



GOVERNO DO ESTADO DE MATO GROSSO
SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS



AVES COMO SENTINELAS DA CONTAMINAÇÃO DE MERCÚRIO: EVIDÊNCIAS ATUAIS

THAYSA COSTA HURTADO

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais para obtenção do título de Mestre.

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2023**

THAYSA COSTA HURTADO

**AVES COMO SENTINELAS DA CONTAMINAÇÃO DE
MERCÚRIO: EVIDÊNCIAS ATUAIS**

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais para obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Áurea Regina Alves Ignácio

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2023**

THAYSA COSTA HURTADO

Ficha Catalográfica

Walter Clayton de Oliveira CRB 1/2049

H967a HURTADO, Thaysa Costa.
Aves como Sentinelas da Contaminação de Mercúrio:
Evidências Atuais / Thaysa Costa Hurtado - Cáceres, 2023.
66 f.; 30 cm. (ilustrações) Il. color. (sim)

Trabalho de Conclusão de Curso
(Dissertação/Mestrado) - Curso de Pós-graduação Stricto Sensu
(Mestrado Acadêmico) Ciências Ambientais, Faculdade de
Ciências Agrárias e Biológicas, Câmpus de Cáceres,
Universidade do Estado de Mato Grosso, 2023.
Orientador: Áurea Regina Alves Ignácio

1. Aves. 2. Biomonitoramento. 3. Contaminação Ambiental.
4. Ecotoxicologia. I. Thaysa Costa Hurtado. II. Aves como
Sentinelas da Contaminação de Mercúrio: Evidências Atuais: .
CDU 598.2

Aves como sentinelas da contaminação de mercúrio: evidências atuais.

Essa dissertação foi julgada e aprovada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Cáceres, 28 de março de 2023.

Banca examinadora

Profa. Dra. Daniele Kasper

(UFMG)

Prof. Dr. Ernandes Sobreira Oliveira Júnior

(UNEMAT)

Prof. Dr. Wilkinson Lopes Lázaro

(UNEMAT)

Profa. Dra. Áurea Regina Alves Ignácio

(UNEMAT)

Orientadora

CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2023

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao Deus da minha vida, que é o alfa e ômega, o início e fim, que até aqui me sustentou e me guiou em tudo o que foi feito, fortalecendo-me e renovando a minha fé em cada etapa deste mestrado.

A minha família que tem sido o alicerce de apoio durante esse período do mestrado, aos meus pais Mirtes de Jesus da Gama Costa e Robson César Hurtado que fizeram o possível e impossível para que eu me dedicasse aos estudos e chegasse até esta etapa, eu os amo com toda a minha força, as minhas irmãs Thayla Costa Hurtado e Fernanda Costa Hurtado que são as minhas princesas que tanto amo e que de forma tão singela me trazia conforto nos momentos de choro, ao meu irmão Vitor Sakane Rodrigues de Souza que chegou trazendo mais alegria para família.

Ao meu esposo Bruno de Almeida Silva por se meu maior fã e incentivador, você é um homem muito especial e juntos somos imbatíveis, te amo.

A minha orientadora Prof.^a Dr.^a Áurea Regina Alves Ignácio pelo voto de confiança em todos esses anos que temos trabalhado juntas, eu te admiro muito por ser essa mulher com multi-funções, mas uma das suas mais brilhantes qualidades é ser motivadora, obrigada por me motivar e pelo apoio e dedicação na realização deste trabalho.

A cuidadosa, carinhosa e atenciosa Gerlane, uma mulher incrível e extraordinária, que me adotou, como amiga, filha, irmã, professora, aluna, mestre e discípula, uma da outra, pois juntas aprendemos e ensinamos muito uma à outra.

A todos os amigos do laboratório de Ecotoxicologia Giovani, Bruno, Edvagner, Jaqueline, Larissa, por todo ensinamento e ajuda no processo de elaboração desse trabalho.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, pelo apoio financeiro durante todo meu mestrado. À Fundação Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), em especial ao Departamento do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, pela oportunidade de realizar meu mestrado.

A todos, muitíssimo obrigada!

SUMÁRIO

LISTA DE TABELA.....	7
LISTA DE FIGURA.....	8
RESUMO GERAL	9
ABSTRACT	10
1.INTRODUÇÃO GERAL	12
REFERÊNCIAS.....	15
ARTIGO I - AVES COMO BIOINDICADORES DA CONTAMINAÇÃO DE MERCÚRIO: UMA REVISÃO	19
RESUMO.....	19
1.INTRODUÇÃO	19
2.METODOLOGIA.....	21
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	22
4.CONSIDERAÇÕES FINAIS	32
REFERÊNCIAS.....	33
ARTIGO II - CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO E METILMERCÚRIO EM PENAS DE <i>Megasceryle torquata</i> E <i>Chloroceryle amazona</i> NA BACIA DO ALTO PARAGUAI E BACIA AMAZÔNICA	42
1. INTRODUÇÃO.....	43
2. MATERIAL E MÉTODO	45
2.1. Área de Estudo	45
2.2 Procedimento de amostragem	45
2.3 Concentração de THg	46
2.4 Porcentagem de MeHg	47
2.5 Análises estatísticas.....	47
3. RESULTADOS	48
4. DISCUSSÃO	53
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	57
REFERÊNCIAS.....	57

LISTA DE TABELA

Artigo I - Aves como bioindicadores de contaminação mercurial: uma revisão

Tabela 1 – Efeito da toxicidade de mercúrio em aves estudadas entre os anos de 2012 a 2022.....24

Artigo II - Concentração de mercúrio e metilmercúrio em penas de *Megaceryle torquata* e *Chloroceryle amazona* na Bacia do Alto Paraguai e Bacia Amazônica

Tabela 1 - Informações sobre a faixa etária de *C. amazona* e *M. torquata* coletadas nos rios Juruena, Teles Pires e Paraguai.....45

Tabela 2 - Médias e Desvio Padrão da Concentração de THg entre as diferentes posições de penas de *C. amazona* e *M. torquata*, nos rios Juruena, Teles Pires e Paraguai.....47

Tabela 3 - Concentração de Mercúrio Total ($\mu\text{g.g}^{-1}$) e Metilmercúrio ($\mu\text{g.g}^{-1}$), porcentagem (%) em *C. amazona* e *M. torquata* dos rios Juruena, Teles Pires e Paraguai.....52

LISTA DE FIGURA

Artigo I - Aves como bioindicadoras de contaminação de mercúrio: uma revisão

Fig. 1. Diagrama das etapas entre a obtenção dos artigos potenciais disponíveis nas bases de dados pesquisadas e a seleção de artigos contendo estimativas aves como bioindicadores mercurial. Fonte: Adaptado de Brum et al., (2020)...21

Fig. 2. Número de artigos contendo estimativas de efeito de mercúrio em aves após etapas de triagem. Adaptado de Hurtado et al., (2020).....22

Fig. 3. Avaliação da concentração de mercúrio em diferentes tipos de amostras de diferentes espécies de aves.....23

Fig. 4. Guilda de forrageamento em aves em relação aos níveis de contaminação de mercúrio.....23

Fig. 5. Tipos de habitat em relação a contaminação por mercúrio.....23

Artigo II - Concentração de mercúrio e metilmercúrio em penas de *Megaceryle torquata* e *Chloroceryle amazona* na Bacia do Alto Paraguai e Bacia Amazônica

Fig. 1. Área de coleta dos exemplares de *C. amazona* e *M. torquata* nos rios Juruena, Teles Pires e Paraguai, Mato Grosso, Brasil.....45

Fig. 2. Concentração de THg em penas primárias e secundárias das espécies de *C. amazona* e *M. torquata*, Mato Grosso, Brasil.....49

Fig. 3. Concentração de THg nas porções do ápice e base das penas primárias e secundárias de *C. amazona* e *M. torquata*.....50

Fig. 4. Concentração de THg de acordo com as posições (P1-P10) e (S1-S10) das penas de *C. amazona* e *M. torquata*.....51

Fig. 5. Variação das médias de concentração de mercúrio para as espécies *C. amazona* e *M. torquata* nos rios Juruena, Teles Pires e Paraguai.....51

RESUMO GERAL

HURTADO, T. C. **Aves como sentinelas da contaminação de mercúrio: evidências atuais**. Cáceres: UNEMAT. (Dissertação – Mestrado em Ciências Ambientais).

O mercúrio é considerado um problema global e está entre as três principais substâncias que representam perigo para a saúde ambiental. Sua mobilização é de origem natural e antropogênica, possui várias formas físicas e químicas, que facilitam sua distribuição, biomagnificação e toxicidade, tendo a capacidade de permanecer por vários anos em solo e água contaminados. No ambiente aquático o mercúrio pode sofrer metilação, adquirindo uma de suas formas orgânicas, o metilmercúrio, com potencial capacidade de ligação às proteínas de membranas biológicas dos organismos aquáticos, favorecendo a bioacumulação e biomagnificação na cadeia trófica, alcançando as aves aquáticas, predadores de topo de cadeia alimentar nesses ecossistemas. Pesquisas em todo o mundo tem utilizado aves como ferramenta de biomonitoramento e vem estudando a dinâmica do metal no organismo e os efeitos na saúde das aves. Estudos indicam que a concentração de mercúrio em aves, principalmente as aquáticas, podem ser aumentadas em áreas onde existem flutuações do nível da água e habitats vegetados que experimentam ciclos úmidos e secos durante o ano e fontes pontuais ou difusas de mercúrio, assim, áreas como a Bacia do Alto Paraguai e Bacia Amazônica, que apresentam estas características, estão predispostas a serem *hotspots* de exposição ao mercúrio. Considerando que a contaminação ambiental pode estar associada ao declínio populacional das aves, essa dissertação foi organizada em dois artigos, apresentando, no artigo I, uma pesquisa de revisão sistematizada da contaminação de mercúrio em aves ao longo de 10 anos (de 2012 a 2022), em que foram encontrados 53 trabalhos, distribuídos em cinco bases de dados. Os resultados demonstraram que estas aves tiveram ao menos um órgão/tecido/estrutura (fígado, fezes, dieta, tecido muscular, ovos, penas) contaminado por mercúrio com concentrações que variam entre $(0,09 \text{ a } 16,49 \pm 1,39 \mu\text{g/g})$, e que podem afetar diretamente a sua sobrevivência, apresentando informações que podem fornecer subsídios para implementação de ações para a conservação deste grupo. No artigo II, o objetivo foi avaliar a distribuição do mercúrio nos diferentes tipos de penas da asa, identificando o padrão de bioacumulação de mercúrio total e metilmercúrio em

penas primárias e secundárias das espécies *Megaceryle torquata* e *Chloroceryle amazona*, na Bacia do Alto Paraguai (rio Paraguai e Bacia Amazônica (rios Teles Pires e Juruena). As concentrações de THg das penas primárias para os rios Juruena, Teles Pires e Paraguai em *C. amazona* foram de $4,72 \pm 1,6$, $4,00 \pm 1,53$ e $2,8 \pm 1,48$ ($\mu\text{g/g}$) e para as penas secundárias de $4,62 \pm 1,72$, $3,53 \pm 1,36$ e $2,90 \pm 1,68$ ($\mu\text{g/g}$) respectivamente. Já para *M. torquata*, as concentrações de THg nas penas primárias para os rios Juruena, Teles Pires e Paraguai foram $7,94 \pm 3,83$, $6,08 \pm 2,60$ e $4,70 \pm 2,58$ ($\mu\text{g/g}$) e para as secundárias $7,89 \pm 3,87$, $5,12 \pm 2,42$ e $4,20 \pm 2,18$ ($\mu\text{g/g}$), onde o rio Juruena apresentou maiores concentrações que os rios Teles Pires e Paraguai. A porcentagem de MeHg presente nas amostras foi crescente na recuperação do THg, com média de 95% nas penas primárias e 80% para as secundárias. Em um cenário de crescente desmatamento, remobilização do solo, mineração a avaliação de poluentes em diferentes componentes do ecossistema torna-se uma tarefa importante na prevenção dos impactos sobre o ambiente e a biota. Os resultados de nossas análises estão descritos nos artigos I e II produzidos e formam este trabalho, a partir dos novos resultados obtidos.

Palavras - chave: Avifauna Biomonitoramento; Contaminação Ambiental; Ecotoxicologia

ABSTRACT

HURTADO, T. C. **Birds with sentinels of mercury contamination: current evidence.** Cáceres: UNEMAT. (Dissertation - Master in Environmental Sciences) Mercury is considered a global problem and is among the top three substances that pose a danger to environmental health. Its mobilization is natural and anthropogenic origin, has several physical and chemical forms, which facilitate its distribution, biomagnification and toxicity, having the ability to remain for several years in contaminated soil and water. In aquatic environments mercury can undergo methylation, acquiring one of its organic forms, methylmercury, with potential binding ability to proteins of biological membranes of aquatic organisms, which can bioaccumulate and biomagnify in the trophic chain, top predators of the food chain in these ecosystems. Research around the world has used birds as a biomonitoring tool and has been studying the dynamics and effects of

mercury on the health of birds. Considering that environmental contamination may be associated with bird population decline, a review study was compiled, which used birds as bioindicators of mercury contamination. Studies indicate that mercury concentration in birds, especially aquatic ones, can be increased in areas where there are water level fluctuations and vegetated habitats that experience wet and dry cycles during the year and point or diffuse sources of mercury, areas such as the Upper Paraguay Basin and the Amazon Basin, which have these characteristics, are predisposed to be hotspots of exposure to mercury. Therefore, we present, in article I, a systematic review of research on mercury contamination in birds over 10 years being found 53 papers within the theme, distributed in five databases. In addition, the results showed that these birds had at least one organ/tissue/structure (liver, feces, diet, muscle tissue, eggs, feathers) contaminated by mercury with concentrations that vary between (0.09 a $16.49 \pm 1.39 \mu\text{g/g}$), information that can provide subsidies for implementing actions for the conservation of this group. In article II, the objective was to understand the distribution of mercury in the different types of wing feathers, evaluating the bioaccumulation pattern of total mercury and methylmercury in primary and secondary feathers of the species *Megasceryle torquata* and *Chloroceryle amazona*, in the Upper Paraguay Basin (Paraguay river) and Amazon Basin (Teles Pires and Juruena rivers). The THg concentrations of primary feathers for the Juruena, Teles Pires and Paraguay rivers in *C. amazona* were 4.72 ± 1.6 , 4.00 ± 1.53 and $2.8 \pm 1.48 \mu\text{g/g}$ and for secondary feathers 4.62 ± 1.72 , 3.53 ± 1.36 e $2.90 \pm 1.68 \mu\text{g/g}$ respectively. For *M. torquata*, the concentrations of THg in the primary feathers for the rivers Juruena, Teles Pires and Paraguay were 7.94 ± 3.83 , 6.08 ± 2.60 and $4.70 \pm 2.58 \mu\text{g/g}$ and for the secondary 7.89 ± 3.87 , 5.12 ± 2.42 e $4.20 \pm 2.18 \mu\text{g/g}$, where the Juruena river had higher concentrations than the Teles Pires and Paraguay rivers. The percentage of MeHg present in the samples was increasing in the recovery of THg, with an average of 95% in primary and 80% for secondary feathers. In a scenario of increasing deforestation, soil remobilization, mining the evaluation of pollutants in different components of the ecosystem becomes an important task in preventing impacts on the environment and biota. The results of our analyses are described in articles I and II produced and form this work, from the new results obtained.

Keywords: Birds; Biomonitoring; Environmental contamination; Ecotoxicology

1. INTRODUÇÃO GERAL

O mercúrio (Hg), é um elemento natural, emitido para a atmosfera através de incêndios florestais, atividades vulcânicas e mobilizações antrópicas como a queima de combustíveis fósseis, mineração de ouro, ou pela reemissões de Hg previamente depositado (DRISCOLL *et al.*, 2013; ONU Meio Ambiente, 2019).

Apesar de o Hg estar naturalmente presente no meio ambiente, durante os últimos dois séculos a mobilização antropogênica desse metal no meio ambiente aumentou significativamente sua presença (UNEP, 2019). A mineração e a metalurgia, principalmente de metais não ferrosos, estão entre as principais fontes de emissões de metais e metalóides para o meio ambiente, que através de elementos liberados para a atmosfera, água e solo devido à extração, refino e processamento de minérios metálicos, podem se tornar acessíveis para organismos vivos (VENKATESWARLU *et al.*, 2016).

Uma vez depositado na superfície aquática, o Hg pode ser transformado por via microbiana em uma forma mais biodisponível, o metilmercúrio (MeHg) (LAZÁRO *et al.*, 2019). Como uma neurotoxina onipresente, representa um risco para a saúde humana e da vida selvagem (CHÉTELAT *et al.*, 2020), mesmo em concentrações baixas, podem ocorrer danos permanentes aos sistemas neurológico e reprodutivo da vida selvagem (WOLFE *et al.*, 1998; SCOVILLE e LANE 2013; WHITNEY e CRISTOL 2017).

A utilização de aves como ferramenta de biomonitoramento para demonstrar alterações no ambiente por meio de sua guilda trófica, vêm sendo cada vez mais recorrente em projetos de monitoramento que avaliam as concentrações de Hg do ambiente e sua biomagnificação (ZAMANI-AHMADMAHMOODI *et al.*, 2009).

Grupos de vertebrados, tem demonstrado excelentes resultados em validar propostas de projetos de biomonitoramento (DEL LAMA *et al.*, 2011; HOSSEINI *et al.*, 2013; BURGER *et al.*, 2015; MALLORY *et al.*, 2015). O grupo das aves foram os que apresentaram melhores estruturas capazes de demonstrar os níveis das concentrações do Hg no ambiente (ADAIR *et al.*, 2003; EVERS *et al.*, 2005; HOSSEINI *et al.*, 2015; EAGLES-SMITH *et al.*, 2018).

Pesquisas foram desenvolvidas analisando as concentrações de mercúrio total (THg) e MeHg em diferentes órgãos das aves comparando-os entre si e, em grande parte dos estudos, as penas demonstraram maiores níveis nas concentrações (KIM *et al.*, 1996; ZAMANI-AHMADMAHMOODI *et al.*, 2009; MAJIDI *et al.*, 2015; SZUMILO-PILARSKA *et al.*, 2017; ACKERMAN *et al.*, 2019; BAJRACHARYA *et al.*, 2022). Isso ocorre devido a afinidade do MeHg com as b-queratinas presentes nas penas e a transferência de mais de 50% do THg armazenado nos órgãos para as penas durante seu crescimento (THOMPSON *et al.*, 1990; EAGLES-SMITH *et al.*, 2008; RAYGOZA-VIERA *et al.*, 2013; MIKONI *et al.*, 2017; BRASSO *et al.*, 2020).

Embora se tenham estudos sobre a distribuição de Hg e MeHg e biomagnificação em aves, ainda existem lacunas para compreensão dos mecanismos de contaminação e seu dimensionamento real. Assim, aprofundar o conhecimento sobre a contaminação por Hg em aves é importante, tanto para determinar o seu papel na exposição das aves ao Hg, quanto para melhor compreender a dinâmica deste contaminante no ambiente e indivíduos que ali habitam (ZABALA *et al.*, 2019; SOUZA *et al.*, 2020).

Estimar as lacunas comentadas anteriormente estimularam a produção do primeiro capítulo desta dissertação, de maneira que se fez uma revisão sistematizada da utilização das aves como bioindicadores de contaminação por Hg, para se conhecer o cenário mundial de pesquisas que utilizam a avifauna como ferramenta de monitoramento. Os resultados analisados indicaram que as penas são as principais amostras analisadas em diversos estudos (MIKONI *et al.*, 2017; ZABALA *et al.*, 2019; SOUZA *et al.*, 2020; FURTADO *et al.*, 2021, DURKALEC *et al.*, 2022), reforçando a eficácia da utilização dessa estrutura na avaliação de contaminação por Hg, principalmente quando se trata de aves topo de cadeia, como é o caso das aves aquáticas piscívoras.

Dentre essas aves aquáticas piscívoras, encontra-se as espécies *Megaceryle torquata* e *Chloroceryle amazona* (Martins-pescadores), que possuem uma ampla distribuição geográfica na América do sul (SICK, 2001).

Estas aves, vivem a maior parte de suas vidas em um mesmo ambiente, são na sua maioria predadores de topo da cadeia alimentar e suscetíveis a uma grande diversidade de produtos químicos presentes em sua dieta, que podem

expressar bioacumulação e biomagnificação de metais como o Hg (SILVERTHORN et al., 2018; WOLFE et al., 2018).

A difusão do Hg ocorre tanto em gradiente horizontal como vertical, alcançando desde os organismos da base da cadeia alimentar, os produtores primários (horizontal), chegando ao topo da cadeia alimentar (vertical) (KEHRIG e MALM, 2011), posição onde as espécies aquáticas *Megaceryle torquata* e *Chloroceryle amazona* se encontram (SICK, 2001).

Assim, devido à carência de informações sobre as concentrações de THg nos martins-pescadores, avaliamos, no segundo artigo, o padrão de bioacumulação de mercúrio total e metilmercúrio em penas primárias e secundárias das espécies *Megaceryle torquata* e *Chloroceryle amazona*.

Os resultados foram organizados na forma de dois manuscritos, que estão apresentados a seguir nas normas das revistas às quais serão submetidos. O primeiro intitulado “Aves como bioindicadores da contaminação de mercúrio: uma revisão”. O segundo com o título “Concentração de mercúrio e metilmercúrio em penas de *Megaceryle torquata* e *Chloroceryle amazona* na Bacia do Alto Paraguai e Bacia Amazônica”.

Como literatura norteadora de sustentabilidade, temos a Agenda 2030 que possuem 17 objetivos para o desenvolvimento sustentável, no qual nosso trabalho possui 4 desses objetivos, Saúde e bem-estar (objetivo 3), Vida na Água (objetivo 14), Vida Terrestre (objetivo 15) e Parcerias e Meios de Implementação (objetivo 17), pois as aves têm elevado potencial para serem utilizadas como bioindicadores de contaminação ambiental em cadeias alimentares aquáticas, e muitos estudos têm evidenciado que as aves se constituem em organismos muito sensíveis e vulneráveis à poluentes ambientais, em destaque por metais pesados como Hg

Assim, conhecer as concentrações atuais de mercúrio em aves neotropicais, se faz necessário para a manutenção e conservação das espécies, uma vez que os efeitos tóxicos do mercúrio podem resultar em redução na taxa de reprodução, crescimento e alterações comportamentais nas aves, tendo como consequência o possível declínio populacional deste grupo.

REFERÊNCIAS

- ACKERMAN, J. T.; HARTMAN, C. A.; HERZOG, M. P. Mercury contamination in resident and migrant songbirds and potential effects on body condition. **Environmental Pollution**, v. 246, p. 797-810, 2019.
- ADAIR, B. M.; REYNOLDS, K. D.; MCMURRY, S. T.; COBB, G. P. Mercury occurrence in prothonotary warblers (*Protonotaria citrea*) inhabiting a national priorities list site and reference areas in Southern Alabama. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 44, n. 2, p. 265–271, 2003.
- BAJRACHARYA, S. S.; ZAHOR, D. L.; GLYNN, K. J.; GRATZ, L. E.; CORNELIUS, J. M. Feather mercury concentrations in omnivorous and granivorous terrestrial songbirds in Southeast Michigan. **Ecotoxicology**, p. 1-11, 2022.
- BURGER, J.; TSIPOURA, N.; NILES, L. J.; GOCHFELD, M.; DEY, A.; MERCURY, D. M. Lead, Cadmium, Arsenic, Chromium and Selenium in Feathers of Shorebirds during Migrating through Delaware Bay, New Jersey: Comparing the 1990s and 2011/2012. **Toxics**, 3, p. 63-74, 2015.
- BRASSO, R.; RITTENHOUSE, K. A.; WINDER, V. L. Do songbirds in wetlands show higher mercury bioaccumulation relative to conspecifics in non-wetland habitats?. **Ecotoxicology**, v. 29, n. 8, p. 1183-1194, 2020.
- CHÉTELAT, J.; ACKERMAN, J. T.; EAGLES-SMITH, C. A.; HEBERT, C. E. Methylmercury exposure in wildlife: a review of the ecological and physiological processes affecting contaminant concentrations and their interpretation. **Science of The Total Environment**, v. 711, p. 135117, 2020.
- DEL LAMA, S. N.; ROCHA, C. D.; JARDIM, W. F.; TSAI, J. S.; FREDERICK, P. C. Sedentary nestlings of Wood Stork as monitors of mercury contamination in the gold mining region of the Brazilian Pantanal. **Environmental Research**, v. 111, n. 8, p. 1091-1095, 2011.
- DURKALEC, M.; MARTÍNEZ-HARO, M.; NAWROCKA, A.; PAREJA-CARRERA, J.; SMITS, J. E.; MATEO, R. Factors influencing lead, mercury and other trace element exposure in birds from metal mining areas. **Environmental Research**, v. 212, p. 113575, 2022.

DRISCOLL, C. T.; MASON, R. P.; CHAN, H. M.; JACOB, D. J.; PIRRONE, N. Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. **Environmental science & technology**, v. 47, n. 10, p. 4967-4983, 2013.

EAGLES-SMITH, C. A.; ACKERMAN, J. T.; ADELSBACH, T. L.; TAKEKAWA, J. Y.; MILES, A. K.; KEISTER, R. A. Mercury correlations among six tissues for four waterbird species breeding in San Francisco Bay, California, USA. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 27, n. 10, p. 2136-2153, 2008.

EAGLES-SMITH, C. A.; SILBERGELD, E. K.; BASU, N.; BUSTAMANTE, P.; DIAZ-BARRIGA, F.; HOPKINS, W. A.; NYLAND, J. F. Modulators of mercury risk to wildlife and humans in the context of rapid global change. **Ambio**, v. 47, n. 2, p. 170-197, 2018.

EVERS, D. C.; BURGESS, N. M.; CHAMPOUX, L.; HOSKINS, B.; MAJOR, A.; GOODALE, W. M.; TAYLOR, R. J. POPPENG, R.; DAIGLE, T. Patterns and interpretation of mercury exposure in freshwater avian communities in northeastern North America. **Ecotoxicology**, v. 14, n. 1-2, p. 193-221, 2005.

FURTADO, R.; GRANADEIRO, J. P.; GATT, M. C.; ROUNDS, R.; HORIKOSHI, K.; PAIVA, V. H.; CATRY, P. Monitoring of mercury in the mesopelagic domain of the Pacific and Atlantic oceans using body feathers of Bulwer's petrel as a bioindicator. **Science of The Total Environment**, v. 775, p. 145796, 2021.

HOSSEINI, M.; NABAVI, S. M. B.; PARSA, Y. Bioaccumulation of trace mercury in trophic levels of benthic, benthopelagic, pelagic fish species, and sea birds from Arvand River, Iran. **Biological Trace Element Research**, v. 156, n. 1-3, p. 175-180, 2013.

HOSSEINI, S. V.; SOBHANARDAKANI, S.; MIANDARE, H. K.; HARSIJ, M., & MAC R. J. Determination of toxic (Pb, Cd) and essential (Zn, Mn) metals in canned tuna fish produced in Iran. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 13, n. 1, p. 59, 2015.

KEHRING, H.; MALM, O. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na baía de Guanabara, Rio de Janeiro. **Química Nova**, v. 34, n.3, p.377-384, 2011.

LÁZARO, W. L.; DÍEZ, S.; BRAVO, A. G.; DA SILVA, C. J.; IGNÁCIO, Á. R.; GUIMARAES, J. R. Cyanobacteria as regulators of methylmercury production in periphyton. **Science of the total environment**, v. 668, p. 723-729, 2019.

MAJIDI, Y.; BAHRAMIFAR, N.; GHASEMPOURI, S. M. Pattern of mercury accumulation in different tissues of migratory and resident birds: Western reef heron (*Egretta gularis*) and Siberian gull (*Larus heuglini*) in Hara International Wetland—Persian Gulf. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 1, p. 4082, 2015.

MALLORY, M. L.; BRAUNE, B. M.; PROVENCHER, J. F.; CALLAGHAN, D. B.; GILCHRIST, H. G.; EDMONDS, S. T.; ALLARD, K.; O'DRISCOLL, N. J. Mercury concentrations in feathers of marine birds in Arctic Canada. **Marine Pollution Bulletin**, v. 98, n. 1, p. 308-313, 2015.

MIKONI, N. A.; POPPENG, R.; ACKERMAN, J. T.; FOLEY, J.; HAZLEHURST, J.; PURDIN, G.; ASTON, L.; HARGRAVE, S.; JELKS K.; TELL, L. A. Trace element contamination in feather and tissue samples from Anna's hummingbirds. **Ecological Indicators**, v. 80, p. 96–105, 2017.

ONU Meio Ambiente. Avaliação Global do Mercúrio. Genebra, Suíça, 2019.

RAYGOZA-VIERA, J. R.; RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C.; RUELAS-INZUNZA, J.; PÁEZ-OSUNA, F. The use of blood in *Anas clypeata* as an efficient and non-lethal method for the biomonitoring of mercury. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 91, n. 1, p. 42-48, 2013.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. 3 ed. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, PP. 251, 2001.

SILVERTHORN, V. M.; BISHOP, C. A.; JARDINE, T.; ELLIOTT, J. E.; MORRISSEY, C. A. Impact of flow diversion by run-of-river dams on American dipper diet and mercury exposure. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 37, n. 2, p. 411-426, 2018.

SOUZA, J. S.; KASPER, D.; DA CUNHA, L. S. T.; SOARES, T. A.; DE LIRA PESSOA, A. R.; DE CARVALHO, G. O.; TORRES, J. P. M. Biological factors affecting total mercury and methylmercury levels in Antarctic penguins. **Chemosphere**, v. 261, p. 127713, 2020.

SCOVILLE, S. A.; LANE, O. P. Cerebellar abnormalities typical of methylmercury poisoning in a fledged saltmarsh sparrow, *Ammodramus caudacutus*. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 90, n. 5, p. 616-620, 2013.

SZUMIŁO-PILARSKA, E.; FALKOWSKA, L.; GRAJEWSKA, A.; MEISSNER, W. Mercury in feathers and blood of gulls from the Southern Baltic coast, Poland. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 228, n. 4, p. 138, 2017.

THOMPSON, D. R.; STEWART, F. M.; FURNESS, R. W. Using seabirds to monitor mercury in marine environments. The validity of conversion ratios for tissue comparisons. **Marine Pollution Bulletin**, v. 21, n. 7, p. 339–342, 1990.

UNEP, UNEP. Global mercury assessment 2019: sources, emissions, releases and environmental transport. **UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland**, 2019.

VENKATESWARLU, K.; NIROLA, R.; KUPPUSAMY, S.; THAVAMANI, P.; NAIDU, R.; MEGHARAJ, M. Abandoned metalliferous mines: ecological impacts and potential approaches for reclamation. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 15, n. 2, p. 327-354, 2016.

WHITNEY, M. C.; CRISTOL, D. A. Impacts of sublethal mercury exposure on birds: a detailed review. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 244**, p. 113-163, 2017.

WOLFE, M. F.; SCHWARZBACH, S.; SULAIMAN, R. A. Effects of mercury on wildlife: a comprehensive review. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 17, n. 2, p. 146-160, 1998.

WOLFE, J. D.; LANE, O. P.; BRIGHAM, R. M.; HALL, B. D. Mercury exposure to red-winged blackbirds (*Agelaius phoeniceus*) and dragonfly (Odonata: Aeshnidae) nymphs in Prairie Pothole wetlands. **Facets**, v. 3, n. 1, p. 174-191, 2018.

ZABALA, J.; RODRIGUEZ-JORQUERA, I. A.; ORZECOWSKI, S. C.; FREDERICK, P. Mercury concentration in nestling feathers better predicts individual reproductive success than egg or nestling blood in a piscivorous bird. **Environmental science & technology**, v. 53, n. 3, p. 1150-1156, 2019.

ZAMANI-AHMADMAHMOODI, R., ESMAILI-SARI, A., GHASEMPOURI, S. M., SAVABIEASFAHANI, M. Mercury levels in selected tissues of three kingfisher species; *Ceryle rudis*, *Alcedo atthis*, and *Halcyon smyrnensi*, from Shadegan Marshes of Iran. **Ecotoxicology**, V. 18, p.319–324, 2009.

ARTIGO I - AVES COMO BIOINDICADORES DA CONTAMINAÇÃO DE MERCÚRIO: UMA REVISÃO

Thaysa Costa Hurtado*, Bruno Ramos Brum, Áurea Regina Alves Ignácio

Universidade do Estado de Mato Grosso. Centro de Estudos de Limnologia, Biodiversidade e Etnobiologia do Pantanal (CELBE) – Laboratório de Ecotoxicologia, Brasil.

* Autor Correspondente- thaysa_mt@hotmail.com

[Preparado de acordo com as normas da revista (*Acta Biologica Colombiana*)].

RESUMO: Elementos potencialmente tóxicos podem ser considerados graves contaminantes ambientais por não se degradarem e apresentarem efeito acumulativo no meio ambiente e no organismo de diversas espécies. Considerando que a contaminação ambiental por Hg é um dos fatores associado ao declínio populacional de aves, o objetivo deste estudo foi conhecer as concentrações deste metal em aves de diferentes ambientes no mundo ao longo dos últimos 10 anos, compilando e analisando as concentrações nos diferentes tecidos/órgãos. Para esta revisão sistemática, foram levantados artigos publicados de 2012 a 2022, indexados nas bases de dados LILACS, PubMed, Science Direct, Scopus E Web of Science utilizando-se os descritores e operadores booleanos (Avian*; Bird*; Bioindicator*; Monitoring*; AND Mercury*; Methylmercury*), sendo considerado para este estudo apenas artigos de pesquisa (*research articles*). Foram encontradas 473 publicações indexadas nas cinco bases de dados, a maior parte das publicações (n=235) estavam indexadas na base de dados PubMed (49,68%), (n=88) publicações na Web of Science (18,61%), (n=85) na Scopus (17,97%), (n=50) na Science Direct (10,57%) e (n=15) publicações foram registradas na base LILACS (3,17%). Dos estudos analisados, 23 utilizaram as penas, com concentrações que variam de $(0,93 \pm 0,23 - 16,49 \pm 1,39 \mu\text{g/g})$ (mínimo – máximo) como amostra para análise de contaminação de Hg, 10 utilizaram sangue $(0,38 - 2,27 \pm 2,24 \mu\text{g/g})$, 7 utilizaram fígado $(0,45 \pm 0,23 - 7,02 \pm 0,86 \mu\text{g/g})$, 4 utilizaram ovos $(0,49 - 1,8 \mu\text{g/g})$, 3 estudos analisaram músculo $(0,09 - 0,68 \pm 0,06 \mu\text{g/g})$ e rim $(0,5 - 1,97 \pm 0,21 \mu\text{g/g})$ e 2 estudos analisaram dieta e fezes, onde os valores de concentração eram $< 0,05$. Isso evidencia a ocorrência dos potenciais efeitos deletérios, e que a presença de Hg na avifauna está correlacionado a fatores bióticos e abióticos, alterações ecossistêmicas, e uma vez que esses vertebrados compõem um grupo biológico importante para o monitoramento da qualidade ambiental, pode, portanto, serem empregadas como bioindicadoras, servindo como ferramenta para a implementação de ações para a conservação deste grupo.

Palavras Chaves: Contaminação da avifauna, Ecotoxicologia, Indicadores biológicos, Mercúrio

1. INTRODUÇÃO

Bioindicadores são espécies ou grupos taxonômicos cujas características (presença/ausência; densidade populacional, dispersão, sucesso reprodutivo) são usadas como um índice para outros atributos ecossistêmicos mais difíceis ou caros de mensurar (Landres *et al.*, 1988; Hilty e Merenlender, 2000). Um “bom indicador”, teoricamente, oferece uma medida barata e integrada do status de um determinado ecossistema após a

perturbação, podendo ser utilizado também como um substituto para avaliar mudanças em outros grupos de animais (Azevedo-Ramos, De Carvalho Jr, Nasi, 2005).

De acordo com Pimenta et al. (2016), a utilização de bioindicadores é essencial, uma vez que as mudanças nas comunidades biológicas decorrentes de ações antrópicas ou naturais permitem uma avaliação eficiente na identificação dos fatores atuantes, tornando-se uma ferramenta importante para avaliação da qualidade ambiental de um determinado ecossistema.

Nesse sentido, o levantamento qualitativo da avifauna é uma interessante ferramenta para a avaliação de condições ambientais, pois as aves são um grupo taxonomicamente bem estudado e são suscetíveis a variações, devido ao alto grau de especificidade, no que diz respeito a território e habitat (Silveira, 2012). Além disso, as aves compõem um grupo biológico importante para o monitoramento da qualidade ambiental, permitindo simulação dos efeitos de contaminantes em outros grupos de animais de um determinado ecossistema (Williamson *et al.*, 2013).

O uso de aves como espécies bioindicadoras para demonstração de contaminação ambiental tem sido crescente para avaliar os níveis de concentrações de metais no ambiente na última década (Cotín *et al.*, 2012; Hosseini *et al.*, 2015; Dodino *et al.*, 2022). As aves são organismos que vivem a maior parte da sua vida no mesmo ambiente e estão suscetíveis a uma diversidade de substâncias presentes em sua dieta, resultando em uma bioacumulação de metais, como o Hg e, em sua forma orgânica MeHg (Burger e Gochfeld, 2004; Lázaro *et al.*, 2013; D'Ávila *et al.*, 2020; De Souza *et al.*, 2022).

Além disso, as aves são vulneráveis às contaminações ambientais pois tendem a acumular grandes concentrações de poluentes nos seus organismos, devido aos sistemas de detoxificação oxidativos pouco desenvolvidos (Ackerman *et al.*, 2016a). Diversos estudos já demonstraram os efeitos dos impactos ambientais causados pela intervenção humana nos ecossistemas, podendo ser observados através da análise de Hg nos indivíduos presentes nesses ambientes (Calvert *et al.*, 2013; Bond e Lavers, 2020; Giorio et al., 2021).

Kickbush et al. (2018) demonstraram que a preferência por organismos para análise de contaminantes, ao contrário da análise dos poluentes no meio abiótico, é necessária, visto que organismos vivos podem fornecer informações precisas sobre a biodisponibilidade de poluentes e de sua magnificação, biotransferência na cadeia alimentar e o metabolismo no corpo.

Segundo Sick (2001) e Morante Filho e Silveira, (2012) as atividades antropogênicas como a urbanização, o crescimento da agropecuária e o lançamento de resíduos industriais estão diretamente ligadas ao declínio que a grande biodiversidade de aves vem sofrendo no mundo todo. Diante disso, o presente artigo de revisão tem o objetivo conhecer as concentrações do Hg e os potenciais efeitos em aves de ambientes aquáticos e terrestres nos últimos 10 anos, fornecendo subsídios para implementação de ações para a conservação deste grupo.

2. METODOLOGIA

Este estudo, é uma revisão sistemática que segundo Cook et al. (1997) é um tipo de investigação científica que tem por objetivo reunir, avaliar e conduzir uma síntese dos resultados de múltiplas pesquisas sobre um determinado tema.

Para essa revisão, foram levantados artigos datados de 2012 a 2022, pois entende-se que esse período é representativo para a área e nos fornece um quadro importante sobre as principais investigações desenvolvidas em torno dessa temática. Moreira, Salerno e Tsunoda (2020), salientam que um período mínimo de 10 anos é considerado, “intervalo de tempo suficiente para que os autores tenham oportunidade de publicar mais de um ou dois artigos”, também sendo justificada pela implementação da Convenção de Minamata em 2013, dessa forma o período estudado compreende cinco anos após a Convenção.

As buscas foram realizadas nas bases indexadoras LILACS, PubMed, Science Direct, Scopus e Web of Science utilizando-se os descritores e operadores booleanos (Avian*; Bird*; Bioindicator*; Monitoring* AND Mercury*; Methylmercury*). A busca foi realizada utilizando asterisco depois de cada palavra, para que esta fosse feita com palavras no singular, plural e suas formas variantes. O operador AND foi utilizado para encontrar registros que contivessem uma das palavras anteriores em associação com mercúrio e metilmercúrio. A partir da leitura dos artigos selecionados, buscou-se classificá-los em categorias de acordo com o tipo de amostras mais utilizadas por ordem decrescente.

Os resultados das buscas foram exportados das bases de dados e importados pelo *software* State of Art Through Sistematic Review (Start). Os artigos científicos encontrados nas cinco bases de dados foram contabilizados, e quando uma mesma publicação era constatada nas demais plataformas, esta era registrada apenas uma vez. Mantivemos apenas os artigos que realizaram estudos voltados para o foco deste trabalho, “artigos específicos” (Fig.1), considerando para este estudo apenas artigos de pesquisa (*research articles*).

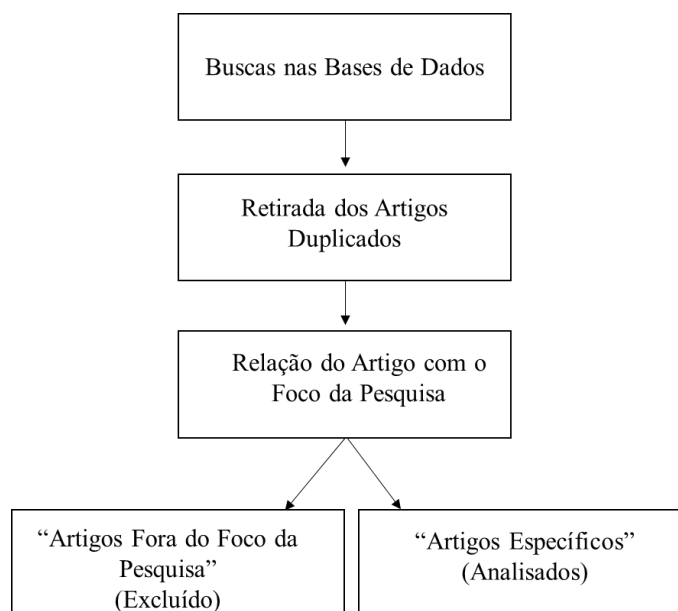


Fig. 1. Diagrama das etapas entre a obtenção dos artigos potenciais disponíveis nas bases de dados pesquisadas e a seleção de artigos contendo estimativas aves como bioindicadores mercurial. Fonte: Adaptado de Brum et al., (2020).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao todo, foram encontradas 473 publicações indexadas nas cinco bases de dados, a maior parte das publicações ($n=235$) estavam indexadas na base de dados PubMed (49,68%), ($n=88$) publicações na Web of Science (18,61%), ($n=85$) na Scopus (17,97%), ($n=50$) na Science Direct (10,57%) e ($n=15$) publicações foram registradas na base LILACS (3,17%).

Ao analisar o continente dos autores dos estudos selecionados, averiguou-se que o maior número de publicações, ou seja, 20 trabalhos são de origem da Européia, estes valores foram seguidos pela Ásia com 14 trabalhos, América que foi subdividida em América do Norte 6, América Central 3, América do Sul (10), África com 1 trabalho no Egito, conforme demonstrado na Figura 2.



Fig. 2. Continentes de origem e número de artigos publicados. Fonte: Construção dos autores (2022).

Ao se realizar uma análise mais detalhada desses manuscritos, verificou-se que 83 artigos estavam indexados nas cinco plataformas de busca, ou seja, estavam duplicados, sendo estes contabilizados apenas uma vez. Os 390 estudos restantes, também foram analisados, constatando-se que 109 das publicações tratavam-se de estudos que não incluíam as aves como objetos de estudos, utilizando outro tipo de organismo, 139 estudos não eram com Hg ou MeHg e 89 trabalhos se tratavam de revisões. Com esta seleção minuciosa, obteve-se um total de 53 trabalhos com estudos da contaminação de Hg em aves (Fig. 3).

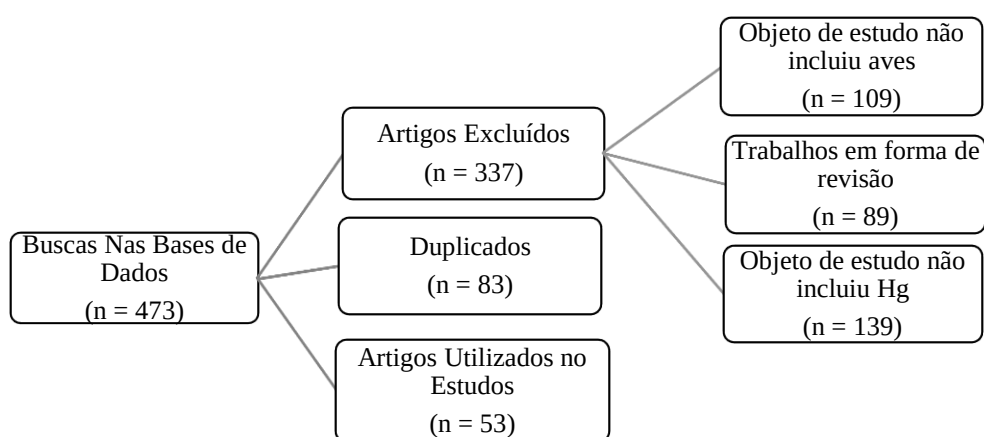


Fig. 3. Número de artigos contendo mercúrio em aves, após etapas de triagem. Adaptado de Hurtado et al., (2020).

A fig. 4 ilustra o número de artigos que analisaram a presença de Hg nas pesquisas ecotoxicológicas, de forma que, quanto maior a forma retangular, maior o número de pesquisas que investigaram o respectivo metal em aves. Diversas partes das aves foram utilizadas como material biológico para detecção de Hg. Dos estudos analisados, 23 utilizaram as penas, com concentrações que variam de $(0,93 \pm 0,23$ a $16,49 \pm 1,39 \mu\text{g/g})$ (mínima – máxima) como amostra para análise de contaminação de Hg, 10 utilizaram sangue $(0,38 - 2,27 \pm 2,24 \mu\text{g/g})$, 7 utilizaram fígado $(0,45 \pm 0,23 - 7,02 \pm 0,86 \mu\text{g/g})$, 4 utilizaram ovos $(0,49 - 1,8 \mu\text{g/g})$, 3 estudos analisaram músculo $(0,09 - 0,68 \pm 0,06 \mu\text{g/g})$ e rim $(0,5 - 1,97 \pm 0,21 \mu\text{g/g})$ e 2 estudos analisaram dieta e fezes $(< 0,05)$, onde os valores de concentração era menor que limite de detecção.

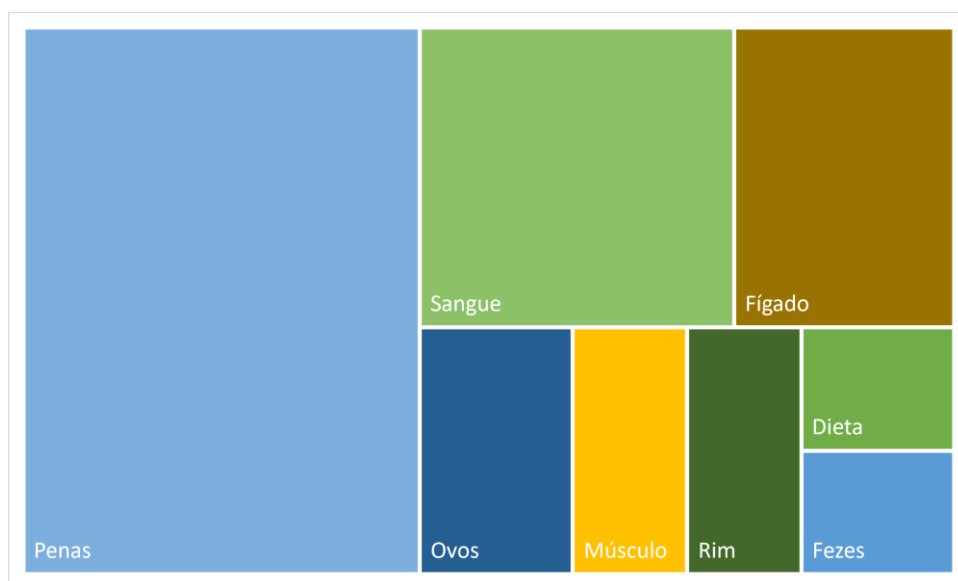


Fig. 4. Avaliação da concentração de mercúrio em diferentes tipos de amostras de diferentes espécies de aves.

O número de artigos considerando aves como bioindicadoras de contaminação por Hg diferiram entre as guildas de forrageamento (Fig. 5) e tipos de habitats (Fig.6). Aves piscívoras e insetívoras apresentaram o maior número de estudos, isso porque em seus ambientes estão posicionadas em níveis tróficos mais altos, o que geralmente tende a possuir maiores concentrações de Hg (Blévin *et al.*, 2013; Hartman *et al.*, 2013; Mott *et al.*, 2017; Sayers *et al.*, 2021).

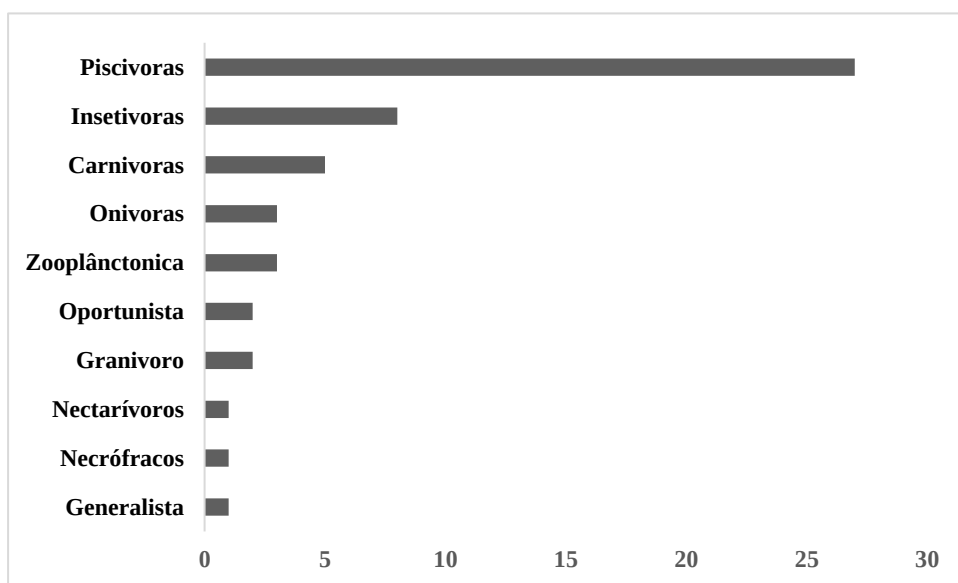


Fig. 5. Número de estudos/Guilda de forrageamento em aves em relação aos níveis de contaminação de mercúrio.

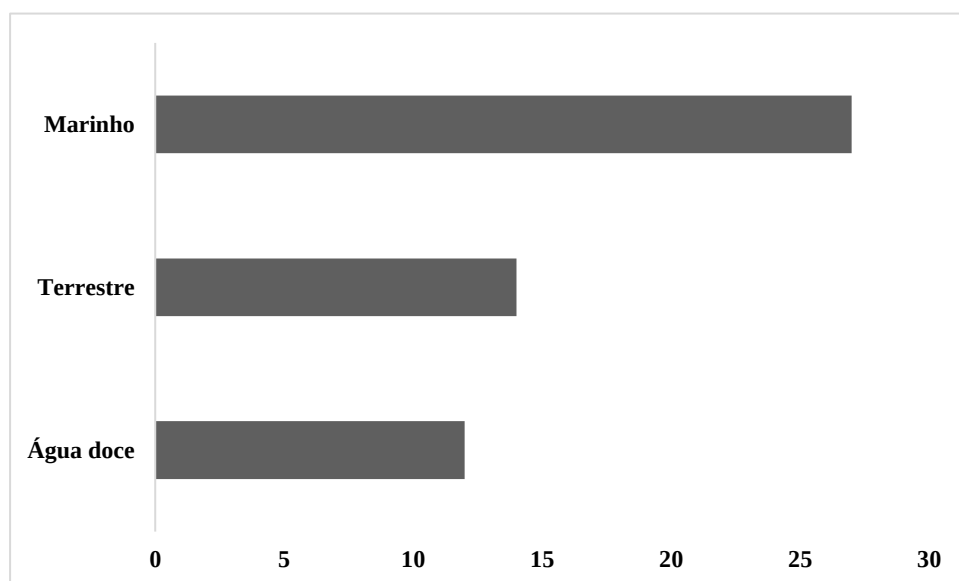


Fig. 6. Número de Estudos sobre a contaminação por mercúrio em relação aos tipos de habitat.

Grande parte dos estudos que avaliaram a exposição de aves ao Hg em diferentes guildas e habitats, também monitoraram os efeitos da toxicidade do Hg nos diferentes tecidos, além do monitoramento comportamental (reprodução, forrageamento, emplumação) até o monitoramento fisiológico Tabela 1.

Tabela 1. Efeito da toxicidade de mercúrio em aves estudadas entre os anos de 2012 a 2022.

Amostras Analisadas	Quantidade de Estudos	Efeito da toxicidade de Hg	Concentração Hg (µg/g)	Espécies Analisadas	Autor
Penas	23	Concentração indicativa para problemas de reprodução	(0,93 ± 0,23; 1,35 ± 0,14; 1,35 ± 0,36; 2,00 ± 0,47; 2,13 ± 0,38; 2,24 ± 0,52; 2,65; 2,69 ± 0,77; 2,76; 2,84; 2,90 ± 0,84; 2,97 ± 0,81; 2,99 ± 0,27; 3,14 ± 0,91; 3,37 ± 0,91; 3,59 ± 1,48; 4,28 ± 0,83; 4,38 ± 1,69; 5,11 ± 1,76; 10,00 ± 2,55; 10,27 ± 1,11; 15,65 ± 2,22; 16,49 ± 1,39)	<i>Cistothorus palustris</i> ; <i>ulweria bulwerii</i> ; <i>Egretta gularis</i> ; <i>Larus heuglini</i> ; <i>Phalacrocorax atriceps</i> ; <i>Pygoscelis papua</i> ; <i>Eudypetes chrysocome</i> ; <i>Thalassarche melanophris</i> ; <i>Pachyptila belcheri</i> ; <i>Spheniscus magellanicus</i> ; <i>Parus major</i> ; <i>Ardea purpúrea</i>	Cotín et al., (2012); Cristol et al., (2012); Brasso et al., (2013); Costa et al., (2013); Hartman et al., (2013); Majidi et al., (2015); Fort et al., (2016); Da Silva et al., (2017); Mikoni et al., (2017); Mott et al., (2017); Catán et al., (2017); Furtado et al., (2019); Adkesson et al., (2019); Santos et al., (2020); De Sorbo et al., (2020); Feng et al., (2020); Souza et al., (2020) Furtado et al., (2021); Ma et al., (2021); Sayers et al., (2021); Dodino et al., (2022); Durkalec et al., (2022)
Sangue	10	Diminuição da capacidade de montar uma resposta ao estresse	(0,38; 0,44; 0,45; 0,719; 0,85 ± 0,12; 0,94 ± 0,42; 0,95; 1,06; 1,09 ± 0,25; 2,27 ± 2,24)	<i>Cistothorus palustris</i> ; <i>Gyps fulvus</i> ; <i>Gallus gallus domesticus</i> ; <i>Taeniopygia guttata</i> <i>Pluvalis dominica</i> ; <i>Tachycineta bicolor</i> ; <i>Sialia sialis</i> ;	Hartman et al., (2013); Espín et al., (2014); Perkins e Basu (2018); Renedo et al., (2018); Rodríguez-Estival et al., (2019); Miller et al., (2019); Zabala et al., (2019); Brasso et al., (2020); Rimmer et al., (2020); Souza et al., (2020); Sayers et al., (2021)
Fígado	7	Resposta ao estresse oxidativo	(0,45 ± 0,23; 0,78 ± 0,43; 0,91 ± 0,51; 1,15 ± 0,16; 1,38 ± 0,76; 1,87 ± 0,18; 7,02 ± 0,86)	<i>Morus bassanus</i> ; <i>Spheniscus magellanicus</i> ; <i>Amaurornis phoenicurus</i> e <i>Gallinula chloropus</i> .	Kehring et al., (2015); Vizuete et al., (2019); Nardiello et al., (2019); Mukhtar et al., (2020); Soliman et al., (2020); Dal Pizzol et al., (2021); Hernández-Moreno et al., (2021);
Ovos	4	Diminuição da eclosão dos ovos	(0,49; 1,4; 1,5; 1,8)	<i>Ardea purpúrea</i> ; <i>Sterna antillarum browni</i> ; <i>Hydroprogne cáspia</i> ; <i>Phalacrocorax auritus</i> ; <i>Larus occidentalis</i> ; <i>Uria lomvia</i>	Cotín et al., (2012); Clatterbuck et al., (2018); Góngora et al., (2018); Hebert e Popp (2018)

Rim	3	Resposta ao estresse oxidativo	(0,5; 0,82 ± 0,05; 1,97 ± 0,21)	<i>Morus bassanus</i> ; <i>Spheniscus magellanicus</i> ; <i>Amaurornis phoenicurus</i> e <i>Gallinula chloropus</i> .	Kehring et al., (2015); Nardiello et al., (2019); Mukhtar et al., (2020)
Músculo	3	Diminuição da sobrevivência da prole (perda de massa corporal)	(0,09; 0,43 ± 0,02; 0,68 ± 0,06)	<i>Gyps fulvus</i> , <i>Anas platyrhynchos</i> ; <i>Strix uralensis</i> ; <i>Aquila heliaca</i> ; <i>Buteo buteo</i>	Kalisinska et al., (2013); Espín et al., (2014); Hurnikova et al., (2021)
Fezes	2	Comportamento prejudicado	<0,05	<i>Amaurornis phoenicurus</i> e <i>Gallinula chloropus</i> .	Nocera et al., (2012); Dedo et al., (2017)
Dieta	2	Comportamento prejudicado	<0,05	<i>Amaurornis phoenicurus</i> e <i>Gallinula chloropus</i> .	Barreto (2013); Dedo et al., (2017)

As pesquisas indicaram que diversos grupos de aves têm sido utilizados como bioindicadores da contaminação por Hg e estes apresentam informações importantes sobre o ambiente ao redor de cada local de amostragem, não só sobre biodisponibilidade do Hg, mas também sobre como, onde e quando podem estar sendo transferidos através da cadeia alimentar (Madiji *et al.*, 2015; Mikoni *et al.*, 2017; Nania e Shugart 2021).

Os ambientes aquáticos, por exemplo, possuem condições biogeoquímicas que são mais propícias à metilação do Hg, tendo uma prevalência maior desse metal em ecossistemas aquáticos do que em ecossistemas terrestres (Brasso *et al.*, 2013, Catán *et al.*, 2017). Por esta razão, ambientes aquáticos estão sendo considerados verdadeiros *hotspots* de contaminação por Hg (Miller *et al.*, 2019; Brasso *et al.*, 2020; Mukhtar *et al.*, 2020). Assim, não foi surpreendente que a quantidade de estudos sobre contaminação de Hg tenha sido maior em sistemas aquáticos quando comparada com os estudos realizados em ambientes terrestres. A porcentagem de pesquisas realizadas em ambiente marinho e de água doce demonstraram que 71% dos estudos realizados foram com aves para estes ambientes e 29% com aves de ambiente terrestres (Fig. 6).

Apesar de uma porcentagem menor de trabalhos que analisaram a contaminação de Hg em aves terrestres, é importante ressaltar que estudos recentes demonstram que além dos nutrientes, os contaminantes como o Hg também podem cruzar as fronteiras aquáticas/terrestres através do fluxo biológico de presas (Rimmer et al., 2020).

Movimentos físicos durante eventos de inundação das áreas marginais aos corpos hídricos (Hilscherova *et al.*, 2007; Raikow *et al.*, 2011), principalmente pelo aporte de sedimento, facilitam a contaminação de predadores terrestres, o que pode ter contribuído para que as aves insetívoras estudadas nos artigos analisados tenham sido a segunda guilda trófica mais contaminada e estudada nas pesquisas, pois através da alimentação podem bioacumular esse metal no organismo (Ballinger e Lake, 2006; Walters *et al.*, 2010).

Algumas aves terrestres podem receber subsídios aquáticos de MeHg por meio de insetos aquáticos emergentes (Hartman *et al.*, 2013; Costa *et al.*, 2013), sendo expostas a níveis mais altos de Hg dependendo de seus hábitos de forrageamento terrestre. Estudos como de Barreto et al., (2013) e Dedo et al., (2017), analisando amostras combinadas de bolo estomacal (dieta) e fezes de aves insetívoras, demonstram que os itens alimentares utilizados por aves insetívoras apresentam concentração de Hg que ao longo do tempo, podem gerar efeitos deletérios no organismo. Já Rimmer et al. (2010) apresentou que 25% da dieta, de uma ave insetívora que se alimenta de invertebrados pode fornecer aproximadamente 75% do Hg encontrado em seu organismo.

Rahmam, et al., (2017) e Rubio, et al., (2016) relatam que o consumo de presas aquáticas é responsável por 90% da exposição ao Hg. Todavia, Liu, et al., (2015), não encontraram uma correlação positiva da dieta com as concentrações de Hg nas aves insetívoras, provavelmente devido as doses de Hg ingeridas através de itens alimentares serem baixas. Apesar disso, analisar a dieta de aves nas pesquisas ecotoxicológicas é importante para que se tenha dimensão de contaminações nos diferentes níveis tróficos (Rzetalá, 2016).

Os resultados encontrados nesta revisão sistemática, evidenciam que grande parte das pesquisas foram realizados em aves consideradas topo de cadeia, principalmente em aves piscívoras e grande maioria de ambiente marinho (Fig. 4 e Fig. 5). Aves piscívoras tendem a apresentar concentrações maiores de Hg do que as aves não piscívoras, devido a constante exposição ao Hg por meio da dieta, o que leva a diferentes níveis de concentrações e efeitos tóxicos nos tecidos (Mikoni *et al.*, 2017; Zabala *et al.*, 2019; Souza *et al.*, 2020; Furtado *et al.*, 2021).

Os estudos relacionados aos efeitos tóxicos do Hg em aves têm sido investigados por diversos pesquisadores, isso porque, tais efeitos podem causar alteração no comportamento, perda de peso, redução da taxa de reprodução e até a mortalidade das aves (Tabela 1) (Kalisinska *et al.*, 2013; Espín *et al.*, 2014; Majidi *et al.*, 2015; Fort *et al.*, 2016; Da Silva *et al.*, 2017; Mott *et al.*, 2017; Furtado *et al.*, 2019; Bottini *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2021). Em relação à reprodução, a exposição ao Hg pode reduzir o tamanho da ninhada, a sobrevivência dos filhotes e má formação dos ovos (Ma *et al.*, 2021; Sayers *et al.*, 2021; Dodino *et al.*, 2022).

A presença de contaminantes em ambiente aquático ou terrestre pode afetar diversos níveis de organização biológicas (Brasso *et al.*, 2013; Majidi *et al.*, 2015; Da Silva *et al.*, 2017; Feng *et al.*, 2020). Além disso, contaminantes como o Hg podem se acumular em diferentes órgãos/tecidos e levar a alterações fisiológicas, metabólicas e comportamentais, dependendo do nível de exposição e das espécies de aves (Richard *et al.*, 2021; De Souza *et al.*, 2022), pois o Hg e sua forma MeHg podem se acumular no músculo, fígado, sangue e principalmente nas penas, podendo estar contribuído para o declínio populacional do grupo (Richard *et al.*, 2021).

A pena é a principal via de excreção de Hg (Monteiro e Furness, 1995; Santos *et al.*, 2020) e são usadas como matriz de biomonitoramento da contaminação de Hg e de outros metais pesados (Adkesson *et al.*, 2019; Santos *et al.*, 2020; Desorbo *et al.*, 2020; Feng *et al.*, 2020), sendo que o Hg mobilizado para as penas é proveniente do Hg acumulado nos vasos sanguíneos, via dieta (Clatterbuck *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2022).

O estudo realizado por Condon e Cristol (2009) analisando a dinâmica do Hg em penas de diferentes estágios de desenvolvimento, demonstrou a eficiência das mesmas na diminuição das concentrações de Hg no sangue, concomitante ao crescimento de penas e posterior aumento das concentrações sanguíneas de Hg após a muda. Honda *et al.* (1986) ao analisarem concentrações de Hg em Pelecaniformes, *Ardea modesta*, evidenciou que os níveis de Hg nas penas de espécimes juvenis e adultos contribuem com valores médios próximos a 50% da carga corporal total de Hg.

Análises de concentrações de metais como Hg e MeHg foram realizados em diferentes tecidos das aves como penas, sangue, ovos, fígado, músculo e rim, e comparativamente, as penas demonstraram os maiores níveis de concentração (Kehring *et al.*, 2015; Zabala *et al.*, 2019; Mukhtar *et al.*, 2020; Hurnikova *et al.*, 2021). A exposição ao Hg em penas de filhote da gaivota-de-dorso-preto (*Larus fuscus*), uma espécie de ave marinha, revelou maior impacto na condição corporal e danos genotóxicos (Santos *et al.*, 2020).

Segundo Alho e Vieira, (2000), embora 70% da carga de Hg existente no corpo da ave encontra-se depositada nas penas na forma orgânica, estes teores estão intrinsicamente relacionados as concentrações existentes na corrente sanguínea, por ocasião de formação das penas e até mesmo as concentrações encontradas em outros órgãos, visto que o sangue circula por todo corpo da ave levando nutrientes e componentes exógenos pelo organismo que podem bioacumular em seus órgãos internos.

Os níveis de Hg nas penas refletem os níveis sanguíneos durante o período de crescimento da pena, pois quando a mesma está conectada aos vasos sanguíneos os metais são incorporados na estrutura da queratina, de maneira que os grupos sulfidríla da queratina formam fortes ligações aos metais, e a queratina é tratada como agente quelante (Ahmadpour *et al.*, 2016), evidenciando que elementos como o Hg, quando encontrados no sangue de aves e outros animais, é um processo de acúmulo, podendo ocasionar disfunção dos tecidos do indivíduo (Hebert, 2019).

Os resultados encontrados por Zabala, et al. (2019) reforçam a eficácia da utilização de penas de aves aquáticas como ferramenta de biomonitoramento de contaminação por Hg sugerindo que aves podem ser consideradas um grupo de risco nesse sistema, devido a biomagnificação ao longo da cadeia trófica.

Em relação as concentrações de Hg no sangue os artigos analisados (Rimmer *et al.*, 2020; Sayers *et al.*, 2021) nem sempre encontraram altas concentrações do metal nessa matriz de análise. No entanto, reforçam que o Hg é um elemento bioacumulativo e neurotóxico, de modo que até em pequenas concentrações no organismo podem vir a afetar negativamente os pontos fisiológicos ou reprodutivos da avifauna.

Além disso, a análise do sangue (Hartman *et al.*, 2013; Espín *et al.*, 2014; Perkins e Basu 2018; Renedo *et al.*, 2018; Rodríguez-Estival *et al.*, 2019; Miller *et al.*, 2019; Zabala *et al.*, 2019; Brasso *et al.*, 2020) pode ajudar na avaliação de acumulações de Hg mais recentes, permitindo monitorar teores mercuriais acumulados pela ingestão de alimentos ou água contaminadas.

As variações nas concentrações de Hg nos organismos é bastante comum, uma vez que, a exposição ao Hg em aves é um processo de várias etapas que envolve a absorção direta através da ingestão, transporte no sangue e subsequente acúmulo em tecidos internos, como fígado, rins e tecido muscular (Binkowski *et al.*, 2016) e a eliminação do Hg é possível através do depósito em fezes (Dedo et al., 2017) e principalmente em ovos e penas (Cotín et al., 2012; Clatterbuck et al., 2018; Góngora et al., 2018; Adkesson et al., 2019).

A utilização de ovos (Tabela 1) para biomonitoramento se mostrou um importante meio de verificação de contaminação por Hg em aves adultas, (Cotín *et al.*, 2012; Clatterbuck *et al.*, 2018; Góngora *et al.*, 2018; Hebert e Popp, 2018), pois a eliminação deste metal através da postura é bastante comum devido as características lipofílicas deste elemento.

Desta forma, se torna um fator preocupante pelo fato de que metais como o Hg, quando presentes no organismo, interferem na formação da casca dos ovos das aves, o que pode levar a uma diminuição na densidade populacional, alterando a estrutura da comunidade, além disso, podem causar danos no sistema nervoso central (Ferreira *et al.*, 2010), comprometendo a coordenação motora e o equilíbrio das aves.

Essas evidências deletérias foram reforçadas pelos resultados de Heddle *et al.*, (2020), ao observarem que a exposição *in ovo* ao MeHg reduziu o sucesso da eclosão e na sobrevivência pós-emplumação em filhotes de *Taeniopygia guttata*, ocorridas pela mudança das propriedades das células, quando analisaram efeitos da toxicidade do Hg em ovos. Lavoie e Campbell (2018), também encontraram uma alta concentração de Hg em ovos de aves e correlacionaram com possíveis defeitos congênitos.

Além disso, o Hg pode causar anormalidades neurológicas e de comportamento, atraso no desenvolvimento, malformações, anormalidades dos membros, anomalias em alguns órgãos, morte, entre outros defeitos congênitos e fisiológicos como relatado por Gilbert (2003) ao estudar os efeitos do Hg e outros metais em aves aquáticas.

Outra amostra utilizada foi o músculo, e apesar de ser considerado um dos principais locais de armazenamento do Hg no organismo, visto que a sua grande massa permite uma maior acumulação (March *et al.*, 1983), menores níveis de Hg foram encontrados nos estudos de (Kalisinska *et al.*, 2013; Espín *et al.*, 2014; Hurnikova *et al.*, 2021) neste tecido, sendo justificado pelo fato de que, à medida que há retirada energética da fonte alimentar contendo Hg para o crescimento do músculo, ocorre a diluição das concentrações desse metal no organismo (March *et al.*, 1982; Lewis e Furness, 1991).

No entanto, este tecido não é menos importante para a detecção de Hg no organismo de aves, pois se considerarmos a proporcionalidade em massa entre os demais tecidos, o tecido muscular apresenta altas concentrações de Hg, e podem nos dar relevantes informações a respeito da entrada de Hg na cadeia alimentar em decorrência das mudanças nos diversos habitats (Odyniec *et al.*, 2020; Kurhaluk *et al.*, 2021).

A utilização do tecido hepático para análise de contaminação de Hg, também continua sendo parte importante para o sucesso do monitoramento ambiental (Kehring *et al.*, 2015;

Nardiello *et al.*, 2019; Mukhtar *et al.*, 2020). Estudos realizados por Yohannes *et al.*, (2017) e Morran, *et al.*, (2018) com Hg e MeHg em aves, ressaltam a importância da utilização do fígado nos estudos ecotoxicológicos, uma vez que, este órgão está relacionado com funções importantes no organismo tais como, a regulação do metabolismo de vários nutrientes (proteínas, carboidratos e lipídios), síntese de proteínas e outras moléculas, degradação de hormônios, armazenamento de substâncias, excreção de substâncias tóxicas.

Perkins e Basu (2018) também obtiveram em seus estudos, resultados que indicaram efeitos tóxicos do Hg no fígado de aves, que segundo os autores, sempre foram considerados como eventos de curto prazo, agudos e evidentes. Mas recentemente, Fäth e Göttlein (2019) analisando Hg e outros metais como Pb, Zn e Cu encontraram a ocorrência de efeitos a médio e longo prazo, causando alterações no fígado, comprometendo a vida destes animais, segundo os autores.

Além disso, os estudos analisados neste levantamento sistematizado indicam que o Hg, pode ocasionar o estresse oxidativo, podendo danificar o fígado e outros órgãos internos das aves (Kehring *et al.*, 2015; Nardiello *et al.*, 2019).

Outro órgão importante na excreção de substâncias tóxicas no organismo é o rim, este tipo de amostra indica a capacidade desse órgão em absorver altas concentrações de Hg e outros metais, provavelmente devido a atividade de filtração deste órgão e que podem ocasionar efeitos deletérios nesses vertebrados (Kehring *et al.*, 2015; Nardiello *et al.*, 2019; Mukhtar *et al.*, 2020).

Desta forma, ao analisar os 53 trabalhos que utilizaram as aves como bioindicadores da contaminação por Hg que habitam diferentes ambientes, foi possível observar que todas as amostras utilizadas na detecção de Hg, apresentaram eficácia e que as aves estudadas tiveram ao menos um órgão/tecido/estrutura (músculo, fígado, rim, fezes, dieta, penas, sangue, ovos) contaminado, evidenciando o quanto o Hg pode ser dinâmico, podendo atingir os componentes ambientais e suas comunidades.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As aves por serem sensíveis as alterações ambientais, compõem um grupo importante como bioindicadores da contaminação ambiental por Hg. Os estudos que analisaram os efeitos do Hg, indicaram que esse metal pode comprometer a fisiologia das aves, evidenciando a importância de estudos ecotoxicológicos a respeito da exposição do Hg na vida das aves, seja ela aquática ou terrestre.

Pesquisas sobre contaminação de Hg através da análise dos tecidos moles, ovos e penas são extremamente valiosas no entendimento da transferência de contaminantes, assim como para o detalhamento da variabilidade de compostos que podem causar danos aos organismos vertebrados aquáticos e terrestres.

Todos os estudos apresentaram uma avaliação de risco à contaminação por Hg. Destes, 45 (83,33%) estão acima dos limites seguros de 0,5 µg/g propostos por agências regulatórias, como a Agência de Proteção Ambiental (do inglês *Environmental Protection Agency*, US EPA) dos EUA, e 8 (16,67%) estão abaixo dos limites.

A amostra que se destaca neste estudo é a pena com a maior concentração de Hg encontrada ($16,49 \pm 1,39$ µg/g), representando uma ferramenta eficaz para quantificar a exposição toxicológica de Hg em aves aquáticas ou terrestres.

Os resultados deste trabalho, indicam que devem ser realizados constantes monitoramentos ambientais em relação ao grupo das aves e de diferentes ambientes, pois as mesmas ocupam posições tróficas diferentes e são suscetíveis a contaminação por Hg, sendo capaz de comprometer a sobrevivência, capacidade de forrageamento, prejudicando também o desenvolvimento morfológico, o que poderia diminuir a possibilidade de sucesso reprodutivo, e, portanto, contribuir para o declínio populacional das aves.

Neste sentido, é importante a produção de trabalhos, que tratem do impacto do Hg sobre a comunidade de aves aquáticas e terrestres, demonstrando que se precisa voltar olhares para esta problemática de nível global. Isto fica mais evidente, quando se atenta para o Brasil, país que possui a maior biodiversidade de aves dos trópicos, e que podem vir a sofrer srias consequências, caso nenhuma providência seja tomada, frente aos rumos e à velocidade com que, ações antrópicas vêm avançando sobre os biomas do país.

Assim esta revisão, pode fornecer subsídios para pesquisas futuras que buscam investigar os efeitos do Hg à população de aves, certificando-se que a problemática com Hg se estende globalmente e precisa-se de uma atenção maior.

REFERÊNCIAS

ACKERMAN, J. T.; EAGLES-SMITH, C. A.; HERZOG, M. P.; HARTMAN, C. A. Maternal transfer of contaminants in birds: mercury and selenium concentrations in parents and their eggs. **Environmental Pollution**, v. 210, p. 145-154, 2016a.

- ACKERMAN, J. T.; EAGLES-SMITH, C. A.; HERZOG, M. P.; HARTMAN, C. A. Maternal transfer of contaminants in birds: mercury and selenium concentrations in parents and their eggs. **Environmental Pollution**, v. 210, p. 145-154, 2016b.
- ADKESSON, M. J.; LEVENGOOD, J. M.; SCOTT, J. W.; SCHAEFFER, D. J.; PANNO, B.; LANGAN, J. N.; JAMES-YI, S. Analysis of toxic and essential elements in the blood and feathers of humboldt penguins (*Spheniscus humboldti*) at Punta San Juan, Peru. **Journal of wildlife diseases**, v. 55, n. 2, p. 438-443, 2019.
- AHMADPOUR M.; LAN-HAI L.; AHMADPOUR M.; HOSEINI S. H.; MASHROFEH A.; BINKOWSKI Ł. J. Mercury concentration in the feathers of birds from various trophic levels in Fereydunkenar International wetland (Iran). **Environ Monit Assess**, v.188, n.12, 2016.
- AZEVEDO-RAMOS, C.; DE CARVALHO JR, O.; NASI, R. Animais como indicadores. **Uma ferramenta para acessar a integridade biológica após a exploração madeireira em florestas tropicais**, 2005.
- BALLINGER, A.; LAKE, P. S. Energy and nutrient fluxes from rivers and streams into terrestrial food webs. Mar. **Freshw. Res**, v. 57, n. 1, p. 15–28, 2006.
- BARRETO, C.; T. Aves aquáticas como indicadores de contaminação por metais em áreas úmidas no sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. 2013.
- BOND, A. L.; LAVERS, J. L. Biological archives reveal contrasting patterns in trace element concentrations in pelagic seabird feathers over more than a century. **Environmental Pollution**, v. 263, p. 114631, 2020.
- BOTTINI, C. L.; MACDOUGALL-SHACKLETON, S. A.; BRANFIREUN, B. A.; HOBSON, K. A. L. Feathers accurately reflect blood mercury at time of feather growth in a songbird. **Science of The Total Environment**, v. 775, p. 145739, 2021.
- BURGER, J.; GOCHFELD, M. Marine birds as sentinels of environmental pollution. **EcoHealth**, v. 1, n. 3, p. 263-274, 2004.
- CALVERT, A.; BISHOP, C.; ELLIOT, R.; KREBS, E.; KYDD, T.; MACHTANS, C.; ROBERTSON, G. A synthesis of human-related avian mortality in Canada. **Avian Conservation and Ecology**, v. 8, n. 2, 2013.
- BLÉVIN, P.; CARRAVIERI, A.; JAEGER, A.; CHASTEL, O.; BUSTAMANTE, P.; CHEREL, Y. Wide range of mercury contamination in chicks of Southern Ocean seabirds. **PLoS One**, v. 8, n. 1, p. e54508, 2013.
- BRASSO, R. L.; DRUMMOND, B. E.; BORRETT, S. R.; CHIARADIA, A.; POLITO, M. J.; REY, A. R. Unique pattern of molt leads to low intraindividual variation in feather

mercury concentrations in penguins. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 32, n. 10, p. 2331-2334, 2013.

BRASSO, R.; RITTENHOUSE, K. A.; WINDER, V. L. Do songbirds in wetlands show higher mercury bioaccumulation relative to conspecifics in non-wetland habitats?. **Ecotoxicology**, v. 29, n. 8, p. 1183-1194, 2020.

CATÁN, S. P.; BUBACH, D.; DI FONZO, C.; DOPCHIZ, L., ARRIBÉRE, M.; ANSALDO, M. Pygoscelis antarcticus feathers as bioindicator of trace element risk in marine environments from Barton Peninsula, 25 de Mayo (King George) Island, Antarctica. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 11, p. 10759-10767, 2017.

COOK, D. J.; MULROW, C. D.; HAYNES, R. B. Systematic reviews: synthesis of best evidence for clinical decisions. **Annals of internal medicine**, v. 126, n. 5, p. 376-380, 1997.

CONDON, A. M.; CRISTOL, D. a. Feather growth influences blood mercury level of young songbirds. **Environmental toxicology and chemistry / SETAC**, v. 28, n. 2, p. 395–401, 2009.

COSTA, R. A.; EEVA, T.; EIRA, C.; VAQUEIRO, J.; VINGADA, J. V. Assessing heavy metal pollution using Great Tits (Parus major): feathers and excrements from nestlings and adults. **Environmental monitoring and assessment**, v. 185, n. 6, p. 5339-5344, 2013.

COTÍN, J.; GARCÍA-TARRASÓN, M.; JOVER, L.; SANPERA, C. Are the toxic sediments deposited at Flix reservoir affecting the Ebro river biota? Purple heron eggs and nestlings as indicators. **Ecotoxicology**, v. 21, n. 5, p. 1391-1402, 2012.

CLATTERBUCK, C. A.; LEWISON, R. L.; DODDER, N. G.; ZEEMAN, C.; SCHIFF, K. Seabirds as regional biomonitors of legacy toxicants on an urbanized coastline. **Science of the total environment**, v. 619, p. 460-469, 2018.

CRISTOL, D. A.; BRASSO, R. L.; CONDON, A. M.; FOVARGUE, R. E.; FRIEDMAN, S. L.; HALLINGER, K. K.; MONROE, A. P.; WHITE, A. E. The movement of aquatic mercury through terrestrial food webs. **Science**, v. 320, n. 5874, p. 335-335, 2008.

DA SILVA, L. T. R.; DE OLIVEIRA FILHO, E. F.; DE HOLANDA KUNST, T.; ROLIM, V. P. M.; SILVA, J. S. D. A.; REGUEIRA, R. F. S.; DA FONSECA OLIVEIRA,

A. A. Heavy metal concentrations in free-living southern caracaras (*Caracara plancus*) in the northeast region of Brazil. **Acta Scientiae Veterinariae**, v. 45, p. 1-8, 2017.

DE SOUZA, S. S.; FREITAS, Í. N.; DE OLIVEIRA GONÇALVES, S.; DA LUZ, T. M.; DA COSTA ARAÚJO, A. P.; RAJAGOPAL, R.; MALAFAIA, G. Toxicity induced via ingestion of naturally-aged polystyrene microplastics by a small-sized terrestrial bird and its potential role as vectors for the dispersion of these pollutants. **Journal of Hazardous Materials**, v. 434, p. 128814, 2022.

DESORBO, C. R.; BURGESS, N. M.; NYE, P. E.; LOUKMAS, J. J.; BRANT, H. A.; BURTON, M. E. H.; EVERS, D. C. Bald eagle mercury exposure varies with region and site elevation in New York, USA. **Ecotoxicology**, v. 29, n. 10, p. 1862-1876, 2020.

DODINO, S.; RICCIALDELLI, L.; POLITO, M. J.; PÜTZ, K.; BRASSO, R. L.; REY, A. R. Mercury exposure driven by geographic and trophic factors in Magellanic penguins from Tierra del Fuego. **Marine Pollution Bulletin**, v. 174, p. 113184, 2022.

D'ÁVILA, R. S.; BRUM, B. R.; HURTADO, T. C.; IGNÁCIO, Á. R. A. Análise quantitativa temporal sobre os efeitos do uso de agrotóxicos em anfíbios-anuros. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 8, p. e383985682-e383985682, 2020.

ELLIOTT, J. E.; KIRK, D. A.; ELLIOTT, K. H.; DORZINSKY, J.; LEE, S.; INZUNZA, E. R.; SHAW, P. Mercury in forage fish from Mexico and Central America: implications for fish-eating birds. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 69, n. 4, p. 375-389, 2015.

ESPÍN, S.; MARTÍNEZ-LÓPEZ, E.; JIMÉNEZ, P.; MARÍA-MOJICA, P.; GARCÍA-FERNÁNDEZ, A. J. Effects of heavy metals on biomarkers for oxidative stress in Griffon vulture (*Gyps fulvus*). **Environmental research**, v. 129, p. 59-68, 2014.

FÄTH, J.; GÖTTLEIN, A. Assessing the leaching behavior of different gunshot materials in natural spring waters. **Environmental Sciences Europe**, v. 31, n. 1, p. 1-10, 2019.

FERREIRA, A. P.; HORTA, M. A. P.; DA CUNHA, C. L. N. Avaliação das concentrações de metais pesados no sedimento, na água e nos órgãos de *Nycticorax nycticorax* (Garçada-noite) na Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 10, n. 2, p. 229-241, 2010.

FORT, J.; GRÉMILLET, D.; TRAISNEL, G.; AMÉLINEAU, F.; BUSTAMANTE, P. Does temporal variation of mercury levels in Arctic seabirds reflect changes in global

environmental contamination, or a modification of Arctic marine food web functioning?. **Environmental pollution**, v. 211, p. 382-388, 2016.

FENG, Z.; XIAO, T.; ZHANG, G.; ZHANG, L.; CUI, Y.; JIANG, Y. Mercury spatial distribution characteristics and its exposure of the endangered Jankowski's bunting. **Ecological Research**, v. 35, n. 4, p. 650-661, 2020.

FURTADO, R.; GRANADEIRO, J. P.; GATT, M. C.; ROUNDS, R.; HORIKOSHI, K.; PAIVA, V. H.; CATRY, P. Monitoring of mercury in the mesopelagic domain of the Pacific and Atlantic oceans using body feathers of Bulwer's petrel as a bioindicator. **Science of The Total Environment**, v. 775, p. 145796, 2021.

GANN, G. L.; POWELL, C. H.; CHUMCHAL, M. M.; DRENNER, R. W. Hg-contaminated terrestrial spiders pose a potential risk to songbirds at Caddo Lake (Texas/Louisiana, USA). **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 34, n. 2, p. 303-306, 2015.

GIORIO, C.; SAFER, A.; SÁNCHEZ-BAYO, F.; TAPPARO, A.; LENTOLA, A.; GIROLAMI, V.; BONMATIN, J. M. An update of the Worldwide Integrated Assessment (WIA) on systemic insecticides. Part 1: new molecules, metabolism, fate, and transport. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 10, p. 11716-11748, 2021.

GILBERT, S. F. *Biologia do desenvolvimento*. 5ª edição. FUNPEC. SP, 2003.

GIL-DELGADO, J. A.; GUIJARRO, D.; GOSÁLVEZ, R. U.; LÓPEZ-IBORRA, G. M.; PONZ, A.; VELASCO, A. Presence of plastic particles in waterbirds faeces collected in Spanish lakes. **Environmental pollution**, v. 220, p. 732-736, 2017.

GODWIN, C. M.; SMITS, J. E.G.; BARCLAY, R. M. R. Metals and metalloids in nestling tree swallows and their dietary items near oilsands mine operations in Northern Alberta. **Science of the Total Environment**, v. 562, p. 714-723, 2016.

GÓNGORA, E.; BRAUNE, B. M.; ELLIOTT, K. H. Nitrogen and sulfur isotopes predict variation in mercury levels in Arctic seabird prey. **Marine pollution bulletin**, v. 135, p. 907-914, 2018.

HARTMAN, C. A.; ACKERMAN, J. T.; HERRING, G.; ISANHART, J.; HERZOG, M. Marsh wrens as bioindicators of mercury in wetlands of Great Salt Lake: do blood and feathers reflect site-specific exposure risk to bird reproduction?. **Environmental science & technology**, v. 47, n. 12, p. 6597-6605, 2013.

HEBERT, C. E.; POPP, B. N. Temporal trends in a biomagnifying contaminant: Application of amino acid compound-specific stable nitrogen isotope analysis to the

interpretation of bird mercury levels. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 37, n. 5, p. 1458-1465, 2018.

HEBERT, C. E. The river runs through it: The Athabasca River delivers mercury to aquatic birds breeding far downstream. **PloS one**, v. 14, n. 4, p. e0206192, 2019.

HILTY, J.; MERENLENDER, A. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. **Biological conservation**, v. 92, n. 2, p. 185-197, 2000.

HILSCHEROVA, K.; DUSEK, L.; KUBIK, V.; CUPR, P.; HOFMAN, J.; KLANOVA, J.; HOLOUBEK, I. Re- distribution of organic pollutants in river sediments and alluvial soils related to major floods. *J. Soils Sediments*, v. 7, n. 3, p. 167–177, 2007.

HONDA, K.; YAMAMOTO, Y.; HIDAKA, H.; TATSUKAWA, R. Heavy metal accumulations in Adélie penguin, *Pygoscelis adeliae*, and their variations with the reproductive processes. **Memoirs of National Institute of Polar Research**, v. 40, p. 443-453, 1986.

HOSSEINI, S. V.; SOBHANARDAKANI, S., MIANDARE, H. K., HARSIJ, M., & MAC R. J. Determination of toxic (Pb, Cd) and essential (Zn, Mn) metals in canned tuna fish produced in Iran. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 13, n. 1, p. 59, 2015.

HURNÍKOVÁ, Z.; KOMOROVÁ, P.; ŠALAMÚN, P.; MIKLISOVÁ, D.; CHOVANCOVÁ, G.; MITERPÁKOVÁ, M. Concentration of Trace Elements in Raptors from Three Regions of Slovakia, Central Europe. **environmental pollution**, v. 4, p. 5, 2021.

KALISINSKA, E.; KOSIK-BOGACKA, D. I.; LISOWSKI, P.; LANOCHA, N.; JACKOWSKI, A. Mercury in the body of the most commonly occurring European game duck, the Mallard (*Anas platyrhynchos* L. 1758), from Northwestern Poland. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 64, n. 4, p. 583-593, 2013.

KEHRIG, H. A.; HAUSER-DAVIS, R. A.; SEIXAS, T. G.; FILLMANN, G. Trace-elements, methylmercury and metallothionein levels in Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*) found stranded on the Southern Brazilian coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 96, n. 1-2, p. 450-455, 2015.

KICKBUSH, J. C.; MALLORY, M. L.; MURIMBOH, J. D.; RAND, J.; KLAPSTEIN, S. J.; LODER, A. L.; O'DRISCOLL, N. J. The influence of avian biovectors on mercury speciation in a bog ecosystem. **Science of the Total Environment**, v. 637, p. 264-273, 2018.

- LANDRES, P. B.; VERNER, J.; THOMAS, J. W. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. **Conservation biology**, v. 2, n. 4, p. 316-328, 1988.
- LANE, O.; ADAMS, E. M.; PAU, N.; O'BRIEN, K. M.; REGAN, K.; FARINA, M.; ZARUDSKY, J. Long-term monitoring of mercury in adult saltmarsh sparrows breeding in Maine, Massachusetts and New York, USA 2000–2017. **Ecotoxicology**, v. 29, n. 8, p. 1148-1160, 2020.
- LÁZARO, W. L.; GUIMARÃES, J. R. D.; IGNÁCIO, A. R. A.; DA SILVA, C. J.; DÍEZ, S. Cyanobacteria enhance methylmercury production: A hypothesis tested in the periphyton of two lakes in the Pantanal floodplain, Brazil. *Science of the Total Environment*, v.456-457, p.231-238, 2013.
- LAVOIE, R. A.; CAMPBELL, L. M. Mercury concentrations in Double-crested Cormorant chicks across Canada. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 75, n. 1, p. 111-120, 2018.
- LEWIS, S. A.; FURNESS, R. W. Mercury accumulation and excretion in laboratory reared black-headed gull *Larus ridibundus* chicks. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 21, n. 2, p. 316-320, 1991.
- LI, M.; NABI, G.; SUN, Y.; WANG, Y.; WANG, L.; JIANG, C.; LI, D. The effect of air pollution on immunological, antioxidative and hematological parameters, and body condition of Eurasian tree sparrows. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 208, p. 111755, 2021.
- LIU, S.; MTEMI, W. M.; ZHOU, T.; PAN, J.; JIANG, A. Multiple trace elements exposure of Grey-cheeked Fulvettas *Alcippe morrisonia*, a nuclear member in bird mixed-species flocks, and implications for bioindicator. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 244, p. 114063, 2022.
- MA, Y.; ZHENG, W.; AN, Y.; CHEN, L.; XU, Q.; JIANG, A. Mercury contamination in terrestrial predatory birds from Northeast China: Implications for species and feather type selection for biomonitoring. **Ecological Indicators**, v. 130, p. 108108, 2021.
- MAJIDI, Y.; BAHRAMIFAR, N.; GHASEMPOURI, S. M. Pattern of mercury accumulation in different tissues of migratory and resident birds: Western reef heron (*Egretta gularis*) and Siberian gull (*Larus heuglini*) in Hara International Wetland—Persian Gulf. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 1, p. 4082, 2015.
- MARCH, B. E.; POON, R.; CHU, S. The dynamics of ingested methyl mercury in growing and laying chickens. **Poultry science**, v. 62, p. 1000–1009, 1982.

MARCH, B.; POON, R.; CHU, S. The dynamics of ingested methyl mercury in growing and laying chickens. **Poultry science**, v. 62, n. 6, p.1000-1009, 1983.

MIKONI, N. A.; POPPENG, R.; ACKERMAN, J. T.; FOLEY, J.; HAZLEHURST, J.; PURDIN, G.; ASTON, L.; HARGRAVE, S.; JELKS K.; TELL, L. A. Trace element contamination in feather and tissue samples from Anna's hummingbirds. **Ecological Indicators**, v. 80, p. 96–105, 2017.

MILLER, M. W.; LOVVORN, J. R.; MATZ, A. C.; TAYLOR, R. J.; LATTY, C. J.; BROOKS, M. L.; HOLLMÉN, T. E. Interspecific patterns of trace elements in sea ducks: Can surrogate species be used in contaminants monitoring?. **Ecological Indicators**, v. 98, p. 830-839, 2019.

MORANTE FILHO, J. C.; SILVEIRA, R. V. Composição e estrutura trófica da comunidade de aves de uma área antropizada no oeste do estado de São Paulo. **Atualidades Ornitológicas**, v. 169, p. 33-40, 2012.

MOTT, R.; HERROD, A.; CLARKE, R. H. Post-breeding dispersal of frigatebirds increases their exposure to mercury. **Marine Pollution Bulletin**, v. 119, n. 1, p. 204-210, 2017.

MUKHTAR, H.; CHAN, C. Y.; LIN, Y. P.; LIN, C. M. Assessing the association and predictability of heavy metals in avian organs, feathers, and bones using crowdsourced samples. **Chemosphere**, v. 252, p. 126583, 2020.

NANIA, T. G.; SHUGART, G. W. Are plastic particles reduced in size in seabirds' stomachs?. **Marine pollution bulletin**, v. 172, p. 112843, 2021.

NARDIELLO, V.; FIDALGO, L. E.; LÓPEZ-BECEIRO, A.; BERTERO, A.; MARTÍNEZ-MORCILLO, S.; MÍGUEZ, M. P.; PÉREZ-LÓPEZ, M. Metal content in the liver, kidney, and feathers of Northern gannets, *Morus bassanus*, sampled on the Spanish coast. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 19, p. 19646-19654, 2019.

PERKINS, M.; BASU, N. Dried blood spots for estimating mercury exposure in birds. **Environmental Pollution**, v. 236, p. 236-246, 2018.

PIMENTEL, M. F.; DAMASCENO, É. P.; JIMENEZ, P. C.; ARAÚJO, P. F. R.; BEZERRA, M. F.; DE MORAIS, P. C. V.; LOTUFO, L. V. C. Endocrine disruption in *Sphoeroides testudineus* tissues and sediments highlights contamination in a northeastern Brazilian estuary. **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, n. 5, p. 1-13, 2016.

RAIKOW, D.F.; WALTERS, D. M.; FRITZ, K. M.; MILLS, M. A., The distance that contaminated aquatic subsidies extend into lake riparian zones. *Ecol. Appl.* v. 21, n. 3, p. 983– 990, 2011.

RENEDO, M.; AMOUROUX, D.; DUVAL, B.; CARRAVIERI, A.; TESSIER, E.; BARRE, J.; BUSTAMANTE, P. Seabird tissues as efficient biomonitoring tools for Hg isotopic investigations: Implications of using blood and feathers from chicks and adults. **Environmental science & technology**, v. 52, n. 7, p. 4227-4234, 2018.

RICHARD, F. J.; GIGAURI, M.; BELLINI, G.; ROJAS, O.; RUNDE, A. Warning on nine pollutants and their effects on avian communities. **Global Ecology and Conservation**, v. 32, p. e01898, 2021.

RIMMER, C. C.; MILLER, E. K.; MCFARLAND, K. P.; TAYLOR, R. J. Mercury bioaccumulation and trophic transfer in the terrestrial food web of a montane forest. **Ecotoxicology**, v. 19, p. 697–709, 2010.

ROCHA, O.; PACHECO, L. F.; AYALA, G. R.; VARELA, F.; ARENGO, F. Trace metals and metalloids in Andean flamingos (*Phoenicoparrus andinus*) and Puna flamingos (*P. jamesi*) at two wetlands with different risk of exposure in the Bolivian Altiplano. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 8, p. 1-17, 2021.

RODRÍGUEZ-ESTIVAL, J.; SÁNCHEZ, M. I.; RAMO, C.; VARO, N.; AMAT, J. A.; GARRIDO-FERNÁNDEZ, J.; MATEO, R. Exposure of black-necked grebes (*Podiceps nigricollis*) to metal pollution during the moulting period in the Odiel Marshes, Southwest Spain. **Chemosphere**, v. 216, p. 774-784, 2019.

SANTOS, C. S.; SOTILLO, A.; GUPTA, T.; DELGADO, S.; MÜLLER, W.; STIENEN, E. W.; LOUREIRO, S. Mercury uptake affects the development of *Larus fuscus* chicks. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 39, n. 10, p. 2008-2017, 2020.

SAYERS, C. J.; ROEDER, M. R.; FORRETTE, L. M.; ROCHE, D.; DUPONT, G. L.; APGAR, S. E.; BONTER, D. N. Geographic variation of mercury in breeding tidal marsh sparrows of the northeastern United States. **Ecotoxicology**, v. 30, n. 9, p. 1929-1940, 2021.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. 3 ed. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, PP. 251, 2001.

SIERRA-MARQUEZ L, PEÑUELA-GOMEZ S, FRANCOESPINOSA L, GOMEZ-RUIZ D, DIAZ-NIETO J, SIERRAMARQUEZ J, OLIVERO-VERBEL J. Mercury Levels in Birds and Small Rodents from Las Orquideas National Natural Park, Colombia. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 35, p. 35055-63, 2018.

SILVEIRA, L. F. O Pardal vai se extinguir no Brasil?. **Cães & Cia**, v. 398, p. 48-49, 2012.

SOUZA, J. S.; KASPER, D.; DA CUNHA, L. S. T.; SOARES, T. A.; DE LIRA PESSOA, A. R.; DE CARVALHO, G. O.; TORRES, J. P. M. Biological factors affecting total mercury and methylmercury levels in Antarctic penguins. **Chemosphere**, v. 261, p. 127713, 2020.

VIEIRA, LUIZ MARQUES; ALHO, CLEBER JR. Biomagnificação de mercúrio no Pantanal, brasil. **Simpósio sobre recursos naturais e socioeconômicos do Pantanal**, v. 3, 2000.

WILLIAMSON, L.; HUDSON, M.; O'CONNELL, M.; DAVIDSON, N.; YOUNG, R.; AMANO, T.; SZÉKELY, T. Areas of high diversity for the world's inland breeding waterbirds. **Biodiversity and conservation**, v. 22, n. 6-7, p. 1501-1512, 2013.

WALTERS, D. M.; MILLS, M. A.; FRITZ, K. M.; RAIKOW, D. F. Spider-mediated flux of PCBs from contaminated sediments to terrestrial ecosystems and potential risks to arachnivororous birds. *Environ. Sci. Technol*, v. 44, n. 8, p. 2849–2856, 2010.

WOLFE, J. D.; LANE, O. P.; BRIGHAM, R. M.; HALL, B. D. Mercury exposure to red-winged blackbirds (*Agelaius phoeniceus*) and dragonfly (Odonata: Aeshnidae) nymphs in Prairie Pothole wetlands. **Facets**, v. 3, n. 1, p. 174-191, 2018.

YOHANNES, Y. B.; IKENAKA, Y.; NAKAYAMA, S. M.; MIZUKAWA, H.; ISHIZUKA, M. Trace element contamination in tissues of four bird species from the Rift Valley Region, Ethiopia. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 98, n. 2, p. 172-177, 2017.

ZABALA, J.; RODRIGUEZ-JORQUERA, I. A.; ORZECOWSKI, S. C.; FREDERICK, P. Mercury concentration in nestling feathers better predicts individual reproductive success than egg or nestling blood in a piscivorous bird. **Environmental science & technology**, v. 53, n. 3, p. 1150-1156, 2019.

ARTIGO II - CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO E METILMERCÚRIO EM PENAS DE *Megaceryle torquata* E *Chloroceryle amazona* NA BACIA DO ALTO PARAGUAI E BACIA AMAZÔNICA

Thaysa Costa Hurtado*, Gerlane de Medeiros Costa, Giovani Spínola de Carvalho, Bruno Ramos Brum, Áurea Regina Alves Ignácio

Universidade do Estado de Mato Grosso. Centro de Estudos de Limnologia, Biodiversidade e Etnobiologia do Pantanal (CELBE) – Laboratório de Ecotoxicologia, Brasil.

* Autor Correspondente- thaysa_mt@hotmail.com

[Preparado de acordo com as normas da revista (*Ecotoxicology*) - Submetido].

RESUMO: A contaminação por mercúrio (Hg) devido à intensificação das atividades humanas permanece como um grave problema ambiental. Estudos de biomonitoramento surgiram em resposta à necessidade de determinar o grau de exposição a esse metal e os seus efeitos na biota e nos ecossistemas. Aves aquáticas são frequentemente utilizadas como bioindicadores da contaminação por metais pesados. Nos ambientes aquáticos o Hg pode sofrer metilação, passando para a forma orgânica, o metilmercúrio (MeHg), se bioacumulando e biomagnificando na cadeia trófica, alcançando as aves aquáticas, predadores topo desta cadeia alimentar. O objetivo deste estudo foi avaliar o padrão de bioacumulação de mercúrio total (THg) e MeHg em penas primárias e secundárias da asa das espécies *Megaceryle torquata* e *Chloroceryle amazona*, na Bacia do Alto Paraguai e Bacia Amazônica. O estudo foi realizado nos rios Juruena, Teles Peres e Paraguai, no Estado do Mato Grosso. A mensuração da concentração de THg foi realizada no Direct Mercury Analyzer (DMA-80 – Milestone), com aproximadamente 1 mg de penas secas por amostra em ápice e base de cada grupo (primárias e secundárias). A determinação de MeHg foi realizada pelo método de lixiviação ácida e blindagem em L-cisteína. As concentrações de THg das penas primárias para os rios Juruena, Teles Pires e Paraguai em *C. amazona* foram de $4,72 \pm 1,6$, $4,00 \pm 1,53$ e $2,8 \pm 1,48$ ($\mu\text{g/g}$) e para as penas secundárias de $4,62 \pm 1,72$, $3,53 \pm 1,36$ e $2,90 \pm 1,68$ ($\mu\text{g/g}$) respectivamente. Já para *M. torquata*, as concentrações de THg nas penas primárias para os rios Juruena, Teles Pires e Paraguai foram $7,94 \pm 3,83$, $6,08 \pm 2,60$ e $4,70 \pm 2,58$ ($\mu\text{g/g}$) e para as secundárias $7,89 \pm 3,87$, $5,12 \pm 2,42$ e $4,20 \pm 2,18$ ($\mu\text{g/g}$). A porcentagem de MeHg presente nas amostras foi crescente na recuperação do THg, com média de 95% nas penas primárias e 80% para as secundárias. Assim, conhecer as concentrações atuais de Hg em aves neotropicais, se faz necessário para a manutenção e conservação das espécies, uma vez que os efeitos tóxicos do Hg podem resultar em redução na taxa de reprodução, crescimento e alterações comportamentais nas aves, tendo como consequência o possível declínio populacional deste grupo.

Palavras-chave: Aves piscívoras; Bioindicadores; Contaminação Ambiental

1. INTRODUÇÃO

Os níveis de Hg na vida selvagem são objeto de monitoramento em várias partes do mundo, devido à alta toxicidade do metal, capacidade de bioacumulação e biomagnificação nas cadeias tróficas (Who, 1990; Bowles et al. 2001; Campbell et al. 2008; Eagles-Smith et al. 2016; Ackerman et al. 2016; Szumiło-Pilarska et al. 2017; Ackerman et al. 2020). Dentre os compartimentos ambientais, os ecossistemas aquáticos

são fundamentais para o seu processo de biomagnificação, haja vista, que fornecem condições propícias para a especiação do Hg inorgânico a uma de suas formas orgânicas – MeHg, na qual é convertido por vias microbianas (Lázaro et al. 2013, 2019) sendo esta, neurotóxica para as aves (Thorne et al. 2021).

Devido as alterações que o Hg pode causar no ambiente, espécies sentinelas têm sido utilizadas para o monitoramento de suas concentrações por meio de sua guilda trófica (Burger et al. 2015; Mallory et al. 2015; Lázaro et al. 2016; Cherel et al. 2018). Espécies de aves e outros vertebrados, apresentaram resultados que comprovam tais propostas de biomonitoramento (Del Lama et al. 2011; Hosseini et al. 2013; Peterson et al. 2017). Todavia, o grupo das aves, demonstraram aspectos estruturais e fisiológicos de excreção e retenção de níveis das concentrações Hg maiores no ambiente (Mallory et al. 2015; Cherel et al. 2018; Thorne et al. *al.*, 2021).

Estudos utilizando penas de aves, demonstraram níveis significativos em relação a contaminação de Hg no ambiente, colocando-as como eficientes ferramenta de monitoramento de contaminação por Hg (Plessl et al. 2017; Fuchsman et al. 2017; Einoder et al. 2018; Howie et al. 2018; Dolgova et al. 2018), análises de concentrações de THg e MeHg, foram realizados em diferentes órgãos das aves sendo comparado entre si, e em sua grande maioria, as penas demonstraram maiores concentrações de Hg (Majidi et al. 2015; Szumilo-Pilarska et al. 2017, Gatt et al. 2021).

Estudos que avaliam a concentração de Hg em aves de ambientes aquáticos têm sido amplamente estudados e divulgados utilizando penas do peito, cabeça, asa (Ackerman et al. 2020; De Medeiros Costa et al. 2021; Gatt et al. 2020; Gatt et al. 2021; Low et al. 2020; Vizuite et al. 2018; Soldatini et al. 2020). Porém, as penas podem variar em relação as concentrações de Hg (Peterson et al. 2019), e por isso em uma tentativa de padronização, este estudo utilizou as penas da asa (primárias e secundárias) para avaliação da concentração de Hg em duas espécies de aves aquáticas topos de cadeia alimentar, fornecendo informações sobre a bioacumulação de Hg em aves brasileiras que ainda são escassos e necessitam de esclarecimentos.

Megaceryle torquata e *Chloroceryle amazona* são aves aquáticas da família Alcedinidae, com representantes ocorrendo em zonas tropicais e subtropicais próximo a ambientes aquáticos (Sick, 2001). Com o intuito de padronizar um grupo de penas da asa para avaliar a concentração de Hg, tendo como hipótese que as penas primárias apresentem maiores concentrações de Hg que penas secundárias, e que as aves das áreas do rio Paraguai e Teles Pires teriam maiores concentrações de THg em relação ao Juruena,

devido a atividades antrópicas existentes nessas regiões. Assim, o objetivo deste estudo é avaliar o padrão de bioacumulação de mercúrio total e metilmercúrio em penas primárias e secundárias da asa das espécies *Megaceryle torquata* e *Chloroceryle amazona*, na Bacia do Alto Paraguai e Bacia Amazônica, sendo uma possibilidade de utilizá-la como ferramenta de monitoramento ambiental.

2. MATERIAL E MÉTODO

2.1. Área de Estudo: O estudo foi realizado nos rios Juruena, Teles Pires e Paraguai, no Estado de Mato Grosso. O rio Juruena possui uma extensão de 852 km, formado a partir da cabeceira dos rios Securi, Jaína, Cabixis e foz no rio Tapajós, apresentando vegetação característica de floresta Amazônica, a partir das coordenadas 09°54'18"S e 58°34'01" W. No rio Teles Pires as coletas foram realizadas entre as coordenadas 09°21'44.89"S e 056°28'31.01"W, e 09°38'33.15"S e 056°01'59.35W, na porção denominada Médio Teles Pires, no limite do município de Alta Floresta. A área se caracteriza por ser uma zona de transição entre floresta amazônica e cerrado. Os pontos de coletas no rio Paraguai foram entre as coordenadas 16°41'31.0"S e 057°50'49.0"W, e 16°19'14.9"S e 057°46'30.2"W, estabelecidos entre a foz do rio Jauru e o município de Cáceres, na porção denominada de Alto Paraguai. A área se caracteriza por apresentar vegetação de Cerrado (Fig. 1).



Fig. 1. Área de coleta dos exemplares de *C. amazona* e *M. torquata* nos rios Juruena, Teles Pires e Paraguai, Mato Grosso, Brasil.

2.2 Procedimento de amostragem

As aves foram sacrificadas utilizando rifle de ar comprimido Rossi 5.5 mm, sob Licença ICMBIO (Número: 52586-2). Os pontos de coletas foram especializados em 10

km entre si no rio. Após a coleta, as aves foram etiquetadas e mantidas em gelo ainda em campo, até serem encaminhadas aos laboratórios de ecotoxicologia e mastozoologia, localizado no Centro de Pesquisa de Limnologia, Biodiversidade e Etnobiologia do Pantanal da Universidade do Estado de Mato Grosso, (CELBE/UNEMAT), sendo obtido o comprimento padrão (Cp), em milímetros (mm) e o peso total (Pt), em gramas (g) e realizado o levantamento da faixa etária para as duas espécies nos três rios (Tabela 1). Foram amostrados 10 indivíduos da espécie *Megaceryle torquata* (*M. torquata*) e *Chloroceryle amazona* (*C. amazona*) nos rios Paraguai e Teles Pires, e 5 indivíduos de *M. torquata* e *C. amazona* no rio Juruena.

Tabela 1 – Informações sobre a faixa etária de *C. amazona* e *M. torquata* coletadas nos rios Juruena, Teles Pires e Paraguai.

Faixa Etária	Rio Juruena	Rio Teles Pires	Rio Paraguai
<i>Chloroceryle amazona</i>			
Adulto	60%	50%	60%
Jovem	40%	50%	40%
<i>Megaceryle torquata</i>			
Adulto	-	30%	10%
Jovem	100%	70%	90%

2.3 Concentração de THg

As penas foram previamente lavadas com solução de E.D.T.A 0,01% (m/v) por duas horas, seguidas de três enxagues com água Milli- Q e secas em estufa à 40°C por 24 horas.

Para mensuração das concentrações de THg as penas foram agrupadas em primárias (P1 – P10) e secundária (S1- S10) e para cada posição, subdividida em ápice e base. As amostras (1 mg de peso seco) foram analisadas no Direct Mercury Analyzer (DMA-80 – Milestone).

Todas as análises foram realizadas em duplicatas, inserindo 4 brancos a cada 40 análises, para avaliar a precisão do método. A partir dos dados das curvas de calibração foram também calculados os valores limites de detecção e de quantificação do método.

A calibração do equipamento foi realizada por meio de uma curva construída a partir de uma solução padrão de mercúrio (1000 mg L⁻¹). A curva foi definida por dez pontos de calibração delimitadas por 0 a 100 ng de Hg, com o objetivo de fornecer pontos de referência a uma solução conhecida. Para validação do método, foi utilizado o material de referência DORM-3, utilizando os mesmos procedimentos para preparação das demais amostras. A concentração de THg para DORM-3 foi de 0,420 mg/kg, n= 4 e está de

acordo com o valor certificado ($0,382 \pm 0,06$ mg/kg). A taxa de recuperação das amostras foi de 109,94%.

2.4 Porcentagem de MeHg

Para a determinação da porcentagem de MeHg foi utilizado o método de lixiviação ácida e blindagem em L-cisteína (Calderón et al. 2013). O método baseia-se em uma única extração líquido-líquido. Cada 0,5g de pena por espécime foi adicionado em 10 ml de solvente orgânico (ácido bromídrico 1:1), agitação em vórtex por 2 minutos, seguidos de 20 ml tolueno e agitado por 2 minutos em vórtex para retenção do MeHg. Em seguida, as amostras foram levadas a Centrífuga por 10 minutos a 3000 rpm para decantação (primeira extração). Cerca de 15 ml da fase orgânica sobrenadante foi então coletada em um tubo de 50 ml contendo 6,0 ml de solução de L-cisteína 1%. No tubo (contendo ainda a fase de ácido bromídrico) foi adicionado mais 15 ml de Tolueno e repetida uma segunda extração com a fase orgânica seguindo os mesmos passos da primeira. Após a centrifugação, foi coletada a fase orgânica sobrenadante e colocada no tubo inicial com a solução de L-cisteína. Depois desta etapa, os tubos contendo solução de L-cisteína e a fase orgânica, foram agitados por 2 minutos em Vórtex e centrifugados a 3000 rpm por 10 minutos. Com o auxílio de uma pipeta, foi coletado cerca de 6 ml da fase inferior com L-cisteína (contendo já o MeHg extraído) e colocada em frascos de vidro com tampa. A quantificação final foi realizada no Direct Mercury Analyzer (DMA-80 – Milestone). Para validação do método, foi utilizado o material de referência DORM-3, utilizando os mesmos procedimentos para preparação das demais amostras. A concentração de THg para DORM-3 foi de 0,329 mg/kg, $n=4$ e está de acordo com o valor certificado ($0,355 \pm 0,056$ mg/kg). A taxa de recuperação das amostras foi de 92,67%.

2.5 Análises estatísticas

Os dados deste trabalho foram submetidos a transformação de radiciamento (SQRT), devido os dados brutos não alcançarem normalidade para realização das análises, por isso a partir desse momento só utilizaremos os valores em raiz quadrada, assim também como a apresentação dos boxplots.

Para avaliar se as concentrações de THg diferiram entre penas primárias e secundárias, utilizamos o teste *T student*. E para avaliar as diferenças das concentrações de THg nas porções ápice base das penas primárias e secundárias, posições (P1- P10) e (S1 -S10) e as diferenças na concentração de THg entre os três rios, utilizamos a análise de variância (ANOVA) de uma via, acompanhada de testes Tukey, onde os valores foram considerados estatisticamente significativos quando $p < 0,05$. Foram calculados os

valores da média $\pm$ desvio padrão (SD) para as penas primárias e secundárias das duas espécies para os três rios.

As análises estatísticas foram realizadas através do *software* R, versão 4.1.3 (R Development Core Team, 2022), utilizando as bibliotecas *car* (FOX et al., 2021), *rstatix* (KASSAMBARA, 2022), *DescTools* (SIGNORELL, 2021), *emmeans* (LENTH, 2022) e *ggplot2* (WICKHAM, 2021).

3. RESULTADOS

Nenhuma das aves amostradas apresentavam trocas de penas, baseados nas informações da faixa etária que foi avaliada em ambas as espécies nos três rios (Tabela1).

Dos 50 indivíduos que tiveram as penas analisadas, para cada posição (P1 – P10) e (S1 – S10) das penas da asa, foram obtidos as médias e desvio padrão (sd) das espécies *C. amazona* e *M. torquata* (Tabela 2) para os três rios.

Tabela 2 – Médias e Desvio Padrão da Concentração de THg entre as diferentes posições de penas de *C. amazona* e *M. torquata*, nos rios Juruena, Teles Pires e Paraguai.

Posição	Juruena						Teles Pires						Paraguai					
	<i>C. amazona</i>			<i>M. torquata</i>			<i>C. amazona</i>			<i>M. torquata</i>			<i>C. amazona</i>			<i>M. torquata</i>		
	THg(μ g/g)			THg(μ g/g)			THg(μ g/g)			THg(μ g/g)			THg(μ g/g)			THg(μ g/g)		
P1	4,53	$\pm$	1,83	7,57	$\pm$	2,68	4,20	$\pm$	1,90	5,49	$\pm$	2,13	2,98	$\pm$	1,64	4,75	$\pm$	2,46
P2	5,53	$\pm$	1,33	7,92	$\pm$	4,42	4,63	$\pm$	1,71	6,56	$\pm$	2,56	2,42	$\pm$	1,53	4,34	$\pm$	2,38
P3	5,2	$\pm$	1,6	5,20	$\pm$	1,64	4,62	$\pm$	1,78	6,50	$\pm$	1,92	2,44	$\pm$	1,44	5,46	$\pm$	4,12
P4	4,4	$\pm$	1,51	7,56	$\pm$	2,82	3,52	$\pm$	1,12	6,93	$\pm$	2,64	3,06	$\pm$	1,12	4,76	$\pm$	2,62
P5	4,51	$\pm$	1,93	7,08	$\pm$	4,34	3,83	$\pm$	1,04	6,98	$\pm$	3,59	2,66	$\pm$	1,64	4,24	$\pm$	1,85
P6	5,85	$\pm$	2,49	8,68	$\pm$	6,84	3,60	$\pm$	1,13	5,63	$\pm$	2,29	2,76	$\pm$	1,38	5,41	$\pm$	2,99
P7	4,26	$\pm$	1,07	9,81	$\pm$	3,88	3,63	$\pm$	1,38	6,65	$\pm$	3,22	3,37	$\pm$	1,88	4,20	$\pm$	1,83
P8	4,07	$\pm$	1,24	8,86	$\pm$	2,07	4,14	$\pm$	1,65	6,04	$\pm$	2,58	3,00	$\pm$	1,29	4,30	$\pm$	2,30
P9	4,7	$\pm$	0,96	8,79	$\pm$	3,76	4,04	$\pm$	1,47	5,18	$\pm$	2,36	3,06	$\pm$	1,34	5,34	$\pm$	2,35
P10	4,08	$\pm$	0,72	7,91	$\pm$	3,03	3,65	$\pm$	1,92	4,61	$\pm$	2,12	1,70	$\pm$	0,67	3,82	$\pm$	1,95
S1	3,75	$\pm$	1,5	7,70	$\pm$	3,83	3,63	$\pm$	1,51	5,35	$\pm$	2,40	3,02	$\pm$	2,08	4,21	$\pm$	2,24
S2	4,95	$\pm$	1,44	7,11	$\pm$	2,90	3,27	$\pm$	1,42	5,07	$\pm$	2,97	2,75	$\pm$	1,43	4,54	$\pm$	2,81
S3	4,7	$\pm$	2,07	7,84	$\pm$	4,38	3,55	$\pm$	1,28	4,87	$\pm$	2,16	2,37	$\pm$	1,35	4,44	$\pm$	1,90
S4	4,53	$\pm$	1,6	7,80	$\pm$	3,79	3,62	$\pm$	1,24	5,81	$\pm$	2,24	3,01	$\pm$	2,24	4,37	$\pm$	2,10
S5	4,39	$\pm$	2,12	8,93	$\pm$	3,74	3,78	$\pm$	1,30	4,93	$\pm$	2,31	2,90	$\pm$	1,45	4,24	$\pm$	2,35
S6	4,55	$\pm$	1,62	8,65	$\pm$	5,91	3,03	$\pm$	1,08	5,24	$\pm$	1,67	3,07	$\pm$	1,40	3,51	$\pm$	1,55
S7	4,37	$\pm$	0,99	6,39	$\pm$	3,71	3,14	$\pm$	0,88	5,14	$\pm$	2,29	2,78	$\pm$	1,33	4,20	$\pm$	2,22

S8	4,74	±	1,2	7,36	±	4,16	3,68	±	1,40	4,69	±	3,01	3,13	±	2,24	4,20	±	1,84
S9	5,93	±	2,95	10,6	±	3,14	3,35	±	1,50	5,39	±	2,60	3,45	±	1,71	3,65	±	1,68
S10	5,2	±	1,92	6,03	±	0,74	4,53	±	1,80	5,39	±	2,44	2,44	±	0,99	4,69	±	2,96
Total	4,67	±	1,65	7,91	±	3,83	3,76	±	1,46	5,65	±	2,56	2,85	±	1,57	4,44	±	2,39

As concentrações de THg das penas primárias para os rios Juruena, Teles Pires e Paraguai em *C. amazona* foram de $4,72 \pm 1,6$, $4,00 \pm 1,53$ e $2,8 \pm 1,48$ ($\mu\text{g/g}$) e para as penas secundárias de $4,62 \pm 1,72$, $3,53 \pm 1,36$ e $2,90 \pm 1,68$ ($\mu\text{g/g}$) respectivamente. Já para *M. torquata*, as concentrações das médias das penas primárias para os rios Juruena, Teles Pires e Paraguai foram $7,94 \pm 3,83$, $6,08 \pm 2,60$ e $4,70 \pm 2,58$ ($\mu\text{g/g}$) e para as secundárias $7,89 \pm 3,87$, $5,12 \pm 2,42$ e $4,20 \pm 2,18$ ($\mu\text{g/g}$). No rio Juruena as duas espécies apresentaram a maior concentração de THg nas penas primárias e secundária e os maiores valores na média geral conforme a tabela 2. Obtemos um resultado significativo entre as penas primárias e secundárias de *M. torquata* ($t = 3,878$, $p = 0,001$) nas concentrações de THg, no entanto, *C. amazona* não apresentou diferença significativa entre o grupo de penas, onde obteve-se o valor ($t = 1,716$, $p = 0,086$) (Fig. 2).

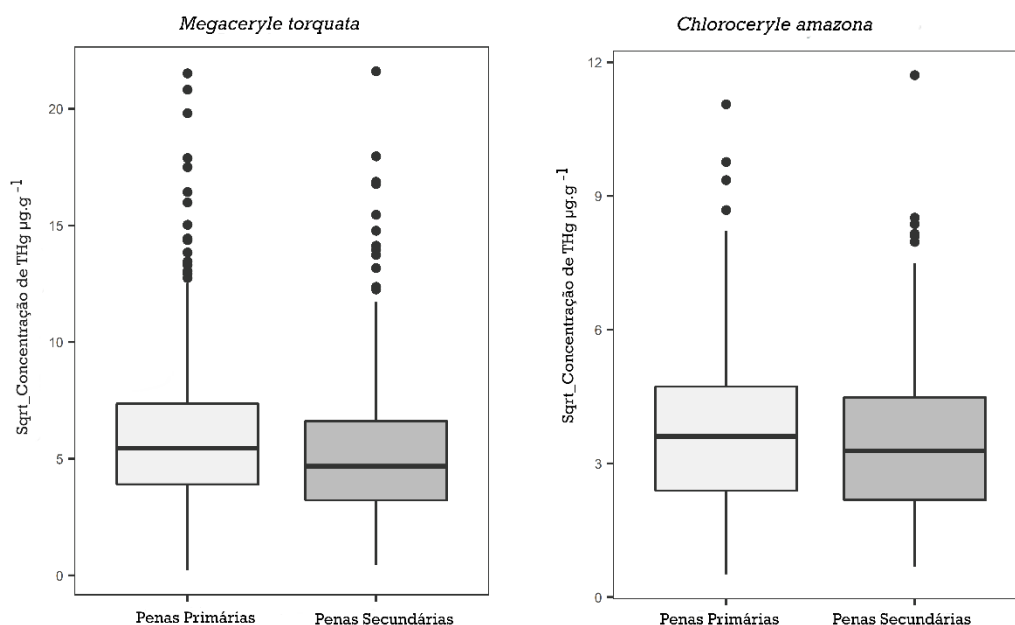
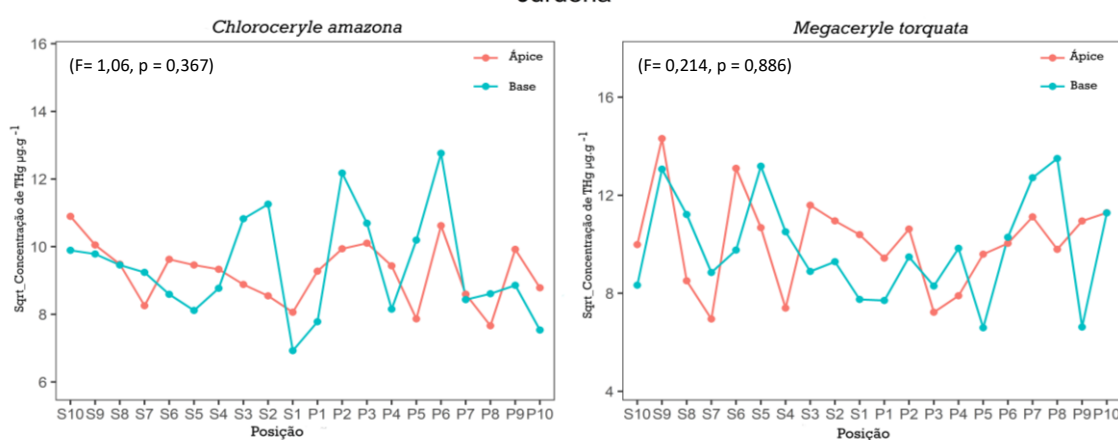


Fig. 2. Concentração de THg em penas primárias e secundárias das espécies de *C. amazona* e *M. torquata*, Mato Grosso, Brasil.

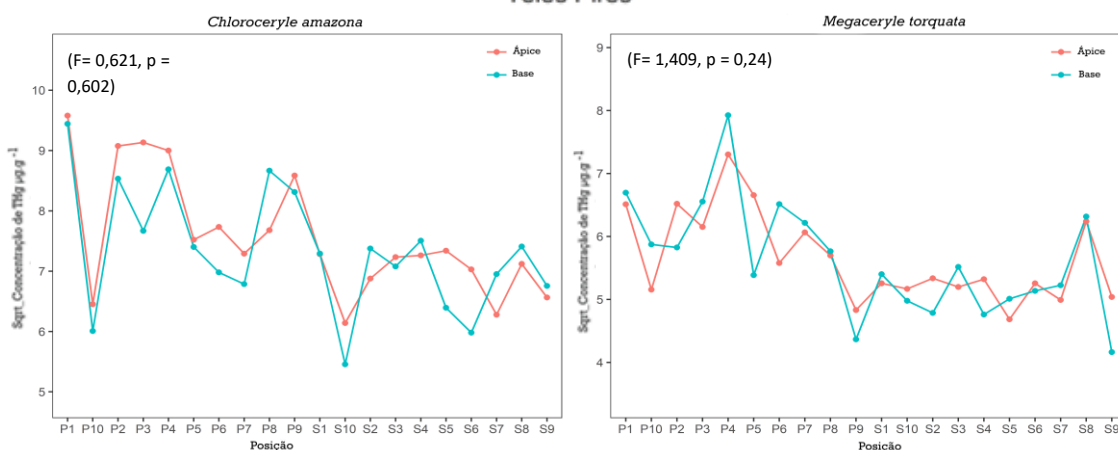
As diferentes concentrações de THg nas porções da base e ápice das penas primárias e secundárias não tiveram diferenças significativas para as duas espécies, como é possível observar na fig. 3, em que as espécies do rio Juruena apresentaram para *C. amazona* ($F_{(3-192)} = 1,06$, $p = 0,367$) e *M. torquata* ($F_{(3-174)} = 0,214$, $p = 0,886$), no rio Teles Pires *C.*

amazona apresentou ($F_{(3-376)} = 0,621$, $p = 0,602$) e *M. torquata* ($F_{(3-374)} = 1,409$, $p = 0,24$) e no rio Paraguai *C. amazona* apresentou ($F_{(3-347)} = 0,589$, $p = 0,623$) e *M. torquata* ($F_{(3-386)} = 1,585$, $p = 0,193$), demonstrando as porções com valores semelhantes para cada espécie. Na fig. 4 é possível observar como os valores seguem padrões semelhantes de variação para todas as posições de penas. A respeito da dinâmica de concentração de THg nas posições (P1 – P10) e (S1 – S10), é possível observar uma distribuição homogênea da concentração de THg, em que as duas espécies não apresentaram diferença significativa entre as posições *C. amazona* ($F_{(19-930)} = 0,65$, $p = 0,868$) e *M. torquata* ($F_{(19-926)} = 1,049$, $p = 0,401$).

Juruena



Teles Pires



Paraguai

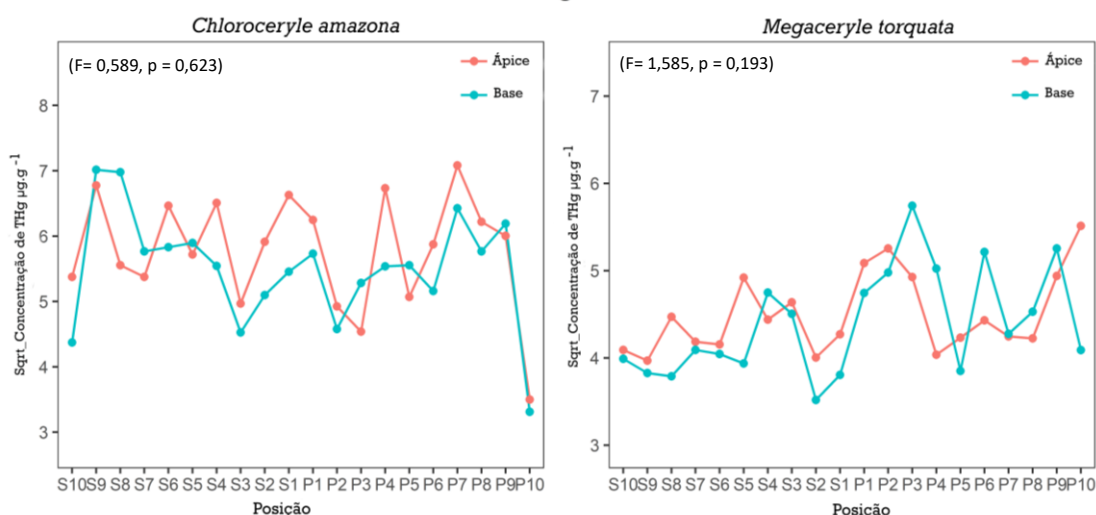


Fig. 3. Concentração de THg nas porções do ápice e base das penas primárias e secundárias de *C. amazona* e *M. torquata*, Mato Grosso, Brasil.

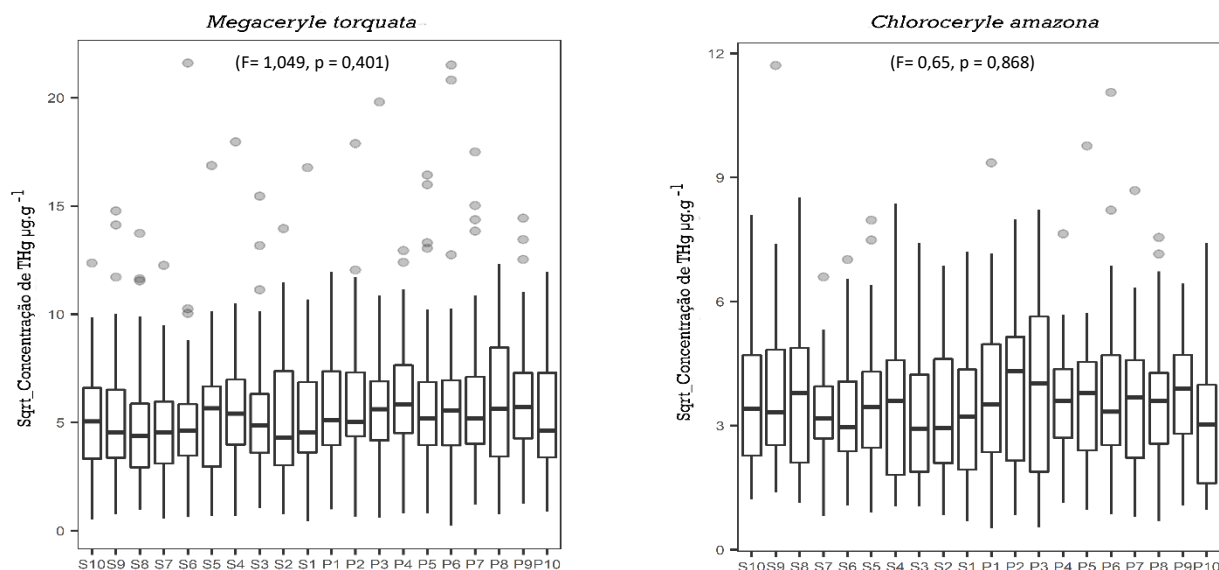


Fig. 4. Concentração de THg de acordo com as posições (P1-P10) e (S1-S10) das penas de *C. amazona* e *M. torquata*, Mato Grosso, Brasil.

Diferenças significativas foram observadas nas concentrações de THg entre os três rios quando comparadas as concentrações por espécie, em que *C. amazona* apresentou ($F_{(2-947)}=101,8$, $p = 0,000$) e *M. torquata* ($F_{(2-943)}=93,76$, $p = 0,000$) (Fig. 5), no qual o rio Juruena apresenta as maiores concentrações.

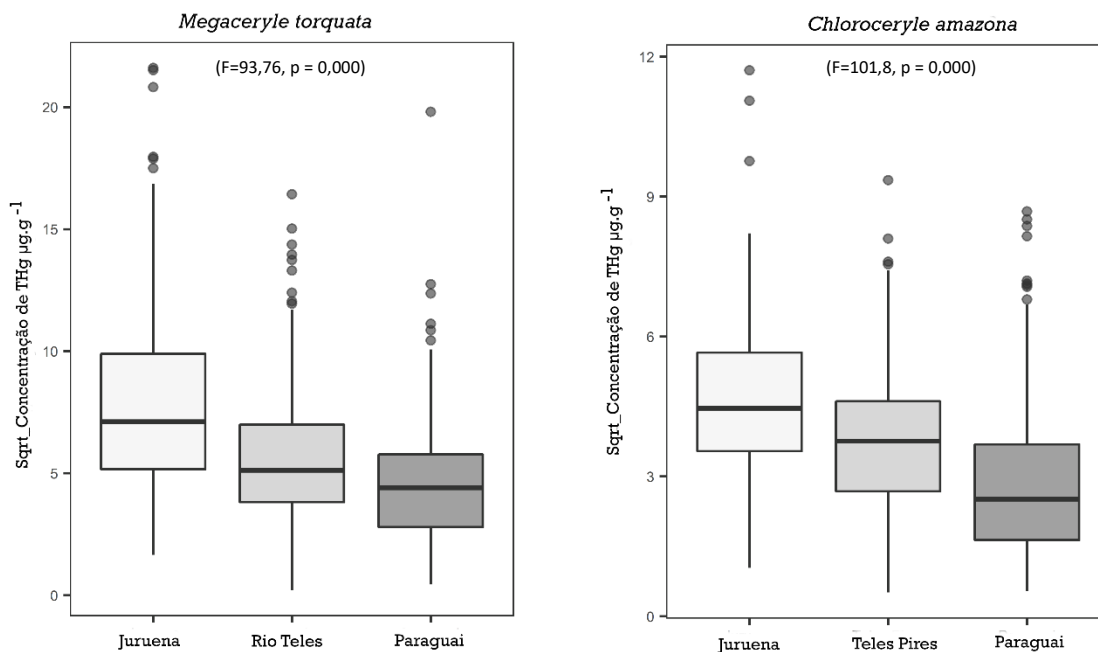


Fig. 5. Variação das médias de concentração de mercúrio para as espécies *C. amazona* e *M. torquata* nos rios Juruena, Teles Pires e Paraguai.

3.1. Comparação entre a porcentagem de Metilmercúrio nas espécies *C. amazona* e *M. torquata* nos rios Juruena, Teles Pires e Paraguai

A porcentagem de MeHg presente nas penas das duas espécies coletados nos rios Juruena, Teles Pires e Paraguai foi superior a uma média 95% nas penas primárias e 80% para as secundárias. As concentrações de MeHg (mínima – máxima) presentes nas penas primárias de *C. amazona* e *M. torquata* variou de (92 – 98%) e (95 – 97%) e para as penas secundárias (74 – 89%) e (78 – 86%) respectivamente (Tabela 3).

Tabela 3 - Concentração de Mercúrio Total ($\mu\text{g.g}^{-1}$) e Metilmercúrio ($\mu\text{g.g}^{-1}$), porcentagem da concentração de MeHg (%) em *C. amazona* e *M. torquata* dos rios Juruena, Teles Pires e Paraguai.

Juruena						
Penas Primárias			Juruena	Penas Secundárias		
ESPÉCIE	THg	MeHg	%	THg	MeHg	%
<i>C. amazona</i>	0,498	0,492	98	0,562	0,424	75
<i>M.torquata</i>	0,812	0,792	97	0,524	0,455	86
Teles Pires						
Penas Primárias				Penas Secundárias		
	THg	MeHg	%	THg	MeHg	%
<i>C. amazona</i>	0,329	0,320	97	0,454	0,403	89
<i>M.torquata</i>	0,578	0,551	95	0,524	0,406	78
Paraguai						
Penas Primárias				Penas Secundárias		
	THg	MeHg	%	THg	MeHg	%
<i>C. amazona</i>	0,293	0,270	92	0,487	0,359	74
<i>M.torquata</i>	0,525	0,501	95	0,498	0,407	82

4. DISCUSSÃO

Para apresentar os níveis de Hg em duas espécies de martim-pescador, analisamos dois grupos de penas da asa (primária e secundária), onde as penas primárias de uma das espécies estudada (*M. torquata*) apresentou maior concentração de THg em relação as penas secundárias, e *C. amazona* não houve diferenciação entre os grupos de penas.

Isso porque, os níveis de Hg encontrados nas penas refletem a quantidade de Hg presente na corrente sanguínea quando as mesmas foram formadas, o que pode resultar em distintos níveis de concentração nas diferentes penas da mesma ave devido ao padrão de muda (Kahle e Becker, 1999; Lacerda e Malm, 2008; Espín et al. 2016; Renedo et al. 2018; Low et al. 2020).

Assim, nossos resultados indicam que mesmo aves coletadas nos mesmos sítios de amostragem podem apresentar níveis de concentração de THg que variam entre si e entre as duas espécies de martim-pescador aqui estudadas.

Este processo de transferência de Hg acumulado nos tecidos para as penas em crescimento refletem um período de absorção de THg pelo organismo anterior às mudas, não refletindo tempo de exposição recente ao Hg (Kenow et al. 2007; Eagles-Smith et al. 2008; Jackson et al. 2011; Raygoza-Viera et al. 2013; Mikoni et al. 2017; Peterson et al. 2019).

As concentrações de THg no mesmo indivíduo podem variar substancialmente dentro de diferentes penas individuais (Peterson et al. 2019). Os resultados de Gatt et al. (2021), por exemplo, demonstram diferenças significativas nas concentrações de Hg entre as posições das penas primárias, onde as penas mais internas (P1) apresentaram maiores valores do que as penas mais externas (P10). Contudo, o que observamos para as espécies de *C. amazona* e *M. torquata* foi uma homogeneização na distribuição de concentração de THg entre as posições das penas (Fig. 4).

Esta distribuição homogênea observada em ambas as espécies amostradas é um ponto positivo para a expressão média de Hg, pois a alta variabilidade das concentrações de Hg entre penas individuais na mesma ave, põe em dúvida a capacidade de determinar com precisão a concentração média geral de Hg utilizando-se as penas (Pyle et al. 2018; Peterson et al. 2019).

Além das diferenças de concentração de Hg entre penas primárias e secundárias, a concentração deste elemento também diminuiu ao longo de cada pena, no sentido da base

para o ápice, chamadas também de porção proximal e distal (Varela et al. 2016; Franceschini et al. 2017).

As porções de base e ápice de cada amostra de pena neste estudo apresentaram uma distribuição homogênea, não havendo diferença significativa entre as porções. Resultados semelhantes foram encontrados por Gatt et al. (2021) em filhotes de Bulwer's Petrel (*Bulweria bulwerii*) com as porções proximais (base), tendo concentrações de Hg semelhantes as porções distais (ápice) das primárias internas. Porém, segundo Peterson et al. (2019), as extremidades proximal e distal das penas possuem um declínio na concentração de THg ao longo do crescimento das penas, o que difere do encontrado para as espécies *C. amazona* e *M. torquata*.

As concentrações de Hg nas penas analisadas em nossa pesquisa apresentaram resultados com padrão de distribuição semelhante a outros estudos com espécies de aves aquáticas e não aquáticas (Honda et al. 1986; Baron et al. 1997; Lockhart et al. 2005; Hopkins et al. 2007; Zamani-Ahmadm Mahmoodi et al. 2009; Low et al. 2019; Zamani-Ahmadm Mahmoodi et al. 2020). Estudos como de De Medeiros Costa et al. (2023) demonstraram concentrações médias de THg nas espécies *C. amazona* e *M. torquata*, que expressaram valores, em ordem decrescente, de pena > ranfoteca > garra > fígado > músculo ($4,84 \pm 0,91$; $2,72 \pm 0,76$; $2,17 \pm 0,38$; $0,81 \pm 0,31$; $0,39 \pm 0,13$) e ($6,34 \pm 2,62$; $4,26 \pm 1,75$; $3,34 \pm 1,50$; $2,53 \pm 1,12$; $0,70 \pm 0,19$) respectivamente, onde o acúmulo de Hg apresentou maiores níveis nas penas.

Diferentes concentrações de Hg nas aves é relatado na literatura: no sangue *Gavia immer* $0,83 \pm 0,033 \mu\text{g/g}$, onde as penas demonstrou ser um importante via de excreção com um sequestro de MeHg de 33% a 93% da carga corporal total de Hg (Fournier et al. 2002), valores estes encontrados neste estudo para MeHg.

Outros exemplos são para; *Sialia sialis* pena = $0,52 \pm 0,36 \text{ mg/kg}$ e sangue = $0,20 \pm 0,09 \text{ mg/kg}$ (Condon e Cristol, 2009) ; *Sturnus vulgaris* e *Taeniopygia guttata* - sangue = $1,2\text{--}1,5 \text{ mg/kg}$ (Whitney e Cristol, 2017); *Haliaeetus leucocephalus* - sangue = $0,324 \text{ mg/kg}$ e pena = $8,433 \text{ mg/kg}$ (Kramar et al. 2019); *Larus Michaelis* penas = $9,14 \pm 5,57 \text{ ng/mg}$, ranfoteca = $16,80 \pm 8,22 \text{ ng/mg}$ (De Medeiros Costa et al. 2021); *Lanius cristatus* penas = $1,27 \pm 0,91 \text{ mg/kg}$ (Ma et al. 2021).

Em relação ao THg presente nas penas primárias e secundárias das aves deste estudo, 95% e 80%, respectivamente, está na forma orgânica, seguindo o padrão majoritário de MeHg registrado por Bond e Diamond (2009) e Théophilo (2021) para aves aquáticas, *Sterna paradisaea*, *Oceanodroma leucorhoa* e *Macronectes giganteus*.

Deste modo, evidencia-se como sugerido por Burger e Gochfeld (2004) e Burger et al. (2013), a eficácia das penas na depuração do Hg como estruturas detoxificadoras, pois durante o crescimento das penas, que devido a sua alta afinidade com os grupos sulfidrilas na queratina, é carregado e fixado na estrutura da pena (Ahmadpour et al. 2016; Kickbush et al. 2018; Zhao et al. 2016; English et al. 2020), sendo eliminado no processo de muda.

A exposição das aves ao Hg, é um processo de várias etapas que envolve a absorção direta através da ingestão, transporte no sangue e subsequente acúmulo em tecidos internos, como fígado, rins e tecido muscular (Binkowski et al. 2016; Scoville et al. 2020) e a sua eliminação é possível através do depósito em ovos, excretas, glândula uropigial, glândula salina e penas (Dauwe et al. 2000; Hebert, 2019), de modo que o teor de Hg nas penas representa até 93% da carga corporal acumulada (Rutkowska et al. 2019), sendo a excreção de MeHg através das penas a principal via de eliminação para as aves (Honda et al. 1986; Bottini et al. 2021).

Deste modo, as % de MeHg encontradas nesta pesquisa podem indicar que as aves estudadas estão biocumulando a forma orgânica do Hg devido aos processos de metilação descritos por (Lázaro, et al. 2018; 2019), visto que, a concentração de Hg das penas representa tanto a absorção dietética específica do local quanto a carga corporal de MeHg no momento do crescimento penas, podendo refletir os níveis de Hg no sangue por meio da ingestão alimentar específica de Hg de curto prazo durante o desenvolvimento, pois o crescimento das penas ocorre rapidamente dentro ou perto do ninho (Pyle et al. 2018; Kramar et al. 2019; Lane et al. 2020).

Embora as penas reflitam os níveis sanguíneos de Hg no momento do crescimento (Bottini et al. 2021) e essa concentração possa ser influenciada por vários fatores, como a proximidade às fontes de emissão, posição trófica, espécie, habitat de alimentação, idade, condições climáticas e variações nas condições corporal (Zolfaghari et al. 2007; Custer et al. 2008; Custer et al. 2012; Fort et al. 2015; Pratte et al. 2015; Scheuhammer et al. 2015; Ackerman et al. 2016; Cherel et al. 2018), a depuração acelerada de Hg nas penas faz com que as concentrações de Hg no sangue diminuam acentuadamente ao longo da muda (Peterson et al. 2019; Bottini et al. 2021).

Autores relatam que a maior variação na concentração de Hg é observada entre as penas de voo (primárias e secundárias) e sugerem que o tempo de crescimento das penas e a idade das aves possuem relação com a deposição de Hg (Ramos et al. 2009a; Carravieri et al. 2014; Roque et al. 2016; Alberto et al. 2019; Bottini et al. 2021). Neste

estudo a faixa etária das aves amostradas para os três rios, teve uma porcentagem geral para as duas espécies de 60% jovens e 40% adultas.

Em aves aquáticas a muda das penas primárias é simples e descendente da P1 à mais externa P10 como descrita por Ramos et al. (2009b) em *Calonectris diomedea*, e secundárias em alternância, das internas, medianas e externas, S21, S5 e S1, respectivamente. Durante a sequência de mudas, os níveis de THg nas primárias apresentavam maior concentração (Ramos et al. 2011), assim como encontrado na espécie *M. torquata*. Embora muitos padrões de muda pareçam ser semelhantes entre os taxón de aves, as diferenças específicas de cada espécie na cronologia da muda, podem influenciar os níveis de concentração de Hg nas penas (Ramos et al. 2009, Ramos et al. 2009a, Ramos et al. 2011; Cruz-Flores et al. 2018).

As aves, utilizadas neste estudo foram capturas ao longo das margens dos rios Teles Pires e Juruena, que são grandes corpos de água constituintes da bacia amazônica e no rio Paraguai, um dos formadores da bacia do Alto Paraguai, e com isso, nossas hipóteses eram de que as aves das áreas do rio Paraguai e Teles Pires teriam maiores concentrações de THg em relação ao Juruena, devido a atividades antrópicas existentes nessas regiões.

No entanto, nossos resultados demonstram uma maior concentração de THg nas aves coletados no rio Juruena (Fig. 5), tal resultado pode ser influenciado pela idade das aves, pois para *M. torquata* 100% das aves neste rio eram jovens, e para *C. amazona* 40% jovens, que segundo Whitney e Condon (2017) em um estudo realizado em *Sturnus vulgaris*, aves jovens tendem a uma depuração mais rápida do Hg do sangue para penas do que aves mais velhas (Adultas), reduzindo substancialmente os níveis de Hg no sangue através do crescimento de penas, o que pode responder as altas concentrações observadas nas aves amostradas no rio Juruena.

Sendo assim, são importantes estudos voltados a avaliação da contaminação de aves aquáticas, principalmente a contaminação por Hg e sua forma orgânica, o MeHg, visto que a disponibilidade do Hg continua a aumentar em todo mundo (Ma et al. 2021). E estudos recentes de Whitney e Cristol (2017), Theophilo (2021) e Durkalec et al. (2022) evidenciam que a exposição ao MeHg afeta a fisiologia, o comportamento e o sucesso reprodutivo de aves que possuem um habito alimentar preferencialmente de peixes, devido a sua posição trófica o que acarreta na bioacumulação deste elemento.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As concentrações de THg encontrado nas penas de duas espécies de martim-pescador, demonstram a necessidade de uma atenção especial para essas aves, mesmo que estas estejam listadas como em menor preocupação segundo a IUCN em 2021. No entanto, são aves topo de cadeia e piscívoras com tendência a oportunista, tendo a bioacumulação através de sua dieta, o que pode chegar aos seres humanos destas regiões através do consumo de peixes.

Nossos resultados demonstram que as concentrações de THg e % MeHg em penas primárias e secundárias reforçam as penas como ferramentas de monitoramento da contaminação por Hg. Tendo destaque para as penas primárias de *M. torquata* que apresentou as maiores concentrações de THg, o que pode fornecer uma estimativa das concentrações de Hg, sugerindo uma contaminação sanguínea recente, devido ao crescimento mais rápido desse conjunto de penas. E apesar de *C. amazona* não diferenciar entre os grupos de penas primária e secundária, os valores de THg para as penas primárias dessa espécie foram altas.

A % de MeHg nas penas indica que este tecido é um mecanismo de detoxificação, se mostrando ser a maior via de excreção do MeHg, dada as suas altas porcentagens (95% em penas primárias e 80% nas secundárias) em relação ao THg presente nas penas.

As concentrações de THg das penas de *C. amazona*, se aproximaram do limite estabelecido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) de $0,5 \mu\text{g g}^{-1}$ do tecido. A espécie *M. torquata* mostrou valores acima do limite preconizado pela EPA, tornando necessário conhecer e ampliar o conhecimento acerca do Hg no Brasil, bem como a identificação de sítios contaminados, conforme preconizado na Convenção de Minamata (UNEP, 2013), do qual o Brasil é signatário.

Nossos resultados contribuem na avaliação dos efeitos do Hg na Amazônia e Pantanal, sendo este biodisponível para acumulação não só nas aves, como nos demais organismos aquáticos, podendo assim, produzir subsídios para estratégias de conservação da biodiversidade.

REFERÊNCIAS

ACKERMAN, J. T.; HERZOG, M. P.; EVERS, D. C.; CRISTOL, D. A.; KENOW, K. P.; HEINZ, G. H.; BRAUNE, B. M. Synthesis of maternal transfer of mercury in birds: Implications for altered toxicity risk. *Environmental Science & Technology*, v. 54, n. 5, p. 2878-2891, 2020.

- ACKERMAN, J. T.; EAGLES-SMITH, C.; HERZOG, M. P.; HARTMAN, C. A. Maternal transfer of contaminants in birds: mercury and selenium concentrations in parents and their eggs. *Environmental Pollution*, v. 210, p. 145-154, 2016.
- AHMADPOUR, M.; LAN-HAI, L.; AHMADPOUR, M.; HOSEINI, S. H.; MASHROFEH, A.; BINKOWSKI, L. J. Mercury concentration in the feathers of birds from various trophic levels in Fereydunkenar International wetland (Iran). *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 188, n. 12, p. 666, 2016.
- ALBERT, C.; RENEDO, M.; BUSTAMANTE, P.; FORT, J. Using blood and feathers to investigate large-scale Hg contamination in Arctic seabirds: a review. *Environmental research*, v. 177, p. 108588, 2019.
- BARON, L.; ASHWOOD, T. L.; SAMPLE, B. E.; WELSH, C. Monitoring bioaccumulation of contaminants in the belted kingfisher (*Ceryle alcyon*). *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 47, n. 2, p. 153-165, 1997.
- BINKOWSKI, L. J.; PRZYSTUPIŃSKA, A.; WOJTAS, W. Levels of total mercury in tissues of mallard drakes from industrialized wetlands area. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 96, n. 2, p. 173-178, 2016.
- BOND, A. L.; DIAMOND, A. W. Total and methyl mercury concentrations in seabird feathers and eggs. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 56, n. 2, p. 286-291, 2009.
- BOURBOUR, R. P. Investigating Spatial and Temporal Mercury Trends of Terrestrial-Feeding North American Raptors Using Feathers.-. Tese de Doutorado. University of California, Davis, 2018.
- BOTTINI, C. L.; MACDOUGALL-SHACKLETON, S. A.; BRANFIREUN, B. A.; HOBSON, K. A. L. Feathers accurately reflect blood mercury at time of feather growth in a songbird. *Science of The Total Environment*, v. 775, p. 145739, 2021.
- BOWLES, K. C.; APTE, S. C.; MAHER, W. A.; KAWEL, M.; SMITH, R. Bioaccumulation and biomagnification of mercury in lake Murray, Papua New Guinea. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 58, n. 5, p. 888-897, 2001.
- BURGER, J.; GOCHFELD, M. Marine birds as sentinels of environmental pollution. *EcoHealth*, v. 1, n. 3, p. 263-274, 2004.
- BURGER, J.; JEITNER, C.; DONIO, M.; PITTFIELD, T.; GOCHFELD, M. Mercury and selenium levels, and selenium: mercury molar ratios of brain, muscle and other tissues in bluefish (*Pomatomus saltatrix*) from New Jersey, USA. *Science of the total environment*, v. 443, p. 278-286, 2013.

- BURGER, J., TSIPOURA, N., NILES, L.J., GOCHFELD, M., DEY, A., MIZRAHI, D. Mercury, lead, cadmium, arsenic, chromium and selenium in feathers of shorebirds during migrating through Delaware Bay, New Jersey: comparing the 1990s and 2011/2012. *Toxics*, v. 3, n. 1, p. 63-74, 2015.
- CALDERÓN, J.; GONÇALVES, S.; CORDEIRO, F.; DE LA CALLE, B. Determination of methylmercury in seafood by direct mercury analysis: Standard operating procedure. JRC Technical Reports, 2013.
- CAMPBELL, L.; VERBURG, P.; DIXON, D. G.; HECKY, R. E. Mercury biomagnification in the food web of Lake Tanganyika (Tanzania, East Africa). *Science of the Total Environment*, v. 402, n. 2-3, p. 184-191, 2008.
- CARRAVIERI, A.; CHEREL, Y.; BLÉVIN, P.; BRAULT-FAVROU, M.; CHASTEL, O.; BUSTAMANTE, P. Mercury exposure in a large subantarctic avian community. *Environmental Pollution*, v. 190, p. 51-57, 2014.
- CONDON, A. M.; CRISTOL, D. a. Feather growth influences blood mercury level of young songbirds. *Environmental toxicology and chemistry / SETAC*, v. 28, n. 2, p. 395–401, 2009.
- CUSTER, T. W.; CUSTER, C. M.; JOHNSON, K. M.; HOFFMAN, D. J. Mercury and other element exposure to tree swallows (*Tachycineta bicolor*) nesting on Lostwood National Wildlife Refuge, North Dakota. *Environmental Pollution*, v. 155, n. 217-226, 2008.
- CUSTER, T. W.; CUSTER, C. M.; THOGMARTIN, W. E.; DUMMER, P. M.; ROSSMANN, R.; KENOW, K. P.; MEYER, M. W. Mercury and other element exposure in tree swallows nesting at low pH and neutral pH lakes in northern Wisconsin USA. *Environmental Pollution*, v. 163, p. 68-76, 2012.
- CHEREL, Y.; BARBRAUD, C.; LAHOURNAT, M.; JAEGER, A.; JAQUEMET, S.; WANLESS, R. M.; BUSTAMANTE, P. Accumulate or eliminate? Seasonal mercury dynamics in albatrosses, the most contaminated family of birds. *Environmental Pollution*, v. 241, p. 124–135, 2018.
- CRUZ-FLORES, M.; MILITÃO, T.; RAMOS, R.; GONZÁLEZ-SOLÍS, J. Using marine isoscapes to infer movements of oceanic migrants: The case of Bulwer's petrel, *Bulweria bulwerii*, in the Atlantic Ocean. *PloS one*, v. 13, n. 6, p. e0198667, 2018.
- DAUWE, T.; BERVOETS, L.; BLUST, R.; PINXTEN, R.; EENS, M. Can excrement and feathers of nestling songbirds be used as biomonitors for heavy metal pollution. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39, 541–546, 2000.

DEL LAMA, S. N.; ROCHA, C. D.; JARDIM, W. F.; TSAI, J. S.; FREDERICK, P. C. Sedentary nestlings of Wood Stork as monitors of mercury contamination in the gold mining region of the Brazilian Pantanal. *Environmental Research*, v. 111, n. 8, p. 1091-1095, 2011.

DE MEDEIROS COSTA, G.; LÁZARO, W. L.; SANPERA, C.; SÁNCHEZ-FORTÚN, M.; DOS SANTOS FILHO, M.; DÍEZ, S. *Rhamphotheca* as a useful indicator of mercury in seabirds. *Science of The Total Environment*, v. 754, p. 141730, 2021.

DE MEDEIROS COSTA, G.; LÁZARO, W. L.; HURTADO, T. C.; TEODORO, P. E.; GUIMARÃES, J. R. D.; IGNÁCIO, Á. R. A.; DÍEZ, S. New insights on the use of bill sheath as a biomonitoring tool for mercury in two kingfisher species: A comparison with different tissues. *Environmental research*, v. 218, p. 114966, 2023.

DOLGOVA, S.; POPP, B. N.; COURTOREILLE, K.; ESPIE, R. H.; MACLEAN, B.; MCMASTER, M.; HEBERT, C. E. Spatial trends in a biomagnifying contaminant: Application of amino acid compound-specific stable nitrogen isotope analysis to the interpretation of bird mercury levels. *Environmental toxicology and chemistry*, v. 37, n. 5, p. 1466-1475, 2018.

DURKALEC, M.; MARTÍNEZ-HARO, M.; NAWROCKA, A.; PAREJA-CARRERA, J.; SMITS, J. E.; MATEO, R. Factors influencing lead, mercury and other trace element exposure in birds from metal mining areas. *Environmental Research*, v. 212, p. 113575, 2022.

EINODER, L. D.; MACLEOD, C. K.; COUGHANOWR, C. Metal and isotope analysis of bird feathers in a contaminated estuary reveals bioaccumulation, biomagnification, and potential toxic effects. *Archives of environmental contamination and toxicology*, v. 75, n. 1, p. 96-110, 2018.

EAGLES-SMITH, C. A.; ACKERMAN, J. T.; ADELSBACH, T. L.; TAKEKAWA, J. Y.; MILES, A. K.; KEISTER, R. A Mercury correlation among six tissues for four waterbird species breeding in San Francisco Bay, California, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, v. 27, n. 10, p. 2136-2153, 2008.

EAGLES-SMITH, C. A.; ACKERMAN, J. T.; WILLACKER, J. J.; TATE, M. T.; LUTZ, M. A.; FLECK, J. A.; PRITZ, C. F. Spatial and temporal patterns of mercury concentrations in freshwater fish across the Western United States and Canada. *Science of the Total Environment*, v. 568, p. 1171-1184, 2016.

ENGLISH, M. D.; ROBERTSON, G. J.; O'DRISCOLL, N. J.; KLAPSTEIN, S. J.; PECK, L. E.; MALLORY, M. L. Variation in isotopic niche, digestive tract morphology,

and mercury concentrations in two sympatric waterfowl species wintering in Atlantic Canada. *FACETS*, v. 5, n. 1, p. 393-408, 2020.

ESPÍN, S., GARCÍA-FERNÁNDEZ, A. J., HERZKE, D., SHORE, R. F., VAN HATTUM, B., MARTÍNEZ-LÓPEZ, E.; COEURDASSIER M.;EULAERS, I.; FRITSCH, C.; GÓMEZ-RAMIREZÑ P.; JASPERS, V. L. B. Tracking pan-continental trends in environmental contamination using sentinel raptors—what types of samples should we use?. *Ecotoxicology*, v. 25, n. 4, p. 777-801, 2016.

FRANCESCHINI, M. D.; EVERS, D. C.; KENOW, K. P.; MEYER, M. W.; POKRAS, M.; ROMERO, L. M. Mercury correlates with altered corticosterone but not testosterone or estradiol concentrations in common loons. *Ecotoxicology and environmental safety*, v. 142, p. 348-354, 2017.

FORT, J.; LACOUÉ-LABARTHE, T.; NGUYEN, H. L.; BOUÉ, A.; SPITZ, J.; BUSTAMANTE, P. Mercury in wintering seabirds, an aggravating factor to winter wrecks? *Science of the Total Environment*, v. 527, p. 448-454, 2015.

FOURNIER, F.; KARASOV, W. H.; KENOW, K. P.; MEYER, M.W.; HINES, R. K. The oral bioavailability and toxicokinetics of methylmercury in common loon (*Gavia immer*) chicks. *Comp. Biochem. Physiol. - A Mol. Integr. Physiol*, v. 133, n. 703–714, 2002.

FUCHSMAN, P. C.; BROWN, L. E.; HENNING, M. H.; BOCK, M. J.; MAGAR, V. S. Toxicity reference values for methylmercury effects on avian reproduction: Critical review and analysis. *Environmental toxicology and chemistry*, v. 36, n. 2, p. 294-319, 2017.

GATT, M. C.; REIS, B.; GRANADEIRO, J. P.; PEREIRA, E.; CATRY, P. Generalist seabirds as biomonitors of ocean mercury: The importance of accurate trophic position assignment. *Science of The Total Environment*, v. 740, p. 140159, 2020.

GATT, M. C.; FURTADO, R.; GRANADEIRO, J. P.; LOPES, D.; PEREIRA, E.; CATRY, P. Untangling causes of variation in mercury concentration between flight feathers. *Environmental Pollution*, v. 269, p. 116105, 2021.

HEBERT, C. E. The river runs through it: The Athabasca River delivers mercury to aquatic birds breeding far downstream. *PloS one*, v. 14, n. 4, p. e0206192, 2019.

HONDA, K.; YAMAMOTO, Y.; HIDAKA, H.; TATSUKAWA, R. Heavy metal accumulations in Adélie penguin, *Pygoscelis adeliae*, and their variations with the reproductive processes. *Memoirs of National Institute of Polar Research*, v. 40, p. 443-453, 1986.

- HOPKINS, W. A.; HOPKINS, L. B.; UNRINE, J. M.; SNODGRASS, J.; ELLIOT, J. D. Mercury concentrations in tissues of osprey from the Carolinas, USA. *The Journal of Wildlife Management*, v. 71, n. 6, p. 1819-1829, 2007.
- HOSSEINI, M.; NABAVI, S. M. B.; PARSA, Y. Bioaccumulation of trace mercury in trophic levels of benthic, benthopelagic, pelagic fish species, and sea birds from Arvand River, Iran. *Biological Trace Element Research*, v. 156, n. 1-3, p. 175-180, 2013.
- HOWIE, M. G.; JACKSON, A. K.; CRISTOL, D. A. Spatial extent of mercury contamination in birds and their prey on the floodplain of a contaminated river. *Science of the Total Environment*, v. 630, p. 1446-1452, 2018.
- JACKSON, A. K.; EVERS, D. C.; ETTERSON, M. A.; CONDON, A. M.; FOLSOM, S. B.; DETWEILER, J.; CRISTOL, D. A. Mercury exposure affects the reproductive success of a free-living terrestrial songbird, the Carolina Wren (*Thryothorus ludovicianus*). *The Auk*, v. 128, n. 4, p. 759-769, 2011.
- KAHLE, S.; BECKER, P. H. Bird blood as bioindicator for mercury in the environment. *Chemosphere*, v. 39, n. 14, p. 2451-2457, 1999.
- KENOW, K. P.; MEYER, M. W.; HINES, R. K.; KARASOV, W. H. Distribution and accumulation of mercury in tissues of captive-reared common loon (*Gavia immer*) chicks. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, v. 26, n. 5, p. 1047-1055, 2007.
- KICKBUSH, J. C.; MALLORY, M. L.; MURIMBOH, J. D.; RAND, J.; KLAPSTEIN, S. J.; LODER, A. L.; O'DRISCOLL, N. J. The influence of avian biovectors on mercury speciation in a bog ecosystem. *Science of the Total Environment*, v. 637, p. 264-273, 2018.
- KRAMAR, D. E.; CARSTENSEN, B.; PRISLEY, S.; CAMPBELL, J. Mercury concentrations in blood and feathers of nestling Bald Eagles in coastal and inland Virginia. *Avian Research*, v. 10, n. 1, p. 1-7, 2019.
- LACERDA, L. D.; MALM, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. *Estudos Avançados USP.*, v.22, n.63, p.173-190, 2008.
- LANE, O.; ADAMS, E. M.; PAU, N.; O'BRIEN, K. M.; REGAN, K.; FARINA, M.; ZARUDSKY, J. Long-term monitoring of mercury in adult saltmarsh sparrows breeding in Maine, Massachusetts and New York, USA 2000–2017. *Ecotoxicology*, v. 29, n. 8, p. 1148-1160, 2020.
- LÁZARO, W. L.; GUIMARÃES, J. R.; IGNÁCIO, Á. R.; DA SILVA, C. J.; DÍEZ, S. Cyanobacteria enhance methylmercury production: A hypothesis tested in the periphyton

of two lakes in the Pantanal floodplain, Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 456-457, p. 231-238, 2013.

LÁZARO, W. L.; DÍEZ, S.; DA SILVA, C. J.; IGNÁCIO, Á. R.; GUIMARÃES, J. R. Waterscape determinants of net mercury methylation in a tropical wetland. *Environmental Research*, v. 150, p. 438-445, 2016.

LÁZARO, W. L.; DÍEZ, S.; DA SILVA, C. J.; IGNÁCIO, Á. R.; GUIMARÃES, J. R. Seasonal changes in peryphytic microbial metabolism determining mercury methylation in a tropical wetland. *Science of the Total Environment*, v. 627, p. 1345-1352, 2018.

LÁZARO, W. L.; DÍEZ, S.; BRAVO, A. G.; DA SILVA, C. J.; IGNÁCIO, Á. R. GUIMARAES, J. R.; Cyanobacteria as regulators of methylmercury production in periphyton. *Science of the total environment*, v. 668, p. 723-729, 2019.

LOCKHART, W.; STERN, G.; WAGEMANN, R.; HUNT, R.; METNER, D.; DELARONDE, J.; DUNN, B.; STEWART, R.; HYATT, C.; HARWOOD, L. Concentrations of mercury in tissues of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from several communities in the Canadian Arctic from 1981 to 2002. *Science of the Total Environment*, v.351, p. 391-412, 2005.

LOW, K. E.; RAMSDEN, D. K.; JACKSON, A. K.; EMERY, C.; ROBINSON, W. D.; RANDOLPH, J.; EAGLES-SMITH, C. A. Songbird feathers as indicators of mercury exposure: high variability and low predictive power suggest limitations. *Ecotoxicology*, p. 1-12, 2019.

LOW, K. E.; RAMSDEN, D. K.; JACKSON, A. K.; EMERY, C.; ROBINSON, W. D.; RANDOLPH, J.; EAGLES-SMITH, C. A. Songbird feathers as indicators of mercury exposure: high variability and low predictive power suggest limitations. *Ecotoxicology*, v. 29, n. 8, p. 1281-1292, 2020.

MA, Y.; ZHENG, W.; AN, Y.; CHEN, L.; XU, Q.; JIANG, A. Mercury contamination in terrestrial predatory birds from Northeast China: Implications for species and feather type selection for biomonitoring. *Ecological Indicators*, v. 130, p. 108108, 2021.

MAJIDI, Y.; BAHRAMIFAR, N.; GHASEMPOURI, S. M. Pattern of mercury accumulation in different tissues of migratory and resident birds: Western reef heron (*Egretta gularis*) and Siberian gull (*Larus heuglini*) in Hara International Wetland—Persian Gulf. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 187, n. 1, p. 4082, 2015.

MALLORY, M. L.; BRAUNE, B. M.; PROVENCHER, J. F.; CALLAGHAN, D. B.; GILCHRIST, H. G.; EDMONDS, S. T.; ALLARD, K.; O'DRISCOLL, N. J. Mercury

concentrations in feathers of marine birds in Arctic Canada. *Marine Pollution Bulletin*, v. 98, n. 1, p. 308-313, 2015.

MIKONI, N. A.; POPPENG, R.; ACKERMAN, J. T.; FOLEY, J.; HAZLEHURST, J.; PURDIN, G.; ASTON, L.; HARGRAVE, S.; JELKS K.; TELL, L. A. Trace element contamination in feather and tissue samples from Anna's hummingbirds. *Ecological Indicators*, v. 80, p. 96–105, 2017.

PETERSON, S. H.; ACKERMAN, J. T.; EAGLES-SMITH, C. A. Mercury contamination and stable isotopes reveal variability in foraging ecology of generalist California gulls. *Ecological indicators*, v. 74, p. 205-215, 2017.

PETERSON, S. H.; ACKERMAN, J. T.; TONEY, M.; HERZOG, M. P. Mercury concentrations vary within and among individual bird feathers: a critical evaluation and guidelines for feather use in mercury monitoring programs. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 38, n. 6, p. 1164-1187, 2019.

PYLE, P.; SARACCO, J. F.; DESANTE, D. F. Evidence of widespread movements from breeding to molting grounds by North American landbirds. *The Auk: Ornithological Advances*, v. 135, n. 3, p. 506-520, 2018.

PLESSL, C.; JANDRISITS, P.; KRACHLER, R.; KEPLER, B. K.; JIRSA, F. Heavy metals in the mallard *Anas platyrhynchos* from eastern Austria. *Science of The Total Environment*, v. 580, p. 670-676, 2017.

PRATTE, I.; TOMLIK, M. D.; BETSCH, T. A.; BRAUNE, B. M.; MILTON, G. R.; MALLORY, M. L. Trace elements in eggs of common eiders (*Somateria mollissima*) breeding in Nova Scotia, Canada. *Marine pollution bulletin*, v. 100, n. 1, p. 586-591, 2015.

RAMOS, R.; GONZÁLEZ-SOLÍS, J.; FORERO, M. G.; MORENO, R.; GÓMEZ-DÍAZ, E.; RUIZ, X.; HOBSON, K. A. The influence of breeding colony and sex on mercury, selenium and lead levels and carbon and nitrogen stable isotope signatures in summer and winter feathers of *Calonectris shearwaters*. *Oecologia*, v. 159, n. 2, p. 345-354, 2009a.

RAMOS, R.; MILITAO, T.; GONZÁLEZ-SOLÍS, J. A. C. O. B.; RUIZ, X. Moulting strategies of a long-distance migratory seabird, the Mediterranean Cory's Shearwater *Calonectris diomedea diomedea*. *Ibis*, v. 151, n. 1, p. 151-159, 2009b.

RAMOS, R.; RAMÍREZ, F.; CARRASCO, J. L.; JOVER, L. Insights into the spatiotemporal component of feeding ecology: an isotopic approach for conservation management sciences. *Diversity and Distributions*, v. 17, n. 2, p. 338-349, 2011.

- RAYGOZA-VIERA, J. R.; RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C.; RUELAS-INZUNZA, J.; PÁEZ-OSUNA, F. The use of blood in *Anas clypeata* as an efficient and non-lethal method for the biomonitoring of mercury. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, v. 91, n. 1, p. 42-48, 2013.
- RENEDO, M.; AMOUROUX, D.; DUVAL, B.; CARRAVIERI, A.; TESSIER, E.; BARRE, J.; BUSTAMANTE, P. Seabird tissues as efficient biomonitoring tools for Hg isotopic investigations: Implications of using blood and feathers from chicks and adults. *Environmental science & technology*, v. 52, n. 7, p. 4227-4234, 2018.
- ROQUE, I.; LOURENÇO, R.; MARQUES, A.; COELHO, J. P.; COELHO, C.; PEREIRA, E.; ROULIN, A. Barn owl feathers as biomonitors of mercury: sources of variation in sampling procedures. *Ecotoxicology*, v. 25, n. 3, p. 469-480, 2016.
- RUTKOWSKA, M.; BAJGER-NOWAK, G.; KOWALEWSKA, D.; BZOMA, S.; KALISIŃSKA, E.; NAMIEŚNIK, J.; KONIECZKA, P. Methylmercury and total mercury content in soft tissues of two bird species wintering in the Baltic Sea near Gdansk, Poland. *Chemosphere*, v. 219, p. 140-147, 2019.
- SICK, H. *Ornitologia Brasileira*. 3 ed. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, PP. 251, 2001.
- SOLDATINI, C.; SEBASTIANO, M.; ALBORES-BARAJAS, Y.V.; ABDELGAWAD, H.; BUSTAMANTE, P.; COSTANTINI, D. Mercury exposure in relation to foraging ecology and its impact on the oxidative status of an endangered seabird. *Science of the Total Environment*, p. 138131, 2020.
- SCHEUHAMMER, A.; BRAUNE, B.; CHAN, H. M.; FROUIN, H.; KREY, A.; LETCHER, R.; LOSETO, L.; NOËL, M.; OSTERTAG, S. ROSS, P. Recent progress on our understanding of the biological effects of mercury in fish and wildlife in the Canadian Arctic. *Science of the Total Environment*, v. 509, p. 91-103, 2015.
- SCOVILLE S. A.; VARIAN-RAMOS, C. W.; ADKINS, G. A.; SWADDLE, J. P.; MARGARET S.; SAHA, M. S.; CRISTOL, D. A. Mercury delays cerebellar development in a model songbird species, the zebra finch. *Ecotoxicology*. part of Springer Nature, 2020.
- SZUMIŁO-PILARSKA, E.; FALKOWSKA, L.; GRAJEWSKA, A.; MEISSNER, W. Mercury in feathers and blood of gulls from the Southern Baltic coast, Poland. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 228, n. 4, p. 138, 2017.
- THEÓPHILO, C. Y. S. **Quantificação de metilmercúrio, mercúrio e outros elementos tóxicos em penas de Petréis-gigantes-do-sul (*Macronectes giganteus*) das Shetland do Sul, Antártica** - Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2021.

- THORNE, L. H.; FUIRST, M.; VEIT, R.; BAUMANN, Z. Mercury concentrations provide an indicator of marine foraging in coastal birds. *Ecological Indicators*, v. 121, p. 106922, 2021.
- VARELA, Z.; GARCÍA-SEOANE, R.; FERNÁNDEZ, J. A.; CARBALLEIRA, A.; ABOAL, J. R. Study of temporal trends in mercury concentrations in the primary flight feathers of *Strix aluco*. *Ecotoxicology and environmental safety*, v. 130, p. 199-206, 2016.
- VIZUETE, J.; PÉREZ-LÓPEZ, M.; MÍGUEZ-SANTIYÁN, M. P.; HERNÁNDEZ-MORENO, D. Mercury (Hg), lead (Pb), cadmium (Cd), selenium (Se), and arsenic (As) in liver, kidney, and feathers of gulls: A review. In: *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 247*. Springer, Cham, p. 85-146, 2018.
- WHITNEY, M. C.; CRISTOL, D. A. Impacts of sublethal mercury exposure on birds: a detailed review. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 244*, p. 113-163, 2017.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). International Program on Chemical Safety. Environmental Health Criteria 101: Methylmercury. World Health Organization. Geneva, p.60-99, 1990.
- ZAMANI-AHMADMAHMOODI, R.; ESMAILI-SARI, A.; GHASEMPOURI, S. M.; SAVABIEASFAHANI, M. Mercury levels in selected tissues of three kingfisher species; *Ceryle rudis*, *Alcedo atthis*, and *Halcyon smyrnensi*, from Shadegan Marshes of Iran. *Ecotoxicology*, V. 18, p.319–324, 2009.
- ZAMANI-AHMADMAHMOODI, R.; MALEKABADI, M. B.; RAHIMI, R.; JOHARI, S. A. Aquatic pollution caused by mercury, lead, and cadmium affects cell growth and pigment content of marine microalga, *Nannochloropsis oculata*. *Environmental monitoring and assessment*, v. 192, p. 1-11, 2020.
- ZHAO, L.; ANDERSON, C. W. N, QIU, G.; MENG, B.; WANG, D.; FENG, X. Mercury methylation in paddy soil: source and distribution of mercury species at a Hg mining area, Guizhou Province, China. *Biogeosciences*, v.13, p. 2429– 2440, 2016.
- ZOLFAGHARI, G.; ESMAILI-SARI, A.; GHASEMPOURI, S. M.; KIABI, B. H. Examination of mercury concentration in the feathers of 18 species of birds in southwest Iran. *Environmental research*, v. 104, n. 2, p. 258-265, 2007.