está o biguá, que forma grandes bandos e frequentemente utiliza as margens de corpos d'água, árvores e estruturas antrópicas como trapiches e postes.

A ESEC Taim é uma área natural importante do Rio Grande do Sul e do Brasil, reconhecida como Área de Interesse Internacional para Aves, por sua relevância na proteção da fauna, flora e de espécies ameaçadas de extinção (Burger e Ramos, 2007). Em 2017, foi incluída pela Convenção Ramsar entre as 25 áreas brasileiras de importância internacional, destacando-se por seu papel na conservação da biodiversidade, manutenção do equilíbrio ecológico, produção de alimentos, bem como na contenção de inundações e controle da poluição (Quintela, 2022). Os impactos observados na ESEC Taim são a presença de gado, dispersão de espécies vegetais exóticas, caça, pesca, atropelamentos da fauna silvestre e a contaminação do meio abiótico e biótico por metais pesados e metaloides (Schreiner, 2012; Quintela et al., 2019).

A Lagoa dos Patos possui banhados, matas de restinga nativas, campos inundáveis, lagoas e arroios. A dimensão e a conexão com o mar fazem da lagoa um recurso hídrico de alta produtividade biológica, sujeita a diversas atividades antrópicas (Odebrecht et al., 2017). As condições naturais favoráveis e a posição estratégica levaram ao desenvolvimento de atividades econômicas locais e regionais associadas à pesca artesanal e industrial (Kalikoski e Vasconcellos, 2012; Haimovici e Cardoso, 2017), atividades portuárias, irrigação, indústria, lazer e turismo (Newton et al., 2018). Além disso, estes dois ambientes diferem substancialmente quanto à hidrodinâmica, salinidade, produtividade primária e fontes de poluentes. A salinidade, em particular, afeta a solubilidade, especiação e biodisponibilidade de metais, influenciando sua assimilação pelos organismos (Monteiro et al., 1995).

Diante disso, este estudo teve como objetivo avaliar as concentrações de elementos-traço (Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn) em penas e sangue do biguá em dois ambientes contrastantes, um límnico e um estuarino. Também foram explorados os efeitos de fatores biológicos (ambiente, idade, sexo, tecido e

ecologia trófica) sobre a concentração de contaminantes, visando compreender os mecanismos que regem a exposição em aves aquáticas. Espera-se que i) a concentração de Cd e Cu seja maior nos indivíduos amostrados próximos às zonas urbanas e industriais devido à presença do complexo portuário, indústrias e habitações, atividades estas que geram efluentes industriais, manuseio de tintas anti-incrustantes, biocidas e emissões domésticas; ii) maiores concentrações de Pb e Zn serão encontradas nas amostras do ambiente límico devido às atividades de caça e combustão de madeiramento; iii) as concentrações de elementos-traço serão maiores nos indivíduos adultos do que nos imaturos, devido ao maior tempo de exposição; iv) as maiores concentrações serão de Cd e Pb em comparação aos demais elementos, dada a abundância destes nos ambientes aquáticos da região.

2. Materiais e métodos

2.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado em dois ambientes: um estuarino, localizado na região da Lagoa dos Patos, e outro límico, na ESEC Taim, ambos situados na planície costeira do Rio Grande do Sul, no sul do Brasil (Fig. 1). A região é caracterizada por clima subtropical úmido, com temperaturas médias anuais entre 17 °C e 19 °C e precipitação anual entre 1.200 e 1.500 mm (Maluf, 2000; Atlas Socioeconômico do RS, 2023). Esses dois sistemas oferecem contrastes marcantes em termos de uso do solo, pressões antrópicas e características físico-químicas da água.

A Lagoa dos Patos, maior lagoa costeira da América do Sul, possui aproximadamente 10.300 km², com sua porção estuarina responsável por cerca de 970 km². A região de interface estuário-oceano exibe variações sazonais marcantes na salinidade da água, que pode oscilar de 0 a 34 ups, com média anual em torno de 13 ups (Castello, 1985; Fontoura et al., 2016). Essa dinâmica é fortemente influenciada pela pluviosidade na bacia hidrográfica da Lagoa dos Patos, que regula a descarga de água doce, e pelos ventos predominantes do quadrante sul, que favorecem o avanço de águas oceânicas para o interior do estuário (Hartmann e Schettini, 1991; Pereira e D’Incao, 2012). Além disso, o estuário abriga o porto de Rio Grande, um dos mais importantes do Brasil, cuja intensa atividade de navegação e manutenção de embarcações pode representar importante fonte de contaminantes. O uso de tintas anti-incrustantes, derramamentos acidentais de combustíveis e descargas associadas à operação portuária estão entre os potenciais vetores de exposição a metais e compostos tóxicos para os organismos aquáticos da região.

A Estação Ecológica do Taim (ESEC Taim; 32°32'S, 52°32'W), é uma Unidade de Conservação federal de proteção integral e sítio Ramsar de importância internacional para a conservação de áreas úmidas (Ramsar, 2013). O Taim está inserido em um mosaico de ecossistemas que inclui Áreas de Preservação Permanente (APPs), que são áreas de banhados, campos, lagoas e dunas (Asmus, 1998). O

banhado do Taim tem conexão intermitente com duas grandes lagoas, Mirim e Mangueira. Além dos ambientes naturais, a região é cercada por áreas agrícolas, como plantações de arroz irrigado, soja, silvicultura, campos utilizados para a criação extensiva de gado e pesca artesanal (Costa e Sato, 2021).

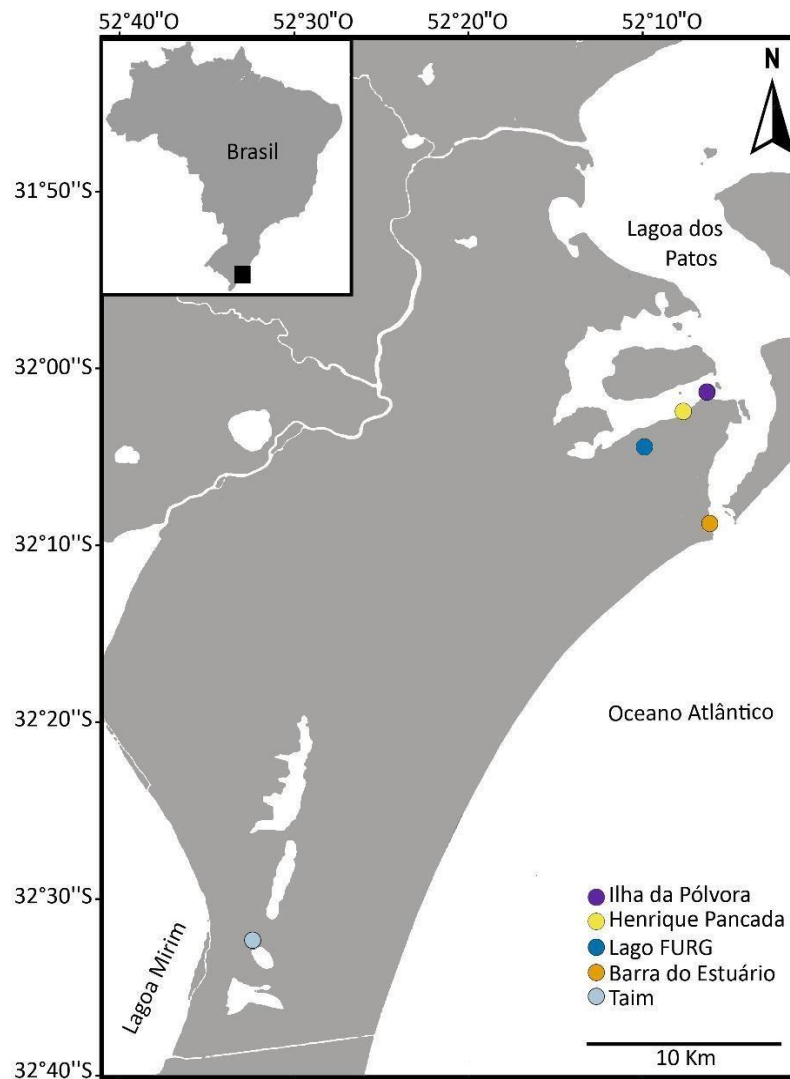


Figura 1. Mapa da área de estudo com os pontos de coleta em cada área (Lagoa dos Patos: Barra do Estuário, Henrique Pancada e Ilha da Pólvora; Taim: Canal da Sede da ESEC), ambos no extremo sul do Rio Grande do Sul, Brasil.

2.2 Captura dos indivíduos e processamento de amostras

Os indivíduos foram capturados entre outubro de 2023 e janeiro de 2025, utilizando diferentes métodos complementares: redes de neblina de tamanho 15×3 m com malha de 65 mm, rede de náilon adaptada de tamanho 25×3 m com malha de 60 mm, armadilhas individuais de laço: uma *verbail trap* adaptada (Bloom et al., 2007) fixa em potenciais poleiros, e redes de chão do tipo *whoosh-net*. As armadilhas foram posicionadas em locais de descanso dos indivíduos, como margens do estuário, canais e lagoas de água doce. Cada ave capturada foi anilhada com anilhas metálicas individuais fornecidas

pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres/Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (CEMAVE/ICMBio), a fim de evitar a reamostragem, e soltas após coleta de amostras biológicas. A determinação da faixa etária foi realizada com base na coloração da plumagem, o qual consideramos indivíduos imaturos aqueles que apresentaram predomínio de marrom pálido na plumagem (plumagem juvenil) ou estavam em muda pré-básica (Howell, 2010). Indivíduos imaturos de biguás, até aproximadamente dois anos de vida, tendem a apresentar coloração pálida no pescoço e no peito, enquanto adultos possuem plumagem predominantemente escura e uniforme (Howell 2010). Variações na quantidade de marrom na plumagem de imaturos pode depender do momento de nascimento na temporada reprodutiva, influenciando o padrão e a extensão da muda.

Após a identificação, foram coletadas amostras de sangue e penas para análise da concentração dos elementos (Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn) e isótopos de carbono e nitrogênio. Amostras de sangue (1,5 ml) foram obtidas por punção da veia braquial com o auxílio de seringa estéril e acondicionadas em tubos plásticos, mantidas refrigeradas entre -4°C e -20°C até o transporte ao laboratório. Também foram coletadas de cada indivíduo entre 8 e 10 penas de contorno totalmente crescidas, as quais foram acondicionadas em sacos plásticos tipo ziplock, identificadas individualmente, e mantidas a temperatura ambiente para posterior análise laboratorial. Aliquotas das amostras de sangue foram enviadas para sexagem em laboratório comercial, o qual utilizou as técnicas de Reação em Cadeia da Polimerase (PCR).

2.3 Determinação de elementos-traço

As amostras de sangue e penas de contorno totalmente crescidas, dos mesmos indivíduos analisados para isótopos estáveis, foram utilizadas para determinar a concentração dos elementos (Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn). Cada amostra de pena passou por um processo de lavagem em NaOH 0,25 mol L^{-1} e água destilada, conforme o protocolo de Bearhop et al. (2002), para remoção de contaminantes externos. Logo após, foram secas a 60°C por 48 h em estufa, e as amostras de sangue foram secas em liofilizador. As amostras secas foram preparadas conforme Barreto et al. 2025. Em suma, as amostras foram pesadas e digeridas a frio por 24 h a 36 h, com ácido nítrico concentrado 65% (SupraPur, Merck), 2 mL de ácido para cada 0,1 mg de amostra e avolumadas em 20 mL com água ultrapura, após completa digestão dos tecidos. As concentrações dos elementos foram determinadas no Laboratório de Espectrometria Atômica no Centro Integrado de Análises (CIA)/Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande, Brasil, utilizando um espectrômetro de absorção atômica de alta resolução com fonte contínua e atomização por forno de grafite (HR-CS GF AAS) modelo ContrAA 700 (Analytik Jena, Alemanha). Nas determinações de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn por HR-CS GF AAS foi empregado um tubo de grafite revestido com grafite pirolítico com plataforma e com orifício para injeção de

líquidos e gás argônio com pureza de 99,999% como gás de purga e gás de proteção nas etapas de aquecimento, com exceção da etapa de atomização. As determinações foram realizadas utilizando 228,8018 nm, 324,754 nm, 248,3270 nm, 279,4817 nm, 283,306 nm e 307,5900 nm para Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn, respectivamente. Os programas de aquecimento empregados foram os recomendados pelo fabricante.

2.4 Análise de isótopos estáveis

Para a análise de isótopos estáveis as amostras de sangue foram liofilizadas por 24 h, trituradas e homogeneizadas. Já as penas, passaram pelo mesmo procedimento de lavagem descrito para a análise de elementos-traço. Após a lavagem, foram secas em estufa por 24 h sob temperatura constante de 60 °C e fragmentadas com tesoura. Após pesagem (0,7 mg) as amostras de sangue e penas foram acondicionadas em cápsulas de estanho estéreis individualizadas, e analisadas em Espectrômetro de Massa de Razão Isotópica de Fluxo Contínuo (CF-IRMS, modelo EA Flash 2000 Delta V Advantage), acoplado a analisador elementar ThermoFisher Scientific™ (Bremen, Alemanha), localizado no CIA/FURG. Os valores foram expressos por notação delta (δ) em unidades por mil (‰). Em comparação com o padrão de carbono (*Vienna Pee Dee Belemnite*) e nitrogênio (ar atmosférico) dada pela seguinte equação, de Bond e Hobson (2012):

$$\delta^{13}\text{C} \text{ ou } \delta^{15}\text{N} (\text{‰}) = (R_{\text{amostra}}/R_{\text{padrão}}) - 1$$

onde $R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$ ou ${}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$. A cada lote de amostras, padrões internos do laboratório foram analisados, com padrões internacionais certificados pela Agência Internacional de Energia Atômica (caféina, ácido glutâmico, acetanilida, NBS22, açúcar de cana, açúcar de beterraba, N1 e N2), o que confere maior precisão e segurança às análises.

2.5 Análises estatísticas

Dada a heterogeneidade dos dados de elementos-traço, utilizou-se média geométrica, o desvio padrão e os valores extremos (mínimo–máximo) para a visualização dos dados. Por não possuírem distribuição normal, utilizou-se distribuição Gamma nos modelos estatísticos de concentrações dos elementos-traço, após determinação da distribuição por visualização dos dados em histogramas. Os elementos-traço foram avaliados quanto à homocedasticidade, por meio do teste de Bartlett, e à independência dos resíduos, com o teste de Durbin-Watson. Devido à obliquidade dos dados, foi aplicada a transformação por raiz quadrada aos elementos-traço, a fim de centralizar a distribuição dos dados para escolha adequada da função de ligação nos modelos estatísticos.

A influência dos diferentes tecidos (sangue e penas), das razões isotópicas de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) e carbono ($\delta^{13}\text{C}$), e de fatores biológicos (faixa etária – imaturo ou adulto, sexo e local de forrageamento

– estuarino ou límnico) na concentração de metais Cu, Zn, Fe, Mn, Cd e Pb foi avaliada por meio de Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMMs). Os modelos incluíram como efeitos fixos principais as variáveis $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, tecido, sexo, classe etária e local, bem como as interações entre tecido e classe etária; tecido e local de amostragem; $\delta^{13}\text{C}$ e local de amostragem; e $\delta^{15}\text{N}$ e local de amostragem. A identificação individual das aves foi incluída como efeito aleatório para controle de pseudorrepetições.

Os modelos foram ajustados com distribuição Gamma, seguindo a distribuição dos dados, e função de ligação logarítmica, apropriada para os dados contínuos assimétricos e positivos (McCullagh e Nelder, 1989). Foram utilizados os modelos completos para a análise de dados, uma vez que todas as variáveis e interações inseridas nos modelos foram consideradas como de interesse ecológico. Os resíduos dos modelos foram testados para colinearidade dos dados por meio de teste Durbin-Watson. Para a avaliação da contribuição de cada variável para a variância dos modelos, foi utilizada uma análise de variância (ANOVA) tipo II dos resíduos dos GLMM.

Correlações entre diferentes elementos e entre cada elemento e os valores de isótopos foram analisadas separadamente para cada tecido (sangue e penas), assim como correlações entre o mesmo elemento para diferentes tecidos (sangue vs. penas), utilizando o teste de correlação de Spearman (ρ), com nível de significância de 5%. Todas as análises foram realizadas no software R (4.4.3), utilizados os pacotes *lme4* para os GLMMs, *car* para ANOVA dos modelos, *DHARMa* para diagnósticos de resíduos, *Hmisc* para análises de correlação e estatísticas descritivas.

3. Resultados

Ao total, foram amostrados 31 indivíduos, 14 no ambiente estuarino (Lagoa dos Patos) e 17 no ambiente límnico (Estação Ecológica do Taim). Quanto à faixa etária, foram obtidas amostras de sangue e penas de 15 biguás imaturos, 10 adultos e 6 de classe etária indeterminada. Quanto ao sexo, a amostragem resultou em 6 fêmeas, 17 machos e 8 de sexo não determinado molecularmente.

Os padrões de concentração dos elementos-traço nos tecidos de sangue e penas de biguá, permitem comparações entre o ambiente estuarino e límnico (Fig. 2). De forma geral, as penas apresentaram concentrações mais elevadas que o sangue (Fig. 2A-L; Tabela 1). Entre os elementos, destacam-se as altas concentrações de Zn, especialmente nas penas do estuário (Fig. 2I) e o Fe no sangue de indivíduos límnicos, em comparação aos demais grupos (Fig. 2F). Por outro lado, o Pb apresentou concentrações elevadas no sangue de indivíduos do estuário em relação aos indivíduos límnicos (Figs. 2K-L).

As médias geométricas das penas foram, em geral, maiores que as de sangue no estuário (Tabela 1). Em relação aos padrões de concentração dos tecidos, destaca-se a elevada concentração de Fe no

sangue de fêmeas imaturas do ambiente límnico, valor aproximadamente 38 vezes superior ao observado para o mesmo grupo no estuário (Tabela 1). O Zn foi mais abundante no sangue de machos adultos e nas penas de fêmeas adultas do estuário, enquanto o Pb apresentou valores máximos no sangue de machos adultos do ambiente estuarino e límnico, cerca de 3 vezes maior que nas penas de ambos os grupos (Tabela 1).

Os valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) variaram conforme o ambiente, tecido e classe etária dos biguás amostrados. Os indivíduos provenientes do ambiente límnico apresentaram valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais baixos tanto no sangue quanto nas penas, em comparação aos do ambiente estuarino (Tabela 2), refletindo a diferença na base das teias alimentares entre os dois ecossistemas. Os menores valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ foram registrados no sangue dos adultos do ambiente límnico, enquanto os mais altos ocorreram no sangue de imaturos estuarinos, evidenciando a separação isotópica entre os habitats. Em relação aos valores de $\delta^{15}\text{N}$, os valores médios mais altos foram observados nos indivíduos do ambiente estuarino, tanto em sangue quanto em penas. Os maiores valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ ocorreram nas penas dos imaturos estuarinos, e no ambiente límnico, nas penas dos adultos (Tabela 2). Adicionalmente, os valores isotópicos de carbono e nitrogênio nas penas foram mais variáveis do que no sangue.

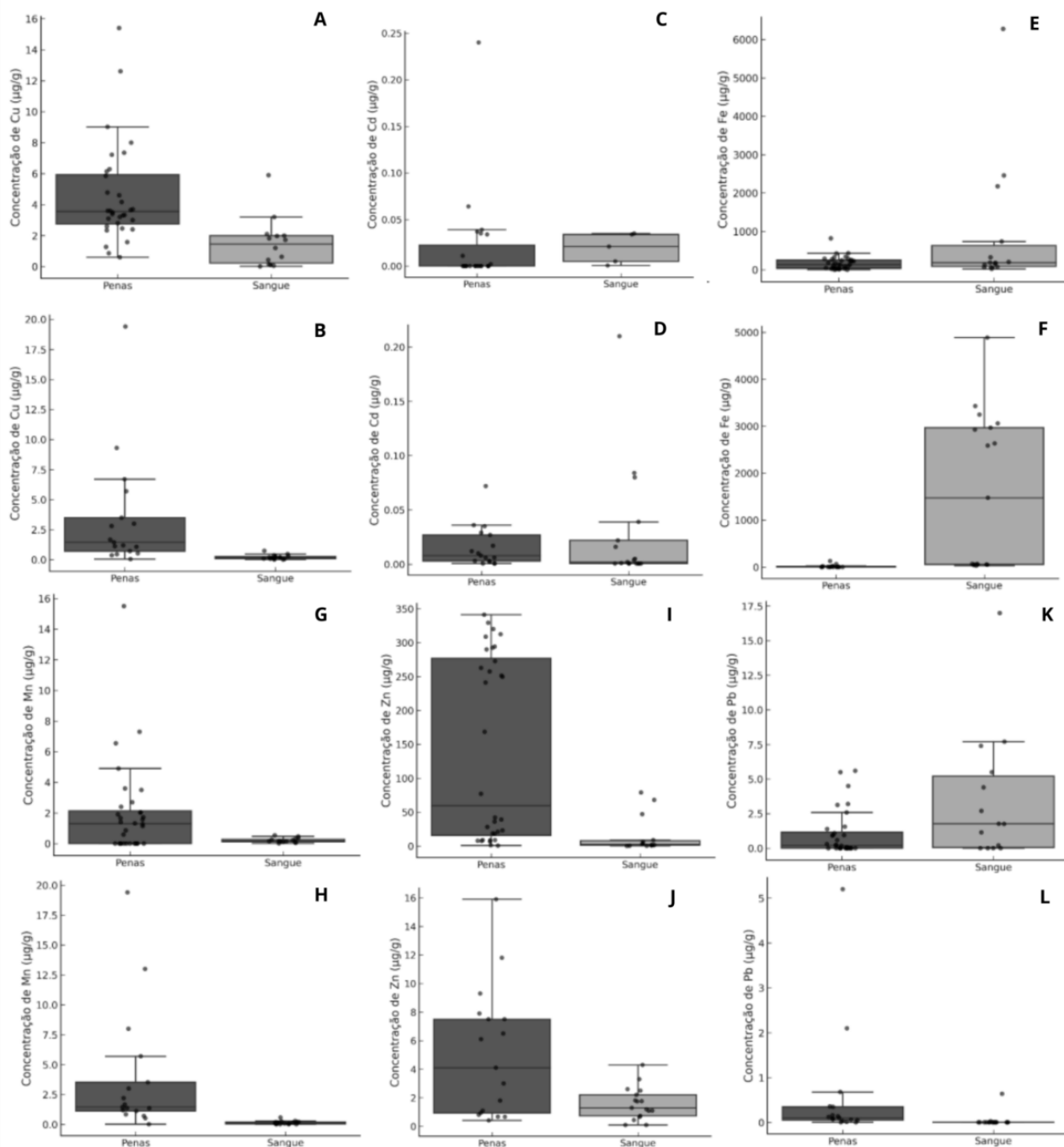


Figura 2. Concentrações (em $\mu\text{g/g}$) dos elementos Cu, Cd, Fe, Mn, Zn e Pb nos tecidos de *Nannopterum brasilianum* amostrados no estuário da Lagoa dos Patos e no ambiente límnico da Estação Ecológica do Taim, sul do Brasil. As caixas delimitam o primeiro e terceiro quartis, com a mediana indicada pela linha interna. Os círculos pretos correspondem aos valores individuais. As cores indicam os tecidos: cinza escuro para penas e cinza claro para sangue. (A: Cu estuário, B: Cu límnico - C: Cd estuário, D: Cd límnico - E: Fe estuário, F: Fe límnico - G: Mn estuário, H: Mn límnico - I: Zn estuário, J: Zn límnico - K: Pb estuário, L: Pb: límnico).

Tabela 1. Concentrações médias (\pm desvio padrão) e intervalos de variação (mínimo–máximo, em $\mu\text{g/g}$) dos elementos-traço Cu, Zn, Fe, Cd, Mn e Pb no sangue e penas de *Nannopterum brasilianum*, amostrados no estuário da Lagoa dos Patos e na Estação Ecológica do Taim, sul do Brasil. Os dados estão organizados por classe etária e sexo. NA: dados não disponíveis; <LOQ: abaixo do limite de quantificação.

Classe etária/ Sexo	Cu	Zn	Fe	Cd	Mn	Pb
Sangue – Estuário						
Adultos/ Machos (n = 4)	2,22 \pm 2,16 (1,20–5,90)	7,55 \pm 33,71 (0,85–68,00)	134,68 \pm 54,83 (75,00–203,00)	NA	0,31 \pm 0,18 (0,15–0,54)	4,66 \pm 6,91 (1,15–17,00)
Imaturos/ Fêmeas (n = 3)	1,62 \pm 1,29 (0,63–3,20)	2,69 \pm 44,77 (0,09–79,00)	77,90 \pm 163,00 (24,00–323,00)	NA	0,15 \pm 0,11 (0,07–0,29)	5,36 \pm 2,80 (2,70–7,70)
Penas – Estuário						
Adultos/ Machos (n = 6)	3,34 \pm 1,87 (2,34–7,35)	67,55 \pm 120,86 (21,00–294,21)	41,31 \pm 82,78 (16,20–228,75)	NA	2,14 \pm 1,36 (0,00–3,60)	3,38 \pm 2,20 (0,00–5,50)
Adultos/ Fêmeas (n = 2)	4,79 \pm 1,87 (3,65–6,29)	310,35 \pm 26,11 (28,00–329,36)	256,75 \pm 17,30 (48,00–269,27)	NA	NA (0,00–1,91)	NA (0,00–2,59)
Imaturos/ Machos (n = 2)	4,47 \pm 0,43 (4,17–4,78)	254,42 \pm 4,33 (251,37–257,50)	198,89 \pm 109,84 (135,85–291,19)	NA 0,00	NA (0,00–1,32)	NA (0,00–3,13)
Imaturos/ Fêmeas (n = 8)	3,33 \pm 1,50 (1,58–5,86)	36,08 \pm 149,50 (1,08–312,45)	74,37 \pm 112,19 (22,00–321,00)	0,01 \pm 0,006 (0,00–0,11)	1,51 \pm 0,85 (0,00–2,03)	0,10 \pm 1,09 (0,00–1,39)
Sangue – Límico						
Adultos/ Machos (n = 6)	0,16 \pm 0,26 (0,01–0,74)	1,46 \pm 0,76 (0,44–2,60)	440,57 \pm 2045,06 (42,00–4887,00)	0,003 \pm 0,03 (0,001–0,08)	0,14 \pm 0,19 (0,02–0,58)	4,66 \pm 6,91 (<LOQ–3,20)

Imaturos/ Machos (n = 7)	0,10 ± 0,16 (0,01–0,47)	1,03 ± 1,10 (0,09–3,30)	274,87 ± 1441,15 (49,00– 3247,00)	0,01 ± 0,08 (<LOQ–0,21)	0,05 ± 0,10 (0,02–0,29)	0,02 ± 0,24 (<LOQ–0,64)
Imaturos/ Fêmeas (n = 3)	0,16 ± 0,09 (0,08–0,26)	1,51 ± 1,96 (0,73–4,30)	2975,93 ± 421,63 (2588,00– 3430,00)	0,001 ± 0,002 (<LOQ–0,04)	0,16 ± 0,09 (0,08–0,26)	<LOQ
Classe etária/ Sexo	Cu	Zn	Fe	Cd	Mn	Pb
Penas – Límico						
Adultos/ Machos (n = 6)	0,79 ± 2,17 (0,05–5,70)	2,93 ± 4,32 (0,81–11,80)	5,38 ± 50,24 (0,17–129,00)	0,005 ± 0,01 (<LOQ–0,03)	0,99 ± 1,99 (0,02–5,70)	0,16 ± 0,24 (0,03 –0,68)
Imaturos/ Machos (n = 7)	2,09 ± 3,38 (0,71–9,30)	3,83 ± 3,49 (0,66–9,30)	0,75 ± 1,06 (0,17–3,00)	0,008 ± 0,26 (<LOQ–0,07)	2,10 ± 4,79 (0,71– 13,00)	0,08 ± 1,94 (<LOQ–5,20)
Imaturos/ Fêmeas (n = 3)	1,39 ± 1,52 (0,53–3,50)	0,94 ± 1,43 (0,41–3,00)	9,90 ± 32,87 (0,71–65,00)	0,003 ± 0,02 (<LOQ–0,03)	1,39 ± 1,54 (0,52–3,53)	0,38 ± 1,10 (0,07–2,10)

Tabela 2. Médias aritméticas (\pm desvio padrão) e intervalos mínimos e máximos dos valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) em sangue e penas de biguás (*Nannopterum brasilianum*) amostrados no ambiente estuarino (Lagoa dos Patos) e límnic (Estação Ecológica do Taim), no sul do Brasil.

<i>Ambiente</i>							
Classe etária	Tecido	N	$\delta^{13}\text{C}$ (‰) Média \pm DP	$\delta^{13}\text{C}$ Intervalo	$\delta^{15}\text{N}$ (‰) Média \pm DP	$\delta^{15}\text{N}$	Intervalo
<i>Estuarino</i>							
Adulto	Sangue	4	-16,81 \pm 0,77	-17,86; -16,14	14,14 \pm 0,34	13,67;	14,47
Adulto	Penas	4	-21,66 \pm 5,02	-28,95; -17,78	14,14 \pm 1,81	11,60;	15,72
Imaturo	Sangue	4	-16,76 \pm 0,95	-17,80; -15,76	14,20 \pm 0,35	13,81;	14,53
Imaturo	Penas	4	-18,08 \pm 3,95	-23,97; -15,48	15,98 \pm 2,02	12,99;	17,28
<i>Límnic</i>							
Adulto	Sangue	6	-25,90 \pm 1,58	-28,18; -24,81	10,94 \pm 1,09	8,92;	11,96
Adulto	Penas	6	-25,77 \pm 3,35	-29,93; -22,32	11,20 \pm 1,74	9,11;	13,26
Imaturo	Sangue	11	-23,48 \pm 7,03	-26,98; -24,10	10,51 \pm 0,33	10,01;	10,94
Imaturo	Penas	11	-25,15 \pm 7,64	-31,04; -24,13	10,61 \pm 1,25	8,63;	12,52

A maioria das variáveis e suas interações não foram significativa nos GLMMs obtidos das concentrações de cada um dos elementos-traço (Tabela 3). A interação entre as variáveis Tecido:Habitat apresentou efeito significativo sobre os níveis de Cu e Fe. Também quanto ao Mn, foi identificado um efeito significativo relacionado aos valores de $\delta^{15}\text{N}$ (Tabela 3).

Tabela 3. Coeficientes dos modelos lineares generalizados mistos (GLMMs) explicando as concentrações de metais em sangue e penas de biguás (*Nannopterum brasilianum*). Modelos com distribuição Gamma e link *log*, após transformação dos dados em raiz quadrada. Fatores fixos dos modelos: tecido, classe etária, sexo, habitat, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e as interações entre eles. Como efeito aleatório do modelo, utilizou-se o indivíduo amostrado. Os termos significativos ($p < 0,05$) são apresentados em negrito.

Elemento-traço	Termo	Estimativa	Erro padrão	<i>t</i>	<i>p</i>
Cu	Intercepto	2,885	3,328	0,867	0,386
	Habitat (Límnico)	1,068	4,711	0,227	0,821
	Tecido (Pena)	0,252	0,388	0,651	0,515
	Classe etária (Imaturo)	-4,642	4,211	-1,102	0,270
	Sexo (Macho)	-0,098	0,220	-0,445	0,656
	$\delta^{13}\text{C}$	0,048	0,069	0,689	0,491
	$\delta^{15}\text{N}$	-0,100	0,160	-0,626	0,531
	Tecido × Habitat	0,904	0,422	2,141	0,032
	Tecido × Classe etária	0,102	0,495	0,207	0,836
	Habitat × $\delta^{13}\text{C}$	0,016	0,106	0,152	0,879
	Habitat × $\delta^{15}\text{N}$	-0,186	0,215	-0,865	0,387
	Classe etária × $\delta^{13}\text{C}$	-0,099	0,092	-1,072	0,284
Zn	Intercepto	-1,159	6,273	-0,185	0,853
	Habitat (Límnico)	-1,774	7,510	-0,236	0,813
	Tecido (Pena)	0,793	0,735	1,079	0,281
	Classe etária (Imaturo)	2,764	6,090	0,454	0,650
	Sexo (Macho)	0,056	0,358	0,157	0,876
	$\delta^{13}\text{C}$	-0,051	0,139	-0,369	0,712
	$\delta^{15}\text{N}$	0,119	0,289	0,412	0,681
	Tecido × Habitat	-0,604	0,759	-0,795	0,426
	Tecido × Classe etária	0,246	0,612	0,402	0,688
	Habitat × $\delta^{13}\text{C}$	-0,003	0,167	-0,019	0,985
	Habitat × $\delta^{15}\text{N}$	0,036	0,344	0,103	0,918
	Classe etária × $\delta^{13}\text{C}$	0,034	0,132	0,260	0,795
	Classe etária × $\delta^{15}\text{N}$	-0,178	0,276	-0,644	0,520
Fe	Intercepto	1,006	5,229	0,192	0,847
	Habitat (Límnico)	0,255	6,070	0,042	0,966
	Tecido (Pena)	-0,633	0,599	-1,056	0,291
	Classe etária (Juvenil)	-5,994	5,556	-1,079	0,281
	Sexo (Macho)	-0,630	0,346	-1,823	0,068

	$\delta^{13}\text{C}$	-0,013	0,106	-0,121	0,903
	$\delta^{15}\text{N}$	0,139	0,250	0,556	0,578
	Tecido \times Habitat	-1,906	0,637	-2,990	0,003
	Tecido \times Classe etária	-0,681	0,536	-1,269	0,205
	Habitat \times $\delta^{13}\text{C}$	0,040	0,131	0,308	0,758
	Habitat \times $\delta^{15}\text{N}$	0,148	0,289	0,512	0,608
	Classe etária \times $\delta^{13}\text{C}$	-0,164	0,119	-1,383	0,167
	Classe etária \times $\delta^{15}\text{N}$	0,195	0,251	0,777	0,437
Mn	Intercepto	29,827	14,387	2,073	0,038
	Habitat (Límnico)	-25,434	15,481	-1,643	0,100
	Tecido (Pena)	2,887	1,580	1,827	0,068
	Classe etária (Imaturo)	-14,684	12,526	-1,172	0,241
	Sexo (Macho)	0,078	0,512	0,153	0,878
	$\delta^{13}\text{C}$	0,468	0,268	1,749	0,080
	$\delta^{15}\text{N}$	-1,603	0,721	-2,222	0,026
	Tecido \times Habitat	-1,575	1,699	-0,927	0,354
	Tecido \times Classe etária	-0,248	1,149	-0,216	0,829
	Habitat \times $\delta^{13}\text{C}$	-0,412	0,317	-1,297	0,195
	Habitat \times $\delta^{15}\text{N}$	1,248	0,749	1,666	0,096
	Classe etária \times $\delta^{13}\text{C}$	-0,245	0,271	-0,903	0,367
	Classe etária \times $\delta^{15}\text{N}$	0,753	0,556	1,354	0,176
Cd	Intercepto	-9,438	7,647	-1,234	0,217
	Habitat (Límnico)	7,201	9,077	0,793	0,428
	Tecido (Pena)	0,4670	0,953	0,493	0,622
	Classe etária (Imaturo)	8,478	6,357	1,334	0,182
	Sexo (Macho)	NA	NA	NA	NA
	$\delta^{13}\text{C}$	-0,170	0,156	-1,093	0,274
	$\delta^{15}\text{N}$	-0,064	0,395	-0,162	0,871
	Tecido \times Habitat	-0,113	0,952	-0,119	0,906
	Tecido \times Classe etária	0,412	0,439	0,940	0,347
	Habitat \times $\delta^{13}\text{C}$	0,081	0,194	0,415	0,678
	Habitat \times $\delta^{15}\text{N}$	-0,099	0,430	-0,23	0,818
	Classe etária \times $\delta^{13}\text{C}$	0,281	0,155	1,808	0,071
	Classe etária \times $\delta^{15}\text{N}$	-0,274	0,262	-1,044	0,296
Pb	Intercepto	1,665	11,670	0,143	0,887
	Habitat (Límnico)	-6,591	13,784	-0,478	0,633
	Tecido (Pena)	-0,746	1,372	-0,544	0,587
	Classe etária (Imaturo)	17,863	15,252	1,171	0,242
	Sexo (Macho)	0,587	0,578	1,016	0,310
	$\delta^{13}\text{C}$	-0,013	0,242	-0,055	0,956
	$\delta^{15}\text{N}$	-0,128	0,550	-0,232	0,816
	Tecido \times Habitat	2,438	1,529	1,595	0,111

Tecido \times Classe etária	0,959	1,426	0,673	0,501
Habitat $\times \delta^{13}\text{C}$	-0,043	0,305	-0,142	0,887
Habitat $\times \delta^{15}\text{N}$	0,165	0,647	0,254	0,799
Classe etária $\times \delta^{13}\text{C}$	0,380	0,333	1,143	0,253
Classe etária $\times \delta^{15}\text{N}$	-0,730	0,674	-1,083	0,279

Nota: A variável sexo foi excluída do modelo de cádmio (Cd) devido à ocorrência de singularidade na matriz. Isso se deve ao baixo número de observações válidas para Cd, que apresentou amostras de valores iguais a zero ou abaixo do limite de quantificação, o qual gerou deficiência de classificação estatística e redundância nos efeitos estimados.

Os resultados da ANOVA tipo II aplicadas aos modelos foram complementares aos testes de Wald dos GLMMs, e destacaram os efeitos principais, em particular do habitat e do tipo de tecido, o que justifica a apresentação integrada de ambas as abordagens. O tipo de habitat influenciou significativamente as concentrações de Cu, Zn, Cd e Pb (Tabela 4). O tipo de tecido teve efeito significativo sobre as concentrações de todos os elementos-traço, exceto Zn. Para Cu e Fe, observou-se uma interação significativa entre Tecido:Classe etária. Destaca-se também que a classe etária, embora não tenha sido significativa nos modelos GLMMs, quando analisada em conjunto pela ANOVA, foi relevante para o Pb, ao demonstrar o efeito de concentrações mais elevadas nos adultos. As demais variáveis e interações não apresentaram efeitos significativos nos elementos analisados.

Tabela 4. Análise de variância (ANOVA) tipo II aplicada aos modelos lineares generalizados mistos (GLMMs) explicando as concentrações de metais em sangue e penas de biguás (*Nannopterum brasilianum*). A tabela apresenta os valores de qui-quadrado (χ^2) e seus respectivos valores de p , referentes à significância dos efeitos principais e interações incluídos nos modelos. Os termos significativos ($p < 0,05$) estão destacados em negrito.

Variável	Cu	Zn	Fe	Mn	Cd	Pb
Habitat	$\chi^2 = 19,82$ $p < 0,001$	$\chi^2 = 11,15$ $p < 0,001$	$\chi^2 = 0,26$ $p = 0,612$	$\chi^2 = 0,90$ $p = 0,342$	$\chi^2 = 15,02$ $p < 0,001$	$\chi^2 = 8,47$ $p = 0,004$
Tecido	$\chi^2 = 32,32$ $p < 0,001$	$\chi^2 = 2,25$ $p = 0,134$	$\chi^2 = 130,75$ $p < 0,001$	$\chi^2 = 6,96$ $p = 0,008$	$\chi^2 = 6,15$ $p = 0,013$	$\chi^2 = 6,57$ $p = 0,010$
Classe etária	$\chi^2 = 0,18$ $p = 0,670$	$\chi^2 = 0,18$ $p = 0,671$	$\chi^2 = 0,53$ $p = 0,467$	$\chi^2 = 0,00$ $p = 0,945$	$\chi^2 = 1,45$ $p = 0,229$	$\chi^2 = 1,38$ $p = 0,240$
Sexo	$\chi^2 = 0,20$ $p = 0,656$	$\chi^2 = 0,02$ $p = 0,876$	$\chi^2 = 3,33$ $p = 0,068$	$\chi^2 = 0,02$ $p = 0,878$	NA	$\chi^2 = 1,03$ $p = 0,310$
$\delta^{13}\text{C}$	$\chi^2 = 0,46$ $p = 0,497$	$\chi^2 = 0,34$ $p = 0,557$	$\chi^2 = 0,25$ $p = 0,618$	$\chi^2 = 0,43$ $p = 0,511$	$\chi^2 = 0,01$ $p = 0,915$	$\chi^2 = 0,04$ $p = 0,840$
$\delta^{15}\text{N}$	$\chi^2 = 2,01$ $p = 0,156$	$\chi^2 = 0,65$ $p = 0,421$	$\chi^2 = 3,81$ $p = 0,051$	$\chi^2 = 0,88$ $p = 0,347$	$\chi^2 = 2,77$ $p = 0,096$	$\chi^2 = 0,19$ $p = 0,665$
Tecido \times Habitat	$\chi^2 = 0,04$ $p = 0,836$	$\chi^2 = 0,16$ $p = 0,688$	$\chi^2 = 1,61$ $p = 0,205$	$\chi^2 = 0,05$ $p = 0,829$	$\chi^2 = 0,88$ $p = 0,347$	$\chi^2 = 0,45$ $p = 0,501$

Tecido × Classe etária	$\chi^2 = 4,58$ $p = 0,032$	$\chi^2 = 0,63$ $p = 0,426$	$\chi^2 = 8,94$ $p = 0,002$	$\chi^2 = 0,86$ $p = 0,354$	$\chi^2 = 0,01$ $p = 0,906$	$\chi^2 = 2,54$ $p = 0,111$
Habitat × $\delta^{13}\text{C}$	$\chi^2 = 0,02$ $p = 0,879$	$\chi^2 = 0,00$ $p = 0,985$	$\chi^2 = 0,10$ $p = 0,758$	$\chi^2 = 1,68$ $p = 0,195$	$\chi^2 = 0,17$ $p = 0,678$	$\chi^2 = 0,02$ $p = 0,887$
Habitat × $\delta^{15}\text{N}$	$\chi^2 = 0,75$ $p = 0,387$	$\chi^2 = 0,01$ $p = 0,918$	$\chi^2 = 0,26$ $p = 0,608$	$\chi^2 = 2,78$ $p = 0,096$	$\chi^2 = 0,05$ $p = 0,818$	$\chi^2 = 0,06$ $p = 0,799$
Classe etária × $\delta^{13}\text{C}$	$\chi^2 = 1,15$ $p = 0,284$	$\chi^2 = 0,07$ $p = 0,795$	$\chi^2 = 1,91$ $p = 0,167$	$\chi^2 = 0,81$ $p = 0,367$	$\chi^2 = 3,27$ $p = 0,071$	$\chi^2 = 1,31$ $p = 0,253$
Classe etária × $\delta^{15}\text{N}$	$\chi^2 = 0,84$ $p = 0,358$	$\chi^2 = 0,41$ $p = 0,520$	$\chi^2 = 0,60$ $p = 0,437$	$\chi^2 = 1,83$ $p = 0,176$	$\chi^2 = 1,09$ $p = 0,296$	$\chi^2 = 1,17$ $p = 0,279$

Nota: A variável sexo foi excluída do modelo de cádmio (Cd) devido à ocorrência de singularidade na matriz. Isso se deve ao baixo número de observações válidas para Cd, que apresentou amostras de valores iguais a zero ou abaixo do limite de quantificação, o qual gerou deficiência de classificação estatística e redundância nos efeitos estimados.

As correlações de Spearman indicaram associações significativas entre os elementos-traço e os valores isotópicos nos tecidos dos biguás, com padrões distintos entre sangue e penas. Destacaram-se correlações positivas, no sangue, entre elementos essenciais como o Cu e Zn, e com Mn, sugerindo coacumulação desses metais. Entre os elementos não essenciais, observou-se correlação positiva significativa entre Cd e Mn em ambos os tecidos, e entre Cd e Zn em penas, indicando possível associação na via de excreção ou incorporação. O Pb apresentou correlação significativa com Cu no sangue e com Cd nas penas, sugerindo possíveis fontes comuns ou rotas metabólicas compartilhadas. Em relação aos isótopos estáveis, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ tiveram correlações positivas significativas com Cu e Zn no sangue, enquanto o $\delta^{13}\text{C}$ correlacionou-se negativamente com Mn e positivamente com Fe e Zn, nas penas. Esses resultados indicam que indivíduos com valores mais altos de $\delta^{15}\text{N}$, possivelmente consumindo presas de níveis tróficos mais elevados, tendem a apresentar maiores concentrações de metais essenciais.

Tabela 5. Correlações de Spearman entre as concentrações de elementos-traço essenciais (Cu, Fe, Zn e Mn) e não essenciais (Cd e Pb) e os valores isotópicos de carbono e nitrogênio ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$), em sangue (diagonal superior) e penas (diagonal inferior) de biguás (*Nannopterum brasilianum*). Os espécimes foram amostrados na Lagoa dos Patos e na Estação Ecológica do Taim, sul do Brasil. Na linha diagonal, correlações entre os elementos ou isótopos dos tecidos (penas e sangue). Valores em negrito e com asterisco indicam significância ($p < 0,05$).

	Cu	Fe	Zn	Mn	Cd	Pb	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Cu	0,32	-0,19	0,36*	0,75*	0,07	0,64*	0,35	0,48*
Fe	0,21	0,24	0,21	-0,03	-0,19	-0,21	0,06	0,03
Zn	0,62*	0,44*	0,19	0,34	0,30	0,20	0,35*	0,31*
Mn	0,04	-0,27	-0,37*	0,15	-0,26	0,30	0,17	0,31
Cd	-0,34*	-0,04	-0,52*	0,68*	0,37	0,35	0,29	0,17
Pb	-0,36*	-0,11	-0,28*	0,48*	0,57*	0,42	-0,05	-0,13
$\delta^{13}\text{C}$	0,11	0,58*	0,47*	-0,34*	-0,29	-0,05	0,58	0,41*
$\delta^{15}\text{N}$	0,22	0,66*	0,56*	-0,39*	-0,31	-0,13	0,41*	0,47

4. Discussão

As concentrações de elementos-traços em biguás no sul do Brasil variaram entre indivíduos amostrados em ambientes límnico vs. estuarino e entre os dois tecidos analisados. Ainda, não foram observados padrões consistentes de variação por sexo ou classe etária na maior parte dos elementos. Os padrões de concentração em diversos elementos reforçam o papel dos tecidos na diferenciação entre concentração recente (sangue) e acumulada (penas totalmente crescidas), além da importância da interação entre características biológicas e ambientais na concentração de metais.

De modo geral, metais essenciais como Cu, Zn e Mn apresentaram concentrações mais elevadas no estuário, especialmente nas penas, enquanto Fe apresentou um padrão distinto, com os maiores valores detectados no sangue dos indivíduos do ambiente límnico. Em relação aos metais não essenciais, especialmente o Pb, foi encontrado em maiores concentrações no sangue, com padrão semelhante entre os locais amostrados. Esses resultados refletem a natureza fisiológica dos tecidos: o sangue, metabolicamente ativo, tende a representar exposições recentes e a regular com maior precisão os metais essenciais, enquanto as penas, metabolicamente inertes após a formação, funcionam como compartimentos de eliminação e acúmulo passivo, especialmente para elementos tóxicos e não regulados pelo organismo (Burger, 1993). Em aves aquáticas em ambientes tropicais, *Platalea ajaja*, *Dendrocygna autumnalis* e *Nannopterum brasilianum*, os elementos não essenciais, como o Pb, concentraram-se em níveis substancialmente mais elevados nas penas do que no sangue, destacando a importante rota fisiológica da detoxificação de elementos não essenciais e a sensibilidade das penas à contaminação ambiental (Bjedov et al., 2024). Essa sensibilidade das penas pode ser observada também em aves marinhas expostas a áreas impactadas por passivos de mineração no sudeste do Brasil, onde observa-se a ocorrência de maiores teores de metais nas penas do que em tecidos internos (Bauer et al., 2024).

Para o Fe, indivíduos imaturos apresentaram concentrações similares a adultos, com destaque para fêmeas imaturas do ambiente límnico. Considerando que o Fe é um elemento essencial, fortemente associado à atividade metabólica e à condição fisiológica (Kosik-Bogacka et al., 2019), esses resultados podem refletir estados nutricionais diferenciados ou elevada taxa de renovação celular em indivíduos em desenvolvimento. Ainda assim, é importante considerar que os adultos podem apresentar cargas corporais de elementos essenciais e não essenciais provenientes de áreas distantes, especialmente em penas, uma vez que a assimilação de nutrientes pode ser adquirida durante movimentos migratórios ou de dispersão.

Embora o biguá seja considerado amplamente residente em várias regiões da América do Sul, há evidências de que parte das populações do sul do Brasil realiza deslocamentos reprodutivos ao longo da bacia da Lagoa dos Patos e para outros sistemas aquáticos no interior da América do

Sul, incluindo o Uruguai e a Argentina. Ou seja, valores de isótopos estáveis e concentrações de metais distintos entre os tecidos pode estar relacionada às movimentações sazonais do biguá na região. Dados de rastreamento obtidos em estudo complementar à presente pesquisa indicam que alguns indivíduos permanecem localmente durante todo o ano, enquanto outros deslocam-se sazonalmente entre áreas úmidas, especialmente no período reprodutivo (Laboratório de Aves Aquáticas e Tartarugas Marinhas/LAATM, dados não publicados). Esse padrão de movimentação aumenta a complexidade para interpretar os dados isotópicos e de elementos-traço, pois sugere que parte das penas analisadas deve ter sido formada em locais distintos daqueles de captura, refletindo assinaturas bioquímicas de diferentes ambientes utilizados durante a síntese dos tecidos.

Quanto ao sexo, embora não tenham sido observadas diferenças estatisticamente significativas, as fêmeas adultas podem apresentar uma rota de detoxificação adicional para a eliminação de metais. Os elementos como Pb e Cd são depositados nas cascas e conteúdo dos ovos em espécies aquáticas, permitindo a redução da carga corporal materna (Burger, 1994). Essa via, no entanto, não se aplica a indivíduos juvenis ou imaturos, uma vez que depende do estágio reprodutivo. Ainda, a ausência de efeitos robustos do sexo e da idade sobre os níveis de contaminação pode estar relacionada, em parte, ao número reduzido de indivíduos analisados em cada categoria, o que limita o poder estatístico das análises.

Os habitats límnicos e estuarinos apresentam distintos valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, permitindo inferir padrões tróficos e segregação espacial dos indivíduos. Os biguás amostrados no ambiente límnic apresentaram valores mais negativos de carbono, típico de teias alimentares dulcícolas (Tabela 2). Nestes ambientes, os valores estão baseados em vegetação que realiza ciclo fotossintético do tipo C_3 e águas interiores com alta carga de matéria orgânica alóctone, as quais variam de -22 a -32‰ (Rounick e Winterbourn, 1986). No ambiente estuarino, os indivíduos apresentaram valores mais baixos de $\delta^{13}\text{C}$ (Tabela 2), o que sugere uma base alimentar influenciada por águas salobras e fontes marinhas, como o fitoplâncton marinho e estuarino, macroalgas e vegetação submersa (Day et al., 2012). Esses produtores primários, especialmente em estuários com forte influência costeira como a Lagoa dos Patos, apresentam valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais elevados (-18‰ a -24‰ no caso do fitoplâncton marinho e ainda mais positivos nas fanerógamas marinhas), o que se reflete nos consumidores que integram essa base trófica (Peterson e Fry, 1987). Os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ mais baixos foram registrados no sangue dos adultos do ambiente límnic, enquanto os mais altos ocorreram no sangue de imaturos estuarinos, evidenciando a separação isotópica entre os habitats. Em relação aos valores de $\delta^{15}\text{N}$, os valores médios mais altos foram observados nos indivíduos do ambiente estuarino, tanto em sangue quanto em penas, sugerindo níveis tróficos mais elevados ou fontes de nitrogênio distintas. Os maiores valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ ocorreram nas penas

dos imaturos estuarinos, e no ambiente límico, nas penas dos adultos (Tabela 2). Adicionalmente, os valores isotópicos nas penas, para carbono e nitrogênio, foram mais variáveis do que no sangue.

As análises de correlação evidenciaram padrões significativos entre alguns elementos, destacando interações metabólicas e mecanismos de acúmulo diferenciados nos tecidos dos biguás. Correlações positivas entre metais essenciais, como Cu e Zn, podem refletir participação conjunta em processos fisiológicos, incluindo funções enzimáticas, transporte ativo e armazenamento intracelular, muitas vezes mediados por proteínas ligantes como as metalotioneínas (Amiard et al., 2006). Já a correlação negativa entre Cd e Zn nas penas dos indivíduos, pode refletir processos de competição iônica, nos quais metais tóxicos como Cd competem com essenciais como o Zn por rotas metabólicas, transportadores e sítios enzimáticos intracelulares (Brzóska e Moniuszko-Jakoniuk, 2001), e podem resultar em substituição funcional ou antagonismo metabólico, especialmente em tecidos de crescimento rápido ou de incorporação passiva, como as penas.

As correlações entre elementos-traço no sangue foram em sua maioria fracas ou inexistentes, o que pode refletir a característica transitória e altamente regulada desse tecido. Como tecido de *turnover* rápido (dias a semanas), o sangue reflete exposições ambientais e através da dieta de curto prazo, e responde a variações fisiológicas com mais rapidez do que tecidos como as penas, fígado ou rins (Hobson & Clark, 1993).

Os padrões de correlação observados nas penas variaram entre o ambiente estuarino e o límico, indicando que as fontes de contaminação podem diferir entre estes dois habitats. As correlações positivas observadas entre Cu, Zn, Mn e Pb no sangue dos biguás estuarinos sugerem uma possível coexposição a fontes antrópicas comuns. Estudos anteriores demonstram que ambientes estuarinos urbanos frequentemente acumulam elementos-traço em decorrência da influência combinada de efluentes domésticos, industriais e atividades portuárias (Niencheski et al., 2006; Barbosa et al., 2012). Sendo assim, o biguá pode estar suscetível aos contaminantes, visto que estudos na região estuarina da Lagoa dos Patos evidenciam elevadas concentrações de elementos, Zn, Ni, Mn, Pb e Cr, em tecidos da corvina *Micropogonias furnieri*, dos bagres *Genidens barbatus* e *G. planifrons*, da tainha *Mugil liza* e do papa-terra *Menticirrhus americanus* (Sukekava, 2014). Nesta área também há relatos de Cr, Cu e As no camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Garcia e Niencheski, 2012). Comber et al. (1996), ao analisarem diversos estuários no Reino Unido, identificaram que efluentes domésticos tratados, desgaste de tubulações, produtos de higiene pessoal e detergentes ainda contêm concentrações elevadas de Cu e Zn, que persistem nas descargas finais. Devido ao depósito de elementos por origem antrópica, organismos podem ter um acúmulo expressivo de Cu, por exemplo, devido ao uso de tintas anti-incrustantes aplicadas em embarcações (Hobbs et al., 2022). Embora a salinidade possa reduzir a biodisponibilidade de certos metais por

complexação iônica ou competição com cátions abundantes como Na^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , concentrações elevadas de contaminantes ainda podem persistir ou se acumular nos organismos em ambientes estuarinos sob exposição crônica (Laing et al., 2008). Com isso, os biguás estuarinos estão inseridos em um cenário de contaminação contínua ou intensa, cujos níveis superam os mecanismos de atenuação promovidos pela salinidade.

As correlações positivas entre metais observadas especialmente no ambiente límnico, como entre Zn, Mn e Cu podem refletir rotas metabólicas compartilhadas e uma menor influência de fontes antrópicas. Estudos conduzidos na Lagoa Mirim, um sistema límnico adjacente à área de estudo, indicaram uma composição de elementos-traço relativamente homogênea e com predominância de elementos como Mn e Zn em concentrações compatíveis com origens naturais e baixa interferência antrópica direta, como descargas industriais ou urbanas (Santos et al., 2003).

5. Conclusão

Esse estudo reforça que os biguás são um bom indicador da concentração de elementos-traço em ambientes aquáticos. A distinção entre sangue e penas, associada aos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, contribuiu para elucidar padrões de assimilação e exposição aos metais em janelas temporais e rotas metabólicas distintas, revelando os níveis de concentração e possíveis mecanismos de eliminação ou compartimentalização. Por ocupar ambientes de água doce, estuarinos e até urbanos, o biguá representa uma espécie-chave para o biomonitoramento, já que sua ampla plasticidade ecológica o torna tolerante a diferentes condições ambientais, mas, ao mesmo tempo, potencialmente vulnerável aos efeitos cumulativos da contaminação.

Dentre as limitações do estudo, o baixo tamanho amostral em algumas categorias e a desproporção entre os sexos, com predominância de machos, pode limitar as inferências sobre diferenças sexuais nos padrões de contaminação. Dessa forma, o contínuo monitoramento de indivíduos em ambos os locais poderá abranger melhor a variabilidade intra e interpopulacional. O acréscimo de indivíduos oriundos de outras regiões ou ao longo de diferentes períodos do ciclo anual poderia também elucidar aspectos relacionados à exposição a diferentes fontes de metais. Ainda assim, o ineditismo dos resultados obtidos fornece subsídios relevantes para o monitoramento ambiental em regiões úmidas e costeiras e reforçam o papel das aves piscívoras como sentinelas frente às crescentes pressões antrópicas nos ecossistemas aquáticos e costeiros.

Procedimentos éticos

Este estudo foi aprovado pelo Comitê de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal do Rio Grande (FURG) e pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (Licença nº 85705-1). A captura de aves também foi aprovada (nº 82700) pelo Sistema de

Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO) e as anilhas fornecidas pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação das Aves Silvestres (CEMAVE/ICMBio) (Licença nº 31353).

Referências bibliográficas

- Amiard, J.C., Amiard-Triquet, C., Barka, S., Pellerin, J., Rainbow, P.S., 2006. Metallothioneins in aquatic invertebrates: their role in metal detoxification and their use as biomarkers. *Aquatic Toxicology*, 76, 160–202. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.08.015>
- Asmus, M.L., 1998. A planície costeira e a Lagoa dos Patos. In: U. Seeliger, C. Odebrecht, J.P. Castello (Eds.). *Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil*. Ecoscientia, Rio Grande, p. 9–12.
- Atlas Socioeconômico do Estado do Rio Grande do Sul – Edição Atualizada, 2023. Fundação de Economia e Estatística Siegfried Emanuel Heuser (FEE), Porto Alegre. Disponível em: <https://atlassocioeconomico.rs.gov.br/> (acessado em 4 junho 2025).
- Barbosa, F.G., Wallner-Kersanach, M., Baumgarten, M.D.G.Z. 2012. Metais traço nas águas portuárias do estuário da Lagoa dos Patos, RS. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 16, 27–36.
- Barreto, C. T., Bianchini, A., Morrissey, C., Azevedo Faria, F., Bugoni, L., 2025. The influence of colony habitat and egg components on lead and cadmium concentrations of great egrets and roseate spoonbills in southern Brazil. *Ecotoxicology*, 34, 577–588. <https://doi.org/10.1007/s10646-025-02856-1>
- Barquete, V., Vooren, C.M., Bugoni, L., 2008. Seasonal abundance of the Neotropic cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*) at Lagoa dos Patos estuary, Southern Brazil. *Hornero*, 23, 15–22.
- Bauer, A.B., Linhares, B.A., Nunes, G.T., Costa, P.G., Zebral, Y.D., Bianchini, A., Bugoni, L., 2024. Temporal changes in metal and arsenic concentrations in blood and feathers of tropical seabirds after one of the largest environmental disasters associated with mining. *Environmental Research*, 248, 118240. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118240>
- Bearhop, S., Waldron, S., Votier, S.C., Furness, R.W., 2002. Factors that influence assimilation rates and fractionation of nitrogen and carbon stable isotopes in avian blood and feathers. *Physiological and Biochemical Zoology*, 75, 451–458. <https://doi.org/10.1086/342800>
- Bjedov, D., Bernal-Alviz, J., Buelvas-Soto, J.A., Jurman, L.A., Marrugo-Negrete, J.L., 2024. Elevated heavy metal(loid) blood and feather concentrations in wetland birds from different trophic levels indicate exposure to environmental pollutants. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 87, 127–143. <https://doi.org/10.1007/s00244-024-01085-7>
- Bloom, P.H., Clark L.S., Kidd, J.F., 2007. Capture techniques, in: Bird, D.M., Bildstein, K.L. (Eds.), *Raptor Research and Management Techniques*. Hancock House Publishers, p. 193–221.

- Bond, A.L., Hobson, K.A., 2012. Reporting stable-isotope ratios in ecology: recommended terminology, guidelines and best practices. *Waterbirds*, 35, 324–331. <https://doi.org/10.1675/063.035.0213>
- Brzóska, M.M., Moniuszko-Jakoniuk, J., 2001. Interactions between cadmium and zinc in the organism. *Food and Chemical Toxicology*, 39, 967–980. [https://doi.org/10.1016/S0278-6915\(01\)00048-5](https://doi.org/10.1016/S0278-6915(01)00048-5)
- Burger, J., 1993. Metals in avian feathers: bioindicators of environmental pollution. *Reviews in Environmental Toxicology*, 5, 203–311.
- Burger, J., 1994. Heavy metals in avian eggshells: another excretion method. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 41, 207–220. <https://doi.org/10.1080/15287399409531837>
- Burger, J., Bowman, R., Glen, E., Gochfeld, W.M., 2004. Metal and metalloid concentrations in the eggs of threatened Florida scrub-jays in suburban habitat from south-central Florida. *Science of the Total Environment*, 328, 185–193. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.01.030>
- Burger, J., Gochfeld, M., 2004. Marine birds as sentinels of environmental pollution. *EcoHealth*, 1, 263–274. <https://doi.org/10.1007/s10393-004-0096-4>
- Burger, M.N., Ramos, R.A., 2007. Áreas importantes para conservação na Planície Costeira do Rio Grande do Sul, in: Becker, F.G., Ramos, R.A., Moura, L.A. (Eds.), *Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul*. Ministério do Meio Ambiente – Brasília: MMA/SBF, pp. 46–58.
- Castello, J.P., 1985. La ecología de los consumidores del estuario de la Lagoa dos Patos, Brazil. In: Stoner, A., Yanes-Arancibia, A. (Eds.), *Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: towards an ecosystem integration*. UNAM Press, Mexico, p. 386–406.
- Caut, S., Angulo, E., Courchamp, F., 2009. Variation in discrimination factors ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$): the effect of diet isotopic values and applications for diet reconstruction. *Journal of Applied Ecology*, 46, 443–453. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01620.x>
- Comber, S.D.W., Gunn, A.M., 1996. Heavy metals entering sewage-treatment works from domestic sources. *Water and Environment Journal*, 10, 137–142. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.1996.tb00023.x>
- Cork, S.C., 2000. Iron storage diseases in birds. *Avian Pathology*, 29, 7–12. <https://doi.org/10.1080/03079450094216>
- Costa, M.S., Sato, S.E., 2021. Estação ecológica do Taim: uma análise sobre uso do espaço físico natural e a legislação ambiental. *GeoUECE*, 10, 122–134.
- Day Jr, J.W., Kemp, W.M., Yáñez-Arancibia, A., Crump, B.C. 2012. (Eds.). *Estuarine ecology*. John Wiley & Sons, 519 p.

- Dias, R.A., Maurício, G.N., Bugoni, L., 2017. Birds of the Patos Lagoon Estuary and adjacent coastal waters, southern Brazil: species assemblages and conservation implications. *Marine Biology Research*, 13, 108–120. <https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1209525>
- Fontoura, N.F., Hartz, S.M., Becker, F.G., 2016. *Ecologia de peixes em ambientes estuarinos do sul do Brasil*. Editora da UFRGS, Porto Alegre.
- Garcia, J.G., Niencheski, L.F.H., 2012. Avaliação temporal da acumulação de elementos traço no camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Tropical Oceanography Online*, 40, 327–339. <https://doi.org/10.5914/to.2011.0077>
- Haimovici, M., Cardoso, L.G., 2017. Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil, *Marine Biology Research*, 13, 135–150. <https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1228978>
- Hartmann, C., Schettini, C.A., 1991. Aspectos hidrológicos na desembocadura da Laguna dos Patos, RS. *Brazilian Journal of Geology*, 21, 371–377.
- Hobbs, W.O., McCall, M., Lanksbury, J., Seiders, K., Sandvik, P., Jones, M., Chuhuran H., Momohara D., Norton D., 2022. A baseline of copper associated with antifouling paint in marinas within a large fjord estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 178, 113547. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113547>
- Hobson, K.A., Clark, R.G., 1993. Turnover of ^{13}C in cellular and plasma fractions of blood: implications for nondestructive sampling in avian dietary studies. *Auk*, 110, 638–641. <https://doi.org/10.2307/4088430>
- Howell, S.N., 2010. *Molt in North American birds*. Houghton Mifflin Harcourt.
- Kalikoski, D.C., Vasconcellos, M., 2012., Case study of the technical, socio-economic and environmental conditions of small-scale fisheries in the estuary of Patos Lagoon, Brazil: a methodology for assessment. *FAO Fisheries and Aquaculture*, Circular C1075I.
- King, J.C., 2011. Zinc: an essential but elusive nutrient. *American Journal of Clinical Nutrition*, 94, 679–686. <https://doi.org/10.3945/ajcn.110.005744>
- Kosik-Bogacka, D., Łanocha-Arendarczyk, N., Kalisińska, E., Kot, K., Czernomysy-Furowicz, D., Pilarczyk, B., Tomza-Marciniak, A., 2019. Iron, Fe. in: Kalisińska, E. (Eds.) *Mammals and birds as bioindicators of trace element contaminations in terrestrial environments*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-00121-6_6
- Laing Du, G. De Vos, R., Vandecasteele, B., Lesage, E., Tack, F.M., Verloo, M.G., 2008. Effect of salinity on heavy metal mobility and availability in intertidal sediments of the Scheldt estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77, 589–602. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.10.017>
- Maluf, J.R.T., 2000. *Atlas Climático do Estado do Rio Grande do Sul*. UFRGS, Porto Alegre.

- Mateo, R., Beyer, W.N., Spann, W., Hoffman, D.J., 2003. Relationship between oxidative stress, pathology, and behavioral sign of lead poisoning in mallards. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 66, 1371–1389. <https://doi.org/10.1080/15287390306390>
- McCullagh, P. & Nelder, J.A., 1989. *Generalized Linear Models*. Chapman & Hall, London.
- Miroshnikov, S.A., Yausheva, E.V., Sizova, E.A., Miroshnikova, E.P., Levahin, V.I., 2015. Comparative assessment of effect of copper nano and microparticles in chicken. *Oriental Journal of Chemistry*, 31, 2327–2336. <https://doi.org/10.13005/ojc/310461>
- Monteiro, L.R., Furness, R.W., del Nevo, A.J., 1995. Mercury levels in seabirds from the Azores, Mid-North Atlantic Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 28, 304–309. <https://doi.org/10.1007/BF00213106>
- Newton, A., Brito, A.C., Icely, J.D., Derolez, V., Clara, I., Angus, S., Schernewski, G., Inácio, M., Lillebø, A.I., Sousa, A. I., Béjaoui, B., Solidoro, C., Tosic, M., Cañedo-Argüelles, M., Yamamuro, M., Reizopoulou, S., Tseng, H.C., Canu, D., Roselli, L., Maanan, M., Cristina, S., Ruiz-Fernández, A.C., de Lima, R.F., Kjerfve, B., Rubio-Cisneros, N., Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pastres, R., Pranovi, F., Snoussi, M., Turpie, J., Tuchkovenko, Y., Dyack, B., Brookes, J., Povilanskas, B., Khokhlov, V., 2018. Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons, *Journal for Nature Conservation*, 44, 50–65, <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.02.009>
- Niencheski, L.F.H., Baraj, B., Windom, H.L., França, R.G. 2006. Natural background assessment and its anthropogenic contamination of Cd, Pb, Cu, Cr, Zn, Al and Fe in the sediments of the Southern area of Patos Lagoon. *Journal of Coastal Research*, SI39, 1040–1043.
- Odebrecht, C., Secchi, E.R., Abreu, P.C., Muelbert, J.H., Uiblein, F. 2017. Biota of the Patos Lagoon estuary and adjacent marine coast: long-term changes induced by natural and human-related factors. *Marine Biology Research*, 13, 3–8. <https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1258714>
- Pereira, N., D'Incao, F., 2012. Precipitação pluvial na bacia hidrográfica da lagoa dos Patos, no período de 1964 a 2007 e suas associações com as safras de camarão-rosa. *Atlântica (Rio Grande)*, 34, 145–156. <https://doi.org/10.5088/atl.2012.34.2.145>
- Peterson, B.J., Fry, B., 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18, 293–320. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.18.110187.001453>
- Quintela, F.M., 2022. As áreas prioritárias para conservação, in: Faria, A.L.S., Alves, A.P.S., Gianuca, A.G., Thiesen, B.V., Soares, C.E., Bemvenutti, E., Tagliani, C.R.A., Fernandez, C.N., Loebmann, D., Monteiro, D.S., Gianuca D., Kitzmann, D., Corrêa, F., Bernades, F., Quintela, F.M., Bruns, M., Barbosa, M.N., Polette, M., Baumgarten, M.G.Z., Pouguet, M., Wallner-Kersanach, M., Cheffe, M.M., Mirlean, N., Fruet, P.F., Leivas, P.H.S., Dias, R.A., Pohren, R.S., Figueiredo, S.A., Botta, S., Huckembeck, S., Hefler, S.M., Silveira, T.A., Halmenschlager, V.,

- Valls, F., Teixeira, G.S., Mauricio, G.N., Velasco, G., Tullio, J.C., Victor, K.B., Gianuca, K., Lobato, K.C.O., Plano ambiental do município de Rio Grande. Ed. rev. Ampl. (Tagliani, P.R.A., Ed.). Rio Grande, Ed. FURG, p. 337–347.
- Quintela, F.M., Lima, G.P., Silveira, M.L., Costa, P.G., Bianchini, A., Loebmann, D., Martins, S. E., 2019. High arsenic and low lead concentrations in fish and reptiles from Taim wetlands, a Ramsar site in southern Brazil. *Science of the Total Environment* 660, 1004–1014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.031>
- Ramsar Convention Secretariat, 2013. *The List of Wetlands of International Importance*. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
- Rosenberg, K.V., Cooper, R.J., 1990. Approaches to avian diet analysis. *Studies in Avian Biology*, 13, 80–90.
- Rounick, J.S., Winterbourn, M.J., 1986. Stable carbon isotopes and carbon flow in ecosystems. *BioScience*, 36, 171–177. <https://doi.org/10.2307/1310304>
- Santos, I.R. Baisch, P., Lima, G.T.N.P., Silva-Filho, E.V., 2003. Metais pesados em sedimentos superficiais da Lagoa Mirim, fronteira Brasil-Uruguai. *Geochimica Brasiliensis*, 17, 37–47.
- Savinov, V.M., Gabrielsen, G.W., Savinov, A.T.N., 2003. Cadmium, zinc, arsenic, selenium and mercury in seabirds from the Barents Sea: levels, interspecific and geographical. *Science of the Total Environment*, 306, 133–158. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00489-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00489-8)
- Schreiner, G.M., 2012. *Proposta de cenários para a delimitação de zona de amortecimento de impactos na Estação Ecológica do Taim*. Dissertação de Mestrado (Gerenciamento Costeiro). Rio Grande: Universidade Federal do Rio Grande.
- Sukekava, C.F., 2014. *Utilização de Peixes como Biomonitoradores no Estuário da Lagoa dos Patos*. MSc. Dissertation. Universidade Federal do Rio Grande.
- Tchounwou, P.B., Yedjou, C.G., Patlolla, A.K., Sutton, D.J., 2012. Heavy metal toxicity and the environment. In: *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*, vol. 3: Environmental Toxicology, p. 133–164. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6
- Tufarelli, V., Laudadio, V., 2017. Manganese and its role in poultry nutrition: an overview. *Journal of Experimental Biology and Agricultural Sciences*, 5, 749–754. [https://doi.org/10.18006/2017.5\(6\).749.754](https://doi.org/10.18006/2017.5(6).749.754)
- Wallner-Kersanach, M., Andrade, C.F.F.D., Zhang, H., Milani, M.R., Niencheski, L.F.H., 2009. In situ measurement of trace metals in estuarine waters of Patos Lagoon using diffusive gradients in thin films (DGT). *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 20, 333–340. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532009000200019>

ANEXOS



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE - FURG
PROESP - COMISSÃO DE ÉTICA EM USO ANIMAL



PARECER Nº 114, DE 14 DE OUTUBRO DE 2024

Certificamos que o projeto intitulado "Programa de Monitoramento da Ornitofauna", protocolo nº 23116.005722/2024-34, sob a responsabilidade de Leandro Bugoni - que envolve a produção, manutenção e/ou utilização de animais pertencentes ao Filo Chordata, subfilo Vertebrata (exceto o homem), para fins de pesquisa – encontra-se de acordo com os preceitos da Lei nº 11.794, de 8 de outubro de 2008, do Decreto nº 6.899, de 15 de julho de 2009, e com as normas editadas pelo Conselho Nacional de Controle da Experimentação Animal (CONCEA), e foi APROVADO pela COMISSÃO DE ÉTICA EM USO ANIMAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE (CEUA-FURG), em reunião de 02 de outubro de 2024 (Ata 008/2024).

A CEUA lembra aos pesquisadores que qualquer alteração no protocolo experimental ou na equipe deve ser encaminhada à comissão para avaliação e aprovação. Um relatório final deve ser enviado à CEUA no término da vigência do seu projeto.

CEUA Nº	Pq019/2022
COLABORADORES AUTORIZADOS A MANIPULAR OS ANIMAIS	Cíntia Negrine Fernandez, Márcio Repenning
VIGÊNCIA DO PROJETO	30/03/2027
ESPÉCIE / GRUPOS TAXONÔMICOS	<i>Nannopterum brasilianus</i> (Biguá)
NÚMERO DE ANIMAIS	60 (30 machos e 30 fêmeas)
Nº SOLICITAÇÃO / AUTORIZAÇÃO SISBIO	85705
ATIVIDADE(S)	(X) CAPTURA () COLETA DE ESPÉCIMES (X) MARCAÇÃO (X) OUTRAS: Colocação de rastreadores

LOCAL(is) REALIZAÇÃO ATIVIDADES	Região estuarina da Lagoa dos Patos e Estação Ecológica do Taim- ESEC - Taim
ENVIO DE RELATÓRIO PARCIAL	Janeiro de 2025; Janeiro de 2026; Janeiro de 2027
ENVIO DO RELATÓRIO FINAL	Abril de 2027



Documento assinado eletronicamente por **Marcio de Azevedo Figueiredo**, Servidor, em 14/10/2024, às 10:37, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade do documento pode ser conferida no site https://sei.furg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&acao_origem=documento_conferir&lang=pt_BR&id_orgao_acesso_externo=0 informando o código verificador **0289951** e o código CRC **1526AD81**.

Referência: Caso responda este documento Parecer, indicar o Processo nº 23116.005722/2024-34

SEI nº 0289951



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE-FURG
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS
Av. Itália s/n – Rio Grande/RS, Brasil. 96203-900 fone/fax: 53-3233.6848
e-mail: pgbac@furg.br
<https://ppgbac.furg.br>



**ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM BIOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS – Nº 006/2025**

Às 09:00 hs (nove horas) do dia 18 (dezoito) do mês de agosto de 2025 (dois mil e vinte e cinco), na sala de seminários do PPGBAC/ICB-FURG, reuniram-se docentes, discentes e comunidade em geral, para a Defesa Pública da Dissertação de Mestrado da acadêmica Natália Silveira Gularte. A Dissertação intitulada “**Concentrações de elementos-traço em penas e sangue de biguá (*Nannopterum brasiliense*) em ecossistemas límnicos e estuarinos no sul do Brasil**” foi avaliada pela Banca Examinadora composta pelo Prof^o. Dr. Leandro Bugoni (Orientador e Presidente da banca); Prof^a. Dra. Camila Martinez Gaspar Martins (FURG) e Prof^o. Dr. Guilherme Tavares Nunes (UFRGS). Após a defesa e arguição pública, a Banca Examinadora reuniu-se, para deliberação final, e considerou a acadêmica **Aprovada**. Desta forma, a acadêmica concluiu mais uma das etapas necessárias para a obtenção do grau de **MESTRE EM BIOLOGIA DE AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS**. Nada mais havendo a tratar, às 11h30h (Onze horas e trinta minutos) foi lavrada a presente ata, que lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Banca Examinadora, pela Acadêmica e pela Coordenadora do Curso.

Prof^o. Dr. Leandro Bugoni

Prof^a. Dra. Camila Martinez Gaspar Martins

Prof^o. Dr. Guilherme Tavares Nunes

Natália Silveira Gularte

Prof^a. Dra. Camila de Martinez Gaspar Martins
Coordenadora do Curso