



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de
Ambientes Aquáticos Continentais



**Contaminação por Cádmio (Cd) e Chumbo (Pb) em
cisnes *Coscoroba coscoroba* e *Cygnus melancoryphus*
na Planície Costeira do Sul do Brasil**

Mônica Rodrigues Dietrich

Orientador: Leandro Bugoni

Rio Grande, Outubro de 2025

Contaminação por Cádmio (Cd) e Chumbo (Pb) em cisnes *Coscoroba coscoroba* e *Cygnus melancoryphus* na Planície Costeira do Sul do Brasil

Aluna: Mônica Rodrigues Dietrich

Orientador: Dr. 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, Outubro de 2025

D566c	<p>Dietrich, Mônica Rodrigues Contaminação por Cádmio (Cd) e Chumbo (Pb) em cisnes Coscoroba coscoroba e Cygnus melancoryphus na Planície Costeira do Sul do Brasil/ /Mônica Rodrigues Dietrich. - 2025. 93 f.</p> <p>Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande – Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais, 2025.</p> <p>Orientador: Dr. Leandro Bugoni.</p> <p>1. Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais. 2. Aves aquáticas. 3. Condição corporal.4. Ecotoxicologia 5. Isótopos estáveis 6. Metais. 7. Metalotioneína. I. Bugoni, Leandro.</p>
CDU 574.5(28)	

Catalogação na fonte: Bibliotecária Brenda Sequeira CRB10/1979



**ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM BIOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS – Nº 009/2025**

Às 09:00 hs (nove horas) do dia 19 (dezenove) do mês de novembro de 2025 (dois mil e vinte e cinco), no Laboratório de Bioinformática do ICB e via Webconferência (<https://conferenciaweb.rnp.br/sala/bioinformatica-icb-furg>), reuniram-se docentes, discentes e comunidade em geral, para a Defesa Pública da Dissertação de Mestrado da acadêmica Mônica Rodrigues Dietriech. A Dissertação intitulada “**Contaminação por Cádmio (Cd) e Chumbo (Pb) em cisnes *Coscoroba coscoroba* e *Cygnus melancoryphus* na Planície Costeira do Sul do Brasil**” foi avaliada pela Banca Examinadora composta pelo Profº Dr. Leandro Bugoni (Orientador e Presidente da banca); Profª. Dra. Camila de Martinez Gaspar Martins (FURG) e Profª. Drª. Cecilia Irene Pérez Calabuig (UFERSA). 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 pelo Coordenador Adjunto do Curso.

Documento assinado digitalmente
gov.br LEANDRO BUGONI
Data: 20/11/2025 09:06:33-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profº. Dr. Leandro Bugoni

Profª. Dra. Camila de Martinez Gaspar Martins

Documento assinado digitalmente
gov.br CECILIA IRENE PEREZ CALABUIG
Data: 20/11/2025 00:08:55-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profª. Drª. Cecilia Irene Pérez Calabuig

Documento assinado digitalmente
gov.br MONICA RODRIGUES DIETRIECH
Data: 20/11/2025 08:59:13-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Mônica Rodrigues Dietriech

Documento assinado digitalmente
gov.br CAMILA DE MARTINEZ GASPAR MARTINS
Data: 28/11/2025 11:08:35-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profª. Dra. Camila de Martinez Gaspar Martins



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



Coordenador do PPGBAC

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Federal do Rio Grande – FURG e ao Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais, assim como à CAPES, pela bolsa e pelo suporte que me permitiram dedicar-me plenamente à pesquisa, transformando um sonho em realidade. Ao meu orientador, sou grata pela oportunidade de ser orientada e pelo incentivo a buscar excelência em todas as etapas da pesquisa. Apesar dos desafios, você me estimulou a explorar plenamente as possibilidades, contribuindo significativamente para minha formação como pesquisadora. Por sua causa, eu encerro esta etapa com a certeza de que posso ir além e sou capaz de aprender tudo aquilo que tiver a oportunidade de vivenciar e explorar.

Aos colegas e amigos que caminharam comigo ao longo destes dois anos, meu sincero agradecimento. Pelos momentos de campo compartilhados, pelas conversas que acalentaram dúvidas e medos, pelo apoio silencioso e pelas risadas que tornaram os dias mais leves, cada gesto fez diferença nesta trajetória.

Ao meu pai Avelino Dietrich e a minha família de coração Roesler - Damschi, que estiveram ao meu lado desde o momento em que decidi dedicar-me ao mestrado, agradeço profundamente. Pelo incentivo e apoio na difícil decisão de deixar um emprego fixo e mudar-me para o outro lado do estado apenas com uma mala de roupas e um sonho, por ouvirem pacientemente meus relatos sobre cada avanço e cada descoberta, por me encorajarem nos momentos de insegurança e por sempre me lembarem que eu podia ir além do que imaginava.

E, especialmente, ao meu noivo o futuro Mestre, Leonardo Damschi que embarcou comigo nessa aventura de vir embora e fazer mestrado juntos, obrigado por acreditar em mim mesmo quando minhas próprias certezas falhavam, por cada final de semana atolados nos banhados em busca de caporocas e por cada noite de sexta-feira cortando penas comigo. Seu amor, companheirismo e dedicação foram forças fundamentais que me impulsionaram a seguir adiante, mesmo nos momentos mais difíceis. Agora, seguimos juntos para uma nova aventura.

RESUMO

As aves aquáticas são boas indicadoras da contaminação ambiental, tanto de grandes regiões quanto em áreas restritas, devido a sua capacidade de deslocamento e níveis tróficos diversos. A exposição a metais não essenciais como o cádmio (Cd) e o chumbo (Pb) pode causar nos organismos alterações genéticas, neurológicas, reprodutivas, comportamentais, prejudicar a nutrição e aumentar o estresse oxidativo. Estes metais estão presentes no ambiente de forma natural, mas também podem ser liberados através de atividades industriais, uso de fertilizantes, pesca e caça. O objetivo deste projeto foi quantificar a concentração de Cd e Pb no sangue e penas de capororoca, *Coscoroba coscoroba* e cisne-de-pescoço-preto *Cygnus melancoryphus* e avaliar relações com sexo, classe etária, condição corporal, concentração de metalotioneína (MT) plasmática e valores de isótopos estáveis de C e N. Ainda, determinou-se Cd e Pb no solo, nas plantas e na água das áreas utilizadas pelos cisnes, a fim de inferir a possível origem da contaminação. Hipotetizamos que aves com menor condição corporal, machos, adultos e espécimes com maiores concentrações de MT plasmática apresentariam concentrações mais elevadas de Pb e Cd. As concentrações de Pb e Cd em *C. melancoryphus* e *C. coscoroba* foram predominantemente baixas, indicando baixa exposição a esses metais. Os dados isotópicos revelaram diferenças tróficas e de uso de habitat entre espécies, tecidos e locais de captura, com *C. coscoroba* apresentando valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ mais elevados e nichos isotópicos mais amplos. Os valores isotópicos correlacionaram-se positivamente com Pb, sugerindo associação entre variações tróficas/uso de habitat e exposição a Pb, enquanto a condição corporal correlacionou-se negativamente com as concentrações de Pb. Comparativamente, os cisnes-de-pescoço-preto e as fêmeas apresentaram maiores concentrações e MT, padrão não explicado pelas concentrações de Pb e Cd, possivelmente relacionado à exposição a outros metais ou estressores, ou a diferenças fisiológicas entre espécies e sexos. No contexto temporal e espacial deste estudo, indicam exposição reduzida das duas espécies de cisnes durante o período amostrado. Outras ameaças podem ter maior relevância para a conservação de suas populações.

Palavras-chave: aves aquáticas, condição corporal, ecotoxicologia, isótopos estáveis, metais, metalotioneína.

ABSTRACT

Waterfowl are good indicators of environmental contamination, both in large regions and in restricted areas, due to their ability to move around and their variable trophic levels. Exposure to non-essential metals such as cadmium (Cd) and lead (Pb) can cause genetic, neurological, reproductive, and behavioral changes in organisms, impair nutrition, and increase oxidative stress. These metals are naturally present in the environment, but they can also be released through anthropogenic action, such as industrial activities, fertilizer use, fishing, and hunting. The objective of this project was to quantify the concentration of Cd and Pb in the blood and feathers of coscoroba swan, *Coscoroba coscoroba*, and black-necked swan *Cygnus melancoryphus* and to evaluate relationships with sex, age class, body condition, plasma metallothionein (MT) concentration, and stable isotope values of C and N. In addition, we determined Cd and Pb in soil, plants, and water in the areas used by swans, in order to infer possible sources of contamination. We hypothesized that birds with lower body condition, males, adults, and specimens with higher plasma MT concentrations would have higher concentrations of Pb and Cd. Pb and Cd concentrations in black-necked and coscoroba swans were predominantly low, indicating low exposure to these metals. Isotopic data revealed trophic and habitat use differences between species, tissues, and capture sites, with coscoroba swans showing higher mean $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values and broader isotopic niches. Isotopic values correlated positively with Pb, suggesting an association between trophic/habitat use variations and Pb exposure, while body condition correlated negatively with Pb concentrations. Comparatively, black-necked swans and females had higher metal concentrations and MT levels, a pattern not explained by Pb and Cd concentrations, possibly related to exposure to other metals or stressors, or to physiological differences between species and sexes. At the temporal and spatial contexts addressed in the current study, which indicates reduced exposure of the two swan species during the sampling period, other threats may be more relevant to the conservation of their populations.

Key-words: body condition, ecotoxicology, metallothionein, metals, stable isotopes, waterfowl.

APRESENTAÇÃO

A dissertação está organizada em três seções principais. A primeira corresponde à Introdução Geral, que apresenta a contaminação por metais não essenciais em aves aquáticas, seus impactos sobre a saúde e o ecossistema, e a importância de biomarcadores e isótopos estáveis como ferramentas para avaliar dieta, exposição e origem da contaminação, finalizando com os objetivos e hipóteses do estudo. A segunda parte, o capítulo 1, é um manuscrito em formato de artigo que investiga a exposição de cisnes (*Coscoroba coscoroba* e *Cygnus melancoryphus*) ao cádmio (Cd) e chumbo (Pb) por meio de análises de sangue e penas. Considerou-se o efeito das variáveis classe etária, sexo, condição corporal e a concentração de metalotioneína plasmática, além dos valores de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio para identificar padrões tróficos e fontes ambientais de contaminação, sobre as concentrações de metais nas aves. Além disso, Cd e Pb também foram analisados em sedimentos, plantas e água coletados nos locais de forrageio, a fim de avaliar as possíveis fontes de contaminação. O capítulo segue as normas da revista *Environmental Pollution* (A1). Por fim, a dissertação apresenta as considerações finais e perspectivas do estudo.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	12
<i>Aves aquáticas como biomonitoras</i>	14
<i>Contaminação ambiental por metais</i>	12
<i>Metalotioneína (MT)</i>	16
<i>Mecanismos de eliminação de metais</i>	18
<i>Influência da idade na bioacumulação de metais</i>	19
<i>Cádmio (Cd)</i>	20
<i>Chumbo (Pb)</i>	21
<i>Condição corporal</i>	22
<i>Isótopos estáveis em ecotoxicologia</i>	23
<i>Matrizes não letais para o biomonitoramento</i>	25
<i>Espécies-alvo</i>	26
<i>Área de estudo</i>	32
<i>Justificativa</i>	35
OBJETIVO	36
<i>Objetivos específicos</i>	36
HIPÓTESES	37
REFERÊNCIAS	37
CAPÍTULO 1	47
Resumo	48
Palavras-chave:.....	49
Resumo gráfico.....	49
Destaques	49
1. Introdução	50
2. Materiais e métodos.....	55

<i>2.1. Área de estudo</i>	55
<i>2.2. Coleta de amostras</i>	56
<i>2.3. Análise de Cd e Pb</i>	56
<i>2.4. Análise da concentração de metalotioneína.....</i>	57
<i>2.5. Análise de isótopos estáveis</i>	58
<i>2.6. Análise da condição corporal</i>	58
<i>2.7. Análises estatísticas.....</i>	59
Resultados.....	60
<i>3.1. Metais</i>	60
<i>3.2. Metais no ambiente.....</i>	65
<i>3.3. Metalotioneína (MT)</i>	65
<i>3.4. Isótopos estáveis</i>	66
4. Discussão	68
5. Conclusão	70
Declaração de conflitos de interesse.....	71
Agradecimentos	71
Contribuição dos autores	72
Referências	72
Material Suplementar	81
CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS	85

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1. Cisne capororoca (<i>Coscoroba coscoroba</i>). Foto: Andres Vasquez Noboa, em Birds of the World.....	27
Figura 2. Ninho de Cisne capororoca (<i>Coscoroba coscoroba</i>). Foto: Mônica Rodrigues Dietriech, arquivo pessoal.....	29
Figura 3. Cisne-de-pescoço-preto (<i>Cygnus melancoryphus</i>). Foto: Claudia Brasileiro, em Birds of the World.....	30
Figura 4. Ninho de cisne-de-pescoço-preto (<i>Cygnus melancoryphus</i>). Foto: Fabiano José de Souza, em Fauna digital Rio Grande do Sul.....	31
Figura 5. Localização geográfica dos pontos de amostragem Capão Seco e Estação Ecológica do Taim, no sul do Brasil.	33
Figura 6. Local de amostragem Capão Seco em Rio Grande, RS. Foto: Mônica Rodrigues Dietriech, arquivo pessoal.	34
Figura 7. Local de amostragem Estação Ecológica do Taim em Rio Grande, RS. Foto: Mônica Rodrigues Dietriech, arquivo pessoal.	35

CAPÍTULO 1

Fig. 1. Localização geográfica dos locais de amostragem de <i>Cygnus melancoryphus</i> e <i>Coscoroba coscoroba</i> no Capão Seco e Estação Ecológica do Taim, sul do Brasil.	55
Fig. 2. Concentrações de Cd e Pb ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, peso seco) em sangue, penas em crescimento e penas crescidas de cisnes <i>Coscoroba coscoroba</i> e <i>Cygnus melancoryphus</i> amostrados em 2024 no sul do Brasil. A linha dentro da caixa indica a mediana, os limites da caixa correspondem ao 1º e 3º quartis, e as linhas que se estendem a partir da caixa representam a faixa de dados sem outliers. Os pontos mostram os valores individuais de cada amostra.	63
Fig. 3. Análise de Redundância (RDA) das concentrações de Cd e Pb nas penas crescidas de <i>C. coscoroba</i> e <i>C. melancoryphus</i> em função de variáveis contínuas significativas: \hat{M}_i , $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$. Cada elipse representa uma espécie, sendo a roxa <i>C. coscoroba</i> e a laranja <i>C. melancoryphus</i> .	

As setas indicam as variáveis explicativas, cuja direção reflete sua correlação com os eixos da RDA.....	64
Fig. 4. Concentração de metalotioneína (MT) em $\mu\text{g.mL}^{-1}$ no plasma sanguíneo de <i>C. coscoroba</i> (pontos roxos) e <i>C. melancoryphus</i> (pontos laranjas) em função do sexo, amostrados no sul do Brasil em 2024. Cada ponto representa um indivíduo classificado por sexo, sendo F = fêmeas e M = machos.....	66
Fig. 5. Elipses bayesianas SEAc (áreas de elipse ajustadas para pequeno tamanho amostral) a partir dos valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) em sangue, penas em crescimento e penas crescidas de <i>C. coscoroba</i> e <i>C. melancoryphus</i> amostrados em 2024 em duas áreas no sul do Brasil. CS = Capão Seco; ESEC = Estação Ecológica do Taim. Cada ponto representa um indivíduo, e as elipses correspondem às áreas de dispersão isotópica das espécies entre locais de captura.....	67

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Concentrações médias \pm desvio padrão ($\mu\text{g.g}^{-1}$ peso seco) e intervalo mínimo–máximo de Pb e Cd em penas em crescimento, penas crescidas, sangue de <i>Cygnus melancoryphus</i> e <i>Coscoroba coscoroba</i> e cascas de ovos de <i>Coscoroba coscoroba</i> coletados no sul do Brasil. n = número total de amostras analisadas.....	61
Tabela 2. Concentrações de Cd e Pb em amostras ambientais (plantas, sedimento e água) coletadas no Capão Seco e na Estação Ecológica do Taim, sul do Brasil em 2024. n = número de amostras independentes. Para plantas e sedimento, as unidades são $\mu\text{g.g}^{-1}$ (peso seco); para água, $\mu\text{g.mL}^{-1}$. Valores abaixo do limite de detecção são indicados como < LD.....	65
Tabela S1. Limites de detecção (LD) determinados para Cd e Pb em diferentes matrizes biológicas (sangue, penas em crescimento, penas crescidas e cascas de ovos de <i>Coscoroba coscoroba</i> e <i>Cygnus melancoryphus</i>) e ambientais (sedimento, plantas e água) coletadas no sul	

do Brasil em 2024. As concentrações estão expressas em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (peso seco), exceto para água, em que os valores estão expressos em $\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$	81
---	----

Tabela S2. Concentração de metalotioneína (MT, $\mu\text{g}\cdot\text{mL}$) no plasma sanguíneo de cisnes *Coscoroba coscoroba* e *Cygnus melancoryphus* amostrados em 2024 no sul do Brasil. Os valores apresentados correspondem à média \pm desvio padrão de MT por espécie e sexo, sendo F = fêmeas, M = machos e NA = sexo não identificado. O número de indivíduos incluídos em cada grupo está indicado na coluna *n*

	82
--	----

Tabela S3. Valores médios (\pm desvio padrão) de $\delta^{13}\text{C}$ $\delta^{15}\text{N}$ (em ‰) em amostras de sangue, penas em crescimento e penas crescidas de *Coscoroba coscoroba* e *Cygnus melancoryphus*, coletados em duas localidades no sul do Brasil: Capão Seco e Estação Ecológica do Taim. O número de indivíduos analisados em cada grupo está na coluna *n*

	83
--	----

Tabela S4. Amplitude isotópica (‰²) por tecido e grupo (espécie e local de captura: *C. melancoryphus* (CS) = Capão Seco; *C. coscoroba* (C.S) = Capão Seco; *C. coscoroba* (ESEC) = ESEC do Taim). Métricas: TA = área total, SEA = elipse padrão, SEAc = elipse padrão corrigida para pequenas amostras. O número de amostras em cada grupo está na coluna *n*. ..

	84
--	----

INTRODUÇÃO GERAL

Contaminação ambiental por metais

No meio ambiente há diferentes fontes de liberação de metais, sejam elas de origem natural ou antropogênica. A origem natural ocorre pelo ciclo das rochas magmáticas, metamórficas e sedimentares, através do intemperismo, a formação de solo, erupções vulcânicas, transporte de elementos do solo pelo vento e incêndios florestais. Por outro lado, as fontes antropogênicas podem ser a produção industrial e a agricultura que implicaram em mudanças desfavoráveis ao ambiente natural, contribuindo com a poluição do solo, ar e água com metais (Bradl, 2005; Kar e Patra, 2021; Korbecki et al., 2019). Outra fonte de liberação antrópica são porções visíveis de metais puros que podem ser encontrados em ambientes aquáticos. Como exemplos estão os *pellets* de Pb de munições e chumbadas de pesca, que podem ser letais às aves, quando ingeridos e erodidos na moela, causando intoxicação aguda (Binkowiski et al., 2013). A exposição aguda corresponde a eventos de curta duração geralmente com concentrações mais altas, efeitos imediatos e eventualmente letais (Newman, 2015). O uso excessivo de fertilizantes fosfatados, óleos e combustíveis fósseis provoca o acúmulo de elementos como Cu, Zn, Cd, Pb, Cr, Mn e cobalto (Co) no ambiente, cadeia trófica e nos tecidos das aves (Burger e Gochfeld, 2000; Shahbaz, 2013). Nos ambientes aquáticos os metais são distribuídos pela água, solo, plantas e animais. A disponibilidade dos metais em ambiente aquático depende dos parâmetros físico-químicos e biológicos como pH, dureza e quantidade de matéria orgânica, devido à competição por sítios de ligação com moléculas orgânicas e inorgânicas (Newman, 2015; USEPA, 2016). Isso ocorre porque o pH, a dureza da água e a presença de matéria orgânica determinam a forma química (especiação) dos metais. Em pH mais baixo, por exemplo, aumentam as formas iônicas livres, que são mais biodisponíveis e tóxicas. A dureza, relacionada principalmente às concentrações de cálcio e magnésio, pode reduzir a toxicidade ao competir com os metais por sítios de absorção biológica. Já a matéria orgânica dissolvida tende a formar complexos estáveis com os metais, diminuindo a fração livre disponível para ser absorvida pelos organismos aquáticos (Newman, 2015; USEPA, 2016). Ademais, as mudanças climáticas afetam diretamente a disponibilidade de metais no ambiente. A redução do volume de água em rios, causada por alterações nos padrões hidrológicos, diminui a capacidade de diluição dos contaminantes, elevando a concentração de

metais dissolvidos e sua biodisponibilidade para os organismos aquáticos. Eventos extremos, como inundações, podem remobilizar sedimentos contaminados, redistribuindo metais no ecossistema. Nesses eventos, formas anteriormente menos biodisponíveis podem tornar-se mais acessíveis biologicamente, aumentando os riscos de exposição e toxicidade para a biota aquática e terrestre (Newman, 2015).

Os organismos podem bioacumular e biomagnificar metais (Furness e Greenwood, 1993). Bioacumulação refere-se ao processo pelo qual um organismo acumula contaminantes de várias fontes, incluindo água, alimentos ou sedimentos. Ocorre quando a absorção de um contaminante excede sua eliminação, resultando no acúmulo da substância no organismo ao longo do tempo (Furness e Greenwood, 1993; Newman, 2015). Já a biomagnificação é o aumento da concentração de um contaminante à medida que ele passa de um nível trófico para outro. Isso acontece principalmente devido à ingestão de presas contaminadas, levando a concentrações mais altas nos predadores de topo da cadeia trófica, como aves marinhas, aves de rapina e algumas aves aquáticas, que frequentemente apresentam as maiores concentrações dessas substâncias, em comparação com os organismos de níveis tróficos inferiores (Furness e Greenwood, 1993; Newman, 2015). A contaminação por metais nas aves ocorre principalmente através do consumo de alimentos contaminados e consumo accidental de sedimento (Hernández et al., 1999). Os metais podem ser classificados em essenciais e não essenciais, de acordo com sua atuação no metabolismo dos organismos. Metais essenciais, como Cu e Zn, são necessários para o desenvolvimento do organismo, pois participam de processos enzimáticos, bioquímicos e da manutenção da homeostase (Roselli et al., 2016). O zinco é parte de enzimas antioxidantes, como a superóxido dismutase (SOD), contribuindo para a defesa contra espécies reativas de oxigênio. Já o cobre atua como cofator de enzimas envolvidas na respiração celular (por exemplo, a citocromo c-oxidase) e na proteção redox (novamente por meio da SOD), de modo que sua regulação é essencial para manter o equilíbrio interno e evitar tanto deficiência quanto acúmulo tóxico (Guengerich, 2018; Lauer, 2012). Apesar de necessários, esses elementos podem se tornar tóxicos quando presentes em concentrações elevadas ou, inversamente, prejudicar funções biológicas quando estão em níveis muito baixos (Newman, 2015). Os metais não essenciais não possuem função biológica conhecida e podem causar efeitos adversos mesmo em baixas concentrações. Exemplos desses metais incluem Cd, Hg, Pb e prata (Ag) (Newman, 2015; Roselli et al., 2016).

Aves aquáticas como biomonitoras

As aves aquáticas formam um grupo diverso e funcionalmente importante, associado a áreas úmidas e responsável por vários serviços ecossistêmicos (Binkowski et al., 2013; Green et al., 2013). As aves são boas indicadoras da biodiversidade, estado ecológico do ambiente, podem controlar pragas, atuar nos ciclos biogeoquímicos, na dispersão de sementes e de organismos como invertebrados, microrganismos e até ovas de peixes (Barboza et al., 2022; Green et al., 2013). As aves conseguem refletir a saúde do ambiente a partir das mudanças nos ecossistemas, em nível de nutrientes e através da exposição a contaminantes (Ashraf e Ali, 2021). Deslocam-se por longas distâncias e, portanto, suas áreas de alimentação são mais amplas quando comparadas a de animais com menor mobilidade. Isso torna as aves aquáticas boas indicadoras de contaminação, tanto de grandes regiões quanto em áreas restritas (Korbecki et al., 2019). As aves são capazes de amostrar a saúde do ambiente, através da avaliação de diferentes tecidos. Nesse caso cada tecido representa uma janela temporal distinta. O sangue as penas em crescimento representam a contaminação recente, enquanto as penas totalmente crescidas refletem a exposição de meses anteriores (Lewis e Furness, 1991; Lima et al., 2022). No entanto, podem ser ameaçadas por numerosos elementos químicos, como metais, que muitas vezes estão facilmente disponíveis na água, sedimento, em plantas e animais em ambientes aquáticos (Binkowski et al., 2013; Giulio e Scanlon, 1985). Ademais, muitas aves apresentam alta longevidade e retornam às mesmas áreas de reprodução, permitindo avaliações temporais da exposição a contaminantes e a detecção de efeitos cumulativos. Podem apresentar alterações fisiológicas como variações nas proteínas de estresse, ou ainda alterações comportamentais como mudanças na reprodução, vocalização, uso do habitat, ou morfológicas como alterações na coloração das penas ou deformidades em resposta à exposição a contaminantes (Newman, 2015). As aves são componentes carismáticos dos ecossistemas, de grande porte e, assim, os efeitos tóxicos observados despertam atenção científica e pública, funcionando também como catalisadores para ações de conservação e gestão ambiental (Newman, 2015). Neste contexto, as aves aquáticas destacam-se como sentinelas ambientais, termo que, segundo Furness e Greenwood (1993), descreve espécies particularmente sensíveis e capazes de fornecer alertas precoces sobre mudanças na qualidade ambiental. Assim, as aves atuam como biomonitoras, revelando, por meio de alterações fisiológicas, comportamentais e morfológicas a presença, magnitude e origem de contaminantes nos habitats onde se alimentam e reproduzem (Furness e Greenwood, 1993).

A avifauna aquática é usada mundialmente em pesquisas como biomonitoras pois oferecem vantagens particulares como indicadores da contaminação por metais. Elas alimentam-se ao longo de diversos níveis tróficos, incluindo nos níveis tróficos superiores dos ecossistemas e, portanto, podem fornecer informações sobre a extensão da contaminação em toda a cadeia alimentar (Furness e Greenwood, 1993). Por exemplo, a contaminação por ferro (Fe), zinco (Zn), cobre (Cu), manganês (Mn), chumbo (Pb) e cádmio (Cd) em fígado de sete espécies de anátidos foi avaliada na Coreia do Sul, revelando que todas as espécies amostradas apresentaram espécimes que excederam o limite de exposição normal ao Pb em fígado de aves aquáticas selvagens (Kim e Oh, 2012). Nesse estudo, as concentrações foram interpretadas com base em faixas de referência amplamente utilizadas para o fígado de aves aquáticas, as quais distinguem níveis típicos de indivíduos não expostos de níveis elevados associados à exposição anormal. Assim, valores acima do intervalo considerado típico indicam contato recente ou mais intenso com fontes externas de Pb, ainda que não necessariamente em níveis compatíveis com toxicidade. O limite de Pb no fígado para causar efeitos adversos em aves é de $45 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ de peso seco (Guitart et al., 1994). A exposição a metais em cisne-negro (*Cygnus atratus*) e as características químicas do sangue foram avaliadas em uma população urbana na Austrália, revelando uma correlação negativa entre a concentração de Zn e o colesterol dos indivíduos amostrados (Nzabanita et al., 2024). Essa relação já foi observada em outras espécies em estudos anteriores; entretanto, não há evidências que comprovem que essa alteração ocorra devido à exposição a metais (Nzabanita et al., 2024). A contaminação pelos metais Cd, Cu, Mn, Pb, Zn e cromo (Cr) foi avaliada em cérebro e fígado de nove espécies de anátidos encontrados mortos (frescos) na Grécia, revelando maiores concentrações de todos os metais no fígado em comparação ao cérebro (Aloupi et al., 2017). Esse padrão foi relacionado aos processos metabólicos e à síntese de metalotioneína durante a eliminação dos contaminantes. Entre as espécies amostradas, *Cygnus olor* apresentou as maiores concentrações de Zn, Cu, Cr e Pb no tecido hepático, resultado atribuído ao consumo de grandes quantidades de vegetação aquática e à possível baixa capacidade de eliminação. Além disso, supõe-se que essa alta concentração poderia ter causado a morte dos indivíduos, devido à exposição em nível crônico (Aloupi et al., 2017). A exposição crônica caracteriza-se por ocorrer em períodos prolongados, geralmente em baixas concentrações, resultando em efeitos subletais (Newman, 2015). Efeitos subletais são alterações adversas em organismos que ocorrem em concentrações de contaminantes abaixo das que causam a morte direta. Esses efeitos podem comprometer a aptidão dos indivíduos, refletindo-se em prejuízos ao crescimento, reprodução, comportamento, fisiologia,

imunocompetência ou desenvolvimento. Além disso, comportamentos alterados como perda de coordenação, mudanças na atividade locomotora, redução da alimentação, menor capacidade de predação, disfunções reprodutivas e alterações nas interações sociais têm sido frequentemente registradas como respostas subletais a contaminantes como Cd e Pb em diversas espécies (Newman, 2015). No sul do Brasil, a concentração de Cd e Pb em penas, sangue e ovos de garça-branca-grande (*Ardea alba*) e colhereiro (*Platalea ajaja*) foi avaliada em regiões límnicas e estuarinas, identificando maiores concentrações de Pb nos indivíduos da região estuarina da Lagoa dos Patos, e valores mais elevados de Cd nas cascas dos ovos coletados na região límica próxima ao Taim (Barreto, 2013). A concentração de Cu, Cd e Pb em penas e sangue de adultos e filhotes do cisne-de-pescoço-preto (*Cygnus melancoryphus*) foi investigada na Estação Ecológica do Taim (ESEC do Taim), também no sul do Brasil, mostrando diferenças entre classes etárias, com maiores concentrações dos três elementos nos filhotes em comparação aos adultos. Esse resultado foi relacionado à absorção de metais pelos filhotes ainda no ovo, sendo ressaltado que o desenvolvimento ocorreu na própria lagoa onde foram capturados, o que reflete a exposição local aos contaminantes. Além disso, os cisnes machos apresentaram concentrações mais elevadas de Cd e Cu em relação às fêmeas, o que foi associado à eliminação de metais pelas fêmeas através da postura de ovos (Santos, 2014). Ainda na ESEC do Taim, a concentração de Cu, Cd, Cr, níquel (Ni), Pb e Zn foi determinada em fezes, penas e sangue de *C. melancoryphus*, revelando valores médios de 1,85 e 2,30 µg.g⁻¹ (peso seco) para Cd e Pb, respectivamente, no sangue das aves durante o verão. Não foram observadas diferenças significativas entre as classes etárias, sexo e as concentrações de Cu, Cd, Cr, Ni e Pb nas fezes (Rosa, 2017).

Metalotioneína (MT)

Após a ingestão, os metais são distribuídos por processos bioquímicos e fisiológicos para o sangue, e posteriormente, são armazenados em tecidos e órgãos (Lodenius e Solonen, 2013). Os metais são absorvidos principalmente no trato gastrointestinal, onde competem com minerais essenciais como o cálcio (Ca), ferro (Fe) e o zinco (Zn) (Scheuhammer, 1987; Fowler, 2009). Após a absorção, circulam ligados a proteínas plasmáticas, no caso do Pb, majoritariamente às hemácias, o que determina sua distribuição preferencial para órgãos metabolicamente ativos como fígado e rim (Pain et al., 2019). O fígado e os rins são órgãos mais suscetíveis aos efeitos tóxicos do Cd e Pb, e podem estar relacionados à capacidade de síntese das metalotioneínas (MT). O fígado é o primeiro grande sítio de acúmulo, recebe o

sangue venoso via sistema porta hepático, atuando como órgão detoxificador primário. O rim é afetado pois filtra continuamente o plasma e acumula complexos metal-proteína, especialmente Cd ligado às MTs, que se concentra no córtex renal (Nordberg et al., 2022).

As MTs são proteínas de baixo peso molecular que desempenham funções fisiológicas relacionadas à homeostase, como o armazenamento de metais essenciais e a desintoxicação dos não essenciais (Genchi et al., 2020). São proteínas que se localizam principalmente no citoplasma em diferentes isoformas codificadas por alelos variando a posição cromossômica conforme a espécie (Sigel et al., 2009). A propriedade que permite às MTs ligarem-se fortemente aos metais é sua alta concentração de resíduos de cisteína os quais apresentam grupos tiol ($-SH$) capazes de coordenar íons metálicos com grande afinidade (Andrews, 1989; Krężel e Maret, 2016). No processo de desintoxicação as MTs são induzidas e protegem as células ligando-se firmemente aos íons tóxicos. Essa indução ocorre porque os metais ativam fatores de transcrição metal-responsivos, aumentando a expressão gênica das MTs, que funcionam como tampões intracelulares, reduzindo a fração de metal livre capaz de causar dano celular (Nordberg et al., 2022). O estresse oxidativo causado pela exposição a metais pode ser um dos mecanismos responsáveis por diversas doenças hepáticas e renais (Genchi et al., 2020; Rao et al., 1989). Isso ocorre porque metais como Cd e Pb podem favorecer a formação de espécies reativas de oxigênio (EROs), como o radical superóxido ($O_2^{\bullet-}$), o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e o radical hidroxila ($\cdot OH$). Esses radicais livres atacam componentes celulares, como lipídios, proteínas e DNA, levando a danos estruturais e funcionais. Quando o sistema antioxidante do organismo, incluindo enzimas como superóxido dismutase (SOD) e catalase (CAT), não consegue neutralizar esse excesso de radicais, instala-se o estresse oxidativo, contribuindo para inflamação, morte celular e disfunções em órgãos como fígado e rins (Newman, 2015). Os metais favorecem a formação de EROs porque interferem em processos mitocondriais, deslocam íons essenciais envolvidos na cadeia respiratória e catalisam reações redox que geram EROs. O Cd inibe enzimas antioxidantes amplificando a produção de radicais livres. Quanto ao Pb, altera o metabolismo do cálcio intracelular, afetando a função mitocondrial e aumenta o vazamento de elétrons que originam superóxido (Fowler, 2009). As MTs contribuem para a proteção ao atuarem como sequestradores intracelulares de metais, reduzindo a disponibilidade de íons catalíticos e funcionando como antioxidantes diretos, já que seus grupos tiol podem neutralizar EROs (Krężel e Maret, 2016).

As MTs geralmente apresentam maior concentração no fígado e no rim. Estão presentes também na urina e no sangue, tanto no plasma como nas células, o que possibilita diferentes

análises de forma menos invasiva (Garvey et al., 1987). Os níveis mais altos no fígado e no rim refletem o fato de que esses órgãos são responsáveis pela detoxificação e excreção: o fígado sintetiza intensamente MT em resposta a metais absorvidos, e o rim concentra Cd-MT filtrado e reabsorvido nos túbulos proximais, onde a proteína é degradada e o Cd é liberado, podendo causar toxicidade local (Nordberg et al., 2022). É importante destacar que a indução das MT não constitui, por si só, um diagnóstico inequívoco de exposição a metais, pois fatores fisiológicos e ambientais como estação do ano, temperatura, condição reprodutiva e sexo podem influenciar os níveis da proteína associada ao estresse oxidativo (Newman, 2015).

As respostas ao estresse oxidativo em aves variam conforme a idade e o sexo. Indivíduos jovens apresentam sistemas antioxidantes imaturos, o que os torna mais suscetíveis ao acúmulo de EROS. Com o envelhecimento, há tendência ao aumento do dano oxidativo, relacionado à menor eficiência das defesas fisiológicas. Diferenças entre os sexos também influenciam essas respostas. Comportamentos associados ao cuidado parental e à disputa por ninhos nas fêmeas, podem aumentar o estresse oxidativo. Além disso, a função mitocondrial, principal fonte de EROS, é influenciada pela maturação dos órgãos, o que contribui para variações na resposta oxidativa ao longo do desenvolvimento (Scanes et al., 2022). As MTs, ao complexar metais, podem influenciar diretamente a transferência trófica desses elementos e seus efeitos ecotoxicológicos ao longo da cadeia alimentar (Newman, 2015). A concentração de MT no rim e fígado do pato-das-ondas (*Melanitta perspicillata*) foi avaliada em diferentes exposições a metais, revelando uma correlação significativa entre a concentração de metalotioneína no fígado e no rim, além de uma correlação entre a concentração de MT e Cd em ambos os tecidos (Barjaktarovic et al., 2002). Em outro estudo foram identificadas correlações significativas entre Zn e MT, bem como entre os níveis de Cd e MT, no rim e fígado da gaivota *Larus fuscus* (Stewart et al., 1996). Além disso, correlações positivas entre as concentrações de Hg, As e Se no sangue e a MT no plasma sanguíneo foram observadas em filhotes de cegonha (*Ciconia ciconia*) (Bjedov et al., 2023).

Mecanismos de eliminação de metais

Os metais ocorrem nas penas em crescimento via corrente sanguínea e são acumulados durante seu desenvolvimento (Lewis e Furness, 1991). Penas crescidas, inertes, apresentam concentrações de metais referente ao período de seu desenvolvimento, devido ao contato direto com a corrente sanguínea e proteínas necessárias para a sua formação (Lewis e Furness, 1991). Os contaminantes são eliminados do corpo das aves através das penas durante a muda da

plumagem, através das fezes e na postura de ovos (Lodenius e Solonen, 2013). A contaminação expressa nos ovos reflete a exposição das fêmeas durante a formação dos ovos, indicando a exposição do local e o acúmulo nos tecidos. Assim, a postura dos ovos, além da finalidade reprodutiva, é considerada um mecanismo de eliminação de metais pelas fêmeas (Burger, 1994; Burger e Gochfeld, 1996). Antes da postura, as fêmeas aumentam a ingestão de cálcio (Ca) e isso pode aumentar a absorção e assimilação de metais (Perrins, 2008). Isso ocorre porque Cd²⁺ e Pb²⁺ possuem a mesma valência do Ca²⁺, e assim competem pelos mesmos transportadores e sítios de ligação envolvidos na absorção e deposição de Ca (Nordberg et al., 2022). O Ca é um mineral essencial para a formação da casca do ovo e o desenvolvimento do embrião. Por conta disso, durante a formação do embrião e da casca, ocorre tanto o acúmulo de Ca como também o de metais (Orłowski et al., 2019). A contaminação por Cd e Pb nas cascas e no conteúdo dos ovos de garça-branca-grande (*Ardea alba*) e colhereiro (*Platalea ajaja*) foi investigada em habitats estuarino e límnicos no sul do Brasil, e revelou diferenças significativas entre espécies e habitats, com as garças apresentando maiores concentrações de Cd e Pb em comparação aos colhereiros, especialmente em áreas estuarinas próximas a atividades industriais e urbanas (Barreto et al., 2025). Essas diferenças foram associadas às estratégias de forrageio das espécies, uma vez que as garças exploram ambientes estuarinos e límnicos, enquanto os colhereiros alimentam-se exclusivamente em áreas límnicas. Variações nas concentrações de elementos como Cd, Pb, Hg, selênio (Se) e arsênio (As) também foram verificadas em sangue e ovos de êideres-de-óculos (*Somateria fischeri*), comparando fêmeas adultas durante o início da incubação, logo após a postura dos ovos, com machos da mesma população. Os níveis de Se no sangue das fêmeas foram inferiores aos dos machos nesse período, sendo essa diferença relacionada ao depósito de Se nos ovos, como mecanismo de eliminação pelas fêmeas. Parte dessa contaminação foi observada também nos filhotes amostrados nos primeiros 30 dias de vida (Grand et al., 2002).

Influência da idade na bioacumulação de metais

A idade é um fator importante para o acúmulo de metais, pois influencia substancialmente os padrões de bioacumulação em aves (Berglund et al., 2011; Newman, 2015). Indivíduos jovens tendem a apresentar menores níveis de alguns metais como Hg e Cd em comparação com adultos, possivelmente devido ao menor tempo de exposição e à diluição associada ao rápido crescimento corporal nos estágios iniciais de vida. O crescimento rápido pode atuar como mecanismo de redução de concentração de contaminantes por diluição,

especialmente nos tecidos em expansão, como ossos que podem acumular metais como Pb (Newman, 2015). No entanto, no caso do Pb, embora parte seja de fato incorporada aos ossos durante o período de crescimento, esse compartimento não é totalmente inerte. O Pb depositado na matriz óssea pode tornar-se biodisponível novamente, através da remodelação ou mobilização de cálcio, como ocorre durante a postura dos ovos, períodos de jejum ou alterações metabólicas (Nordberg et al., 2022; Pain et al., 2019). Outro fator que pode influenciar é o crescimento da plumagem, no qual indivíduos jovens apresentam concentrações baixas de Cd no sangue em comparação com adultos, o que pode ser explicado pelo acúmulo de metais nas penas durante o crescimento (Wayland e Scheuhammer, 2011). As concentrações de Cd, Pb, Fe, Zn, Mn, Ni e Cu foram avaliadas no fígado, rim, músculo peitoral, cérebro e ossos do pato-real (*Anas platyrhynchos*), cujo resultado identificou diferenças entre indivíduos jovens e adultos. Patos-reais jovens apresentaram valores mais elevados de Cd nos ossos e no músculo peitoral, além de Pb no músculo peitoral e fígado, em comparação aos adultos. Em todos os indivíduos amostrados os valores de Cd nos rins foram de 8 a 9 vezes maiores do que no fígado (Kalisinska et al., 2003). A contaminação por Cd, Pb, Cr, Al, Cu, Mn, Zn e Fe também foi analisada em penas de filhotes e adultos de gaivota-de-cauda-preta (*Larus crassirostris*), revelando concentrações de Zn significativamente mais altas nos filhotes em comparação aos adultos, resultado que pode estar relacionado ao desenvolvimento ósseo e à alta atividade metabólica durante o crescimento (Kim e Oh, 2015). As concentrações de Hg no sangue dos cisnes mudos (*Cygnus olor*), no sul da Polônia, mostraram uma variação clara entre as classes etárias. Os filhotes apresentaram os menores níveis médios, em torno de 2 ng.mL^{-1} , enquanto indivíduos juvenis e adultos apresentaram concentrações significativamente mais altas, de 7 ng.mL^{-1} e 6 ng.mL^{-1} , respectivamente. Essa diferença é explicada pelo rápido crescimento corporal dos filhotes, que dilui a carga de Hg, e acúmulo durante o desenvolvimento das penas. Por sua vez os indivíduos mais velhos apresentaram concentrações mais altas devido ao prolongado tempo de exposição ao longo da vida (Kucharska et al., 2019).

Cádmio (Cd)

O Cd é um metal não essencial que apresenta risco para a saúde de humanos e animais, tem sido reconhecido como um dos metais mais tóxicos, e é continuamente liberado nos ambientes através de fontes antrópicas (Genchi et al., 2020; Kar e Patra, 2021). De acordo com a resolução CONAMA 357 (Brasil, 2005), a concentração máxima permitida de Cd em água doce é de $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$, em salina e salobra é de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$, e quanto ao lançamento de

efluentes, o máximo é de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Conforme a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency, USEPA) em ambientes de água doce, os critérios recomendados para proteção da vida aquática são de $1,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ para exposição aguda e $0,72 \mu\text{g.L}^{-1}$ para exposição crônica. Já para ambientes salobres, os limites estabelecidos são mais elevados, com $33 \mu\text{g.L}^{-1}$ para exposição aguda e $7,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ para exposição crônica (USEPA, 2016). No organismo, o Cd pode induzir a síntese de metalotioneínas, promovendo o sequestro intracelular do metal e sua neutralização parcial. Outros mecanismos de desintoxicação incluem o acúmulo do Cd em grânulos intracelulares, particularmente em órgãos excretores. Ainda, pode ocorrer sua biomineralização em tecidos estruturais como conchas, exoesqueletos ou ossos, processos que, embora reduzam a biodisponibilidade, não eliminam os riscos de remobilização (Newman, 2015). Os níveis de Cd em amostras de sangue de aves selvagens são normalmente de $\leq 0,05 \mu\text{g.g}^{-1}$ (peso úmido), frequentemente estando abaixo do limite de detecção. Concentrações no sangue de aves acima de $0,26 \mu\text{g.g}^{-1}$ (peso úmido) podem estar associadas a efeitos como lesões intestinais e ausência de espermatogênese (Wayland e Scheuhammer, 2011). Valores de $< 1 \mu\text{g.g}^{-1}$ (peso úmido) no fígado e rins são típicos de indivíduos de cativeiro ou oriundos de áreas não contaminadas. Em aves silvestres de zonas levemente contaminadas, os níveis médios observados são $< 3 \mu\text{g.g}^{-1}$ (peso seco) no fígado e $2-8 \mu\text{g.g}^{-1}$ (peso seco) nos rins. Concentrações acima desses valores indicam exposição ambiental aumentada. A toxicidade renal crônica ocorre quando o Cd atinge $100-200 \mu\text{g.g}^{-1}$ (peso seco) na região cortical dos rins, provocando necrose tubular (Scheuhammer, 1987). A exposição ao Cd nas aves pode causar danos reprodutivos, atuar nas células espermatogênicas causando alterações degenerativas ou atrofia, danificando as células musculares lisas dos testículos (Maretov et al., 2015). O Cd afeta também o funcionamento cerebral, reprodução e nutrição, podendo provocar malformações e cânceres (Kim e Koo, 2008). A ingestão de Cd prejudica a postura de ovos, os níveis de concentração plasmática de ácido úrico e o desempenho e eficiência de conversão alimentar. Afeta, ainda, o metabolismo energético e reduz o crescimento e ganho de massa corporal em aves jovens durante seu desenvolvimento (Kar e Patra, 2021; Wayland e Scheuhammer, 2011).

Chumbo (Pb)

O Pb é um metal tóxico importante para a indústria e abundante no meio ambiente, e é explorado historicamente (Wani et al., 2015). De acordo com a resolução CONAMA 357 (Brasil, 2005), a concentração máxima permitida de Pb em água doce, salina e salobra é de $0,01$

mg.L^{-1} , e o limite de lançamento de efluentes é de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$. De acordo com a USEPA, para água doce os critérios recomendados para proteção da vida aquática são de $65 \mu\text{g.L}^{-1}$ para exposição crônica. Em ambientes salobros, os limites estabelecidos são de $210 \mu\text{g.L}^{-1}$ para exposição aguda e $8,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ para exposição crônica (USEPA, 1985). Nos organismos, parte da toxicidade do Pb está associada à sua capacidade de se ligar a grupos sulfidrila em proteínas e ser acumulado em tecidos ósseos ou estruturas mineralizadas. O que reduz temporariamente sua biodisponibilidade, embora represente um risco em longo prazo caso remobilizado (Newman, 2015). No sangue das aves, valores inferiores a $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ (peso úmido) são considerados níveis de fundo, típicos de aves sem exposição substancial. Concentrações entre $0,2$ e $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ (peso úmido) correspondem a uma condição denominada subclínica, na qual já ocorrem efeitos bioquímicos mensuráveis, podendo ocasionar quadros de anemia e potenciais alterações no sistema imune e reprodutivo. Contudo, nesse intervalo, as aves geralmente não apresentam sinais clínicos perceptíveis, como apatia, fraqueza ou falta de coordenação motora. Acima de $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ (peso úmido), os efeitos tornam-se mais pronunciados, sendo possível observar sinais clínicos de intoxicação, como letargia, dificuldade de locomoção, perda de peso e distúrbios neurológicos. Ainda, concentrações superiores a 1 mg.kg^{-1} (peso úmido) são consideradas indicativas de envenenamento severo, com risco elevado de óbito (Franson e Pain, 2011). A exposição ao Pb nas aves está associada a uma ampla gama de efeitos tóxicos, incluindo alterações genéticas, neurológicas, reprodutivas, comportamentais e malformações (Burger e Gochfeld, 2005). Esse metal afeta diretamente a função e a estrutura dos rins, ossos, sistema nervoso central e sistema hematopoiético, além de induzir respostas bioquímicas adversas, lesões histopatológicas, distúrbios neuropsicológicos, efeitos fetotóxicos, teratogênicos e comprometimento da reprodução (Blus et al., 1995). Concentrações elevadas de Pb também promovem estresse oxidativo e disfunções enzimáticas hepáticas, além do comprometimento da imunidade (Vallverdú-Coll et al., 2016).

Condição corporal

A condição corporal das aves é uma avaliação qualitativa da aptidão e que reflete a reserva energética, capacidade de sobrevivência e resistência a doenças (Peig e Green, 2010; Sutherland et al., 2004). Além do seu papel como estimador da reserva energética, a condição corporal é considerada um importante indicativo clínico do estado de saúde geral das aves, e é amplamente utilizada na medicina veterinária. A manutenção de uma boa condição corporal indica nutrição adequada, funcionamento metabólico eficiente e ausência de doenças crônicas

debilitantes. Além disso, sugere que a ave está alimentando-se normalmente, apresentando comportamento apropriado e com capacidade de suportar desafios fisiológicos, como a muda da plumagem, a reprodução e a resistência a infecções. Assim, o estado corporal reflete não apenas a reserva de gordura ou massa magra, mas também o equilíbrio funcional entre sistemas digestivo, imune, endócrino e locomotor. Por essa razão, aves com boa condição corporal são consideradas mais resilientes e com maior probabilidade de sobrevivência e bem-estar (Tully et al., 2009). O Índice de Massa Escalonada (\hat{M}_i) é uma forma de avaliar as reservas de gordura, além de ser um método menos invasivo e não letal (Peig e Green, 2010). É obtido em campo mediante a aferição de uma medida morfométrica rígida e a massa corporal do indivíduo, o que resulta em um índice, calculado através de uma regressão linear simples (Peig e Green, 2010). A condição corporal do negrelho (Anatidae, *Aythya marila*) foi avaliada em relação à concentração de vários elementos, revelando uma correlação negativa entre as reservas lipídicas e as concentrações hepáticas de Cd (Badzinski et al., 2009). Em patos selvagens mantidos em cativeiro, foi analisada a relação entre condição corporal, massa corporal e exposição ao Pb, constatando que as aves expostas apresentaram massa corporal 7,7% menor e condição corporal 8,5% inferior, em comparação aos indivíduos não expostos (Mateo et al., 1998). Na região costeira da Califórnia, a relação entre condição corporal e percentual de gordura de três espécies de anátideos foi investigada, observando-se uma correlação negativa entre a gordura total e a contaminação por Zn em adultos (Takekawa et al., 2002). Um estudo com cisnes-bravos (*Cygnus cygnus*) invernantes na Grã-Bretanha demonstrou que 41,7% dos indivíduos apresentaram concentrações sanguíneas de Pb acima do nível de fundo ($>20 \text{ mg.dL}^{-1}$) e identificaram que, quando os níveis atingiam ou ultrapassavam 44 mg.dL^{-1} , havia uma associação negativa significativa com a condição corporal, estimada pelo índice de massa escalonada (\hat{M}_i). Os autores constataram que acima desse limiar o aumento da concentração de Pb no sangue resultava em redução da condição corporal dos cisnes, indicando efeitos subletais que ocorrem em concentrações mais baixas do que os limites clínicos reconhecidos. Esses resultados reforçam que a exposição crônica ao Pb pode comprometer as reservas energéticas e, consequentemente, a aptidão física das aves, com possíveis implicações sobre sobrevivência, migração e sucesso reprodutivo (Newth et al., 2016)

Isótopos estáveis em ecotoxicologia

Como a principal fonte de exposição das aves ao Cd e Pb é o consumo accidental (Hernández et al., 1999), é indispensável a avaliação das fontes de exposição, em particular a

dieta. A análise de isótopos estáveis contribui para os estudos de exposição alimentar e a bioacumulação de contaminantes em animais selvagens através das excretas ou análise de tecidos (Jardine et al., 2006). Os isótopos são átomos de um mesmo elemento que contém o mesmo número de prótons e diferente número de nêutrons em seu núcleo (Fry, 2006). Os isótopos estáveis, por sua vez, são formas imutáveis de um mesmo elemento químico, e marcadores biogeoquímicos muito utilizados no estudo de movimentos migratórios em aves, sua dieta e interações tróficas (Fudickar et al., 2021; Navarro et al., 2021). Os isótopos estáveis de Carbono (C) e Nitrogênio (N) são os mais utilizados em estudos relacionados à ecologia trófica. O C pode indicar a fonte alimentar ou origem, devido à diferença de valores isotópicos entre produtores com diferentes ciclos fotossintéticos e uma pequena variação nos valores isotópicos a cada nível trófico (Peterson e Fry, 1987).

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ em produtores primários e consumidores refletem as características das fontes de C predominantes no ambiente. Em ecossistemas terrestres, dominados por vegetação C₃ como árvores e arbustos, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ da biomassa vegetal tende a ser mais baixo, em torno de -28‰, devido ao fracionamento isotópico característico de plantas com metabolismo C₃ (Fry, 2006). Em ambientes com predomínio de gramíneas C₄ (por exemplo milho, cana-de-açúcar), as plantas possuem valores de $\delta^{13}\text{C}$ em torno de -13‰, e podem indicar a substituição da vegetação natural por espécies manejadas pelo homem ou por gramíneas. Alterações ambientais como a utilização de fertilizantes, descarte de resíduos orgânicos e aumento na atividade microbiana, podem alterar os valores isotópicos do carbono no ambiente. Em sistemas dulcícidas, a origem do CO₂ dissolvido pode variar desde fontes atmosféricas até a respiração oriunda da decomposição da matéria orgânica, resultando em valores de $\delta^{13}\text{C}$ do carbono inorgânico dissolvido que oscilam entre -20‰ e -5‰, podendo ser ainda mais negativos sob condições de respiração intensa (Fry, 2006). Em aves, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ nos tecidos refletem a dieta assimilada, permitindo a identificação de diferenças no uso de habitats com distintas fontes de carbono. Assim, é esperado que aves amostradas em áreas com vegetação predominantemente C₃, apresentem valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais baixos, enquanto aquelas de áreas com vegetação predominante C₄, como zonas com predomínio de gramíneas, tendem a apresentar valores mais altos, refletindo uma mudança na base da cadeia alimentar (Pérez et al., 2008).

Por sua vez os valores de isótopos de N indicam o nível trófico ocupado pelo organismo, aumentando os valores de $\delta^{15}\text{N}$ conforme o nível trófico aumenta (Pérez et al., 2008). Para que se caracterize a mudança de um nível trófico para outro, a diferença nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ deve

ser de aproximadamente 3‰ a 4‰ (Post, 2002). O aumento relativo de $\delta^{15}\text{N}$ no sangue também pode estar associado a um estado nutricional precário, que demanda a utilização de reservas endógenas. Isso provoca aumento dos valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ devido ao processo metabólico e à seletividade na excreção do nitrogênio leve (^{14}N) (Quillfeldt et al., 2008). Ademais, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ podem ser utilizados como marcadores ambientais para rastrear fontes de contaminação no ecossistema. Em ambientes limitados por N, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ tendem a ser mais baixos, enquanto em sistemas influenciados por fontes antropogênicas de N, como fertilizantes e efluentes, esses valores geralmente aumentam, indicando maior carga de contaminação. O valor isotópico de $\delta^{15}\text{N}$ também pode distinguir matéria orgânica autóctone de alóctone, com ambientes mais impactados por atividades humanas apresentando valores mais elevados de $\delta^{15}\text{N}$. Essas discriminações isotópicas são comuns em teias alimentares naturais e antropizadas, e ajudam a entender a influência de fontes humanas de contaminação sobre o ambiente e a dinâmica trófica local (Fry, 2006).

A contaminação por metais em oito espécies de aves aquáticas do estuário Derwent, na Tasmânia, foi investigada utilizando penas como matriz para análise de 13 metais, além de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$). Foi observada uma correlação positiva entre as concentrações de Hg nas penas e os valores de $\delta^{15}\text{N}$, indicando que esse metal é biomagnificado ao longo da cadeia trófica. Em contraste, elementos como As, Cu e Pb apresentaram correlações negativas com o $\delta^{15}\text{N}$, sugerindo maiores concentrações em aves de níveis tróficos mais baixos, como herbívoros e onívoros. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ permitiram inferir a origem dos recursos alimentares, diferenciando gradientes de alimentação marinha, estuarina e dulcícola, embora a maioria dos metais não tenha mostrado relação direta com essa variável. A combinação entre dados isotópicos e de metais mostrou-se eficaz para caracterizar rotas de exposição, níveis tróficos e potenciais efeitos tóxicos, evidenciando o valor desses marcadores para o monitoramento ambiental de sistemas estuarinos contaminados (Einoder et al., 2018).

Matrizes não letais para o biomonitoramento

O uso de penas e sangue para o biomonitoramento de contaminação por metais é indicado pois é um método não invasivo e não letal. Permite, também, a comparação entre a contaminação do ambiente e a bioacumulação (Burger e Gochfeld, 1992; Di Nicola et al., 2023). O sangue reflete a exposição alimentar atual da ave e, assim, é uma matriz para avaliação da contaminação recente de forma precisa (Lima et al., 2022). As penas em crescimento são tecidos com idade semelhante ao sangue total e presume-se que são formadas pelos mesmos

nutrientes que circulam no sangue (Bugoni et al., 2008). As penas totalmente crescidas refletem uma janela temporal mais ampla pois são formadas em diferentes períodos ao longo do ano (Lewis e Furness, 1991). São consideradas boas vias de eliminação, devido à exposição aos metais durante a formação. Portanto, a produção de novas penas pode ser considerada um processo de desintoxicação (Jenni e Winkler, 2020). O uso de penas e sangue como matrizes não letais permite avaliar metais em diferentes níveis tróficos e espécies, fornecendo informações complementares sobre a exposição ambiental. No estudo de Bjedov et al. (2024), as análises em *Platalea ajaja*, *Dendrocygna autumnalis* e *Nannopterum brasiliensis* revelaram concentrações elevadas de Hg e Pb no sangue e nas penas, com diferenças entre espécies piscívoras e onívoras. Por exemplo, *P. ajaja* apresentou níveis médios de Hg no sangue ($811 \mu\text{g.L}^{-1}$), enquanto *D. autumnalis* teve Pb sanguíneo ($212 \mu\text{g.L}^{-1}$) acima do limiar para intoxicação subclínica. Já as penas de *N. brasiliensis* indicaram Pb médio de $7,40 \mu\text{g.g}^{-1}$, nível crítico para efeitos tóxicos, evidenciando que a combinação de matrizes detecta exposições recentes (sangue) e acumuladas (penas). Esses resultados reforçam a utilidade de métodos não invasivos na avaliação de contaminação em aves aquáticas de diferentes níveis tróficos.

Especies-alvo

A família Anatidae compreende uma linhagem diversificada de aves aquáticas, incluindo patos, gansos e cisnes. Segundo Johnsgard (2010), essa família é dividida em três subfamílias principais: Anseranatinae, Anserinae e Anatinæ. A subfamília Anserinae inclui os cisnes e os gansos, aves de grande porte, com plumagem semelhante entre os sexos, ausência de coloração iridescente presente nas demais subfamílias, e escamas reticuladas nos tarsos. Na América do Sul, há duas espécies de cisnes representantes dessa subfamília, a capororoca (*Coscoroba coscoroba*) e o cisne-de-pescoço-preto (*Cygnus melancoryphus*). Capororoca (Figura 1), é um cisne migratório que se encontra distribuído na América do Sul, desde o extremo sul da Argentina e Ilhas Malvinas, até o Chile, Uruguai, Paraguai e estado do Mato Grosso do Sul, no Brasil (Calabuig et al., 2010; Carboneras e Kirwan, 2020).

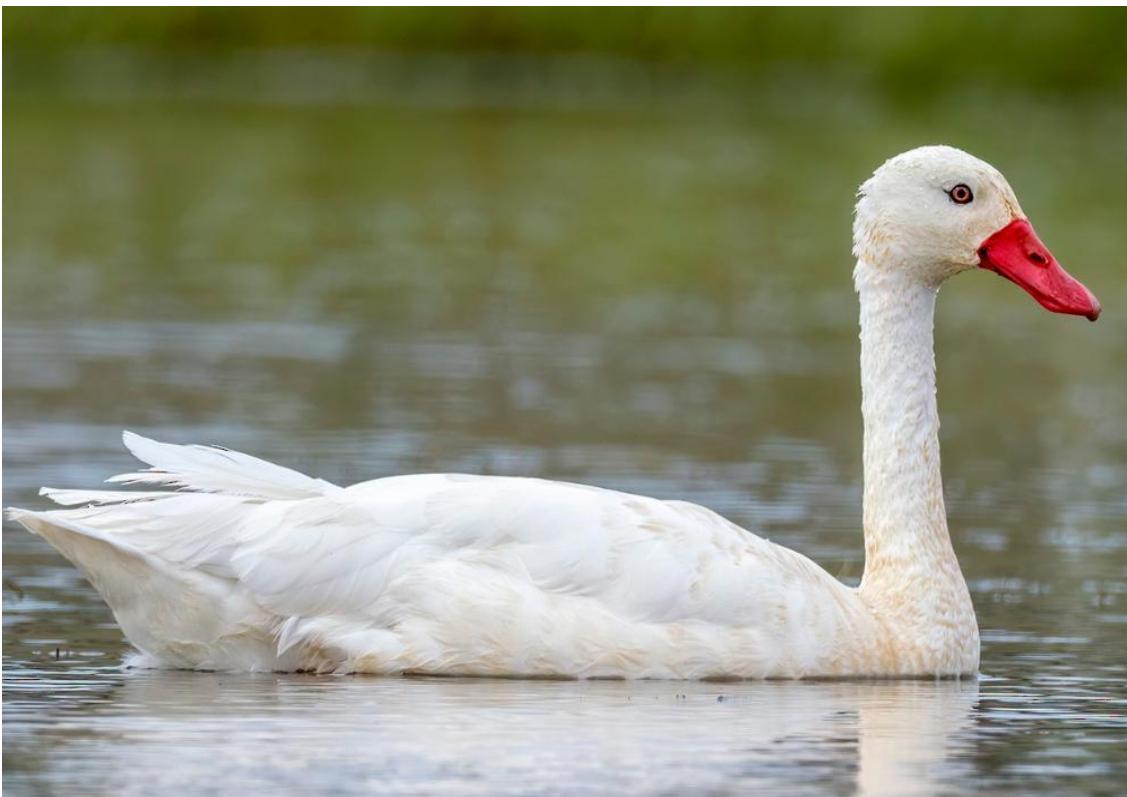


Figura 1 . Cisne capororoca (*Coscoroba coscoroba*). Foto: Andres Vasquez Noboa, em Birds of the World.

Quanto à massa corporal dos machos, varia entre 3,8 e 5,4 kg (média 4,6 kg), e as fêmeas variam entre 3,2 e 4,5 kg (média 3,8 kg) (Johnsgard, 2010). Habitam zonas distantes de áreas urbanas e com abundante vegetação ribeirinha e aquática, evitando perturbações antrópicas como a presença de gado e atividades relacionadas (Miranda-Cavallieri et al., 2023). Normalmente alimenta-se nadando em águas rasas, mas pode vir à terra para forragear ao longo da beira da água. A dieta de *C. coscoroba* é composta principalmente por plantas, eventualmente podendo conter também pequenos invertebrados e ovas de peixe (Johnsgard, 2010).

As penas de *C. coscoroba* são trocadas uma vez ao ano, o indivíduo não voa durante esse período devido à perda das rémiges primárias e secundárias, as quais caem todas ao mesmo tempo. Portanto, dependem da abundância de alimentos, e de locais onde possam evitar predadores. A muda pode influenciar diretamente na massa corporal, caso a necessidade nutricional não seja suprida no local onde a ave realiza o processo de muda (Jenni e Winkler, 2020). Calabuig et al. (2010) avaliaram alguns aspectos da fenologia, através de recapturas, e identificaram que *C. coscoroba* é fiel ao local de muda, de reprodução e ao local de nascimento, em especial os machos. Identificaram atividade migratória por alguns bandos da espécie, que

se ausentaram da ESEC do Taim entre dezembro e fevereiro e retornaram entre o final de junho e setembro. Apesar do retorno iniciar em junho, as maiores concentrações ocorreram em agosto, período de maior concentração da muda das asas (Calabuig et al., 2010). Apesar dessa concentração identificada, o período de muda das penas de *C. coscoroba* na ESEC do Taim ocorre de março a dezembro, e dura mais de 60 dias (Nascimento et al., 2001; Calabuig et al., 2010). Durante o período de muda os pares não reproduzem, então a reprodução antecede esse período ou então ocorre após a muda, devido ao elevado gasto energético destas duas atividades (Calabuig et al., 2010).

Quanto ao comportamento social, são vistos mais frequentemente em bandos de até cem indivíduos, e presume-se que a espécie forma laços permanentes, não havendo comportamento de corte para a formação de casais (Johnsgard, 2010). Geralmente constroem ninhos com formato de um monte volumoso de vegetação perto da água ou, se possível, em pequenas ilhas em águas rasas. O ninho é forrado com penugem (Figura 2) e apenas a fêmea é responsável pela incubação dos ovos. A incubação dura aproximadamente 35 dias e o macho fornece cuidados e proteção durante o período. O tamanho da ninhada varia de 4 a 9 ovos, com média de 6 (Carboneras e Kirwan, 2020). O tamanho médio dos ovos é de 6,33 cm × 9,44 cm e cada ovo pesa em média 178,4 g (Echevarria et al., 2013; Figueroa e Green, 2006). A ESEC do Taim é a principal área de reprodução das espécies no Brasil, abrigando as maiores populações conhecidas de *C. coscoroba*, segundo o Censo Neotropical de Cisnes, que apontou a presença de 1.622 indivíduos (Dias e Fontana, 2001). O período reprodutivo da espécie no Rio Grande do Sul é de julho a março (Antas et al., 1996).



Figura 2. Ninho de cisne capororoca (*Coscoroba coscoroba*). Foto: Mônica Rodrigues Dietriech, arquivo pessoal.

O cisne-de-pescoço-preto (Figura 3), é um cisne migratório que se distribui na América do Sul desde a Argentina, Terra do Fogo, Ilhas Malvinas, Chile, Uruguai, Paraguai e sul do Brasil, podendo no inverno migrar para o sudeste brasileiro (Carboneras e Kirwan, 2020; Johnsgard, 2010). Em relação à massa corporal, os machos variam entre 4,5 e 6,7 kg (média 5,6 kg) e as fêmeas variam entre 3,5 e 4,4 kg (média 3,9 kg) (Johnsgard, 2010). Habitam áreas úmidas de água doce e salobra, como lagos, lagoas, estuários e pântanos, muitas vezes próximo a habitações humanas (Carboneras e Kirwan, 2020; Johnsgard, 2010). Geralmente a espécie prefere águas com rica vegetação submersa e a dieta é baseada em plantas aquáticas, principalmente ervas daninhas e algas. Eventualmente pode ocorrer o consumo de invertebrados e ovas de peixe (Carboneras e Kirwin, 2020; Johnsgard, 2010). Normalmente forrageiam em água por imersão da cabeça e pescoço, ou por alimentação superficial e podem vir a forragear no solo durante períodos de seca (Carboneras e Kirwan, 2020). Em relação ao comportamento social, são vistos geralmente em pequenos bandos.



Figura 3. Cisne-de-pescoço-preto (*Cygnus melancoryphus*). Foto: Claudia Brasileiro, em Birds of the World.

O cisne-de-pescoço-preto é a única espécie de cisne verdadeiro (*Cygnus*) que se reproduz na região Neotropical. A formação de pares ocorre através da cerimônia de corte, período em que os machos apresentam comportamento agressivo. Devido a isso, os ninhos geralmente não são próximos, indicado pela baixa densidade. Geralmente constróem ninhos com formato de um monte volumoso de vegetação perto da água ou, se possível, em pequenas ilhas em águas rasas. O ninho é forrado com penugem (Figura 4), a fêmea é responsável pela incubação e os machos protegem os ovos somente durante o forrageamento das fêmeas (Carboneras e Kirwan, 2020; Cursach et al., 2020).



Figura 4. Ninho de cisne-de-pescoço-preto (*Cygnus melancoryphus*). Foto: Fabiano José de Souza, em Fauna digital Rio Grande do Sul.

A reprodução começa no início da primavera, o período correspondente no Brasil é de setembro a novembro (Carboneras e Kirwan, 2020). O tamanho da ninhada varia de 4 a 8 ovos e o período de incubação é de aproximadamente 36 dias. Em relação ao tamanho dos ovos, as medidas médias são de 10,5 × 6,5 cm, com 247 g (Johnsgard, 2010). O período de muda da plumagem de *C. melancoryphus* ocorre antes ou após o período reprodutivo. Na ESEC do Taim, ocorre entre março e dezembro, e dura 60 dias (Nascimento et al., 2001). As penas de *C. melancoryphus* são trocadas uma vez ao ano e o indivíduo não voa durante esse período devido à troca das rémiges primárias e secundárias, as quais caem todas ao mesmo tempo (Jenni e Winkler, 2020). Segundo o Censo Neotropical de Cisnes, foi contabilizada a presença de 1.269 indivíduos na ESEC do Taim, que é considerada uma área de grande importância reprodutiva para a espécie (Dias e Fontana, 2001).

Um estudo realizado no Chile, avaliou a preferência de habitat e a abundância em áreas úmidas de *C. coscoroba* e *C. melancoryphus*. Os autores identificaram uma relação positiva entre abundância estimada de *C. coscoroba* em relação ao percentual de vegetação aquática e ribeirinha. E para *C. melancoryphus* identificaram uma resposta positiva relacionada com a porcentagem de cobertura de pastagens (Miranda-Cavallieri et al., 2023). Norambuena et al. (2023), avaliaram o efeito da sazonalidade na ecologia alimentar de *C. melancoryphus* na região sul do Chile. Os autores encontraram variação no comportamento animal entre as estações.

Observaram um maior esforço de forrageamento durante o período vespertino no inverno, quando comparado à primavera. Atribuíram esse resultado à variação de temperatura e às rajadas de vento. Segundo os autores, essa variação comportamental garantiu um estado nutricional satisfatório em ambos os períodos (Norambuena et al., 2023).

Área de estudo

A área de estudo está situada na Planície Costeira do sul do Brasil, município de Rio Grande, inserida no bioma Pampa. Essa região abriga extensas áreas destinadas à rizicultura irrigada, na qual as lavouras usam a água proveniente da Lagoa Mangueira e de outras lagoas, potencialmente devolvendo, após o cultivo, efluentes contaminados com insumos agrícolas contendo metais. O cultivo de arroz representa elevada demanda hídrica e permite a circulação de poluentes, através da irrigação que altera o regime hidrodinâmico, especialmente a disponibilidade e qualidade das águas (Bulé et al., 2019; Costa e Sato, 2021). A irrigação requer grandes volumes de água e utilização de insumos, impactando substancialmente os ecossistemas naturais e consequentemente os organismos presentes (Dias e Burger, 2005). Outra fonte potencial de impacto ambiental é a pesca, que pode liberar metais através de tintas anti-incrustantes usadas em cascos de embarcações, derramamentos de óleo e materiais para pesca, como as chumbadas (Binkowski et al., 2013; Lima et al., 2022). Além disso, a caça é uma fonte potencial de *pellets* de Pb. A caça de aves aquáticas na região costeira do Rio Grande do Sul ocorre predominantemente em áreas de cultivo de arroz (70%) e em áreas naturais (65%), especialmente em locais com maior riqueza de anátidos (Guadagnin et al., 2007). Apesar de ser atualmente uma prática proibida, persistem atividades ilegais de caça e pesca na Estação Ecológica do Taim conforme indicado pelo ICMBio (2012). Tais ações antrópicas são fontes de liberação de metais e causam danos ao ecossistema aquático e à biota.

Neste contexto, a amostragem ocorreu em dois locais distintos. A localização geográfica dos pontos de amostragem está ilustrada na Figura 5.

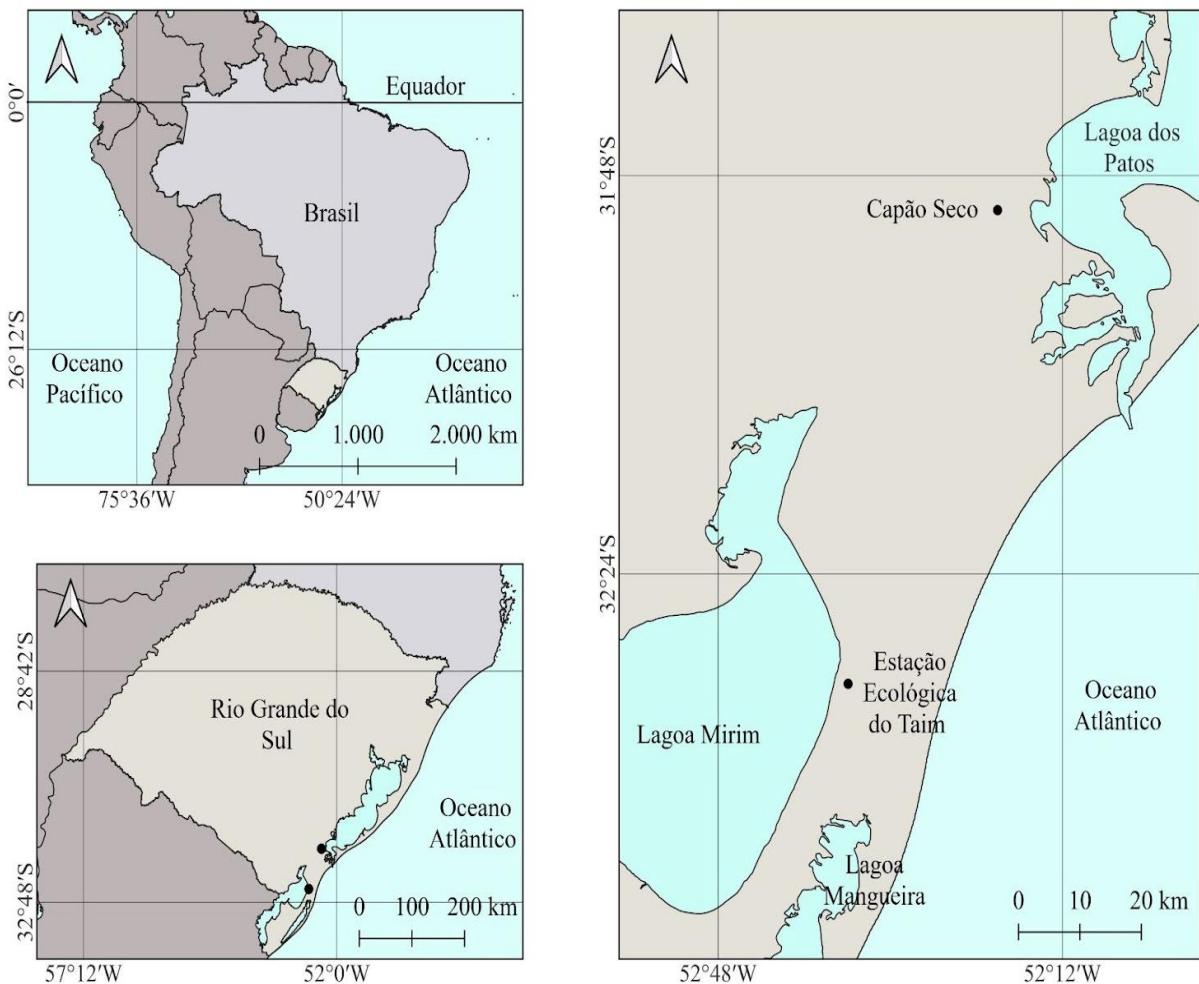


Figura 5. Localização geográfica dos pontos de amostragem Capão Seco e Estação Ecológica do Taim, no sul do Brasil.

O primeiro local, o Capão Seco, situa-se entre $31^{\circ}51'S$ e $52^{\circ}18'W$ (Figura 6), próximo à rodovia federal BR-392. É uma das maiores extensões de banhados da região, com diferentes fisionomias palustres, amplos espelhos d'água, densa cobertura vegetal, áreas de alagados sazonais, canais de drenagem e pequenas lagoas que servem como habitat para aves aquáticas residentes e migratórias (Machado et al., 2008; Bager e Rosa, 2012). A paisagem é marcada pela presença de propriedades rurais voltadas à rizicultura e à bovinocultura leiteira, que contribuem para uma matriz de uso intensivo do solo.



Figura 6. Local de amostragem Capão Seco em Rio Grande, RS. Foto: Mônica Rodrigues Dietriech, arquivo pessoal.

O segundo local corresponde à Estação Ecológica do Taim (ESEC) do Taim situada entre 32°33'S e 52°34'W (Figura 7), às margens da Lagoa Mirim. A ESEC Taim é uma Unidade de Conservação, inclusa na lista de sítios Ramsar, de proteção integral que preserva um complexo mosaico de banhados, lagoas interligadas, campos nativos, dunas e matas, bem como seus processos ecológicos essenciais (Silva et al., 2021). Reconhecida internacionalmente como área de importância para a conservação da avifauna, abriga diversas espécies de aves aquáticas migratórias e residentes (Silva et al., 2021). Apesar do status de proteção, a ESEC do Taim sofre influência de pressões antrópicas em seu entorno, como rizicultura, pesca artesanal e práticas ilegais de caça conforme ICMBio (2012).



Figura 7. Local de amostragem Estação Ecológica do Taim em Rio Grande, RS. Foto: Mônica Rodrigues Dietrich, arquivo pessoal.

Justificativa

Pesquisas anteriores voltadas à contaminação por metais e outros contaminantes no sul do Rio Grande do Sul foram realizadas, por exemplo o estudo de Friedrich et al. (2006) que avaliou a concentração de metais na água da Lagoa Mirim. O Zn ultrapassou os limites permitidos pela legislação em 50% dos pontos de amostragem. Os autores atribuíram esses resultados à utilização de fertilizantes na rizicultura nos arredores. Um estudo realizado por Mirlean et al. (2005) avaliou a concentração de Hg na água, sedimento e tecidos de peixes na Lagoa das Flores, próximo à ESEC do Taim. Como resultado identificaram $4,6 \text{ ng.L}^{-1}$ na água, $58,3 \text{ ng.peso seco}^{-1}$ no sedimento, enquanto nos tecidos dos peixes houve variação de 18,9 a $63,8 \text{ ng.peso úmido}^{-1}$ conforme a espécie. Referente à contaminação das aves aquáticas, os estudos são limitados, especialmente quando se refere aos anátídeos. Os estudos com cisnes até então realizados na ESEC do Taim, avaliaram a exposição de cisne-de-pescoço-preto a Cd, Pb e Cu através das penas e do sangue (Santos, 2014). O estudo de Rosa (2017), avaliou a concentração de Cu, Cd, Cr, Pb, Zn e Ni nas fezes, penas e sangue em cisne-de-pescoço-preto. Embora existam estudos sobre a exposição a metais em *C. melanocoryphus*, a avaliação da exposição em *C. coscoroba* na Planície Costeira do Sul do Brasil, assim como a comparação entre ambas as espécies, é necessária. Assim, a presente pesquisa é fundamental para compreender os impactos dos metais Cd e Pb sobre a saúde e a conservação dessas espécies,

considerando a relevância ecológica da região para a reprodução, muda da plumagem e ciclo anual destas aves aquáticas. A detecção de metais como Cd e Pb em tecidos biológicos e a expressão de biomarcadores como a metalotioneína podem refletir exposição ambiental a contaminantes com potencial de gerar efeitos subletais, ainda que não tenham sido observados sinais clínicos aparentes. A comparação entre *C. coscoroba* e *C. melancoryphus* permitirá investigar se diferenças na ecologia alimentar e no uso do habitat modulam a bioacumulação de metais e a resposta fisiológica ao estresse ambiental. Os dados gerados por este estudo podem subsidiar ações de monitoramento ambiental na região, contribuindo para o manejo de áreas úmidas, a avaliação de riscos à fauna silvestre e a implementação de políticas de controle de contaminantes em áreas protegidas.

OBJETIVO

Determinar as concentrações de Cádmio (Cd) e Chumbo (Pb) no sangue e penas de cisnes capororoca, *Coscoroba coscoroba*, e cisne-de-pescoço-preto, *Cygnus melancoryphus*, e relações com o sexo, classe etária, condição corporal e concentração da proteína metalotioneína no plasma sanguíneo.

Objetivos específicos

- Determinar diferenças na concentração de Cd e Pb nas penas de contorno e no sangue.
- Comparar as diferenças de concentração de Cd e Pb entre fêmeas e machos.
- Comparar as diferenças de concentração de Cd e Pb entre jovens e adultos.
- Comparar as diferenças de concentração de Cd e Pb entre as espécies.
- Verificar se a condição corporal dos indivíduos está relacionada à concentração de Cd e Pb no sangue.
- Verificar se o aumento da proteína metalotioneína no plasma está relacionada ao aumento da concentração de Cd e Pb no sangue.
- Determinar valores de isótopos estáveis de C e N e associá-los com a possível origem da contaminação ou diferenças individuais.
- Determinar as concentrações de Cd e Pb no sedimento, água e vegetação nos locais de captura dos espécimes.

HIPÓTESES

- I. Os machos apresentarão concentrações de Cd e Pb mais elevadas.
- II. Os indivíduos adultos apresentarão concentrações de Cd e Pb mais elevadas em comparação com os jovens.
- III. Aves com menor índice de massa corporal escalonada apresentarão concentrações mais elevadas de Cd e Pb.
- IV. Aves com maiores concentrações de Cd e Pb apresentarão maiores concentrações da proteína metalotioneína no plasma sanguíneo.

REFERÊNCIAS

- ALOUI, M., KARAGIANNI, A., KAZANTZIDIS, S., e AKRIOTIS, T. 2017. Heavy metals in liver and brain of waterfowl from the Evros Delta, Greece. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 72:215-234.
- ANDREWS, G.K. 1990. Regulation of metallothionein gene expression. Progress in Food & Nutrition Science 14(2–3):193–258.
- ANTAS, P. T. Z., NASCIMENTO, B., ATAGUILE, B.S., KOCH, M., e SCHERER, S.B. 1996. Monitoring Anatidae populations in Rio Grande do Sul state, south Brazil. Gibier Faune Sauvage, Game Wild 13:513-530.
- ASHRAF, M.A., e ALI, Z. 2021. Bioaccumulation of trace elements in migratory waterbirds at two wetlands of Indus River. Aquatic Ecosystem 24:111-120.
- BADZINSKI, S., FLINT, P.L., GORMAN, K.B., e PETRIE, S.A. 2009. Relationships between hepatic trace element concentrations, reproductive status, and body condition of female greater scaup. Environmental Pollution 157:1886-1893.
- BAGER, A. e ROSA, C.A. 2012. Impacto da rodovia BR-392 sobre comunidades de aves no extremo sul do Brasil. Revista Brasileira de Ornitologia, 20:30-39.
- BARBOZA, L.C., SILVA, G.G., GREEN, A.J., MALTCHIK, L.G., e STENERT, C. 2022. Potential dispersal of aquatic snails by waterbird endozoochory in neotropical wetlands. Biota Neotropica 22:e20211239.
- BARJAKTAROVIC, L., ELLIOTT, J.E., e SCHEUHAMMER, A.M. 2002. Metal and metallothionein concentrations in scoter (*Melanitta* spp.) from the Pacific Northwest of Canada, 1989–1994. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 43:486-491.

- BARRETO, C.T. 2013. Aves aquáticas como indicadores de contaminação por metais em áreas úmidas no sul do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande – FURG.
- BARRETO, C.T., BIANCHINI, A., MORRISSEY, C. e 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.
- BERGLUND, A.M.M., KOIVULA, M.J., e EEVA, T. 2011. Species- and age-related variation in metal exposure and accumulation of two passerine bird species. Environmental Pollution 159:10.
- BINKOWSKI, Ł.J., SAWICKA-KAPUSTA, K., SZAREK, J., STRZYZEWSKA, E., e FELSMANN, M. 2013. Histopathology of liver and kidneys of wild living mallards *Anas platyrhynchos* and coots *Fulica atra* with considerable concentrations of lead and cadmium. Science of the Total Environment 450-451:326-333.
- BJEDOV, D., BERNAL-ALVIZ, J., BUELVAS-SOTO, J.A., JURMAN, L.A., MARRUGO-NEGRETÉ, J.L. 2024. Elevated heavy metal(lloid) 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.
- BJEDOV, D., VELKI, M., TOTH, L., MARIJÉ, V.F., MIKUSKA, T., JURINOVÍE, L., ECIMOVÍE, S., TURIÉ, N., LONCARIÉ, Z., SARIRID, S., MARSOOMI, Y.A., e MIKUSKA, A. 2023. Heavy metal(lloid) effect on multi-biomarker responses in apex predator: Novel assays in the monitoring of white stork nestlings. Environmental Pollution 324:121398.
- BLUS, L.J., HENNY, C.J., HOFFMAN, D.J., e GROVE, R.A. 1995. Accumulation in and effects of lead and cadmium on waterfowl and passerines in northern Idaho. Environmental Pollution 89:311-318.
- BRADL, H.B. 2005. Sources and origins of heavy metals. Interface Science and Technology 6:1-27.
- BRASIL. 2005. Resolução CONAMA n°357, de 17 de março de 2005. Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. 31 de dez. de 2003.
- BUGONI, L., MCGILL, R.A.R., e FURNESS, R.W. 2008. Effects of preservation methods on stable isotope signatures in bird tissues. Rapid Communications in Mass Spectrometry 22:2457-2462.

- BURGER, J. 1994. Heavy metals in avian eggshells: another excretion method. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 41:207-220.
- BURGER, J., e GOCHFELD, M. 1992. Trace element distribution in growing feathers: additional excretion in feather sheaths. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 23:105-108.
- BURGER, J., e GOCHFELD, M. 1996. Heavy metal and selenium levels in birds at Agassiz National Wildlife Refuge, Minnesota: food chain differences. *Environmental Monitoring and Assessment* 43:267-282.
- BURGER, J., e GOCHFELD, M. 2000. Metals in albatross feathers from Midway Atoll: influence of species, age, and nest location. *Environmental Research* 82:207-221.
- BURGER, J., e GOCHFELD, M. 2005. Effects of lead on learning in herring gulls: an avian wildlife model for neurobehavioral deficits. *NeuroToxicology* 26:615-624.
- CALABUIG, C.P., FERRER, M., e MURIEL, R. 2010. Blood chemistry of wild Brazilian coscoroba swans during molt. *Journal of Wildlife Diseases* 46:591-595.
- CALABUIG, C.P., GREEN, A.J., MENEGHETI, J.O., ABAD, R. M., e PATIÑO, J. 2010. Fenología del coscoroba (*Coscoroba coscoroba*) en el sur de Brasil y sus movimientos hacia Argentina. *Ornitología Neotropical* 21:555-566.
- CARBONERAS, C., e KIRWAN, G.M. Coscoroba swan: *Coscoroba coscoroba*. Birds of the World. 2020. Disponível em: <https://birdsoftheworld.org/bow/species/cosswa1/cur/introduction?login>. Acesso em: 28 nov. 2023.
- COSTA, M.S., e SATO, S.E. 2021. Estação ecológica do Taim: uma análise sobre uso do espaço físico-natural e a legislação ambiental. *GeoUECE* 10:122-134.
- CURSACH, J.A., RAU, J.R., TOBAR, C.N., VILUGRÓN, J., e BRAÑAS, F. 2021. Reproductive ecology of the black-necked swan *Cygnus melanconryphus* in a marine wetland of southern Chile. *Marine Ornithology* 49:205-209.
- DI NICOLA, M.R., NOVELLO, C., VALVO, M., DICO, G.M., BIANCHI, V.G., MERCURI, S. R., e GIORNETTI, M. 2023. Biological matrices from *Cairina moschata* as non-destructive biomonitoring tools to study environmental quality of urban and extra-urban areas: a case study of Palermo (Sicily, Italy). *Animals* 13:2474.
- DIAS, R.A., e BURGER, M.I. 2005. A assembleia de aves de áreas úmidas em dois sistemas de cultivo de arroz irrigado no extremo sul do Brasil. *Ararajuba* 13:63-80.

- DIAS, R.A., e FONTANA, C. 2001. Distribuição, biologia, ecologia e conservação do cisne-de-pescoço-preto *Cygnus melancoryphus*, e da capororoca *Coscoroba coscoroba*, no Brasil. Censo Neotropical de Cisnes 1:1-12.
- ECHEVERRIA, A.L., COCIMANO, M.C., CHANI, J.M., e MARANO, C.F. 2013. Nesting biology of coscoroba swan *Coscoroba coscoroba* at La Angostura Dam, Tafí del Valle, Tucumán, Argentina. *Cotinga* 35:11-14.
- EINODER, L. D., MACLEOD, C. K., e COUGHANOWR, C. 2018. Metal and isotope analysis of bird feathers in a contaminated estuary reveals bioaccumulation, biomagnification, and potential toxic effects. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 75:96-110.
- FIGUEROLA, J., e GREEN, A. 2006. A comparative study of egg mass and clutch size in the Anseriformes. *Journal of Ornithology* 147:57-68.
- FOWLER, B.A. 2009. Monitoring of human populations for early markers of cadmium toxicity: a review. *Toxicology and Applied Pharmacology* 238:294–300.
- FRANSON, J.C., e PAIN, D.J. 2011. Lead in birds. In: BEYER, W.N.; MEADOR, J.P. (Eds.). *Environmental Contaminants in Biota: Interpreting Tissue Concentrations*. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press. p. 563-593.
- FRIEDRICH, A.C., NIENCHESKI, L.F., e SANTOS, I.R. 2006. Dissolved and particulate metals in Mirim Lagoon, Brazil-Uruguayan border. *Journal of Coastal Research* 39:1036-1039.
- FRY, B. 2006. *Stable Isotope Ecology*. New York: Springer.
- FUDICKAR, A.M., JAHN, A.E., e KETTERSON, E.D. 2021. Animal migration: an overview of one of nature's great spectacles. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 52:479-497.
- FURNESS, R.W., e GREENWOOD, J.J.D. (Eds.). 1993. *Birds as Monitors of Environmental Change*. Dordrecht: Springer.
- GARVEY, J.S., THOMAS, D.G., e LINTON, H.J. 1987. Enzyme-Linked Immunosorbent Assay (ELISA) for metallothionein. In: KÄGI, J.H.R., e KOJIMA, Y. (Eds) *Metallothionein II*. New York: Springer, p. 335-342.
- GENCHI, G., SINICROPI, M.S., LAURIA, G., CAROCCI, A., e CATALANO, A. 2020. The effects of cadmium toxicity. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17:3782.

- GIULIO, R.T., e SCANLON, P.F. 1985. Heavy metals in aquatic plants, clams, and sediments from the Chesapeake Bay, U.S.A. implications for waterfowl. *Science of the Total Environment* 41:259-274.
- GRAND, J.B., FRANSON, J.C., FLINT, P.L, e PETERSEN, M.R. 2002. Concentrations of trace elements in eggs and blood of spectacled and common eiders on the Yukon-Kuskokwim Delta, Alaska, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21:1673-1678.
- GREEN, A.J, e ELMBERG, J. 2013. Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 89:105-122.
- GUADAGNIN, D.L., PERELLO, L.F.C., e MENEGHETI, J.O. 2007. A situação atual da caça de lazer e manejo de áreas úmidas no Rio Grande do Sul. *Neotropical Biology and Conservation* 2:63-70.
- GUENGERICH, F.P. 2018. Introduction to metals in biology: copper homeostasis and utilization in redox enzymes. *Journal of Biological Chemistry* 293:4613-4620.
- GUITART, R., TO-FIGUERAS, J., MATEO, R., BERTOLERO, A., CERRADELO, S., e MARTINEZ-VILALTA, A. 1994. Lead poisoning in waterfowl from the Ebro Delta, Spain: calculation of lead exposure thresholds for mallards. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 27:289-293.
- HERNÁNDEZ, L. M., GÓMARA, B., FERNÁNDEZ, M., JIMÉNEZ, B., GONZÁLEZ, M. J., BAOS, R., HIRALDO, F., FERRER, M., BENITO, V., SUÑER, M.A., DEVESA, V., MUÑOZ, O., e MONTORO, R. 1999. Accumulation of heavy metals and arsenic in wetland birds in the area around Doñana National Park affected by the Aznalcollar toxic spill. *Science of the Total Environment* 242:293-308.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2012. Operação combate pesca e caça ilegais no Taim. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/noticias/ultimas-noticias/operacao-combate-pesca-e-caca-ilegais-no-taim>. Acesso em: 26 jan. 2024.
- JARDINE, T.D., KIDD, K.A., e FISK, A.T. 2006. Applications, considerations, and sources of uncertainty when using stable isotope analysis in ecotoxicology. *Environmental Science & Technology* 40:7501-7511.
- JENNI, L., e WINKLER, R. 2020. *The Biology of Moult in Birds*. Oxford: Bloomsbury USA.
- JOHNSGARD, P.A. 2010. *Ducks, Geese, and Swans of the World*. Nebraska: University of Nebraska-Lincoln Libraries.

- KALISINSKA, E., SALICKI, W., MYSLEK, P., KAVETSKA, K.M., e JACKOWSKI, A. 2004. Using the mallard to biomonitor heavy metal contamination of wetlands in north-western Poland. *Science of the Total Environment* 320:145-161.
- KAR, I., e PATRA, A.K. 2021. Tissue bioaccumulation and toxicopathological effects of cadmium and its dietary amelioration in poultry-a review. *Biological Trace Element Research* 199:3846-3868.
- KIM, J., e KOO, T-H. 2008. Heavy metal distribution in chicks of two heron species from Korea. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 54:740-747.
- KIM, J., e OH, J-M. 2012. Metal levels in livers of waterfowl from Korea. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 78:162-169.
- KIM, J., e OH, J-M. 2015. Comparison of trace element concentrations between chick and adult black-tailed gulls (*Larus crassirostris*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 94:727-731.
- KORBECKI, J., GUTOWSKA, I., CHLUBEK, D., e BARANOWSKA-BOSIACKA, I. 2019. Lead (Pb) in the tissues of Anatidae, Ardeidae, Sternidae and Laridae of the Northern Hemisphere: a review of environmental studies. *Environmental Science and Pollution Research* 26:12631-12647.
- KREŽEL, A., e MARET, W. 2016. The biological inorganic chemistry of zinc ions. *Archives of Biochemistry and Biophysics* 611:3-19.
- KUCHARSKA, K., BINKOWSKI, Ł.J., BATORYNA, M., DUDZIK, K., ZAGUŁA, G., e STAWARZ, R. 2019. Mercury levels in the blood of mute swans (*Cygnus olor*) from rural breeding sites and urban wintering grounds in southern Poland. *Environmental Pollution* 252:21-30.
- LAUER, M.M. 2012. Efeitos do cobre sobre a atividade de enzimas-chave do metabolismo energético de animais aquáticos. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande – FURG.
- LEWIS, S.A., e FURNESS, R.W. 1991. Mercury accumulation and excretion in laboratory reared black-headed gull *Larus ridibundus* chicks. *Archives of Environmental Contamination Toxicology* 21:316-320.
- LIMA, G.S., KAMAZUKA, S.H., MENEGARIO, A.A., e EFE, M.A. 2022. Waterbirds as cadmium sentinels in Brazil. *Pan-American Journal of Aquatics Science* 17:201-216.
- LODENIUS, M., e SOLONEN, T. 2013. The use of feathers of birds of prey as indicators of metal pollution. *Ecotoxicology* 22:1319-1334.

- MACHADO, A. B. M., DRUMMOND, G. M., e PAGLIA, A. P. 2008. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Volume II – Aves. Brasília: Ministério do Meio Ambiente & Fundação Biodiversitas.
- MARETTOVA, E., MARETTA, M., e LEGÁTHB, J. 2015. Toxic effects of cadmium on testis of birds and mammals: a review. *Animal Reproduction Science* 155:1-10.
- MATEO, R., BELLIURE, J., DOLZ, J.C., SERRANO, J.M.A., e GUITART, R. 1998. High prevalences of lead poisoning in wintering waterfowl in Spain. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 35:342-347.
- MIRANDA-CAVALLIERI, M., ALLENDES-MUÑOZ, C., MATUS-OLIVARES, C., e LISÓN, F. 2023. Habitat preference and abundance of *Coscoroba coscoroba* and *Cygnus melancoryphus* in Petrel wetland (O'Higgins region, Chile): implications in the conservation. *Gayana* 87:86-96.
- MIRLEAN, N., LARNED, S.T., NIKORA, V., e KUTTER, V.T. 2005. Mercury in lakes and lake fishes on a conservation-industry gradient in Brazil. *Chemosphere* 60:226-236.
- NASCIMENTO, J.L.X., FLORES, J.M., ATAGUILE, B.S., KOCH, M., SCHERER, S.B., e SANTOS, P.J.P. 2001. Biological aspects of the black-necked swan (*Cygnus melancoryphus*) and coscoroba swan (*Coscoroba coscoroba*) in Rio Grande do Sul state, Brazil. *Melopsittacus* 4:31-38.
- NAVARRO, A.B., MAGIOLI, M., BOGONI, J.A., SILVEIRA, L.F., MOREIRA, M.Z., ALEXANDRINO, ER, LUZ D.T.A., SILVA, W.R., PIZO M.A., OLIVEIRA, V.C., e FERRAZ, K.M.P.M.B. 2021. Isotopic niches of tropical birds reduced by anthropogenic impacts: a 100-year perspective. *Oikos* 11:1892-1904.
- NEWMAN, M. C. 2015. Fundamentals of Ecotoxicology: The Science of Pollution. 4th ed. Boca Raton: CRC Press.
- NEWTH, J.L., REES, E.C., CROMIE, R.L., McDONALD, R.A., BEARHOP, S., PAIN, D.J., NORTON, G.J., DEACON, C., e HILTON, G.M. 2016. Widespread exposure to lead affects the body condition of free-living whooper swans (*Cygnus cygnus*) wintering in Britain. *Environmental Pollution* 209:60-67.
- NORAMBUENA, C., JÉLVEZ, M., MENA, M., e RATTO, M. 2023. Seasonality in the feeding ecology of black-necked swans (*Cygnus melancoryphus*) in a temperate wetland of southern Chile. *Gayana* 87:10-17.
- NORDBERG, G.F., FOWLER, B.A., NORDBERG, M., e FRIBERG, L. 2022. Handbook on the Toxicology of Metals. 5th ed. Academic Press.

- NZABANITA, D., MULDER, R.A., LETTOOF, D.C., GRIST, S., HAMPTON, J.O., HUFSCHMID, J., e NUGEGODA, D. 2024. Interactions between heavy metal exposure and blood biochemistry in an urban population of the black swan (*Cygnus atratus*) in Australia. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 86:178-186.
- ORŁOWSKI, G., MERTA, D., POKORNY, P., ŁUKASZEWCZ, E., DOBICKI, W., KOBIELSKI, J., KOWALCZYK, A., RZONCA, Z., e KRZYWINSKI, A. 2019. Eggshell resorption, and embryonic mobilization and accumulation of calcium and metals in eggs of wild and captive capercaillies *Tetrao urogallus*. *Environmental Pollution* 249:152-162.
- PAIN, D.J., JOHNSON, M.S., e CLARKE, R. 2019. Lead in birds. In: Dell’Omo, G. (ed.). *Behavioural Ecotoxicology*. Wiley-Blackwell, pp. 363–406.
- PEIG, J., e GREEN, A.J. 2010. The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. *Functional Ecology* 24:1323-1332.
- PÉREZ, G.E., SCHONDUBE, J.E., e DEL RIO, C.M. 2008. Isótopos estables en ornitología: una introducción breve. *Ornitología Neotropical* 19:95-112.
- PERRINS, C.M. 2008. Eggs, egg formation and the timing of breeding. *Ibis* 138:2-15.
- PETERSON, B.J., e FRY, B. 1987. Stables isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18:293-320.
- POST, D. M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology* 83:703-718.
- QUILLFELDT, P., BUGONI, L., MCGILL, R.A.R., MASELLO, J.F., e FURNESS, R.W. 2008. Differences in stable isotopes in blood and feathers of seabirds are consistent across species, age and latitude: implications for food web studies. *Marine Biology* 155:593-598.
- RAO, P.V.P., JORDAN, S.A., e BHATNAGAR, M.K. 1989. Combined nephrotoxicity of methylmercury, lead, and cadmium in pekin ducks: metallothionein, metal interactions, and histopathology. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 26:327-348.
- ROSA, N.N. 2017. Contaminação por metais pesados em cisne-do-pescoço-preto (*Cygnus melancoryphus*) no sul do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Rural do Semi-Árido - UFERSA.
- ROSELLI, C., DESIDERI, D., MELI, M.A., FAGIOLINO, I., e FEDUZI, L. 2016. Essential and toxic elements in meat of wild birds. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 79:1008-1014.

- SANTOS, E.F. 2014. Concentração de metais pesados e número de micronúcleos em *Cygnus melanocoryphus* (Anatidae) na Estação Ecológica do Taim RS. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Maria - UFSM.
- SCANES, C.G., DRIDI, S., e STURKIE, P.D. 2022. Sturkie's Avian Physiology. 7. ed. London: Academic Press.
- SCHEUHAMMER, A.M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. Environmental Pollution 46:263-295.
- SHAHBAZ, M., HASHMI, M.Z., MALIK, R.N., e YASMIN, A. 2013. Relationship between heavy metals concentrations in egret species, their environment and food chain differences from two headworks of Pakistan. Chemosphere 93:274-282.
- SIGEL, A., SIGEL, H., e SIGEL, R. 2009. Metallothioneins and Related Chelators. Boston: De Gruyter.
- SILVA, D.C.B. et al. 2021. Plano de Manejo da Estação Ecológica do Taim. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.
- STEWART, F.M., FURNESS, R.W., e MONTEIRO, L.R. 1996. Relationships between heavy metal and metallothionein concentrations in lesser black-backed gulls, *Larus fuscus*, and Cory's shearwater, *Calonectris diomedea*. Archives of Environmental Contamination Toxicology 30:299-305.
- SUTHERLAND, W., NEWTON, I., e GREEN, R. 2004. Bird Ecology and Conservation – A Handbook of Techniques. Oxford: University Press.
- TAKEKAWA, J.Y., CRUZ, S.E. W-D., HOTHEM, R.L., e YEE, J. 2002. Relating body condition to inorganic contaminant concentrations of diving ducks wintering in coastal California. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 42:60-70.
- TULLY, T.N. JR., DORRESTEIN, G.M., JONES, A.K., e COOPER, J.E. 2009. Handbook of Avian Medicine (2nd ed.). Edinburgh: Saunders Ltd.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Ambient water quality criteria for lead. 1985. Washington, DC: U.S. EPA, 1985. Disponível em: <https://www.epa.gov/wqc/aquatic-life-criteria-lead>. Acesso em: 07 maio 2025.
- VALLVERDÚ-COLL, N., MOUGEOT, F., ORTIZ-SANTALIESTRA, M.E., RODRIGUEZ-ESTIVAL, L., LÓPEZ-ANTIA, A., e MATEO, R. 2016. Lead exposure reduces carotenoid-based coloration and constitutive immunity in wild mallards. Environmental Toxicology and Chemistry 35:1516-1525.

WANI, A.L., ARA, A., e USMANI, J.A. 2015. Lead toxicity: a review. *Interdisciplinary Toxicology* 8:55-64.

WAYLAND, M., e SCHEUHAMMER, A.M. 2011. Cadmium in birds. In: BEYER, W.N., e MEADOR, J.M. (Eds.) *Environmental Contaminants in Biota*. New York: Taylor & Francis, p. 645-666.

CAPÍTULO 1

Contaminação por cádmio e chumbo em cisnes *Coscoroba coscoroba* e *Cygnus melancoryphus* no sul do Brasil

Manuscrito formatado conforme normas da revista *Environmental Pollution*, exceto o idioma e figuras inseridas no texto.

Normas de formatação: <http://sciencedirect.com/journal/environmental-pollution/publish/guide-for-authors>

Contaminação por cádmio e chumbo em cisnes *Coscoroba coscoroba* e *Cygnus melancoryphus* no sul do Brasil

Mônica Rodrigues Dietrich^{a,b}, Leandro Bugoni^{a,b}

(outros autores serão inseridos em etapas posteriores, para a publicação do manuscrito)

^a Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PPGBAC), Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande - FURG, Av. Itália km 8, Rio Grande, RS, Brasil

^b Laboratório de Aves Aquáticas e Tartarugas Marinhas (LAATM), Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande - FURG, Av. Itália km 8, Rio Grande, RS, Brasil

* Autor correspondente: monicarodriguesdietrich2@gmail.com

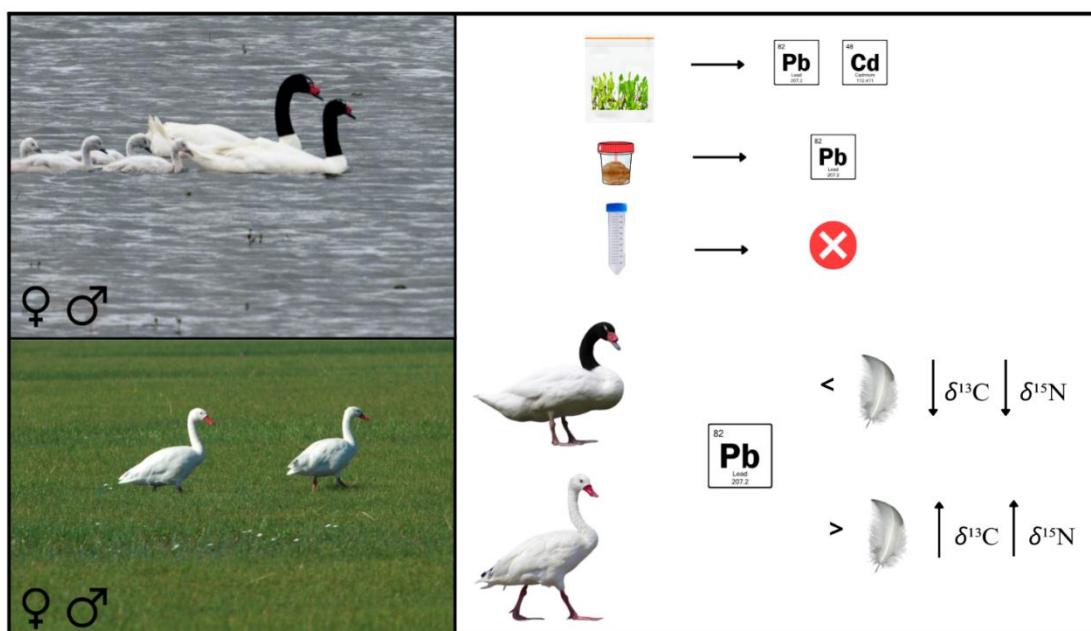
Resumo

A contaminação por metais não essenciais como o chumbo (Pb) e o cádmio (Cd) pode causar alterações morfológicas, neurológicas, metabólicas e comportamentais em vertebrados, e representa uma ameaça para a biota. Este estudo determinou a contaminação por Pb e Cd em *Coscoroba coscoroba* (capororoca) e *Cygnus melancoryphus* (cisne-de-pescoço-preto) amostrados no sul do Brasil, assim como em amostras de água, sedimento e plantas aquáticas dos locais de forrageio dos cisnes. Investigamos a relação entre a contaminação por Pb e Cd e o sexo, classe etária, condição corporal, concentração de metalotineína (MT) e isótopos estáveis de carbono e nitrogênio. Os metais Cd e Pb foram detectados em menos de 15% das amostras de sangue, o que indica baixa exposição recente. A Análise de Redundância (RDA) demonstrou correlação positiva entre Pb em penas crescidas e valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, e negativa com a condição corporal. O Cd foi detectado apenas em algumas espécies de macrófitas, mas não no sedimento e água, enquanto o Pb ocorreu em todas as amostras de plantas e sedimento coletados. Cisne-de-pescoço-preto e fêmeas apresentaram concentrações maiores de MT no plasma sanguíneo. Valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ foram mais altos em capororoca, com baixa sobreposição de nicho isotópico entre as espécies, indicando uso distinto de recursos. De modo geral, no contexto espacial e temporal deste estudo o

Pb e Cd indicam exposição reduzida para as populações de cisnes. A integração das análises de metais, MT e isótopos estáveis de C e N permite relacionar a exposição aos metais Cd e Pb, a resposta fisiológica do organismo MT e o uso de habitat ou dieta. Essa combinação fornece uma interpretação mais completa sobre as fontes de exposição, os padrões de bioacumulação e diferenças fisiológicas associadas.

Palavras-chave: aves aquáticas, condição corporal, ecotoxicologia, isótopos estáveis, metais e metalotioneína.

Resumo gráfico



Destaques

- Concentrações de Cd e Pb em tecidos de cisnes sul-americanos e amostras ambientais foram comparados no sul do Brasil.
- Pb em penas crescidas correlacionou-se positivamente com $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, sugerindo que determinados padrões alimentares ou áreas de forrageamento podem estar vinculadas a maior exposição ao metal.
- Fêmeas e *C. melancoryphus* apresentaram maiores níveis de MT plasmática possivelmente relacionados ao estresse oxidativo, devido a demandas fisiológicas da migração e ao período reprodutivo.

1. Introdução

A contaminação por metais representa um risco à biota e aos ecossistemas aquáticos. Esses metais podem ter origens naturais ou antropogênicas. A origem natural ocorre pelo ciclo das rochas magmáticas, metamórficas e sedimentares, através do intemperismo, a formação de solo, erupções vulcânicas, transporte de elementos do solo pelo vento e incêndios florestais (Bradl, 2005; Kar e Patra, 2021; Korbecki et al., 2019). As fontes antrópicas incluem porções visíveis de metais que podem ser encontrados em ambientes aquáticos, como os *pellets* de Pb de munições e chumbadas de pesca (Binkowski et al., 2013). Além do uso excessivo de fertilizantes fosfatados, óleos e combustíveis fósseis que contribuem para o acúmulo de metais como o cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), zinco (Zn), cromo (Cr), manganês (Mn) e cobalto (Co) no ambiente, órgãos e tecidos das aves (Burger e Gochfeld 2000; Shahbaz 2013).

A disponibilidade dos metais nos ambientes aquáticos é controlada principalmente pela forma química em que eles se encontram. O pH altera a especiação dos metais ao modificar o equilíbrio entre íons livres e complexos formados com ligantes inorgânicos presentes na água, como carbonato, cloreto e hidróxido, além de complexos com matéria orgânica (Millero 2001). Em sedimentos mudanças no pH e no potencial redox podem mobilizar ou imobilizar metais ao afetar sua solubilidade e liberação para a água, interagindo com fases minerais e matéria orgânica (Brayner et al. 2001). As aves aquáticas podem ser afetadas por metais comumente disponíveis em sedimentos, plantas e animais aquáticos (Binkowski et al. 2013; Giulio e Scanlon 1985). A avifauna destaca-se como sentinelas ambientais, revelando a presença, magnitude e origem de contaminantes nos habitats onde se alimentam e reproduzem, através de alterações fisiológicas, comportamentais e morfológicas (Furness e Greenwood 1993).

O Pb e o Cd são metais não essenciais que representam risco à saúde humana e animal, e são continuamente liberados no ambiente por fontes antrópicas (Genchi et al. 2020; Kar e Patra 2021; Wani et al. 2015). Os limites de concentração recomendados para proteção da vida aquática são de $65 \mu\text{g.L}^{-1}$ para Pb e $0,72 \mu\text{g.L}^{-1}$ para o Cd em exposição crônica em água doce (USEPA 1985; USEPA 2016). A exposição ao Pb e Cd em aves causa diversos efeitos tóxicos, como alterações genéticas, neurológicas, reprodutivas, comportamentais e malformações. Ainda, prejudicam o desempenho e a eficiência de conversão alimentar, o metabolismo energético e reduzem o crescimento e ganho de massa corporal em aves jovens durante seu desenvolvimento (Burger e Gochfeld 2005; Kar e Patra 2021; Kim e Koo 2008; Wayland e Scheuhhammer 2011). Altas concentrações de Pb induzem estresse oxidativo, disfunções hepáticas e imunossupressão (Vallverdú-Coll et al. 2016). Cisnes-mudos (*Cygnus olor*) do Mar Báltico apresentaram aumento

da razão heterófilo/linfócito em resposta a maiores concentrações sanguíneas de Pb, indicando estresse fisiológico e comprometimento do sistema imune (Meissner et al. 2020). Concentrações acima de 5 µg.g⁻¹ de peso seco no fígado e rins de patos selvagens (*Anas platyrhynchos*) e carquejas (*Fulica atra*), causaram alterações histopatológicas como inchaço e necrose do epitélio dos túbulos renais (Binkowski et al. 2013).

A principal via de exposição das aves a metais é o consumo de alimentos contaminados ou consumo acidental de sedimento (Hernández et al. 1999). Dessa forma, a análise da dieta pode elucidar aspectos importantes sobre as origens de contaminação dos organismos. A análise de isótopos estáveis em tecidos das aves possibilita estudar a exposição e a bioacumulação de contaminantes, por meio de excretas ou tecidos (Jardine et al. 2006). Os isótopos estáveis de carbono (C) e nitrogênio (N) são os mais usados em ecologia trófica: os valores de $\delta^{13}\text{C}$ indicam a origem da fonte alimentar, pois diferem entre produtores com ciclos fotossintéticos distintos (Peterson e Fry 1987). Em geral os valores de $\delta^{13}\text{C}$ refletem a dieta assimilada, permitindo diferenciar o uso de habitats (Pérez et al. 2008). Em ecossistemas terrestres, dominados por vegetação C₃ como árvores e arbustos, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ são mais negativos, em torno de -28‰ (Fry 2006). Em ambientes com predomínio de gramíneas C₄ como o milho e a cana-de-açúcar, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ variam em torno de -13‰. Em sistemas dulcícolas, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ do CO₂ dissolvido pode variar entre -20‰ e -5‰, podendo ser ainda mais negativos sob condições de respiração intensa (Fry 2006). Já os valores de $\delta^{15}\text{N}$ indicam o nível trófico, aumentando conforme o organismo ocupa níveis mais elevados (Pérez et al. 2008). Além disso, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ podem servir como marcador ambiental para rastrear fontes de contaminação, i.e., valores baixos ocorrem em ambientes limitados em N, enquanto sistemas influenciados por fontes antropogênicas de N, como fertilizantes, apresentam valores elevados, indicando maior contaminação (Fry 2006).

Após a ingestão, os metais são distribuídos por processos bioquímicos e fisiológicos para o sangue, e são armazenados em tecidos e órgãos (Lodenius e Solonen 2013). Os metais são absorvidos principalmente no trato gastrointestinal, onde competem com minerais essenciais como o cálcio (Ca), o ferro (Fe) e o zinco (Zn) (Scheuhammer 1987; Fowler 2009). O fígado e os rins são órgãos mais suscetíveis aos efeitos tóxicos do Cd e Pb, e podem estar relacionados à capacidade de síntese das metalotioneínas (MT). O fígado é o primeiro grande sítio de acúmulo, recebe o sangue venoso via sistema porta hepático, atuando como órgão detoxificador primário. O rim é afetado pois filtra continuamente o plasma e acumula complexos metal-proteína, especialmente Cd ligado às MTs, que se concentra no córtex renal (Nordberg et al. 2022). Os metais são acumulados nas penas em crescimento via corrente sanguínea, ligados a proteínas e acumulados durante seu

desenvolvimento (Lewis e Furness 1991). São eliminados do organismo das aves pela muda das penas, fezes e postura dos ovos (Lodenius e Solonen 2013). Outra via de detoxificação importante ocorre pelas fêmeas durante a postura dos ovos. A contaminação nos ovos reflete a exposição das fêmeas durante a formação, indicando acúmulo tecidual e exposição ambiental (Burger 1994; Burger e Gochfeld 1996). Antes da postura, o aumento da ingestão de Ca, mineral essencial para a formação da casca e desenvolvimento do embrião, pode favorecer a absorção de metais devido à competição por locais de ligação estruturalmente semelhantes (Orłowski et al. 2019; Perrins 2008). Isso ocorre porque Ca^{2+} , Cd^{2+} e Pb^{2+} possuem valência e tamanho iônico próximos, permitindo que compartilhem transportadores envolvidos na captação e deposição de Ca, o que pode elevar a coabsorção desses metais durante esse período (Nordberg et al. 2022). A idade é outro fator que influencia substancialmente os padrões de bioacumulação em aves (Berglund et al. 2011; Newman 2015). Indivíduos jovens geralmente apresentam menores concentrações de metais como mercúrio (Hg) e Cd que adultos, possivelmente devido ao menor tempo de exposição e à diluição pelo rápido crescimento corporal (Newman, 2015). O metabolismo e a toxicocinética também contribuem para essas diferenças etárias. Em metais como o Cd, a distribuição e retenção tecidual dependem do tempo de exposição, da capacidade de ligação a proteínas como as MT e da dinâmica de armazenamento em fígado e rim, processos que passam a atuar de forma mais prolongada à medida que os organismos envelhecem (Nordberg et al. 2022). Além disso, o crescimento das penas contribui para essa diferença, pois os metais acumulam-se nas penas que estão sendo sintetizadas, reduzindo as concentrações no sangue dos jovens em comparação aos adultos (Wayland e Scheuhammer 2011).

As MTs são proteínas de baixo peso molecular que desempenham funções fisiológicas relacionadas à homeostase, como o armazenamento e desintoxicação de metais (Genchi et al. 2020). São proteínas que se localizam principalmente no citoplasma, possuem alta concentração de resíduos de cisteína os quais apresentam grupos tiol ($-\text{SH}$) capazes de coordenar íons metálicos com grande afinidade (Andrews 1989; Krężel e Maret 2016; Sigel et al. 2009). No processo de desintoxicação as MTs são induzidas e protegem as células ligando-se firmemente aos íons tóxicos. Essa indução ocorre porque os metais ativam fatores de transcrição metal-responsivos, aumentando a expressão gênica das MTs, que funcionam como tampões intracelulares, reduzindo a fração de metal livre capaz de causar dano celular (Nordberg et al. 2022). As MTs geralmente apresentam maior concentração no fígado e no rim. Está presente também na urina e no sangue, tanto no plasma como nas células, o que possibilita diferentes análises de forma menos invasiva (Garvey et al. 1987). É importante destacar que a indução das MTs não constitui, por si só, um diagnóstico inequívoco

de exposição a metais, pois fatores fisiológicos e ambientais como estação do ano, temperatura, condição reprodutiva e sexo podem influenciar os níveis da proteína associada ao estresse oxidativo (Newman, 2015). Correlações positivas entre as concentrações de Hg, arsênio (As) e selênio (Se) no sangue e a MTs no plasma sanguíneo foram observadas em filhotes de cegonha (*Ciconia ciconia*) (Bjedov et al. 2023). De forma semelhante, correlação positiva entre as concentrações sanguíneas de Pb e as concentrações de MT em abutres (*Gyps fulvus*) foram encontradas, reforçando o papel dessa proteína como biomarcador de exposição a metais em aves (Pikula et al. 2013).

A condição corporal é uma avaliação qualitativa da aptidão e que reflete a reserva energética, capacidade de sobrevivência e resistência a doenças (Peig e Green 2010; Sutherland et al. 2004). O Índice de Massa Escalonada (\hat{M}_i) é uma forma de avaliar a reserva energética, além de ser um método pouco invasivo e não letal. O \hat{M}_i é calculado a partir da relação entre massa corporal e uma medida morfométrica rígida, ajustadas por regressão linear, refletindo as reservas energéticas, permitindo comparar o estado corporal entre indivíduos de tamanhos diferentes (Peig e Green, 2010). Um estudo com cisnes-bravos (*Cygnus cygnus*) invernantes na Grã-Bretanha revelou que 41,7% dos indivíduos apresentavam concentrações sanguíneas de Pb iguais ou superiores a 44 mg/dL, associadas negativamente à condição corporal avaliada pelo \hat{M}_i . Acima dessa concentração o aumento do Pb no sangue levou à redução da condição corporal, o que indicou efeitos subletais em concentrações menores que os limiares clínicos conhecidos (Newth et al. 2016).

A capororoca (*Coscoroba coscoroba*) e o cisne-de-pescoço-preto (*Cygnus melancoryphus*), são duas espécies de Anseriformes da América do Sul, que se distribuem do sul da Argentina e Ilhas Malvinas/Falkland até o sudeste do Brasil (Calabuig et al. 2010; Carboneras e Kirwan 2020). Na Estação Ecológica do Taim sul do Brasil, ambas as espécies utilizam o ambiente ao longo do ano, com picos populacionais associados ao período de muda, especialmente entre junho e setembro. Neste período há maior abundância, o que torna as águas rasas com vegetação submersa essenciais para a permanência dessas espécies, além de ser a principal área de reprodução em território brasileiro (Calabuig et al. 2010; Nascimento et al. 2001). Capororocas são majoritariamente herbívoras, consumindo macrófitas submersas e, eventualmente, invertebrados aquáticos e ovas de peixe (Barboza et al. 2020; Johnsgard 2010; Silva et al. 2018; Silva et al. 2022). Cisnes-de-pescoço-preto alimentam-se principalmente de macrófitas aquáticas submersas, geralmente em águas rasas (< 2 m). Com mudanças no nível da água os cisnes passam a explorar macrófitas de margens e áreas pantanosas. Os jovens alimentam-se de matéria vegetal, macrófitas flutuantes, e pedaços de plantas que haviam sido rasgadas (Corti e Schlatter 2002; Velásques et al. 2019).

As áreas potenciais de ocorrência no sul do Brasil estão sujeitas a impactos ambientais resultantes de práticas humanas, como a rizicultura. Nessas áreas, a água das lagoas é potencialmente utilizada para irrigação das lavouras, o que pode resultar na devolução de efluentes contaminados com insumos agrícolas que contêm metais. O cultivo de arroz representa elevada demanda hídrica e permite a circulação de contaminantes, através da irrigação que altera o regime hidrodinâmico, especialmente a disponibilidade e qualidade das águas (Bulé et al. 2019; Costa e Sato 2021). Estudos realizados na bacia da Lagoa dos Patos no sul do Brasil detectaram Cd e Pb na coluna d'água ($0,31 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ e $2,45 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ respectivamente) durante o inverno/outono (Barbosa et al. 2012). Em sedimentos estuarinos e áreas portuárias foram documentados contaminação por Hg $4,6 \mu\text{g g}^{-1}$ peso seco associados a descargas urbanas, atividades portuárias e eventos accidentais (Mirlean et al. 2001). Na Lagoa das Flores, próximo à ESEC do Taim, foram quantificadas concentrações de Hg $0,058 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco no sedimento, e em tecidos dos peixes com variação de $0,018$ a $0,063 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso úmido conforme a espécie (Mirlean et al. 2005). Ademais, foram detectados metais em vertebrados aquáticos na unidade de conservação. Peixes analisados apresentaram concentrações de arsênio (As) entre 13 e $19 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (peso seco) e teores de Pb, variando de $0,0004$ a $0,002 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (peso seco), dependendo da espécie. Já os répteis coletados mostraram valores menores de As entre $3,5$ e $7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (peso seco) e concentrações mais elevadas de Pb, alcançando até ($0,027 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco) (Quintela et al. 2019). Esses resultados demonstram que os contaminantes detectados nas águas e sedimentos da região também se refletem nos organismos, o que pode ser uma ameaça a avifauna. Outros impactos podem influenciar na conservação, como a conversão e o manejo agrícola de áreas úmidas, o que reduz a heterogeneidade e simplificam a estrutura das comunidades. Potencialmente comprometendo a qualidade do habitat para organismos aquáticos e espécies que dependem desses ecossistemas (Rolon et al. 2010). Além da instalação e presença de linhas de transmissão de energia que representa uma ameaça com mortalidade por colisão ou eletrocussão relatada em diferentes famílias de aves (Rebolo-Ifrán et al. 2025). Tais dados demonstram que avifauna residente e migratória presente nas áreas úmidas do sul do Brasil estão sujeitas a múltiplas pressões ambientais, as quais podem impactar na conservação local.

Neste contexto, o objetivo deste estudo é determinar as concentrações de Cd e Pb no sangue e nas penas de cisnes *C. coscoroba* e *C. melancoryphus* no sul do Brasil, e avaliar potenciais variações associadas ao sexo, classe etária, condição corporal, concentração de MT no plasma sanguíneo e valores de isótopos estáveis de C e N. Visa, ainda, comparar essas concentrações com os valores de Cd e Pb detectados no solo, nas plantas e na água das áreas de estudo, a fim de inferir a possível origem da contaminação. Hipotetizamos que aves com menor condição corporal

apresentarão concentrações mais elevadas de Pb e Cd. Além disso, espera-se que os machos exibam concentrações mais altas, assim como indivíduos adultos em comparação aos jovens. Por fim, propomos que aves com maiores concentrações de Cd e Pb também apresentem maiores concentrações de MT no plasma sanguíneo, indicando uma resposta fisiológica de detoxificação.

2. Materiais e métodos

2.1. Área de estudo

A área de estudo está situada na Planície Costeira do sul do Brasil, município de Rio Grande, no bioma Pampa. A amostragem ocorreu em duas localidades no município: Capão Seco ($31^{\circ}51'S$ e $52^{\circ}18'W$), uma paisagem dominada por propriedades agrícolas voltadas à rizicultura e à bovinocultura leiteira, e a Estação Ecológica (ESEC) do Taim ($32^{\circ}33'S$ e $52^{\circ}34'W$), às margens da Lagoa Mirim (Fig. 1). A ESEC do Taim é uma Unidade de Conservação de proteção integral, inclusa na lista de sítios Ramsar, que preserva um complexo mosaico de banhados, lagoas interligadas, campos nativos, dunas e matas, bem como seus processos ecológicos essenciais (Silva et al. 2021). Entretanto, seu entorno apresenta atividades agrícolas voltadas principalmente à rizicultura irrigada e à atividade pesqueira.

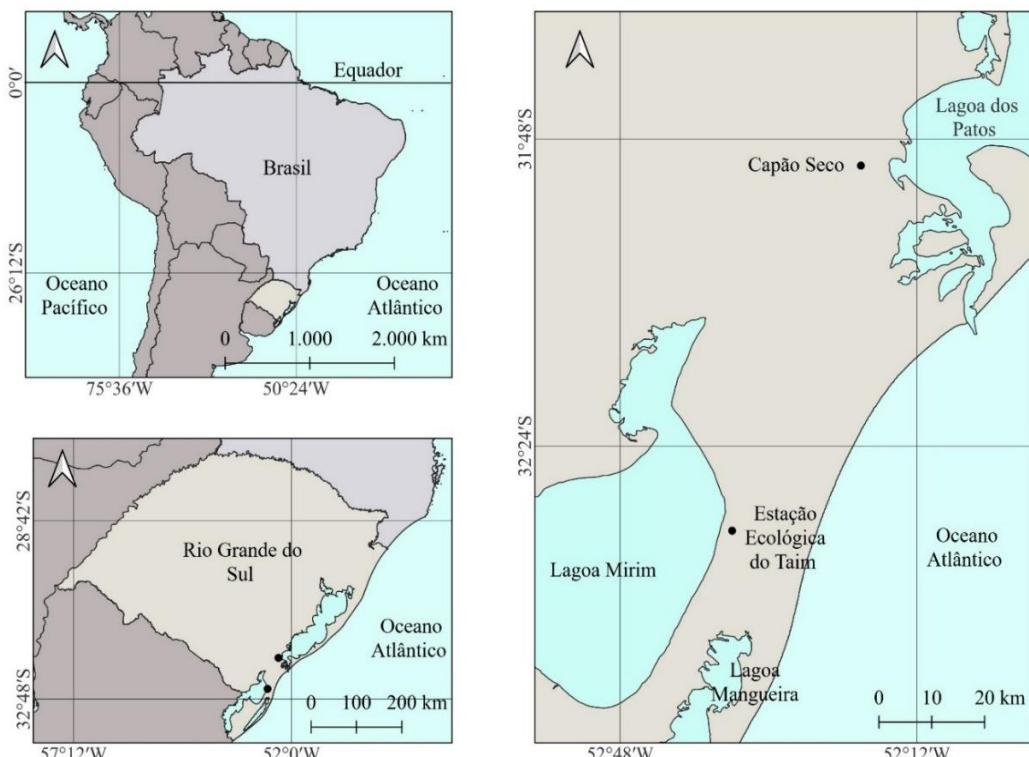


Fig. 1. Localização geográfica dos locais de amostragem de *Cygnus melancoryphus* e *Coscoroba coscoroba* no Capão Seco e Estação Ecológica do Taim, sul do Brasil.

2.2. Coleta de amostras

A captura dos cisnes ocorreu de julho a dezembro de 2024, durante o período de muda síncrona de todas as rêmiges. Os indivíduos foram perseguidos com embarcação motorizada, e capturados de forma manual com auxílio de puçá (Antas et al. 1996; Nascimento et al. 2001). No total, foram capturados 60 indivíduos, 30 de cada espécie, entre jovens, adultos machos e fêmeas cujo sexo foi determinado por sexagem molecular. Foram medidos o comprimento do tarso, comprimento total da cabeça, do cílmen exposto, altura e largura do bico na base, distância narina à ponta do bico, comprimento do pé e dedo médio, com auxílio de paquímetro com precisão de 0,5 mm. A massa corporal foi aferida com balança digital, com precisão de 1 g. Foi coletado aproximadamente 2 mL de sangue, por punção da veia tarsal, com seringa e agulha descartável. Aproximadamente 1,5 mL de sangue foi transferido para microtubos destinado ao armazenamento e posterior processamento das análises que não requeriam anticoagulante. Os 0,5 mL restantes foram acondicionados em um microtubo contendo heparina, utilizado para as análises que exigiam sangue anticoagulado. Entre 8 e 10 penas de contorno em fase de crescimento e 8 a 10 penas totalmente crescidas da região peitoral e dorsal, foram removidas de cada indivíduo e armazenadas em sacos plásticos. Os indivíduos, foram marcados com anilhas metálicas alfanuméricas fornecidas pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres CEMAVE/ICMBio, para evitar reamostragem, e então foram soltos próximo ao local de captura. Ainda, foram realizadas coletas oportunísticas de cascas de ovos de *C. coscoroba*, em 14 ninhos, encontrados após a eclosão dos filhotes, em ambos os locais de amostragem.

A fim de avaliar a exposição ambiental a Cd e Pb nos locais de forrageio dos indivíduos, foram coletadas amostras de água, acondicionadas em tubos Falcon (50 mL), e de sedimento, em tubos estéreis (50 g). Em laboratório as amostras foram congeladas a -80 °C até a análise. Plantas aquáticas foram coletadas e armazenadas em sacos plásticos até o laboratório, onde foram lavadas com água ultrapura e secas em exsicata até a identificação e digestão.

As coletas foram realizadas de acordo com a autorização do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), licença nº 93192-1, e da Comissão de Ética em Uso Animal da Universidade Federal do Rio Grande (CEUA/FURG) processo nº 005/2024.

2.3. Análise de Cd e Pb

As penas foram lavadas três vezes em peróxido de hidrogênio, e as cascas dos ovos foram lavadas em banho ultrassônico com peróxido de hidrogênio por 10 minutos. Em seguida foram lavadas com água destilada. As penas, cascas de ovos e sangue foram secas em estufa a 60 °C até

atingirem massa constante, e pesadas (0,1 g). As matrizes foram digeridas em ácido nítrico 65% (2 mL) por 36 h e avolumadas (20 mL) com água ultrapura (Barreto et al. 2025; Nunes et al. 2022). As amostras de sedimento inicialmente foram secas a 105 °C até a massa constante, peneiradas em malha de aço inoxidável de 3 mm e pesadas (0,5 g). Em seguida foram digeridas em mistura de 5 mL de ácido nítrico 65% e 5 mL de ácido clorídrico 37%, em bloco digestor, a 95 °C por 1 h e a 100 °C por 3 h. Após, houve a adição de 1 mL de peróxido de hidrogênio e aquecidas a 110 °C por 1:30 h. As amostras passaram por uma filtração simples e foram avolumadas a 25 mL em água ultrapura, conforme Güven e Akinci (2011) com adaptações na massa da amostra, proporção e adição simultânea dos ácidos e tempos de digestão adequados ao volume de sedimento. As amostras de água foram preparadas conforme Abdi et al. (2021) também com adaptações no volume de amostra, proporção dos reagentes e tempo de digestão aumentado: uma alíquota de 3 mL de água de cada amostra foi submetida à digestão com uma mistura de 2 mL de ácido nítrico 65% e 1 mL de peróxido de hidrogênio, em bloco digestor a 105 °C, durante 4 h. Após, as amostras foram avolumadas a 25 mL em água ultrapura. Quanto às amostras de vegetação, o preparo seguiu o protocolo descrito por Rashid et al. (2016), com adaptações no volume de ácido e no regime de aquecimento, a fim de obter-se digestão completa da amostra. As plantas foram limpas com água ultrapura e secas em estufa a 105 °C por 1 h, posteriormente mantidas a 60 °C até atingir massa constante. As plantas foram então fragmentadas, pesadas 0,5 g e digeridas com 7 mL de ácido nítrico 65% em bloco digestor a 95 °C por 4 h, 110 °C por mais 2 h, e então a 150 °C por 1:40 h com adição de 1 mL de peróxido de hidrogênio, até completa digestão.

A quantificação de Cd e Pb foi realizada em triplicata, determinada com base na curva de calibração para cada elemento usando diluição serial a partir de uma solução padrão multielementar. As análises ocorreram por Espectrometria de Absorção Atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua (HR-CS AAS), modelo ContrAA 700, Analytik Jena, disponível no Centro Integrado de Análises - CIA-FURG), no modo forno de grafite. Os limites de detecção (LD) variaram conforme a matriz e metal (Tabela S1 material suplementar). Amostras abaixo do LD foram considerados como 0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ para as análises (Binkowski et al. 2013).

2.4. Análise da concentração de metalotioneína

Amostras de sangue com heparina foram centrifugadas a 3000 rpm por 20 min e o sobrenadante (plasma) foi coletado e armazenado a -80 °C em ultrafreezer até a análise. A concentração da metalotioneína no plasma sanguíneo foi determinada utilizando o Fish Metallothionein (MT) ELISA Kit (MyBioSource Inc. EUA), seguindo as instruções do fabricante

(versão 12.0, 2020). O ensaio segue o princípio de ELISA do tipo sanduíche, com detecção por leitura espectrofotométrica a 450 nm. As amostras foram analisadas em duplicata, e a quantificação foi baseada em uma curva padrão com concentrações entre 6,25 e 200 p.mL⁻¹, conforme protocolo do kit.

2.5. Análise de isótopos estáveis

As amostras de penas e sangue para análise de isótopos estáveis de C e N foram preparadas conforme Bugoni et al. (2008). O sangue foi liofilizado e as penas foram lavadas em água destilada a fim de evitar contaminações externas, secas em estufa por 2 h a 70 °C e fragmentadas com tesoura. Sangue e penas foram homogeneizados, pesados e acondicionados em cápsulas de estanho (0,7 mg). A calibração dos valores isotópicos foi realizada com os seguintes padrões de referência: ácido glutâmico USGS40, cafeína USGS62, sulfato de amônio IAEA-N-1 e IAEA-N-2, além de açúcares de cana-de-açúcar (C₄) e beterraba (C₃) e referida aos padrões internacionais Vienna Pee Dee Belemnite para carbono e ao ar atmosférico (N₂) para nitrogênio. Os padrões foram intercalados entre as amostras para controle de precisão analítica, apresentando desvios de ±0,07‰ para δ¹³C e ±0,3‰ para δ¹⁵N. A notação delta (δ) foi expressa em per mil (‰), sendo representada pela razão isotópica (R) de cada elemento (¹³C/¹²C e ¹⁵N/¹⁴N) (Post 2002). As análises de isótopos estáveis de C e N foram realizadas no Espectrômetro de Massa de Razão Isotópica – IRMS acoplado a analisador elementar – EA Flash 2000 Delta V Advantage TC/EA disponível no Centro Integrado de Análises (CIA) da Universidade Federal do Rio Grande (FURG).

2.6. Análise da condição corporal

A condição corporal foi calculada por meio do Índice de Massa Escalonada (\hat{M}_i), conforme o método de Peig e Green (2010). Para cada espécie foram testadas diversas medidas morfométricas como possíveis preditoras da massa corporal. Para cada variável, ajustou-se um modelo linear simples relacionando a massa corporal à variável morfométrica correspondente. A qualidade de ajuste de cada modelo foi avaliada pelo coeficiente de determinação (R^2), que indica a proporção da variação da massa explicada por cada medida linear. Neste caso, a variável com maior R^2 foi considerada a mais adequada para o ajuste estrutural de tamanho em cada espécie. Para *C. coscoroba*, a distância da narina à ponta do bico teve maior explicabilidade, e para *C. melancoryphus*, a largura do bico na base, ambas com $R^2 = 0,69$. Em seguida, para cada espécie, foi ajustado um modelo SMA (Standardized Major Axis) utilizando a função ‘sma’ do pacote

‘smatr’, a fim de estimar o coeficiente de inclinação (b_{SMA}) entre a massa e a variável selecionada. O \hat{M}_i foi então calculado conforme a equação (1):

$$\hat{M}_i = M_i \left(\frac{L_0}{L_i} \right)^{b_{SMA}} \quad (1)$$

onde L_0 corresponde à média da variável morfométrica escolhida para cada espécie, L_i é a medida morfométrica de cada indivíduo (em mm) e M_i é a massa corporal aferida (em kg).

2.7. Análises estatísticas

A relação entre as concentrações de Cd e Pb e as variáveis foi avaliada por meio de Análise de Redundância (RDA) utilizando o pacote ‘vegan’ (Oksanen et al. 2025). Para as penas totalmente crescidas foram consideradas como variáveis explicativas os valores de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, \hat{M}_i , sexo, classe etária e espécie. As concentrações de Cd e Pb foram transformadas pelo método de Hellinger (Legendre e Gallagher 2001), enquanto as variáveis contínuas foram padronizadas (z-score). A significância do modelo foi testada por meio de ANOVA, com 9999 permutações, aplicada ao modelo global, aos eixos e a cada variável. O coeficiente de determinação ajustado ($R^2\text{aj}$) foi obtido pela função ordiR2step, que calcula o R^2 ajustado em função do número de variáveis e do tamanho amostral. Correlações de Pearson entre os escores da RDA e as variáveis foram utilizadas para auxiliar na interpretação dos gradientes.

As concentrações de MT ($\mu\text{g.mL}^{-1}$) no plasma sanguíneo foram avaliadas por meio de Modelos Lineares Generalizados (GLM) com distribuição gamma e função de ligação logarítmica. As variáveis explicativas foram espécie, classe etária e sexo. Foi avaliada a interação entre espécie e sexo. Antes da modelagem, verificou-se a distribuição dos dados e a homogeneidade de variâncias por meio de histogramas, testes de normalidade (Shapiro-Wilk) e testes de homogeneidade (Levene). Comparações *post-hoc* entre níveis das variáveis categóricas foram realizadas utilizando o pacote ‘emmeans’ (Lenth 2025). A adequação do modelo foi avaliada por meio da inspeção de resíduos, valores ajustados, *outliers* e influência de pontos individuais. O pseudo- R^2 foi calculado utilizando o pacote ‘pscl’ (Jackman 2025).

Os valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ foram utilizados para determinar o nicho isotópico utilizando o pacote SIBER (Jackson et al. 2011) a fim de estimar métricas de amplitude isotópica e sobreposição trófica entre grupos. A análise de nicho isotópico foi realizada utilizando os valores de isótopos no sangue, penas em crescimento e penas crescidas, considerando, separadamente os agrupamentos por espécie e local de captura. Para cada grupo, foram calculadas as áreas das elipses

de confiança de 95% ajustadas para pequenos tamanhos amostrais (SEAc). Todas as análises foram conduzidas no software R (versão 4.5.1) com R Studio (versão 2025.05.0+496, Posit Team 2025).

Resultados

3.1. Metais

As concentrações de Cd e Pb no sangue dos cisnes estiveram frequentemente abaixo do limite de detecção, com poucas amostras apresentando valores detectáveis em ambas as espécies. *Coscoroba coscoroba* apresentou maiores concentrações de Cd e Pb em penas em crescimento, enquanto *C. melanotos* apresentou contaminação apenas por Pb. Nas penas totalmente crescidas, o Pb esteve presente em ambas as espécies, e o Cd apenas em *C. coscoroba*. Ainda, *C. melanotos* apresentou concentrações de Cd e Pb geralmente mais baixas em todos os tecidos (Fig. 2). As concentrações de Pb nas cascas de ovos de *C. coscoroba* foram mais altas no Capão Seco em comparação com a ESEC do Taim, enquanto o Cd permaneceu < LD em ambos os locais (Tabela 1).

Tabela 1. Concentrações médias \pm desvio padrão ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco) e intervalo mínimo–máximo de Pb e Cd em penas em crescimento, penas crescidas, sangue de *Cygnus melancoryphus* e *Coscoroba coscoroba*, além de cascas de ovos de *Coscoroba coscoroba* coletados no sul do Brasil. n = número total de amostras analisadas.

Espécie	Matriz	Local	<i>n</i>	Pb ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$)	Número de amostras com Pb detectável		Número de amostras com Cd detectável	
<i>C. coscoroba</i>	Sangue	Capão Seco	9	-	0	-	-	0
<i>C. coscoroba</i>	Sangue	ESEC do Taim	21	$0,13 \pm 0,01$ ($0,13 - 0,14$)	2	0,17	0,17	2
<i>C. melancoryphus</i>	Sangue	Capão Seco	30	-	0	0,05	0,05	1
<i>C. coscoroba</i>	Penas crescimento	Capão Seco	9	$0,24 \pm 0,14$ ($0,11 - 0,49$)	6	0,22	0,22	2
<i>C. coscoroba</i>	Penas crescimento	ESEC do Taim	21	$0,13 \pm 0,04$ ($0,10 - 0,18$)	6	$0,55 \pm 0,44$ ($0,15 - 1,50$)	0,55	8
<i>C. melancoryphus</i>	Penas crescimento	Capão Seco	30	$0,25 \pm 0,23$ ($0,10 - 0,85$)	9	-	-	0
<i>C. coscoroba</i>	Penas crescidas	Capão Seco	9	$0,17 \pm 0,04$ ($0,13 - 0,26$)	8	-	-	0

<i>C. coscoroba</i>	Penas crescidas	ESEC do Taim	21	$0,25 \pm 0,16$ (0,09 – 0,62)	15	$0,36 \pm 0,20$ (0,18 – 0,65)	4
<i>C. melancoryphus</i>	Penas crescidas	Capão Seco	30	$0,25 \pm 0,24$ (0,10 – 0,78)	7	-	0
<i>C. coscoroba</i>	Cascas de ovos	Capão Seco	10	$0,13 \pm 0,31$ (0,07 – 1,00)	4	-	0
<i>C. coscoroba</i>	Cascas de ovos	ESEC do Taim	4	$0,06 \pm 0,06$ (0,10 – 0,13)	2	-	0

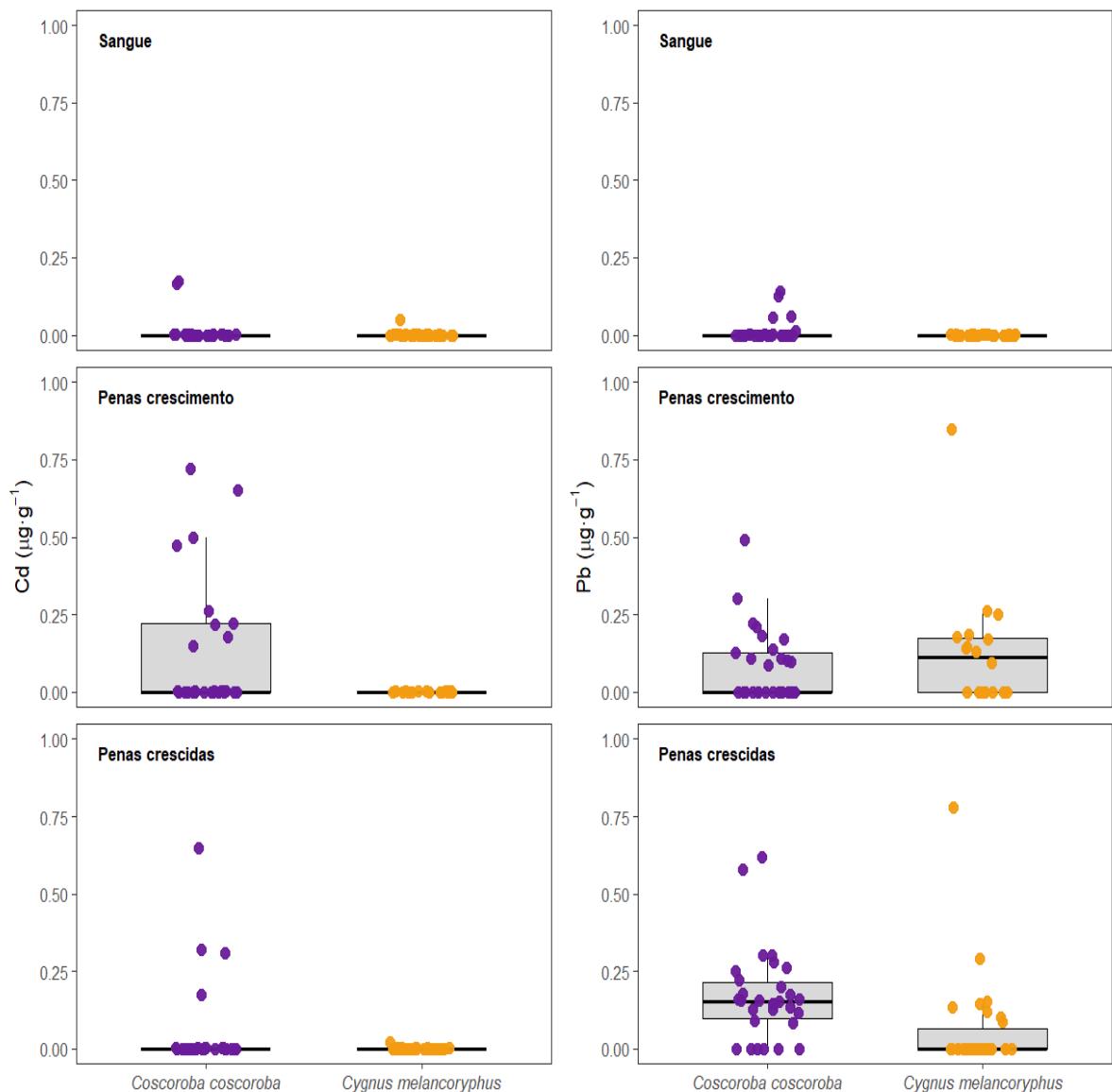


Fig. 2. Concentrações de Cd e Pb ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, peso seco) em sangue, penas em crescimento e penas crescidas de cisnes *Coscoroba coscoroba* e *Cygnus melancoryphus* amostrados em 2024 no sul do Brasil. A linha dentro da caixa indica a mediana, os limites da caixa correspondem ao 1º e 3º quartis, e as linhas que se estendem a partir da caixa representam a faixa de dados sem outliers. Os pontos mostram os valores individuais de cada amostra.

Os metais Cd e Pb foram detectados em menos de 15% das amostras de sangue (Pb = 5/60, 8,3%; Cd = 3/60, 5,0%). Nas penas em crescimento, o Cd foi detectado em 21,3% (10/47) e o Pb em 48,9% (23/47), enquanto em penas crescidas, o Cd foi detectado em 8,3% das amostras (5/60), e o Pb esteve presente em 53,3% (32/60). Não foi possível analisar isótopos estáveis em *C. melancoryphus* devido à quantidade limitada de amostras coletadas. A prioridade foi a determinação das concentrações de Cd e Pb, o que resultou em massa insuficiente de material para

a análise isotópica. Tentativas de modelagem sem os dados de isótopos resultaram em baixa explicabilidade em penas em crescimento, com apenas a espécie sendo significativa. Por isso, conduzimos a modelagem apenas com valores das penas crescidas.

A Análise de Redundância (RDA) realizada a partir das amostras de penas crescidas explicou 40,7% da variância total dos dados ($R^2 = 0,41$), a variância ajustada foi de 31,3% ($R^2_{aj} = 0,31$). O primeiro eixo (RDA1) explicou 39,3% da variância total ($F = 32,47; p < 0,001$). O modelo global foi significativo ($F = 4,31; p < 0,001$), assim como os efeitos de espécie ($F = 9,34; p = 0,001$), \hat{M}_i ($F = 6,25; p < 0,05$), $\delta^{13}\text{C}$ ($F = 5,44; p < 0,05$) e $\delta^{15}\text{N}$ ($F = 4,21; p < 0,05$). O eixo RDA1 teve alta correlação de Pearson com Pb ($r = 0,99$) e correlação próxima de zero com Cd ($r = -0,01$), indicando que a ordenação foi determinada principalmente pela variação nas concentrações de Pb. Espécie foi o principal fator ao longo de RDA1 ($r = -0,60$). Entre as variáveis contínuas, valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ correlacionaram-se positivamente com Pb ($r = 0,35$ e $r = 0,29$, respectivamente), enquanto \hat{M}_i correlacionou-se negativamente ($r = -0,42$) com Pb. Os resultados indicam que a variação de Pb está fortemente associada à espécie e, em menor grau, a gradientes fisiológicos e tróficos refletidos por \hat{M}_i , $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ (Fig. 3).

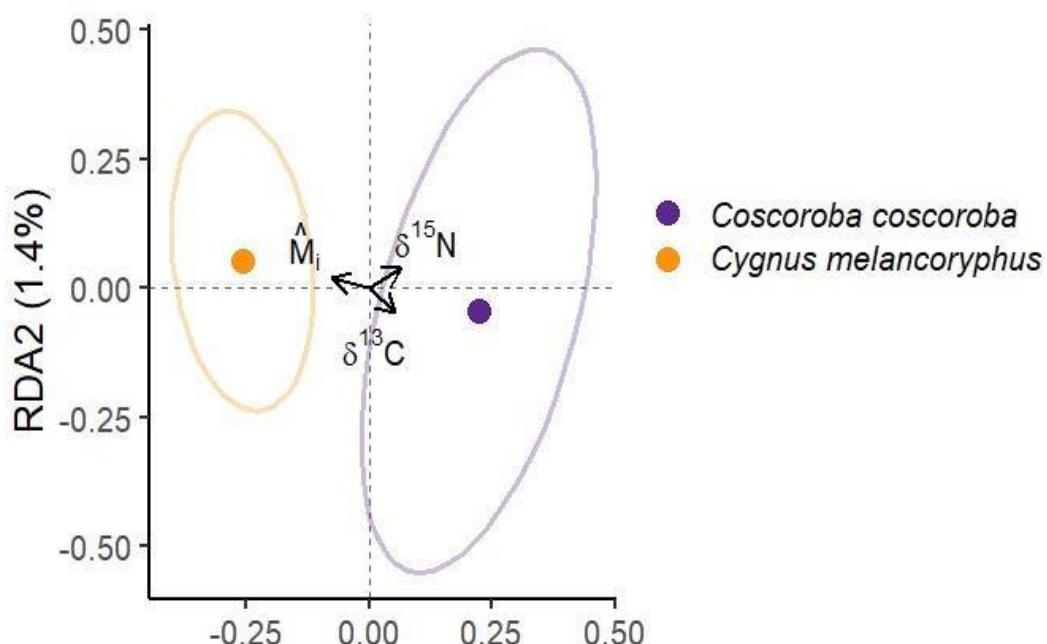


Fig. 3. Análise de Redundância (RDA) das concentrações de Cd e Pb nas penas crescidas de *C. coscoroba* e *C. melancoryphus* em função de variáveis contínuas significativas: \hat{M}_i , $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$. Cada elipse representa uma espécie, sendo a roxa *C. coscoroba* e a laranja *C. melancoryphus*. As setas indicam as variáveis explicativas, cuja direção reflete sua correlação com os eixos da RDA.

3.2. Metais no ambiente

Entre as amostras ambientais, o Cd permaneceu abaixo do limite de detecção na água e nos sedimentos dos dois locais, mas foi quantificado em algumas macrófitas do Capão Seco, com valores entre 0,03 e 0,63 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (peso seco). A espécie com maior concentração foi *Pistia stratiotes*, com $0,63 \pm 0,08 \mu\text{g.g}^{-1}$. Para Pb, todas as macrófitas analisadas apresentaram valores detectáveis, variando de 0,06 a 0,63 $\mu\text{g.g}^{-1}$, novamente com *P. stratiotes* destacando-se entre as espécies com maiores concentrações. Nos sedimentos, o Pb foi detectado em todos os pontos amostrados, com valores médios mais elevados no Capão Seco em comparação à ESEC do Taim enquanto o Cd permaneceu < LD em ambos os locais. Na água, tanto Cd quanto Pb ficaram abaixo dos limites de detecção (Tabela 2).

Tabela 2. Concentrações de Cd e Pb em amostras ambientais (plantas, sedimento e água) coletadas no Capão Seco e na Estação Ecológica do Taim, sul do Brasil em 2024. n = número de amostras independentes. Para plantas e sedimento, as unidades são $\mu\text{g.g}^{-1}$ (peso seco); para água, $\mu\text{g.mL}^{-1}$. Valores abaixo do limite de detecção são indicados como < LD.

Amostra	Local	n	Cd	Pb	LD Cd	LD Pb
Plantas aquáticas ^{a-i}	Capão Seco	9	$0,09 \pm 0,20$	$0,18 \pm 0,17$	0,03	0,06
Plantas aquáticas ^{d, i}	ESEC do Taim	3	< LD	$0,16 \pm 0,01$	0,03	0,06
Sedimento	Capão Seco	1	< LD	$0,44 \pm 0,15$	0,01	0,03
Sedimento	ESEC do Taim	5	< LD	$0,28 \pm 0,07$	0,01	0,03
Água	Capão Seco	9	< LD	< LD	0,79	2,84
Água	ESEC do Taim	7	< LD	< LD	0,79	2,84

^a *Ludwigia peploides*; ^b *Eleocharis* sp.; ^c *Ipomoea* sp.; ^d *Ludwigia* sp.; ^e *Myriophyllum* sp.; ^f *Cabomba caroliniana*; ^g *Pontederia crassipes*; ^h *Pistia stratiotes*; ⁱ *Salvinia auriculata*.

3.3. Metalotioneína (MT)

O cisne-de-pescoço-preto apresentou concentrações de MT mais altas que capororoca ($F = 9,47, p < 0,001$) e, em ambas as espécies, fêmeas tiveram valores maiores que machos ($F = 5,47, p < 0,05$; Tabela S2 material suplementar e Fig. 4).

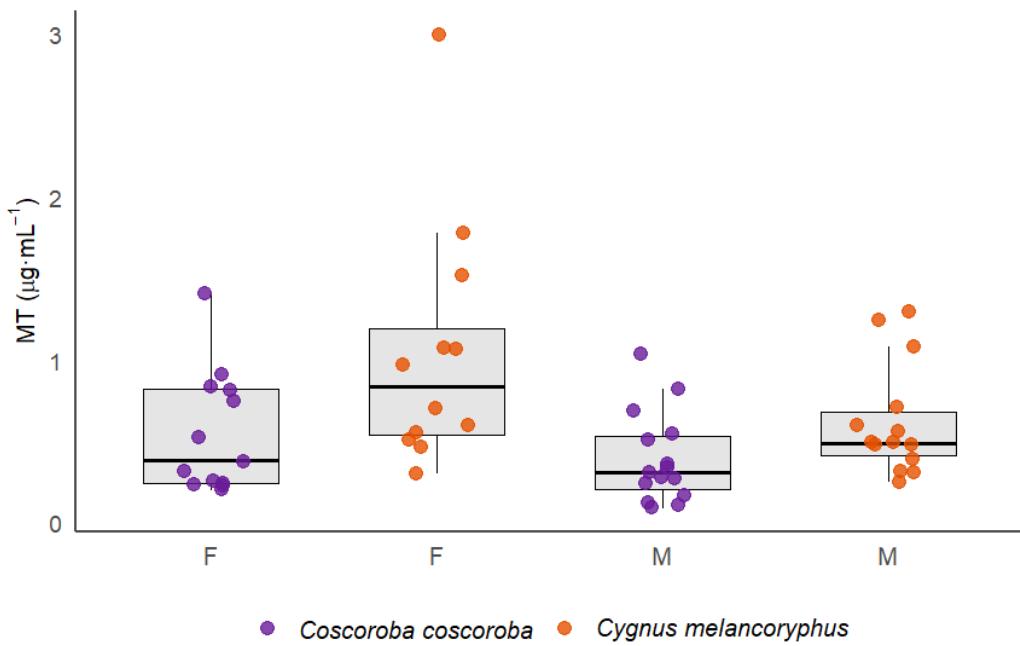


Fig. 4. Concentração de metalotioneína (MT) em $\mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$ no plasma sanguíneo de *C. coscoroba* (pontos roxos) e *C. melancoryphus* (pontos laranjas) em função do sexo, amostrados no sul do Brasil em 2024. Cada ponto representa um indivíduo classificado por sexo, sendo F = fêmeas e M = machos.

3.4. Isótopos estáveis

A capororoca teve valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ mais altos que o cisne-de-pescoço-preto em todos os tecidos analisados (Tabela S3 material suplementar). O sangue teve os valores mais baixos de $\delta^{13}\text{C}$ em ambas as espécies refletindo assimilação recente de carbono. Nas penas crescidas, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ foram mais altos em *C. coscoroba* em comparação com *C. melancoryphus* mantendo o padrão observado para todos os tecidos analisados.

O nicho isotópico das espécies diferiu entre os tecidos, assim como o nicho de *C. coscoroba* entre os locais de amostragem. Indivíduos de *C. coscoroba* amostrados no Capão Seco geralmente apresentaram os nichos isotópicos menores em todos os tecidos analisados (Fig. 5 e Tabela S4 material suplementar). No sangue, *C. melancoryphus* apresentou a maior amplitude de nicho ($\text{SEAc} = 2,68$), enquanto *C. coscoroba* apresentou maior amplitude de valores de carbono em ambos os locais. Em penas crescidas, o nicho isotópico foi maior em *C. coscoroba* amostrados na ESEC do Taim ($\text{SEAc} = 9,90$) e em *C. melancoryphus* ($\text{SEAc} = 9,56$), evidenciando ampla exploração de recursos durante o período de crescimento das penas. Nas penas em crescimento (analisadas apenas em *C. coscoroba*), o nicho foi mais amplo na ESEC do Taim ($\text{SEAc} = 8,81$) em comparação ao Capão Seco ($\text{SEAc} = 3,29$).

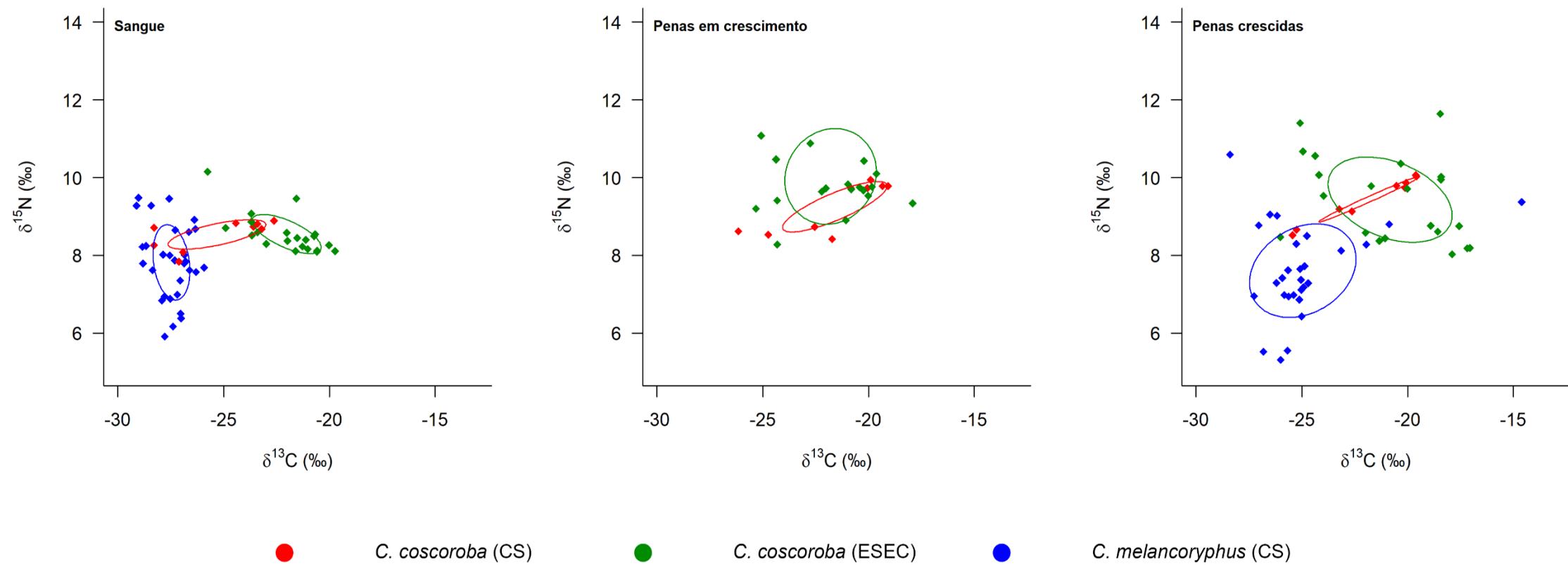


Fig. 5. Elipses bayesianas SEAc (áreas de elipse ajustadas para pequeno tamanho amostral) a partir dos valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) em sangue, penas em crescimento e penas crescidas de *C. coscoroba* e *C. melancoryphus* amostrados em 2024 em duas áreas no sul do Brasil. CS = Capão Seco; ESEC = Estação Ecológica do Taim. Cada ponto representa um indivíduo, e as elipses correspondem às áreas de dispersão isotópica das espécies entre locais de captura.

4. Discussão

Os padrões de detecção observados indicam que o Pb esteve presente com maior frequência do que o Cd nos diferentes tecidos dos cisnes. Mesmo com concentrações geralmente baixas, a ocorrência desse metal em uma proporção considerável das amostras sugere que as aves tiveram algum nível de exposição ao Pb durante o período de crescimento das penas. A menor frequência de detecção no sangue, em comparação às penas, pode refletir diferenças nas janelas de integração dos tecidos. O sangue e as penas em crescimento são tecidos recentes, enquanto as penas totalmente crescidas registram a exposição ao longo do período de formação (Bugoni et al. 2008; Lewis e Furness, 1991; Lima et al. 2022). No conjunto, esses resultados mostram que a exposição aos metais não foi uniforme entre tecidos e que o Pb aparece como o elemento mais recorrente nas amostras biológicas analisadas.

Neste estudo, as concentrações de Pb nas penas crescidas de *C. coscoroba* e *C. melancoryphus* foram cerca de $0,25 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco e o Cd teve a maioria das amostras com valores $<\text{LD}$. Esses valores são inferiores aos relatados para outros anatídeos em outras partes do mundo, como *Cygnus cygnus* na China (Pb $3,64 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco Cd $0,067 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco; Wang et al. 2017), *Anas superciliosa* na Austrália (Pb $0,86 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco; Nzabanita et al. 2025) e *Cygnus olor* na Hungria (Pb $1,11 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco, Cd $<\text{LD}$; Grúz et al. 2015).

As cascas de ovos de *C. coscoroba* apresentaram concentrações médias de $0,13 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco de Pb menores que o reportado em outras cascas de ovos de aves aquáticas em áreas próximas, como a garça-branca-grande *Ardea alba* e o colhereiro *Platalea ajaja* ($0,25$ e $0,24 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco, respectivamente; Barreto et al. 2025). Os valores também foram inferiores à casca de ovos de outros anatídeos como *Branta canadensis* ($0,48 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco), *Anas platyrhynchos* no Canadá ($0,18 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco; Tsipoura et al. 2011), e *Somateria mollissima* no Alasca ($0,30 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco) (Korbecki et al. 2019).

Identificou-se uma correlação negativa entre as concentrações de Pb nas penas crescidas e o \hat{M}_i , porém as concentrações de Pb foram inferiores às concentrações associadas à redução da condição corporal em *C. cygnus* na Grã-Bretanha ($>44 \mu\text{g} \cdot \text{dL}^{-1}$; Newth et al. 2016). Ressalta-se que a janela temporal representada pelas penas crescidas compreende um período de meses anteriores à amostragem, quando as penas foram sintetizadas, e que pode não se correlacionar diretamente com \hat{M}_i no momento da captura da ave. Sangue e penas em crescimento foram quantificados em poucas amostras, tecidos ideias para comparações com janelas temporais similares. Diferenças ecológicas entre os indivíduos, em que aves com pior condição exploraram habitats mais contaminados, por outros metais como o mercúrio (Hg), que também afeta a condição corporal

(Ackerman et al. 2012) pode explicar o padrão encontrado no presente estudo. Esse padrão também é congruente com os indivíduos com maiores valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e que apresentaram maiores concentrações de Pb e Cd.

De fato, os metais Cd e Pb não foram detectados na água, possivelmente em função da diluição provocada pelas enchentes ocorridas durante o período de amostragem no sul do Brasil. O alto volume de água reduz a concentração de metais detectáveis (Schulte et al. 2024). Além disso, o sedimento pode reter metais e diminuir sua biodisponibilidade na coluna d'água. O sedimento retém metais por adsorção, complexados com matéria orgânica ou que se precipitam como sulfetos metálicos, especialmente sob condições anóxicas associadas à atividade de bactérias redutoras de sulfato (Baddar et al. 2023). Embora enchentes também possam mobilizar metais do sedimento (Wade et al. 2025), o efeito observado aqui parece ter sido a diluição. O Pb detectado em plantas e sedimentos indica provável contaminação via cadeia alimentar. Esses achados sugerem que a base da cadeia trófica está contaminada, permitindo que a exposição aos metais se propague para níveis tróficos superiores. Tais resultados são compatíveis com o intenso uso da terra para fins agropecuários na região, sobretudo cultivo de arroz irrigado e gado bovino, e podem ser influenciados por variações climáticas, embora esse estudo não permita avaliar esse efeito.

As concentrações de MT foram maiores em *C. melancoryphus* e em fêmeas (Tabela S2 material suplementar). Os metais podem aumentar a produção de espécies reativas de oxigênio (EROs) e desequilibrar o balanço redox celular, ao estimular reações de formação de radicais ou esgotar os antioxidantes celulares. Assim, as MT agem tanto como quelantes de metais quanto como antioxidantes, neutralizando EROS por meio de seus abundantes grupos sulfidrila (Koivula e Eeva 2010). Assim, o aumento do estresse oxidativo induz a expressão de MT como forma de proteção celular compensatória. Processos fisiológicos energeticamente intensos, como migração e reprodução, podem aumentar a produção de EROS (McWilliams et al. 2021; Costantini 2008). Durante o crescimento das penas *C. melancoryphus* teve valores isotópicos mais variados, possivelmente associado à migração. Durante voos prolongados, aves dependem predominantemente da oxidação de ácidos graxos, que são altamente suscetíveis à peroxidação lipídica, elevando a geração de EROS e exigindo maior capacidade antioxidante (McWilliams et al. 2021; Costantini 2008). Além disso, o sexo pode influenciar na resposta ao estresse oxidativo, pois fêmeas podem apresentar maior suscetibilidade durante a reprodução e cuidados parentais. Durante essa fase há aumento do metabolismo, mobilização de nutrientes e alterações no equilíbrio entre produção de EROS e defesas antioxidantes, o que pode elevar a demanda por mecanismos de proteção, incluindo a indução de MT (Speakman e Garratt 2013). Ademais, as concentrações de

MT não foram explicadas pelas concentrações de Pb e Cd, mas pode estar associado à contaminação por outros metais e metalóides, como As, Hg, zinco (Zn), cobre (Cu), níquel (Ni), cromo (Cr), manganês (Mn) e alumínio (Al), que já foram detectados em diferentes matrizes ambientais na região sul do Brasil (e.g. Mirlean et al. 2005; Quintela et al. 2019), similar às correlações positivas entre as concentrações de Hg, As e Se no sangue e a MT no plasma sanguíneo de filhotes de *Ciconia ciconia* na Croácia (Bjedov et al. 2023).

Os cisnes tiveram dieta e uso de habitat distintos ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ como proxy), o que refletiu em exposição ao Pb e Cd. O nicho isotópico foi mais amplo em *C. coscoroba* amostrados na ESEC do Taim em comparação aos amostrados no Capão Seco. Isso indica maior heterogeneidade trófica e uso diversificado de habitats em indivíduos amostrados na ESEC do Taim. Metais em penas apresentaram relação com os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, evidenciando que a bioacumulação e a exposição a contaminantes estão associados ao nicho trófico em outras espécies (Einoder et al. 2018). A variação no uso de habitat e recursos modula a exposição a contaminantes. Ambientes com valores maiores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ tendem a estar mais contaminados (Tasneem et al. 2020). Isso explica os valores mais elevados de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ associados à maior contaminação por Pb em *C. coscoroba*. Valores mais altos de carbono podem indicar consumo de gramíneas cultivadas, e valores elevados de nitrogênio podem indicar influência de fontes antrópicas de nitrogênio ou variações no nível trófico da dieta (Fry 2006). As espécies vegetais analisadas para Cd e Pb são macrófitas aquáticas predominantemente C₃, um grupo que apresenta $\delta^{13}\text{C}$ mais negativo em comparação a plantas C₄ (Cloern et al. 2002). A razão isotópica do carbono em plantas aquáticas varia em resposta às características biogeoquímicas do ambiente e às fontes de carbono inorgânico disponíveis, que podem ser alteradas pelo aporte de matéria orgânica e nutrientes (Meyers 1997; Cloern et al. 2002). Assim, embora os isótopos não tenham sido medidos diretamente nas plantas deste estudo, a presença de metais em macrófitas das áreas amostradas sugere exposição dos cisnes a habitats cujas condições ambientais também influenciam os valores de $\delta^{13}\text{C}$, potencialmente relacionados as propriedades agrícolas nos arredores. Essa interpretação é coerente com a tendência de valores menos negativos de $\delta^{13}\text{C}$ coincidirem com maior detecção de Pb em *C. coscoroba*, o que indica influência combinada do tipo de ambiente e das fontes de carbono utilizadas pelos indivíduos.

5. Conclusão

As concentrações de Pb e Cd em *C. melanoryphus* e *C. coscoroba*, quando detectáveis, foram registradas em diferentes proporções entre tecidos e espécies, indicando que houve

exposição a metais, ainda que as concentrações tenham sido geralmente baixas. O Pb apareceu como metal mais recorrente especialmente nas penas, registrando a exposição ao longo do período de crescimento. Os dados isotópicos mostraram diferenças tróficas e de uso de habitat entre espécies, tecidos e locais, com *C. coscoroba* apresentando valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ mais elevados e nichos isotópicos mais amplos. Essas diferenças de nicho incluindo a exploração de recursos distintos e o uso de micro habitats variados parecem ter modulado os padrões de contaminação observados, dada a correlação positiva entre as concentrações de Pb e os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ nas penas crescidas. Assim, indivíduos que exploraram recursos mais diversos ou habitats mais contrastantes tendem a ter sido expostos a níveis mais altos de Pb. Observamos também que as fêmeas de ambas as espécies e *C. melancoryphus* apresentaram concentrações sanguíneas mais altas de MT. Esse aumento não se relacionou aos níveis de Pb e Cd medidos, indicando que outros fatores podem estar modulando essa resposta. As MT são proteínas sensíveis ao estresse oxidativo, e sua elevação pode refletir aumento na produção de EROs decorrente de processos fisiológicos (e.g. reprodução e migração), variações metabólicas entre espécies ou outros estressores ambientais não quantificados. Assim, no contexto temporal e espacial deste estudo, Pb e Cd não apresentaram evidências de exposição elevada nas populações analisadas, embora detectados em alguns tecidos e matrizes ambientais. Outras ameaças como colisões com linhas de transmissão elétrica, perda e/ou alteração de habitat e possíveis contaminantes não mensurados como o Hg podem ter maior relevância para a conservação local.

Declaração de conflitos de interesse

Os autores declaram que não há interesses financeiros e relações pessoais que possam ter influenciado os resultados relatados nesse artigo.

Agradecimentos

Agradecemos aos colegas envolvidos nas coletas de campo e análises laboratoriais; ao Centro Integrado de Análises (CIA-FURG) que possibilitou a determinação dos metais e análise de isótopos estáveis; à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado à MRD (Proc. n° 88887.914986/2023-00) através do Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais. Por fim, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de Produtividade em Pesquisa concedida a LB (Proc. n° 310145/2022-8).

Contribuição dos autores

Concepção e delineamento: MRD, LB; Coleta de amostras: MRD; Análises laboratoriais: MRD; Análise de dados: MRD; Redação – versão original: MRD; Supervisão: LB; Revisão e edição: todos os autores.

Referências

- Abdi, K., Ezoddin, M., e Pirooznia, N. 2021. Ultrasound-assisted liquid-liquid microextraction based on solidification of floating organic droplet using deep eutectic solvent as disperser for preconcentration of Ni and Co. International Journal of Environmental Analytical Chemistry 101:3240-3255.
- Ackerman, J.T., Overton, C.T., Casazza, M.L., Takekawa, J. Y., Eagles-Smith, C.A., Keister, R.A., e Herzog, M.P. 2012. Does mercury contamination reduce body condition of endangered California clapper rails? Environmental Pollution 162:439-448.
- Andrews, G.K. 1990. Regulation of metallothionein gene expression. Progress in Food & Nutrition Science 14(2–3):193–258.
- Antas, P.T.Z., Nascimento, B., Ataguile, B.S., Koch, M., e Scherer, S.B. 1996. Monitoring Anatidae populations in Rio Grande do Sul state, south Brazil. Gibier Faune Sauvage, Game Wild 13:513-530.
- Baddar, Z E., Xu, X., e Spencer, B. 2023. Spatiotemporal changes in trace metal bioavailability in wetland sediments. Environmental Toxicology and Chemistry 42:2726-2736.
- Barbosa, F.G., Wallner-Kersanach, M., Baumgarten, M.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.
- Barboza, L.C., Silva, G.G., Green, A.J., Maltchik, L., e Stenert, C. 2022. Potential dispersal of aquatic snails by waterbird endozoochory in neotropical wetlands. Biota Neotropica 22:e20211239.
- Barreto, C.T., Bianchini, A., Morrissey, C., e 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.
- Berglund, A.M.M., Koivula, M.J., e Eeva, T. 2011. Species- and age-related variation in metal exposure and accumulation of two passerine bird species. Environmental Pollution 159:10.
- Binkowski, Ł.J., Sawicka-Kapusta, K., Szarek, J., Strzyzewska, E., e Felsmann, M. 2013. Histopathology of liver and kidneys of wild living mallards *Anas platyrhynchos* and coots

Fulica atra with considerable concentrations of lead and cadmium. Science of the Total Environment 450-451:326-333.

- Bjedov, D., Velki, M., Toth, L., Marijié, V.F., Mikuska, T., Jurinovié, L., Ecimovié, S., Turié, N., Loncarié, Z., Saririd, S., Marsoomi, Y.A., e Mikuska, A. 2023. Heavy metal(loid) effect on multi-biomarker responses in apex predator: novel assays in the monitoring of white stork nestlings. Environmental Pollution 324:121398.
- Blus, L.J., Henny, C.J., Hoffman, D.J., e Grove, R.A. 1995. Accumulation in and effects of lead and cadmium on waterfowl and passerines in northern Idaho. Environmental Pollution 89:311-318.
- Bradl, H.B. 2005. Sources and origins of heavy metals. In: Bradl, H.B. (Ed.), Interface Science and Technology, Elsevier, Vol. 6, pp. 1-27.
- Brayner, F.M.M., Silva, H.K.P., Barbosa, A.M.F. 2001. Speciation of heavy metals in estuarine sediments in the Northeast of Brazil. Environmental Science and Pollution Research 8: 269–274.
- Bugoni, L., Mcgill, R.A.R., e Furness. R.W. 2008. Effects of preservation methods on stable isotope signatures in bird tissues. Rapid Communications in Mass Spectrometry 22:2457-2462.
- Bulé, B.P., Tassi, R., Perius, C.F., e Paula, S.C. 2019. Avaliação da influência da irrigação nos níveis do banhado do Taim por meio de modelagem hidrológica. XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos - Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- Burger, J. 1994. Heavy metals in avian eggshells: another excretion method. Journal of Toxicology and Environmental Health 41:207-220.
- Burger, J., e Gochfeld, M. 1996. Heavy metal and selenium levels in birds at Agassiz National Wildlife Refuge, Minnesota: food chain differences. Environmental Monitoring and Assessment 43:267-282.
- Burger, J., e Gochfeld, M. 2000. Metals in albatross feathers from Midway Atoll: influence of species, age, and nest location. Environmental Research 82:207-221.
- Burger, J., e Gochfeld, M. 2005. Effects of lead on learning in herring gulls: an avian wildlife model for neurobehavioral deficits. NeuroToxicology 26:615-624.
- Calabuig, C.P., Ferrer, M., e Muriel, R. 2010. Blood chemistry of wild Brazilian coscoroba swans during molt. Journal of Wildlife Diseases 46:591-595.

- Carboneras, C., e Kirwan, G.M. Coscoroba swan: *Coscoroba coscoroba*. Birds of the World. 2020. Disponível em: <https://birdsoftheworld.org/bow/species/cosswa1/cur/introduction?login>. Acesso em: 28 nov. 2023.
- Cloern, J.E., Canuel, E.A., e Harris, D. 2002. Stable carbon and nitrogen isotope composition of aquatic and terrestrial plants of the San Francisco Bay estuarine system. Limnology and Oceanography 47:713-729.
- Constantini, D. 2008. Oxidative stress in ecology and evolution: lessons from avian studies. Ecology Letters 11:1238-1251.
- Corti, P., e Schlatter, R.P. 2002. Feeding ecology of the black-necked swan *Cygnus melancoryphus* in two wetlands of southern Chile. Studies on Neotropical Fauna and Environment 37:9–14.
- Costa, M.S., e Sato, S.E. 2021. Estação Ecológica do Taim: uma análise sobre uso do espaço físico-natural e a legislação ambiental. GeoUECE 10:122-134.
- Dias, R.A., e Fontana, C. 2001. Distribuição, biologia, ecologia e conservação do cisne-de-pescoço-preto *Cygnus melancoryphus*, e da capororoca *Coscoroba coscoroba*, no Brasil. Censo Neotropical de Cisnes, vol. 1, 12 pp.
- Fowler, B.A. 2009. Monitoring of human populations for early markers of cadmium toxicity: a review. Toxicology and Applied Pharmacology 238:294-300.
- Franson, J.C., e Pain, D.J. 2011. Lead in birds. In: Beyer, W.N., e Meador, J.P. (Eds.). Environmental Contaminants in Biota: Interpreting Tissue Concentrations. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press. p. 563-593.
- Fry, B. 2006. Stable Isotope Ecology. New York: Springer.
- Furness, R.W., e Greenwood, J.J., D. (eds.). 1993. Birds as Monitors of Environmental Change. Dordrecht: Springer.
- Garvey, J.S., Thomas, D.G., e Linton, H.J. 1987. Enzyme-Linked Immunosorbent Assay (ELISA) for metallothionein. In: Kägi, J.H.R., e Kojima, Y. (eds) Metallothionein II. New York: Springer. P. 335-342.
- Genchi, G., Sinicropi, M.S., Lauria, G., Carocci, A., e Catalano, A. 2020. The effects of cadmium toxicity. International Journal of Environmental Research and Public Health 17:3782.
- Julio, R.T., e Scanlon, P.F. 1985. Heavy metals in aquatic plants, clams, and sediments from the Chesapeake Bay, U.S.A. implications for waterfowl. Science of the Total Environment 41:259-274.

- Grúz, A., Szemerédy, G., Kormos, E., Budai, P., Majoros, S., Tompai, E., e Lehel, J. 2015. Monitoring of heavy metal burden in mute swan (*Cygnus olor*). Environmental Science and Pollution Research 22:15903-15909.
- Güven, D.E., e Akinci, G. 2011. Comparison of acid digestion techniques to determine heavy metals in sediment and soil samples. Gazi University Journal of Science 24:29-34.
- Hernández, L. M., Gómara, B., Fernández, M., Jiménez, B., González, M. J., Baos, R., Hiraldo, F., Ferrer, M., Benito, V., Suñer, M.A., Devesa, V., Muñoz, O., e Montoro, R. 1999. Accumulation of heavy metals and arsenic in wetland birds in the area around Doñana National Park affected by the Aznalcollar toxic spill. Science of the Total Environment 242:293-308.
- Jackman, S. 2025. pscl: Political Science Computational Laboratory. R package version 1.5.9. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/pscl/index.htm>.
- Jackson, A.L., Inger, R., Parnell, A.C., e Bearhop, S. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER – Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. Journal of Animal Ecology 80:595-602.
- Jardine, T.D., Kidd, K.A., e Fisk, A.T. 2006. Applications, considerations, and sources of uncertainty when using stable isotope analysis in ecotoxicology. Environmental Science & Technology 40:7501-7511.
- Johnsgard, P.A. 2010. Ducks, Geese, and Swans of the World. Nebraska: University of Nebraska–Lincoln Libraries.
- Kar, I., e Patra, A.K. 2021. Tissue bioaccumulation and toxicopathological effects of cadmium and its dietary amelioration in poultry-a review. Biological Trace Element Research 199:3846-3868.
- Kim, J., e Koo, T-H. 2008. Heavy metal distribution in chicks of two heron species from Korea. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 54:740-747.
- Koivula, M.J., e Eeva, T. 2010. Metal-related oxidative stress in birds. Environmental Pollution 158: 2359-2370.
- Korbecki, J., Gutowska, I., Chlubek, D., e Baranowska-Bosiacka, I. 2019. Lead (Pb) in the tissues of Anatidae, Ardeidae, Sternidae and Laridae of the Northern Hemisphere: a review of environmental studies. Environmental Science and Pollution Research 26:12631-12647.
- Krężel, A., e Maret, W. 2016. The biological inorganic chemistry of zinc ions. Archives of Biochemistry and Biophysics 611:3-19.
- Legendre, P. e Gallagher, E.D. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. Oecologia 129:271-280.

Lenth, R. V. 2025. emmeans: estimated marginal means, aka least-squares means. R package version 1.11.2-8. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/emmeans/index.html>.

Lewis, S.A., e Furness, R.W. 1991. Mercury accumulation and excretion in laboratory reared black-headed gull *Larus ridibundus* chicks. Archives of Environmental Contamination Toxicology 21:316-320.

Lima, G.S., Kamazuka, S.H., Menegario, A.A., e Efe, M.A. 2022. Waterbirds as cadmium sentinels in Brazil. Pan-American Journal of Aquatics Science 17:201-216.

Lodenius, M., e Solonen, T. 2013. The use of feathers of birds of prey as indicators of metal pollution. Ecotoxicology 22:1319-1334.

Mcwilliams, S., Carter, W., Cooper-Mullin, C., Demoranville, K., Frawley, A., Pierce, B., e Skrip, M. 2021. How birds during migration maintain (oxidative) balance. Frontiers in Ecology and Evolution 9:742642.

Meissner, W., Binkowski, Ł.J., Barker, J., Hahn, A., Trzeciak, M. 2020. Relationship between blood lead levels and physiological stress in mute swans (*Cygnus olor*) in municipal beaches of the southern Baltic. Science of the Total Environment 710:136292.

Meyers, P.A. 1997. Organic geochemical proxies of paleoenvironmental processes. Organic Geochemistry 27:213-250.

Millero, F. 2001. Speciation of metals in natural waters. Geochemical Transactions 8.

Mirlean, N., Baraj, B., Niencheski, L.F., Baisch, P., e Robinson, D. 2001. The effect of accidental sulphuric acid leaking on metal distributions in estuarine sediment of Patos Lagoon. Marine Pollution Bulletin 42:1114–1117.

Mirlean, N., Larned, S.T., Nikora, V., e Kutter, V.T. 2005. Mercury in lakes and lake fishes on a conservation-industry gradient in Brazil. Chemosphere 60:226-236.

Mybiosource INC. 2020. Fish metallothionein (MT) ELISA kit – Instruction manual. Version 12.0. Cat. No: MBS038414.

Nascimento, J.L.X., Flores, J.M., Ataguile, B.S., Koch, M., Scherer, S.B., e Santos, P.J.P. 2001. Biological aspects of the black-necked swan (*Cygnus melancoryphus*) and coscoroba swan (*Coscoroba coscoroba*) in Rio Grande do Sul state, Brazil. Melopsittacus 4:31-38.

Newman, M.C. 2015. Fundamentals of Ecotoxicology: The Science of Pollution. 4th ed. Boca Raton: CRC Press.

Newth, J.L., Rees, E.C., Cromie, R.L., McDonald, R.A., Bearhop, S., Pain, D.J., Norton, G.J., Deacon, C., e Hilton, G.M. 2016. Widespread exposure to lead affects the body condition of

- free-living whooper swans (*Cygnus cygnus*) wintering in Britain. Environmental Pollution 209:60-67.
- Nordberg, G.F., Fowler, B.A., Nordberg, M., e Friberg, L. 2022. Handbook on the Toxicology of Metals. 5th ed. Academic Press.
- Nunes, G.T., Efe, M.A., Barreto, C.T., Gaiotto, J.V., Silva, A.B., Vilela, F., Roy, A., Bertrand, S., Costa, P.G., Bianchini, A., e Bugoni, L. 2022. Ecological trap for seabirds due to the contamination caused by the Fundão Dam collapse, Brazil. Science of the Total Environment 807:151486.
- Nzabanita, D., Shen, H., Grist, S., Hampton, J.O., Hufschmid, J., e Nugegoda, D. 2025. Heavy metal concentrations in feathers and metabolomic profiles in Pacific black ducks (*Anas superciliosa*) from Southeastern Australia. Environmental Toxicology and Chemistry 44:92-102.
- Oksanen, J., Simpson, G.L., Blanchet, F.G.; Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'hara, R.B., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoechs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Borman, T., Carvalho, G., Chirico, M., De Cáceres, M., Durand, S., Evangelista, H.B.A., Fitzjohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M.O., Lahti, L., Martino, C., Mcglinn, D., Ouellette, M.-H., Ribeiro, E.C., Smith, T., Stier, A., TER Braak, C.J.F., e Weedon, J. 2025. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-8. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>.
- Orłowski, G., Merta, D., Pokorny, P., Łukaszewicz, E., Dobicki, W., Kobielski, J., Kowalczyk, A., Rzonca, Z., e Krzywinski, A. 2019. Eggshell resorption, and embryonic mobilization and accumulation of calcium and metals in eggs of wild and captive capercaillies *Tetrao urogallus*. Environmental Pollution 249:152-162.
- Peig, J., e Green, A.J. 2010. The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. Functional Ecology 24:1323-1332.
- Pérez, G.E., Schondube, J.E., e Del Rio, C.M. 2008. Isótopos estables en ornitología: una introducción breve. Ornitología Neotropical 19:95-112.
- Perrins, C.M. 2008. Eggs, egg formation and the timing of breeding. Ibis 138:2-15.
- Peterson, B.J., e Fry, B. 1987. Stables isotopes in ecosystem studies. Annual Review of Ecology and Systematics 18:293-320.
- Pikula, J., Hajkova, P., Bandouchova, H., Bednarova, I., Vojtechadam, V., Beklova, M., Jirikral, J., Ondracek, K., Osickova, J., Pohanka, M., Sedlackova, J., Skochova, H., Sobotka, J., Treml,

- F., e Kizek, R. 2013. Lead toxicosis of captive vultures: case description and responses to chelation therapy. *BMC Veterinary Research* 9:11.
- Posit Team. 2025. RStudio: Integrated Development Environment for R. Posit Software, PBC, Boston, MA. Disponível em: <https://posit.co/>
- Post, D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83:703-718.
- Quillfeldt, P., Bugoni, L., McGill, R.A.R., Masello, J.F., e Furness, R.W. 2008. Differences in stable isotopes in blood and feathers of seabirds are consistent across species, age and latitude: implications for food web studies. *Marine Biology* 155:593-598.
- Quintela, F.M., Lima, G.P., Silveira, M.L., Costa, P.G., Bianchini, A., Loebmann, D., e 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.
- Rao, P.V.P., Jordan, S.A., e Bhatnagar, M.K. 1989. Combined nephrotoxicity of methylmercury, lead, and cadmium in pekin ducks: metallothionein, metal interactions, and histopathology. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 26:327-348.
- Rashid, M.H., Fardous, Z., Chowdhury, M.A.Z., Alam, M.K., Bari, M.L., Moniruzzaman, M., e Gan, S.H. 2016. Determination of heavy metals in the soils of tea plantations and in fresh and processed tea leaves: an evaluation of six digestion methods. *Chemistry Central Journal* 10:7.
- Rebolo-Ifrán, N., Plaza, P., Pérez-García, J.M., Gamarra-Toledo, V., Santander, F., e Lambertucci, S.A. 2023. Power lines and birds: An overlooked threat in South America. *Perspectives in Ecology and Conservation* 21:71-84.
- Rolon, A.S., Homem, H.F., e Maltchik, L. 2010. Aquatic macrophytes in natural and managed wetlands of Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensis* 22:133-146.
- Roza, M. Identificação de parâmetros bioquímicos no peixe marinho *Conodon nobilis* como biomarcadores de contaminação por metais e arsênio. MSc. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande – FURG.
- Scanes, C.G., Dridi, S., Sturkie, P.D. 2022. *Sturkie's Avian Physiology*. 7. ed. London: Academic Press.
- Scheuhammer, A.M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. *Environmental Pollution* 46:263-295.

- Schulte, P., Weber, A Keßels, J., Lehmkuhl, F., Schüttrumpf, H., Esser, V., Wolf, S. 2024. Morphodynamics and heavy metal accumulation in an artificially built near-natural river (Inde, Germany). *Journal of Sedimentary Environments* 9:117-133.
- Shahbaz, M., Hashmi, M.Z., Malik, R.N., e Yasmin, A. 2013. Relationship between heavy metals concentrations in egret species, their environment and food chain differences from two headworks of Pakistan. *Chemosphere* 93:274-282.
- Sigel, A., Sigel, H., e Sigel, R. 2009. Metallothioneins and Related Chelators. Boston: De Gruyter.
- Silva, D.C.B. et al. 2021. Plano de manejo da Estação Ecológica do Taim. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.
- Silva, G. G., Green, A. J., Hoffmann, P., Weber, V., Stenert, C., Lovas-Kiss, Á., e Maltchik, L. 2022. Seed dispersal by Neotropical waterfowl depends on bird species and seasonality. *Biota Neotropica* 22:e20211239.
- Silva, G.G., Green, A.J., Weber, V., Hoffmann, P., Stenert, C., e Maltchik, L. 2018. Whole angiosperms *Wolffia columbiana* disperse by gut passage through wildfowl in South America. *Biology Letters* 14:20180703.
- Speakman, J.R., Garratt, M. 2013. Oxidative stress as a cost of reproduction: beyond the simplistic trade-off model. *Bioessays* 36:93-106.
- Sutherland, W., Newton, I., e Green, R. 2004. Bird Ecology and Conservation – A Handbook of Techniques. Oxford: University Press.
- Tasneema, F., Abbasia, N.A., Chaudhrya, M.J.I., Mashiatullahd, A., Ahmadb, S.R., Qadirb, A., e Malika, R.N. 2020. Dietary proxies ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) as signature of metals and arsenic exposure in birds from aquatic and terrestrial food chains. *Environmental Research* 183:109191.
- Tsipoura, N., Burgerb, J., Newhoused, M., Jeitnerb, C., Gochfeldc, M., e Mizrahi, D. 2011. Lead, mercury, cadmium, chromium, and arsenic levels in eggs, feathers, and tissues of Canada geese of the New Jersey Meadowlands. *Environmental Research* 111:775-774.
- United States Environmental Protection Agency (EPA). Ambient Water Quality Criteria for Lead. 1985. Washington, DC: U.S. EPA, 1985. Disponível em: <https://www.epa.gov/wqc/aquatic-life-criteria-lead>. Acesso em: 07 maio 2025.
- United States Environmental Protection Agency (EPA). Aquatic Life Criteria for Cadmium. 2016. Washington, DC: U.S. EPA, 2016. Disponível em: <https://www.epa.gov/wqc/aquatic-life-criteria-cadmium>. Acesso em: 07 maio 2025.

- Vallverdú-Coll, N., Mougeot, F., Ortiz-Santaliestra, M.E., Rodriguez-Estival, L., López-Antia, A., e Mateo, R. 2016. Lead exposure reduces carotenoid-based coloration and constitutive immunity in wild mallards. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35:1516-1525.
- Velásquez, C., Jaramillo, E., Camus, P., Labra, F., e San Martín, C. 2019. Dietary habits of the black-necked swan *Cygnus melancoryphus* (Birds: Anatidae) and variability of the aquatic macrophyte cover in the Río Cruces wetland, southern Chile. *PLoS ONE* 14:e0226331.
- Wade, A. M., Eckleyc, C. S., Noerpelb, M., Goetzb, K., Leptichd, D., Prestboc, K., De Rietd, D. V., Slukad, S., Wilkine, R., e Luxtonb, T. P. 2025. Mobilization of porewater Pb and Zn in response to seasonal wetting and drying within contaminated floodplains. *Science of the Total Environment* 958:178053.
- Wanga, F., Xua, S., Zhoua, Y., Wang, P., e Zhang, X. 2017. Trace element exposure of whooper swans (*Cygnus cygnus*) wintering in a marine lagoon (Swan Lake), northern China. *Marine Pollution Bulletin* 119:60-67.
- Wani, A.L., Ara, A., e Usmani, J.A. 2015. Lead toxicity: a review. *Interdisciplinary Toxicology* 8:55-64.
- Wayland, M., e Scheuhammer, A.M. 2011. Cadmium in birds. In: Beyer, W.N., e Meador, J.M. *Environmental Contaminants in Biota*. New York: Taylor & Francis. p. 645-666.

Material Suplementar

Tabela S1. Limites de detecção (LD) determinados para Cd e Pb em diferentes matrizes biológicas (sangue, penas em crescimento, penas crescidas e cascas de ovos de *Coscoroba coscoroba* e *Cygnus melancoryphus*) e ambientais (sedimento, plantas e água) coletadas no sul do Brasil em 2024. As concentrações estão expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ (peso seco), exceto para água, em que os valores estão expressos em $\mu\text{g.mL}^{-1}$.

Metal	Sangue	Penas em	Penas	Casca	Sedimento	Plantas	Água
		crescimento	crescidas	de ovos			
Cd	0,041	0,040	0,025	0,028	0,007	0,028	0,787
Pb	0,087	0,087	0,057	0,057	0,031	0,058	2,835

Tabela S2. Concentração de metalotioneína (MT, $\mu\text{g.mL}^{-1}$) no plasma sanguíneo de cisnes *Coscoroba coscoroba* e *Cygnus melancoryphus* amostrados em 2024 no sul do Brasil. Os valores apresentados correspondem à média \pm desvio padrão de MT por espécie e sexo sendo F = fêmeas, M = machos e NA = sexo não identificado. O número de indivíduos incluídos em cada grupo está indicado na coluna *n*.

Espécie	Sexo	<i>n</i>	MT ($\mu\text{g.mL}^{-1}$)
<i>Coscoroba coscoroba</i>	F	15	$0,55 \pm 0,37$
<i>Coscoroba coscoroba</i>	M	15	$0,39 \pm 0,28$
<i>Cygnus melancoryphus</i>	F	13	$1,04 \pm 0,75$
<i>Cygnus melancoryphus</i>	M	16	$0,62 \pm 0,34$
<i>Cygnus melancoryphus</i>	NA	1	0,33

Tabela S3. Valores médios (\pm desvio padrão) de $\delta^{13}\text{C}$ $\delta^{15}\text{N}$ em (‰) em amostras de sangue, penas em crescimento e penas crescidas de *Coscoroba coscoroba* e *Cygnus melancoryphus*, coletados em duas localidades no sul do Brasil: Capão Seco e Estação Ecológica do Taim. O número de indivíduos analisados em cada grupo está na coluna n .

Espécie	Local	Tecido	n	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
<i>Coscoroba coscoroba</i>	Capão Seco	Penas em crescimento	9	-21,59 \pm 2,47	9,25 \pm 0,65
<i>Coscoroba coscoroba</i>	Capão Seco	Penas crescidas	9	-21,83 \pm 2,37	9,44 \pm 0,58
<i>Coscoroba coscoroba</i>	Capão Seco	Sangue	9	-25,32 \pm 2,31	8,53 \pm 0,38
<i>Coscoroba coscoroba</i>	ESEC do Taim	Penas em crescimento	21	-21,67 \pm 2,16	10,03 \pm 1,23
<i>Coscoroba coscoroba</i>	ESEC do Taim	Penas crescidas	21	-20,83 \pm 2,93	9,43 \pm 1,09
<i>Coscoroba coscoroba</i>	ESEC do Taim	Sangue	21	-22,02 \pm 1,63	8,54 \pm 0,50
<i>Cygnus melancoryphus</i>	Capão Seco	Penas crescidas	30	-24,96 \pm 2,51	7,60 \pm 1,20
<i>Cygnus melancoryphus</i>	Capão Seco	Sangue	30	-27,47 \pm 0,87	7,82 \pm 0,97

Tabela S4. Amplitude isotópica (‰^2) por tecido e grupo (espécie e local de captura: *C. melancoryphus* (CS) = Capão Seco; *C. coscoroba* (C.S) = Capão Seco; *C. coscoroba* (ESEC) = ESEC do Taim). Métricas: TA = área total, SEA = elipse padrão, SEAc = elipse padrão corrigida para pequenas amostras. O número de amostras em cada grupo está na coluna *n*.

Tecido, Espécie (local)	<i>n</i>	TA	SEA	SEAc
Sangue				
<i>C. melancoryphus</i> (CS)	30	7,32	2,59	2,68
<i>C. coscoroba</i> (CS)	9	3,01	2,04	2,33
<i>C. coscoroba</i> (ESEC)	21	6,31	1,89	1,99
Penas em crescimento				
<i>C. coscoroba</i> (CS)	9	4,38	2,88	3,29
<i>C. coscoroba</i> (ESEC)	21	26,89	8,34	8,81
Penas crescidas				
<i>C. melancoryphus</i> (CS)	30	36,85	9,21	9,56
<i>C. coscoroba</i> (CS)	9	0,99	0,58	0,66
<i>C. coscoroba</i> (ESEC)	21	25,71	9,41	9,90

CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS

O capororoca e o cisne-de-pescoço-preto apresentam padrões distintos de contaminação por Pb e Cd, assim como de uso de habitat e dieta ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ usados como proxy do nicho trófico) e concentração de metalotioneína no plasma sanguíneo. As concentrações de Pb e Cd foram baixas, tanto nas amostras biológicas (penas, sangue, cascas de ovos) quanto nas ambientais (água, sedimento e plantas), o que indica que esses metais não representam, atualmente, concentrações elevadas, a ponto de comprometer a conservação das populações dos cisnes nas áreas estudadas.

Diante dos resultados obtidos, algumas direções podem ser propostas para aprofundar o conhecimento sobre os efeitos da contaminação por metais em *C. melanoryphus* e *C. coscoroba*. Em primeiro lugar, é necessária a realização de estudos mais detalhados sobre as possíveis fontes de exposição a contaminantes. Isso inclui tanto a realização de estudos sobre a dieta, por meio da investigação do conteúdo estomacal e fezes, quanto a caracterização ambiental dos locais frequentados pelas aves. Para isso, seria essencial a elaboração de um desenho amostral mais abrangente, incluído rastreamento de indivíduos, e que inclua amostragem em diferentes locais, representativos das lagoas e seus ecossistemas associados, não restringindo-se apenas aos locais de captura dos indivíduos, como foi realizado no presente estudo. A coleta de vegetação aquática e terrestre, invertebrados aquáticos e água, associada à aferição de parâmetros físico-químicos (como pH, temperatura, matéria orgânica dissolvida, dureza e condutividade), permitiria identificar padrões espaciais de contaminação e sua biodisponibilidade.

Ademais, incluir a avaliação de outros elementos-traço potencialmente tóxicos como mercúrio (Hg), arsênio (As), cromo (Cr), níquel (Ni), selênio (Se) e vanádio (V) é recomendada. Tal ação poderá ser efetuada futuramente, pois a Universidade Federal do Rio Grande – FURG conta com o Equipamento para Espectrometria de Massas com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-MS), já instalado no Centro Integrado de Análises (CIA-FURG), em fase de implementação de análises. Quando totalmente operacional, permitirá a detecção simultânea de um número maior de elementos-traço, mesmo em concentrações muito baixas, ampliando consideravelmente o escopo das análises ambientais e biológicas.

Outro avanço seria o aprofundamento das análises sanguíneas, com foco na avaliação da saúde fisiológica dos indivíduos e potenciais diferenças entre as espécies. A realização de exames hematológicos, como a contagem diferencial de leucócitos, pode fornecer indícios de respostas imunes frente à exposição a contaminantes. Associado a isso, a bioquímica sérica, incluindo parâmetros como proteínas totais, albumina, enzimas hepáticas e indicadores renais, pode revelar alterações metabólicas e funcionais decorrentes do estresse ambiental. A investigação da presença

de hemoparasitas também pode ser relevante, considerando que infecções parasitárias podem atuar como cofatores de estresse e comprometer a interpretação dos efeitos tóxicos dos metais. Essas abordagens permitirão uma compreensão mais ampla da condição de saúde das aves e de possíveis impactos subclínicos associados à contaminação ambiental.

Além disso, recomenda-se investigar a possível influência da coloração das penas na bioacumulação de metais, especialmente em *C. melancoryphus*, cuja plumagem é predominantemente branca, com penas pretas restritas à região do pescoço. A presença de melanina particularmente a eumelanina, mais abundante nas regiões escuras, tem sido associada a uma maior afinidade por metais-traço, o que pode resultar em padrões diferenciados de acúmulo entre penas pigmentadas e não pigmentadas. No caso de *C. coscoroba*, a análise comparativa entre as rêmiges primárias, em que as primeiras penas possuem pontas pigmentadas e as últimas são inteiramente brancas, pode revelar tendências semelhantes. A determinação das concentrações de metais pode ser realizada separando-se as seções pigmentadas das não pigmentadas dentro da mesma pena, ou analisando as penas inteiras, de modo a comparar diferentes padrões de deposição associados à presença de pigmento.

Por fim, recomenda-se a realização de análises temporais, com coletas realizadas ao longo das estações e em anos consecutivos. Tais abordagens permitirão avaliar variações sazonais e tendências de longo prazo na exposição a contaminantes. Além disso, a incorporação de ferramentas da ecologia de paisagem, como o uso de métricas de heterogeneidade, conectividade e cobertura do solo, pode oferecer uma compreensão mais ampla das pressões ambientais que afetam essas espécies. Avaliações temporais do uso e da ocupação do solo nos arredores das áreas reprodutivas, especialmente em regiões de intensa atividade agrícola, possibilitariam identificar alterações na disponibilidade e qualidade do habitat ao longo dos anos. Esse tipo de monitoramento é particularmente relevante em um contexto de mudanças climáticas e eventos extremos, como as enchentes que afetaram o Rio Grande do Sul durante o período de amostragem desta pesquisa. Estudos longitudinais integrando variáveis ambientais, isotópicas e espaciais forneceriam subsídios mais robustos para diagnósticos ambientais e para o desenvolvimento de estratégias eficazes de conservação e mitigação de impactos.

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 93192-1	Data da Emissão: 12/04/2024 18:35:23	Data da Revalidação*: 12/04/2025
De acordo com o art. 31 da Portaria ICMBio nº 748/2022, esta autorização possui vigência equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto e validade de um ano, devendo ser revalidada anualmente, através da apresentação do relatório anual de atividades, no prazo de até 30 dias após o aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: LEANDRO BUGONI	CPF: 623.198.500-82
Título do Projeto: Contaminação por Cádmio (Cd) e Chumbo (Pb) em cisnes na Estação Ecológica do Taim	
Nome da Instituição: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE ? FURG	CNPJ: 94.877.586/0001-10

Cronograma de atividades

#	Descrição da atividade	Início (mês/ano)	Fim (mês/ano)
1	Análise de laboratório	11/2024	11/2025
2	Análises de laboratório	06/2024	11/2025
3	Preparo e Processamento das amostras	06/2024	11/2025
4	Redação da dissertação e relatórios	11/2024	11/2025
5	Captura e monitoramento das aves	06/2024	11/2025

Equipe

#	Nome	Função	CPF	Nacionalidade
1	FERNANDO AZEVEDO FARIA	Pesquisador	027.982.970-10	Brasileira
2	Bruno de Andrade Linhares	Pesquisador	010.153.290-39	Brasileira
3	Marcio Repenning	Pesquisador	004.113.490-74	Brasileira
4	FERNANDA CAMINHA LEAL VALLS	Pesquisadora	010.616.860-60	Brasileira
5	Cínthia Negrine Fernandez	Pesquisadora	033.894.890-29	Brasileira
6	MARIANA LOPES GONÇALVES	Pesquisadora	828.887.360-04	Brasileira
7	Leonardo Marques Furlanetto	Pesquisador	976.984.230-34	Brasileira
8	MONICA RODRIGUES DIETRIECH	Pesquisadora	027.421.170-08	Brasileira
9	TALITA DE ALCANTARA CARNEIRO BACKHAUS	Pesquisadora	238.618.478-17	Brasileira

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº Portaria ICMBio nº 748/2022. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 93192-1	Data da Emissão: 12/04/2024 18:35:23	Data da Revalidação*: 12/04/2025
De acordo com o art. 31 da Portaria ICMBio nº 748/2022, esta autorização possui vigência equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto e validade de um ano, devendo ser revalidada anualmente, através da apresentação do relatório anual de atividades, no prazo de até 30 dias após o aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: LEANDRO BUGONI	CPF: 623.198.500-82
Título do Projeto: Contaminação por Cádmio (Cd) e Chumbo (Pb) em cisnes na Estação Ecológica do Taim	
Nome da Instituição: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE ? FURG	CNPJ: 94.877.586/0001-10

Observações e ressalvas

1	A autorização não eximirá o pesquisador da necessidade de obter outras anuências, como: I) do proprietário, arrendatário, posseiro ou morador quando as atividades forem realizadas em área de domínio privado ou dentro dos limites de unidade de conservação federal cujo processo de regularização fundiária encontra-se em curso; II) da comunidade indígena envolvida, ouvido o órgão indigenista oficial, quando as atividades de pesquisa forem executadas em terra indígena; III) do Conselho de Defesa Nacional, quando as atividades de pesquisa forem executadas em área indispensável à segurança nacional; IV) da autoridade marítima, quando as atividades de pesquisa forem executadas em águas jurisdicionais brasileiras; V) do Departamento Nacional da Produção Mineral, quando a pesquisa visar a exploração de depósitos fossilíferos ou a extração de espécimes fósseis; VI) do órgão gestor da unidade de conservação estadual, distrital ou municipal, dentre outras.
2	Todos os membros da equipe de pesquisa devem estar cientes das recomendações e boas práticas a serem seguidas neste momento de emergência zoossanitária no Brasil devido à gripe aviária. Informe-se na página do CEMAVE na Internet: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/centros-de-pesquisa/cemave/destaques/gripe-aviaria/gripe-aviaria-1 .
3	Esta autorização NÃO exime o pesquisador titular e os membros de sua equipe da necessidade de atender às exigências e obter as autorizações previstas em outros instrumentos legais relativos ao registro de agrotóxicos (Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002, entre outros).
4	Esta autorização NÃO exime o pesquisador titular e os membros de sua equipe da necessidade de atender às exigências e obter as autorizações previstas em outros instrumentos legais relativos ao registro de agrotóxicos (Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002, entre outros).
5	Este documento não dispensa o cumprimento da Lei nº 13.123/2015, que dispõe sobre o acesso ao patrimônio genético, sobre a proteção e o acesso ao conhecimento tradicional associado e sobre a repartição de benefícios para conservação e uso sustentável da biodiversidade.
6	As atividades de campo exercidas por pessoa natural ou jurídica estrangeira, em todo o território nacional, que impliquem o deslocamento de recursos humanos e materiais, tendo por objeto coletar dados, materiais, espécimes biológicos e minerais, peças integrantes da cultura nativa e cultura popular, presente e passada, obtidos por meio de recursos e técnicas que se destinem ao estudo, à difusão ou à pesquisa, estão sujeitas a autorização do Ministério de Ciência e Tecnologia (Decreto nº 98.830, de 15/01/90).
7	Esta autorização NÃO exime o pesquisador titular e os membros de sua equipe da necessidade de obter as anuências previstas em outros instrumentos legais, bem como do consentimento do responsável pela área, pública ou privada, onde será realizada a atividade, inclusive do órgão gestor de terra indígena, da unidade de conservação estadual, distrital ou municipal, ou do proprietário, arrendatário, posseiro ou morador de área dentro dos limites de unidade de conservação federal cujo processo de regularização fundiária encontra-se em curso.
8	Este documento somente poderá ser utilizado para os fins previstos na Portaria N°748/2022, no que especifica esta Autorização, não podendo ser utilizado para fins comerciais, industriais ou esportivos. O material biológico coletado deverá ser utilizado para atividades científicas ou didáticas no âmbito do ensino superior.
9	O titular de licença ou autorização e os membros da sua equipe deverão optar por métodos de coleta e instrumentos de captura direcionados, sempre que possível, ao grupo taxonômico de interesse, evitando a morte ou dano significativo a outros grupos; e empregar esforço de coleta ou captura que não comprometa a viabilidade de populações do grupo taxonômico de interesse em condição <i>in situ</i> .
10	O titular de autorização ou de licença permanente, assim como os membros de sua equipe, quando da violação do disposto nesta portaria ou em legislação vigente, ou quando da inadequação, omissão ou falsa descrição de informações relevantes que subsidiaram a expedição do ato, pode, mediante decisão motivada, ter a autorização ou licença suspensa ou cassada pelo Instituto Chico Mendes, por meio da Coordenação Gestora do Sisbio, e está sujeito às sanções previstas na legislação vigente.
11	Em caso de pesquisa em UNIDADE DE CONSERVAÇÃO, o pesquisador titular desta autorização deverá contactar a administração da unidade a fim de CONFIRMAR AS DATAS das expedições, as condições para realização das coletas e de uso da infraestrutura da unidade.
12	Caso seja identificada a ocorrência de espécie exótica dentro ou no entorno de UNIDADE DE CONSERVAÇÃO FEDERAL, além de descrever no relatório de atividades, o pesquisador deve informar à equipe gestora com maior brevidade possível.

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº Portaria ICMBio nº 748/2022. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 93192-1	Data da Emissão: 12/04/2024 18:35:23	Data da Revalidação*: 12/04/2025
De acordo com o art. 31 da Portaria ICMBio nº 748/2022, esta autorização possui vigência equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto e validade de um ano, devendo ser revalidada anualmente, através da apresentação do relatório anual de atividades, no prazo de até 30 dias após o aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: LEANDRO BUGONI	CPF: 623.198.500-82
Título do Projeto: Contaminação por Cádmio (Cd) e Chumbo (Pb) em cisnes na Estação Ecológica do Taim	
Nome da Instituição: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE ? FURG	CNPJ: 94.877.586/0001-10

Outras ressalvas

1	Esta autorização não exime seu titular da necessidade de atender ao disposto na Instrução Normativa ICMBio nº 07/2021, que regulamenta o Sistema Nacional de Anilhamento de Aves Silvestres. É obrigatório ao pesquisador portar autorização de anilhamento durante as expedições de campo que envolvam essa atividade. O sangue coletado não deve ultrapassar o equivalente a 1% da massa corporal da ave. Em coletas consecutivas, não deve ultrapassar 2% a cada 14 dias. Não deve ser utilizada punção cardíaca para obtenção da amostra. Não utilizar seringa para a colheita de sangue a partir da veia ulnar em pequenos Passeriformes. É obrigatório o conhecimento e aplicação das recomendações existentes no Manual de Anilhamento de Aves Silvestres, disponível no site do CEMAVE.	COINF
---	---	-------

Locais onde as atividades de campo serão executadas

#	Descrição do local	Município-UF	Bioma	Caverna?	Tipo
1	Estação Ecológica do Taim	RS	Pampa	Não	Dentro de UC Federal

Atividades

#	Atividade	Grupo de Atividade
1	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Dentro de UC Federal
2	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Fora de UC Federal
3	Captura de animais silvestres in situ	Dentro de UC Federal
4	Captura de animais silvestres in situ	Fora de UC Federal
5	Observação e gravação de imagem ou som de táxon em UC federal	Dentro de UC Federal
6	Marcação de animais silvestres in situ	Dentro de UC Federal
7	Marcação de animais silvestres in situ	Fora de UC Federal

Atividades X Táxons

#	Atividade	Táxon	Qtde.
1	Captura de animais silvestres in situ	Coscoroba coscoroba	-
2	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Coscoroba coscoroba	-
3	Marcação de animais silvestres in situ	Coscoroba coscoroba	-
4	Observação e gravação de imagem ou som de táxon em UC federal	Coscoroba coscoroba	-
5	Captura de animais silvestres in situ	Cygnus melancoryphus	-
6	Marcação de animais silvestres in situ	Cygnus melancoryphus	-

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº Portaria ICMBio nº 748/2022. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 93192-1	Data da Emissão: 12/04/2024 18:35:23	Data da Revalidação*: 12/04/2025
De acordo com o art. 31 da Portaria ICMBio nº 748/2022, esta autorização possui vigência equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto e validade de um ano, devendo ser revalidada anualmente, através da apresentação do relatório anual de atividades, no prazo de até 30 dias após o aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: LEANDRO BUGONI	CPF: 623.198.500-82
Título do Projeto: Contaminação por Cádmio (Cd) e Chumbo (Pb) em cisnes na Estação Ecológica do Taim	
Nome da Instituição: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE ? FURG	CNPJ: 94.877.586/0001-10

Atividades X Táxons

#	Atividade	Táxon	Qtde.
7	Observação e gravação de imagem ou som de táxon em UC federal	Cygnus melancoryphus	-
8	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Cygnus melancoryphus	-

A quantidade prevista só é obrigatória para atividades do tipo "Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ". Essa quantidade abrange uma porção territorial mínima, que pode ser uma Unidade de Conservação Federal ou um Município.

A quantidade significa: por espécie X localidade X ano.

Materiais e Métodos

#	Tipo de Método (Grupo taxonômico)	Materiais
1	Amostras biológicas (Aves)	Animal encontrado morto ou partes (carcaça)/osso/pele, Fezes, Ovos, Penas, Sangue, Regurgitação/conteúdo estomacal
2	Método de captura/coleta (Aves)	Puçá, Armadilha fotográfica
3	Método de marcação (Aves)	Anilha metálica (padrão CEMAVE)

Destino do material biológico coletado

#	Nome local destino	Tipo destino
1	UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE ? FURG	Laboratório

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº Portaria ICMBio nº 748/2022. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).



Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 93192-1	Data da Emissão: 12/04/2024 18:35:23	Data da Revalidação*: 12/04/2025
De acordo com o art. 31 da Portaria ICMBio nº 748/2022, esta autorização possui vigência equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto e validade de um ano, devendo ser revalidada anualmente, através da apresentação do relatório anual de atividades, no prazo de até 30 dias após o aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: LEANDRO BUGONI	CPF: 623.198.500-82
Título do Projeto: Contaminação por Cádmio (Cd) e Chumbo (Pb) em cisnes na Estação Ecológica do Taim	
Nome da Instituição: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE ? FURG	CNPJ: 94.877.586/0001-10

Registro de coleta imprevista de material biológico

De acordo com Portaria ICMbio N° 748, Art. 24. A coleta imprevista de amostras biológicas, espécimes ou de material abiótico em unidades de conservação e cavernas, não contemplados na autorização ou na licença permanente, deve ser imediatamente anotada em campo específico do documento.

* Identificar o espécime do nível taxonômico possível.

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº Portaria ICMBio nº 748/2022. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).



PARECER N° 116, DE 15 DE OUTUBRO DE 2024

Certificamos que o projeto intitulado “Contaminação por Cádmio (Cd) e Chumbo (Pb) em cisnes Coscoroba coscoroba e *Cygnus melancoryphus* em um sítio Ramsar no Sul do Brasil”, protocolo n° 23116.005920/2024-06, 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 n° 11.794, de 8 de outubro de 2008, do Decreto n° 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 N°	Pq005/2024
COLABORADORES AUTORIZADOS A MANIPULAR OS ANIMAIS	Cinthia Negrine Fernandez, Mariana Lopes Gonçalves, Mônica Rodrigues Dietrich
VIGÊNCIA DO PROJETO	30/10/2025
ESPÉCIE / GRUPOS TAXONÔMICOS	<i>Coscoroba coscoroba</i> (Capororoca) <i>Cygnus melancoryphus</i> (Cisne-de-pescoço-preto)
NÚMERO DE ANIMAIS	60 de cada espécie (30 machos e 30 fêmeas)
N° SOLICITAÇÃO / AUTORIZAÇÃO SISBIO	93192-1

ATIVIDADE(S)	(X) CAPTURA () COLETA DE ESPÉCIMES (X) MARCAÇÃO (X) OUTRAS: Coleta de amostras e aferição de medidas morfométricas
LOCAL(is) REALIZAÇÃO ATIVIDADES	Estação Ecológica do Taim - ESEC - Taim
ENVIO DE RELATÓRIO PARCIAL	Janeiro de 2025
ENVIO DO RELATÓRIO FINAL	Novembro de 2025



Documento assinado eletronicamente por **Marcio de Azevedo Figueiredo, Servidor**, em 15/10/2024, às 11:17, 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 **0290794** e o código CRC **EF15533E**.

Referência: Caso responda este documento Parecer, indicar o Processo nº 23116.005920/2024-06

SEI nº 0290794