FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA

NÚCLEO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO REGIONAL E MEIO AMBIENTE

LEVANTAMENTO DAS CONCENTRAÇÕES DE MERCÚRIO EM AVES AQUÁTICAS DA BACIA DO RIO MADEIRA, AMAZÔNIA OCIDENTAL.

ÂNGELA NETA DIAS DOS SANTOS

Porto Velho (RO)
2018

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA

NÚCLEO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO REGIONAL E MEIO AMBIENTE

LEVANTAMENTO DAS CONCENTRAÇÕES DE MERCÚRIO EM AVES AQUÁTICAS DA BACIA DO RIO MADEIRA, AMAZÔNIA OCIDENTAL.

ÂNGELA NETA DIAS DOS SANTOS

Orientador: Prof. Dr. Wanderley Rodrigues Bastos

Dissertação de Mestrado apresentado junto ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente, Área de Concentração em Ambiente, Saúde e Sustentabilidade para obtenção de título de Mestre em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente.

Porto Velho (RO)
2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

Fundação Universidade Federal de Rondônia

Gerada automaticamente mediante informações fornecidas pelo(a) autor(a)

S231l Santos, Ângela Neta Dias dos.

Levantamento das concentrações de mercúrio em aves aquáticas da Bacia do Rio Madeira, Amazônia ocidental / Ângela Neta Dias dos Santos. -- Porto Velho, RO, 2018.

85 f. : il.

Orientador(a): Prof. Dr. Wanderley Rodrigues Bastos

Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) - Fundação Universidade Federal de Rondônia

1.Aves aquáticas. 2.mercúrio. 3.metilmercúrio. 4.Amazônia. I. Bastos, Wanderley Rodrigues. II. Título.

CDU 549.291(811.1)

Bibliotecário(a) Cristiane Marina Teixeira Girard CRB 11/897

ÂNGELA NETA DIAS DOS SANTOS

LEVANTAMENTO DAS CONCENTRAÇÕES DE MERCÚRIO EM AVES AQUÁTICAS DA BACIA DO RIO MADEIRA, AMAZÔNIA OCIDENTAL

Comissão Examinadora

Dr. Wanderley Rodrigues Bastos
Orientador
Fundação Universidade Federal de Rondônia

Dra. Mariangela Soares de Azevedo
Membro Interno
Fundação Universidade Federal de Rondônia

Dr. Dario Pires de Carvalho
Membro Externo
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Porto Velho, 26 de outubro de 2017.

Resultado: Aprovado

Scanned by CamScanner

DEDICATÓRIA

A minha família e amigos, pelo o amor, paciência, carinho e estímulo que me ofereceram, dedico-lhes esta conquista como gratidão.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por me conceder saúde e força para seguir a minha jornada.

Sou grata por ter uma família que sempre me apoiou e acreditou em mim, mesmo nos meus momentos de desespero e que muitas vezes achei que não iria conseguir, em especial a minha mãe, Maria da Glória, irmã Adirleide (Neguinha) e meu cunhado Leonardo (Leozinho) e sobrinha, Sofia (Sofsof).

Aos meus colegas de sala, Leo, Ju, Izabela, Isaac, Gisele, Carol e Vanessa, pelo companheirismo durante estes dois anos do mestrado.

Aos professores do programa PGDRA, pelos ensinamentos e compreensão.

Aos meus amigos, que deixaram de ser apenas amigos para se tornarem irmão de coração, Aline Andriolo, Emília Bortoleto e Vanessa Mendes. Contribuíram em diversos momentos nesta minha fase.

A toda equipe do Laboratório de Biogeoquímica da UNIR, em especial, Cássio Cabral, Walkimar, Dario, Cristina, Célia, Sr. Antônio, aos quais contribuíram grandiosamente para que eu conseguisse realizar este trabalho.

Aos moradores da comunidade de Lavras, dona Sebastiana, senhor Lino e Elton, aos quais deram total apoio para realizar a atividade em campo, além de me recepcionar carinhosamente em sua residência.

À coordenação do mestrado, a profa. Mariângela e a dona Izabel, pela compreensão e paciência em sempre esclarecer nossas dúvidas.

Ao meu orientador, Wanderley R. Bastos, ao qual tive a imensa sorte em tê-lo como orientador. Sou grata por sua paciência e por tudo que aprendi durante este período como sua aluna.

À CAPES pela a bolsa concedida.

RESUMO

O mercúrio (Hg), na sua forma química mais tóxica, a metilada, é facilmente bioacumulada e biomagnificada por organismos aquáticos por meio da exposição trófica. No século passado, o rio Madeira sofreu intenso lançamento de Hg (fase metálica) para o meio ambiente, no processo de garimpagem do ouro. Mesmo com a redução desta atividade, concentrações de Hg no meio aquático continuam se mantendo. As aves, por ocuparem posição trófica elevada, têm sido utilizadas como sentinelas da contaminação ambiental por Hg. Este estudo teve como objetivo determinar se as concentrações de Hg entre as diferentes espécies de aves variam conforme seus hábitos alimentares, sexo e idade. Neste estudo foi encontrado uma colônia de aves aquática localizado em uma comunidade ribeirinha no município de Humaitá/AM ao qual foi determinado como a área de estudo. Foram coletadas amostras de penas e tecidos internos das espécies *E. thulla, A. cocoi, A. alba, C. cochlearius, N. brasilianus, A. anhinga, C. atratus, P. simplex* e o *C. rupestres*. Todos os tecidos coletados (músculo, fígado, rim, pulmão, coração, cérebro, sangue e penas) foram previamente preparados no laboratório para a determinação de Hg total (HgT), apenas as amostras de penas foram quantificadas também para metil-mercúrio (MeHg). A *P. simplex* foi a que apresentou a maior média da concentração de HgT nas penas (12,810 $mg.kg^{-1}$). O *C. atratus*, apresentou a segunda maior média de HgT nas penas (9,933 $mg.kg^{-1}$). Dentre as espécies dos Ardeídeos, o *C. cochlearius* foi a que apresentou maior média na concentração de HgT (4,930 $mg.kg^{-1}$). A *A. cocoi* foi a segunda maior média da concentração de mercúrio nas penas (4,036 $mg.kg^{-1}$), seguida da *E. thulla* (3,943 $mg.kg^{-1}$) e *A. alba* (3,813 $mg.kg^{-1}$). As espécies *A. anhinga* e o *N. brasilianus*, apresentaram médias de 3,690 $mg.kg^{-1}$ e 2,915 $mg.kg^{-1}$, respectivamente. Por último, com a menor média de HgT nas penas ficou o *C. rupestres*, com média 0,898 mg/kg. A ampla variação nas concentrações de mercúrio em aves está associada, principalmente às diferenças nas dietas das espécies e na estratégia de forrageamento. Quando comparamos a porcentagem de MeHg presente nas penas das espécies, observamos que houve elevada diferença significativa entre o *C. atratos* e a *A. alba*. Assim, como também entre as espécies *A. cocoi* e *A. alba*. Já a espécie *E. thulla*, apresentou diferença significativa baixa para as espécies *N. brasilianus, C. atratus, A. cocoi e A. anhinga*. Esta diferença também ocorreu entre as espécies *N. brasilianus* e *A. alba*. Nas demais espécies, não houve diferença significativa. Como o esperado, a pena apresentou maior média da concentração de HgT (5,078 $mg.kg^{-1}$). O fígado, em comparação com os demais tecidos internos, foi o que apresentou maior concentração de HgT (0,757 $mg.kg^{-1}$). Na sequência, o rim teve a terceira maior média nas concentrações de HgT (0,382 $mg.kg^{-1}$). O pulmão teve média de 0,339 $mg.kg^{-1}$ e o coração 0,299 $mg.kg^{-1}$. Já para o músculo foi 0,235 $mg.kg^{-1}$. O sangue apresentou média de 0,229 $mg.kg^{-1}$ e o cérebro de 0,118 $mg.kg^{-1}$. Com relação à idade, neste estudo não houve diferença com relação aos jovens e adultos para os níveis de concentrações de HgT e MeHg. Porém, quando comparamos com relação à porcentagem de MeHg que estes indivíduos estão eliminando por meio das penas, observamos uma diferença significativa entre estes grupos, indicando que os indivíduos adultos estão eliminando maior concentração de MeHg pelas penas. Contudo, este estudo mostrou que os indivíduos que ocupam nível trófico mais elevado, estão sujeitos à maior exposição à contaminação por Hg via alimentar. Desta forma, as aves aquáticas são consideradas boas indicadoras de contaminação ambiental por mercúrio. Além disso, as penas e o sangue podem ser consideradas boas matrizes para a determinação de mercúrio no ambiente, pois, ambas se tratam de metodologias que não necessita sacrificar o animal para a coleta de amostras.

Palavras-Chave: Aves aquáticas, mercúrio, metilmercúrio, Amazônia.

ABSTRACT

The most toxic chemical form of Mercury (Hg), methylated, is easily biocumulated and biomagnificated by aquatic organisms through trophic exposure. In the last century, the Madeira river suffered an intense release of Hg (metal phase) on its environment due to gold mining operations. Even with the reduction of this activity, the Hg concentrations in the aquatic environments are still holding. Since the birds, occupy a high trophic position, they have been used as sentinels of environmental contamination. This study aimed to determine if the Hg concentration varies between different species of birds that have different eating habits, gender and age. In this study, a colony of aquatic birds located in a riverside community located in Humaitá/AM was find and determined as the study area. Feather and internal tissues samples of the species *E. thulla, A. cocoi, A. alba, C. cochlearius, N. brasilianus, A. anhinga, C. atratus, P. Simplex* and *C. Rupestres* were collected. All collected tissues (muscle, liver, kidney, lungs, heart, brain, blood and feathers) were previously prepared in the laboratory for the determination of total Hg (HgT), only the feathers were also quantified for methylmercury (MeHg). The *P. simplex* presented the highest average concentration of HgT on the feathers (12.810 $mg.kg^{-1}$). The *C. atratus*, presented the second highest average of HgT on the feathers (9.933 $mg.kg^{-1}$). Among the Ardeidae species, the C. *cochlearius* presented the highest average concentration of HgT (4.930 $mg.kg^{-1}$). The *A. cocoi* had the second highest average of mercury concentration in the feathers (4.036 $mg.kg^{-1}$), followed by *E. thulla* (3.943 $mg.kg^{-1}$) and *A. alba* (3.813 $mg.kg^{-1}$). The species *A. anhinga* and *Brasilianus*, showed averages of 2.915 and 3.690 $mg.kg^{-1}$, respectively. Finally, the lowest average of HgT in the feathers was associated to the *C. rupestres*, 0.898 mg/kg. The wide variation in the concentrations of mercury in birds is mainly associated to the differences in the diets of the species and foraging strategy. When the percentage of MeHg on the feathers of the species were compared it was observed a high significant difference between the *C. atratos* and *A. alba*. As well as between the species *A. cocoi* and *A. alba*. While the specie *E. thulla* showed a low significant difference to the species *B. brasilianus, C. atratus, A. cocoi* and *A. anhinga*. This difference also occurred among the species *B. brasilianus* and *A. alba*. There were no significant differences in other species. As expected, the feather showed the highest average concentration of HgT (5.078 $mg.kg^{-1}$). When comparing the liver to the other internal tissues, it showed the highest concentration of HgT (0.757 $mg.kg^{-1}$). Followed by the kidney, that had the third highest HgT average concentrations (0.382 $mg.kg^{-1}$). The lung and heart had an average concentration of 0.339 0.299 $mg.kg^{-1}$, respetively. While the muscle had 0.235 $mg.kg^{-1}$. The blood showed an average of 0.229 $mg.kg^{-1}$ and the brain showed an average of 0.118 $mg.kg^{-1}$. Regarding the age, there was no difference in HgT and MeHg concentrations between young and adults birds in this study. However, when comparing the percentage of MeHg that these individuals are eliminating through their legs a significant difference between these groups was observed, indicating that the adults are eliminating higher concentrations of MeHg by its feathers. However, this study showed that individuals that occupy higher trophic level, are subject to greater exposure to Hg contamination. Therefore, the waterfowl are considered a good indicators of environmental contamination by mercury. In addition, the feathers and blood may be considered good matrices for the determination of mercury in the environment, since both deal with methodologies that do not need animal sacrifice for sample collection.

Keywords: Waterfowl, mercury, methylmercury, Amazon.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa do rio Madeira evidenciando a localidade de Lavras abaixo da cidade de Humaitá e antes da cidade de Manicoré (AM). 22

Figura 2: Imagem Landsat evidenciando a localização da comunidade de Lavras e o ninhal no baixo rio Madeira, Humaitá, Amazonas, Brasil. 23

Figura 3: Levantamento qualitativo preliminar das aves aquáticas e o reconhecimento da área de estudo pelo o método de transecto com barco a motor. 24

Figura 4: Busca ativa no ninhal. 25

Figura 5: Busca ativa em praias no rio Madeira, próximo à comunidade de Lavras. 26

Figura 6: (A) Captura manual dos espécimes. (B) Indivíduo juvenil da espécie *A. cocoi*. 27

Figura 7: (A) Coleta de amostras de penas das espécies capturadas. (B) Pesagem do espécime capturado. 28

Figura 8: Imagem da captura manual de filhotes. 29

Figura 9: Preparação do indivíduo para a coleta de sangue (A). Marcação com caneta permanente no indivíduo após a coleta de sangue e penas (B). 30

Figura 10: Coleta do material biológico dos espécimes encontrados mortos no ninhal. 31

Figura 11: Amostras de penas em solução de EDTA 0,01% para a retirada dos potenciais metais adsorvidos. 32

Figura 12: Preparação de amostras para a digestão em solução sulfonítrica ($1H_2SO_4$: $1HNO_3$). 33

Figura 13: (A) Preparação da mistura química dos ácidos sulfúrico e do ácido nítrico ($1H_2SO_4$: $1HNO_3$). (B) Digestão de amostras em bloco digestor. 34

Figura 14: Quantificação das concentrações de HgT por espectrofotometria de absorção atômica acoplada ao gerador de vapor frio (FIMS- 400). 34

Figura 15: (A) Preparação das amostras para análises. (B) Organização das amostras no no amostrador automático do equipamento (CG-AFS) para análise. 35

Figura 16: Quantificação de MeHg no equipamento de cromatografia gasosa acoplado ao espectrofotômetro de fluorescência atômica (CG-AFS). 36

Figura 17: Comparação das concentrações de Hg_{Total} ($mg.kg^{-1}$) nas penas das espécies de aves estudadas. 51

Figura 18: Comparação das concentrações de Mercúrio Orgânico (MeHg) nas penas das espécies de aves estudadas. 52

Figura 19: Porcentagem da relação [MeHg-HgT] (%) nas penas das espécies de aves estudadas. 53

Figura 20: Comparação da determinação de HgT (mg.kg^{-1}) nas penas e nos tecidos internos das aves estudadas. 57

Figura 21: Comparação dos níveis de HgT (mg.kg^{-1}) nas penas das espécies de aves estudadas considerando a idade dos indivíduos. 58

Figura 22: Comparação das concentrações de MeHg (mg.kg^{-1}) nas penas das espécies de aves estudadas considerando a idade dos indivíduos. 60

Figura 23: Porcentagem da relação [MeHg-HgT] (mg.kg^{-1}) nas penas das espécies de aves estudadas considerando a idade. 60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Tipos de bioindicadores e suas principais características..... 15

Tabela 2: Controle de qualidade analítico para as determinações de HgT e MeHg..... 38

Tabela 3: Espécies que utilizam o ninhal para reprodução na região do baixo rio Madeira..... 40

Tabela 4: Concentração média (mín. e máx.) de HgT e MeHg (mg/kg) nas penas das aves da bacia do rio Madeira..... 46

Tabela 5: Concentração média (mín. e máx.) de Hg_{Total} ($mg.kg^{-1}$) em pena, sangue, fígado, músculo, rim, cérebro, coração e pulmão das aves da bacia do rio Madeira..... 54

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

$H_2SO_4HNO_3$ (1:1) - Ácidos sulfúrico e ácido nítrico (Solução sulfonítrica)

Ag - prata

Au - ouro

Cd - cádmio

CEMAVE - Centro de Pesquisas para a Conservação de Aves Silvestres

CG-AFS - Cromatografia gasosa acoplado ao espectrofotômetro de fluorescência atômica

Cl_2 - cloro

Cu - cobre

EAA-VF - Espectrofotometria de absorção atômica acoplada ao gerador de vapor frio

EDTA - Ácido etilenodiamino tetra-acético

FIMS – 400 - Espectrofotometria de absorção atômica acoplada ao gerador de vapor frio

Hg - mercúrio

HgS - cinábrio ou sulfeto de mercúrio

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

$KMnO_4$ - Solução de permanganato de potássio)

KOH - hidróxido de potássio

MeHg - metilmercúrio

$NaC_2H_3O_2$ - Acetato de sódio

Pb - chumbo

SISBIO – Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade

UNIR - Universidade Federal de Rondônia

Zn - zinco

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 5
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 6
2.1 Histórico do mercúrio 6
2.2 Propriedades e ocorrência do mercúrio e seu ciclo biogeoquímico 9
2.3 Mercúrio na região amazônica 11
2.4 Biomonitoramento ambiental 14
2.5 Aves como bioindicadores 16
2.6 Consequências da contaminação por mercúrio em aves 18
2.7 Colônias reprodutivas 20
3 OBJETIVOS 21
3.1 Objetivo Geral 21
3.2 Objetivos Específicos 21
4 MATERIAIS E MÉTODOS 21
4.1 Área de estudo 21
4.2 Coleta de dados 23
4.2.1 Transecto em barco a motor 23
4.2.2 Busca ativa de ninho na colônia 25
4.2.3 Busca ativa de ninho na praia 25
4.2.4 Captura das aves 26
4.2.5 Coleta das amostras 28
4.3 Procedimentos Laboratoriais 31
4.4 Metodologia de preparação das penas para análise 32
4.5 Digestão e preparação das amostras de penas para a determinação de HgT 33
4.6 Metodologia para análise das penas para as quantificações de metilmercúrio (MeHg) 34
4.7 Metodologia para análise de sangue para determinação de mercúrio total (HgT) 36
4.8 Metodologia para análise de tecidos internos para determinação de mercúrio total (HgT) 37
4.9 Controle de qualidade analítico 37

4.10 Análises estatísticas 38
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO 39
5.1 Identificação do ninhal 39
5.2 Coleta de dados 39
5.3 Riqueza das espécies na colônia e sua biologia 40
5.4 Predação 43
5.5 Colônias de aves praianas registrada próxima à comunidade de Lavras 44
5.6 Determinação da concentração de HgTotal e MeHg nas matrizes coletadas 45
5.7 Comparativo entre a determinação de mercúrio (HgT) nas penas e nos tecidos internos 53
5.8 Comparação dos níveis de HgT entre as espécies considerando a idade 57
5.9 Quantificação das concentrações de mercúrio em aves para o desenvolvimento regional 61
6 CONCLUSÃO 62
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS 63
REFERÊNCIAS 64
Anexo 74

1

2

1 INTRODUÇÃO

Os metais são disponibilizados no ambiente natural por processos de erosão, intemperismos, processos biológicos, entre outros. Mas, também podem ser disponibilizados por fontes antrópicas, como efluentes domésticos, industriais e pelo processo de mineração (PEREIRA et al., 2006). Alguns metais, como o cobre (Cu) e o zinco (Zn) são elementos que possuem funções essenciais para o correto funcionamento dos processos biológicos. No entanto, o mercúrio (Hg), assim como outros metais, a exemplo do chumbo (Pb) e o cádmio (Cd), não são essenciais ao metabolismo dos organismos e podem ser absorvidos pelos vegetais e animais, provocando graves intoxicações ao longo da cadeia alimentar (BAIRD; CANN, 2011).

Na Amazônia, o rio Madeira se destacou como a segunda mais importante região produtora de ouro, o rio Tapajós fora a primeira, durante as duas últimas décadas do século passado. Em ambas bacias hidrográficas, o uso do mercúrio no processo de amalgamação na mineração do ouro, acarretou em grandes lançamentos deste metal para os ecossistemas aquáticos dessa região (BASTOS; LACERDA, 2004).

Há alguns anos, iniciou-se a preocupação de como este mercúrio depositado na região do rio Madeira poderia estar afetando a saúde ambiental e da população local. Desta forma, foram tomadas diversas medidas com o intuito de diminuir a disponibilização do mercúrio no meio ambiente. Porém, estudos mais recentes identificaram que, mesmo depois que a atividade garimpeira de ouro se tornou bastante reduzida na região do rio Madeira, as concentrações elevadas do mercúrio no meio aquático, especialmente no pescado, continuam se mantendo.

Os efeitos causados pelos poluentes em animais de ambientes aquáticos têm sido amplamente estudados e divulgados. Porém, investigações da toxidade de metais pesados sobre populações de aves aquáticas na região Amazônica, ainda são bem escassos e necessitam de esclarecimentos, pois já é sabido que o acúmulo de níveis elevados de metais pesados é prejudicial para a saúde das aves. Mas, não há nenhuma informação que indique se as concentrações de Hg presentes no rio Madeira, na região da Comunidade de Lavras (Humaitá/AM) está comprometendo a saúde das aves aquáticas desta área.

Sendo assim, estudos que visam a identificação de espécies de aves aquáticas que sejam indicadoras da contaminação por Hg, com objetivo de avaliar o risco ambiental de

exposição ao qual estas espécies estão suscetíveis. Desta forma, gerando dados inéditos que contribuirão para o melhor conhecimento da relação desses metais com o grupo das aves, além de indicar possíveis níveis de toxidade desses animais por estes poluentes e a relação com a redução do bem-estar humano. Além disso, este estudo poderá auxiliar pesquisas de preservação e conservação de espécies desta região.

As aves aquáticas têm sido utilizadas como sentinelas da contaminação ambiental por elementos tóxicos por possuírem grande longevidade e por ocuparem posições elevadas nas cadeias tróficas, comparáveis ao do homem. Devido a este fator, as aves são muito utilizadas como uma boa e precoce indicação do potencial de poluição possível de atingir o ser humano em uma determinada região (ALTMEYER et al., 1991; VIEIRA, 2006; ALMEIDA, 2013).

O presente estudo, busca indicar se as espécies de aves aquáticas do rio Madeira presentes no ninhal localizado próximo à comunidade de Lavras, no município de Humaitá/AM, são potenciais indicadoras da contaminação por mercúrio. Visa-se diagnosticar a exposição das principais espécies dependentes de ambiente aquáticos que residem e se procriam nessa região. Assim como, verificar se as concentrações de mercúrio entre as diferentes espécies de aves desta região variam conforme seus hábitos alimentares, sexo e idade e, se há transferência de metil-mercúrio (MeHg) via o processo reprodutivo nestas aves.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Histórico do mercúrio

O mercúrio é um elemento químico simbolizado por Hg, uma redução da palavra grega *Hydrargyrus*, que significa prata líquida, devido à aparência semelhante à prata que apresenta em seu estado físico líquido à temperatura e pressão ambiente (FUKUSHIMA; AZEVEDO, 2015). Já para a Mitologia Romana, mercúrio é o mensageiro dos deuses, filho do Deus Júpiter e de Maia, a filha do titã Atlante, nome que foi dado pelos antigos ao primeiro planeta de nosso sistema solar (AZEVEDO, 2003).

O mercúrio está entre os seis primeiros elementos químicos descobertos e usados pelos antigos. Este metal, desde a sua descoberta, foi visto com grande reverência e

considerado mágico, devido ao seu aspecto e suas excepcionais qualidades (ALFONSO-GOLDFARB; FERRAZ, 2011).

O cinábrio ou sulfeto de mercúrio (HgS) era o único composto de mercúrio conhecidos pelos povos antigos (ALFONSO-GOLDFARB; FERRAZ, 2011; DE AZEVEDO, 2013). Este metal chamou muita atenção devido a sua coloração avermelhada e brilhante, que por muito tempo foi utilizado como pigmento em pinturas, na composição de cremes para pele e como fonte de mercúrio metálico pelas civilizações gregas, hindus, chinesas da antiguidade (STIGLIANI et al., 1991; COSTA et al., 2014). O arqueólogo Schliemann, durante suas viagens a Kurna, no Egito, relatou ter encontrado vestígio de mercúrio em sepulturas egípcias datadas por volta de 1500-1600 a.C. (STRATHERN, 2002; DA SILVA; ESTANISLAU, 2015).

Os gregos foram os primeiros a utilizarem a técnica de separação do mercúrio metálico a partir do cinábrio por condensação, conhecido como amalgamação (AZEVEDO, 2015). Porém, este processo já era utilizado pelos Fenícios e Cartagineses (2700 a.C.) para comercializar o mercúrio nas minas de ouro e prata de Almaden na Espanha (MALM, 1988; DA SILVA; ESTANISLAU, 2015). Este processo de amalgamação era similar ao utilizado hoje nas minas de ouro fino.

Este processo é possível devido ao fato do mercúrio ter a capacidade de dissolver outros metais, formando ligas, solução chamada amálgama. As amálgamas possuem várias aplicações práticas, sendo que as principais estão na odontologia, eletrônica, metalurgia e recuperação de minerais de metais nobres (Au, Ag) (MALM, 1991; BAN MERCURY WORKING GROUP, 2003).

Além disso, do século XV ao início do século XX, os compostos de mercúrio também foram empregados no uso medicinal, principalmente no tratamento da sífilis, por meio de pomadas, administração oral ou do aquecimento do paciente em um forno, que liberava vapores de mercúrio elementar, causando assim, intoxicação no paciente (TEIXEIRA, 2011; FUKUSHIMA; DE AZEVEDO, 2015). Os sintomas da intoxicação dos humanos variavam desde dores de cabeça a queda de cabelos, depressão, dermatites, insônia, falhas de memória e fraqueza muscular, nos casos mais extremos, à morte. Além disso, o mercúrio fazia parte da composição de medicações para o tratamento de problemas cutâneos, devido ao seu poder antisséptico (ALFONSO-GOLDFARB; FERRAZ, 2011; COSTA et al., 2014).

O composto etilmercúrio é a base para o thimerosal. Este conservante foi utilizado durante muito tempo para fabricação de maquiagem, como batons e sombras para os olhos. Utilizado também, na fabricação de medicações tópicas, soluções para ouvido e lentes de contato, colírios oculares, sprays antissépticos e como conservante em vacinas (BAN MERCURY WORKING GROUP, 2003; COSTA et al., 2014). O thimerosal, um conservante cuja fórmula contém o mercúrio, foi primeiramente adicionado às vacinas nos anos 30 para proteger o produto contra a contaminação bacteriana (ALFONSO-GOLDFARB; FERRAZ, 2011).

O uso deste composto como conservante tem a finalidade de evitar contaminação bacteriana durante a produção e uso de vacinas. Porém, aos poucos está sendo eliminado o uso deste composto para este fim, principalmente nos países desenvolvidos, como os Estados Unidos e em países europeus. Contudo, as companhias farmacêuticas continuam a vender vacinas com thimerosal para países em desenvolvimento, onde as orientações sobre ingestão de mercúrio são menos restritivas ou não existem (BAN MERCURY WORKING GROUP, 2003; COSTA et al., 2014; FUKUSHIMA; DE AZEVEDO, 2015).

O mercúrio e seus derivados são utilizados na composição de diversos produtos industriais, entre eles, em células eletrolíticas destinadas à fabricação de cloro (Cl_2) e hidróxido de sódio (NaOH), em lâmpadas fluorescentes, como fungicida, germicida e em amálgamas para fins odontológicos (BAN MERCURY WORKING GROUP, 2003; ALFONSO-GOLDFARB; FERRAZ, 2011).

O uso do mercúrio se popularizou na década de 1930, e mais tarde, também na fabricação de lâmpadas fluorescentes, ao qual se utilizava o vapor de mercúrio à baixa pressão adicionado juntamente com algum gás nobre a um tubo de vidro revestido com materiais luminescentes e alumina (RAPOSO et al., 2003; DA SILVA; ESTANISLAU, 2015).

O mercúrio, mesmo que em menor quantidade, também foi utilizado na fabricação de alguns tipos de termômetros, manômetro, barômetros, interruptores de luz, termostatos, detonadores, corantes, pilhas, baterias e pesticidas (BAN MERCURY WORKING GROUP, 2003; COSTA et al., 2014).

A Espanha se destaca como o país que mais produz mercúrio no mundo, seguida do Quirguistão, China e Argélia, que juntos totalizam 90% de toda a produção mundial do metal. Esta liderança da Espanha tem relação com o período de colonização deste país, onde foi enviado mercúrio de maneira descontrolada para a extração de alguns metais nobres,

principalmente o ouro, em algumas regiões do país (COSTA et al., 2014; DA SILVA; ESTANISLAU, 2015).

Na América do Sul, o processo de extração de ouro utilizando o mercúrio é usado em países como o Brasil, Venezuela, Colômbia, Bolívia, Guiana Francesa, Guiana, Equador e Peru desde os anos 70 (MICARONI et al., 2000; VEIGA; HINTON, 2002).

No Brasil, os primeiros relatos do uso do mercúrio são datados por volta do ano de 1767, porém, o uso é bem semelhante aos dos povos antigos, os quais utilizavam o composto cinábrio (HgS) como pigmento em pinturas. A partir da década de 60, devido ao seu alto poder fungicida e baixo preço, comparado aos demais fungicidas, os organo-mercuriais foram bastante utilizados, principalmente, em áreas rurais, em culturas de cana-de-açúcar, soja, milho, trigo e tomate. Já nos meios industriais, a partir da década de 70, tendo o seu maior pico na década seguinte, o uso do mercúrio teve destaque no processo de amalgamação do ouro, especialmente em garimpos de ouro da região Amazônica (LACERDA; MALM, 2008; DA SILVA; ESTANISLAU, 2015; AMORIM, 2016).

Na Amazônia, devido às dificuldades socioeconômicas de países em desenvolvimento e um aumento dos preços internacionais do ouro levaram a uma busca incessante pelo ouro, conhecida como “corrida do ouro”, que ocorreu em quase todos os países desta região. Em consequência disso, grandes quantidades de mercúrio foram lançadas nos principais rios e na atmosfera do ecossistema amazônico (LACERDA; SALOMONS, 1998; MALM, 1998; JUNG, 2004; SÁ et al., 2006; LACERDA; MALM, 2008).

2.2 Propriedades e ocorrência do mercúrio e seu ciclo biogeoquímico

O mercúrio ocorre nas formas inorgânicas e orgânicas naturalmente no meio ambiente. Apresentando-se no estado sólido, dissolvido e na fase gasosa. Na tabela periódica, o mercúrio pertence à mesma família do Zn e Cd (família 12), possuindo número atômico igual a 80 e peso atômico 200,59. A característica de apresentar-se na forma líquida em temperatura ambiente, o difere dos demais metais pesados. Ademais, além dos gases nobres, é o único elemento ao qual o vapor é monoatômico à temperatura ambiente (MALM, 1991; SILVA; ESTANISLAU, 2015).

É sabido que o mercúrio na natureza pode ser encontrado em diversos estados físicos e químicos, porém, as três formas químicas mais destacadas são mercúrio metálico (Hg^o), forma mais disponível na atmosfera, no estado gasoso pode ser transportado pela atmosfera a grandes distâncias. Sua disponibilização natural ocorre a partir da crosta terrestre e por meio de vulcanismo. O mercúrio (I), formando o mercúrio mercuroso (Hg2+2) ou íon mercuroso, o qual consiste no cátion divalente Hg2 2+, é instável na maioria dos ambientes e oxida rapidamente a Hg2+ (complexo) quando ingressa no ciclo biogeoquímico. Por fim, o mercúrio (II), mercúrio mercúrico ou íon mercúrico (Hg++), é a forma que possui a maior atividade química-biológica. Contudo, as formas mercurosa e mercúrica forma diversos compostos químicos orgânicos e inorgânicos. (MALM, 1991; WINDMÖLLER et al., 2007; LEE et al., 2009).

O mercúrio também pode ocorrer naturalmente associado a outros elementos, como o enxofre, com quem forma o minério de cinábrio (HgS), presente próximos a rochas em atividades vulcânicas recentes. Este composto possui cor vermelha ou preta, ao qual foi muito utilizado na antiguidade como pigmento para pinturas (WHO, 2003; WINDMÖLLER, 2007; COSTA et al., 2014).

Seu ciclo biogeoquímico envolve processos que ocorrem no solo, na água e na atmosfera (WINDMÖLLER et al., 2007; TINÔCO et al., 2009). A qual se inicia pela sua evaporação a partir do solo e águas superficiais, seguido pelo transporte atmosférico, deposição do mercúrio de volta ao solo e águas superficiais, e a absorção do composto no solo ou sedimentos. O Hg depositado no solo e na água é em parte revolatilizado de volta para a atmosfera (LINDQVIST; RODHE, 1985; WHO, 1990; TINÔCO et al., 2009; SPROVIERI et al., 2010). Este ciclo é o resultado de vários processos físicos, químicos e bioquímicos, produzindo padrões extremamente complexos de distribuição no ambiente (MALM, 1991). O tempo de residência do Hg em diversos compartimentos ambientais é dependente de sua mobilidade que, por sua vez, vai depender da forma química que se encontra.

No solo, o tempo de retenção é longo, resultando em acúmulo desse elemento, o que pode acarretar seu lançamento nas águas, por meio de escoamento superficial e erosão. Quando o mercúrio na forma inorgânica entra no ecossistema aquático, pode se transformar em uma forma orgânica, o metilmercúrio (MeHg), tornando-se cem vezes mais tóxico que a forma inorgânica (WASSERMAN et al., 2001; CASTRO-GONZÁLEZ; MÉNDEZ-ARMENTA, 2008). Devido a sua alta lipoproteico, o metilmercúrio é rapidamente incorporado pelos seres vivos, biomagnificando e bioacumulando-se ao longo da cadeia

alimentar aquática e terrestre. Fator que destaca o mercúrio como um dos mais problemáticos para o meio ambiente, comparando com os demais metais pesados (BISINOTI; JARDIM, 2004; MIRANDA et al., 2007; LEE et al., 2009; YNALVEZ, 2016).

2.3 Mercúrio na região amazônica

A exploração do ouro na Amazônia teve seu auge principalmente entre as décadas de 1970 a 1980. Porém, alguns autores afirmam que esta atividade teve início, de maneira ponderada desde a década de 1960 (BASTOS; LACERDA, 2004; BASTOS et al., 2012; OTTI, 2012).

Este pico na atividade garimpeira de ouro na Amazônia se deu, principalmente em virtude do aumento do desemprego ao qual afetava todas as regiões brasileiras devido à crise econômica que o país enfrentava no final dos anos 70 (LACERDA, 1997; SÁ, 2006; BASTOS et al., 2012; OTTI, 2012).

O ouro mais explorado na região amazônica possui característica de pó fino (ouro granulométrico - aluvião), o que dificulta a separação desse minério das demais partículas extraídas no processo de garimpagem (MALM, 1991; BASTOS et al., 2012). A sua extração é realizada nos leitos de rios, por meio do bombeamento do material de fundo. Este material passa por um carpete retendo as partículas mais pesadas. Neste processo, o ouro vem agregado ao sedimento e outros metais pesados, a exemplo do ferro, manganês e cobre. Neste caso, o minerador utiliza o processo de recuperação/separação do ouro por amalgamação com Hg metálico. Este processo constitui-se na adição do mercúrio, na sua fase liquida, para que forme uma amálgama com as partículas de ouro presentes. Em seguida, atualmente, esta amálgama (ouro-mercúrio) é aquecida com gás butano em um sistema fechado (destilador – retorta, chamado pelos garimpeiros de cadinho) com pequena abertura tubular na parte superior onde o Hg ao volatilizar condensa e é recuperado, separando-o do ouro. Até final dos anos 80 esse processo era realizado utilizando-se um maçarico a céu aberto, ou seja, o Hg era volatilizado para atmosfera com risco potencial de inalação desses vapores pelo operador (BASTOS; LACERDA, 2004; OTTI, 2012).

Neste período, o rio Madeira se destacou como a segunda mais importante região produtora de ouro, perdendo apenas para o rio Tapajós (PA), sendo que o uso do mercúrio no processo de amalgamação e separação na mineração do ouro acarretou em grandes

lançamentos deste metal na atmosfera (fase volatilizada) e nos ecossistemas aquáticos (fase líquida) dessa região (PFEIFFER; LACERDA, 1988; BASTOS; LACERDA, 2004; MALM, 2008; LACERDA; MALM, 2008).

O mercúrio utilizado no processo de extração do ouro é o inorgânico na sua fase metálica líquida, isso se deve ao fato da sua propriedade de formar amálgama. E após seu uso neste processo, o mercúrio é disponibilizado para o ambiente na fase gasosa para a atmosfera e líquida no leito do rio e em suas margens, uma vez que o ouro garimpado no rio Madeira é de aluvião, portanto ocorrendo na calha do rio (BASTOS; LACERDA, 2004). Na fase gasosa presente na atmosfera, o mercúrio pode ser oxidado e retornar ao solo ou no ambiente aquático pelos processos de deposição seca e úmida (WASSERMAN et al., 2001; SÁ, 2006; BASTOS et al., 2012). Depois de liberado no ar por emissões atmosféricas, o mercúrio pode ser transportado com facilmente pelo vento, alcançando assim, as regiões mais remotas da terra, como os continentes ártico e antártico. No ar, o mercúrio em sua forma gasosa, pode ser transportado tanto por curtas quanto longas distâncias, antes de se depositar novamente no solo ou em corpos d’água. Dessa forma, pode percorrer por todo planeta. Uma parte do mercúrio que cai no oceano ou no solo se volatiliza mais uma vez, espalhando-se pela atmosfera para, então, dirigir-se a outro lugar, num ciclo contínuo (FENNER, 2016).

A quantidade exata de mercúrio disponibilizado no ecossistema aquático amazônico durante o período conhecido como a corrida do ouro não é um consenso na literatura. Porém, acredita-se que entre os anos de 1970 e 1985 foram liberados entre 1300 a 3000 toneladas de mercúrio nesta região. (BASTOS; LACERDA, 2004; OTT et al., 2009).

A exemplo com o que ocorreu em Minamata, no Japão na década de 1950, iniciou-se a preocupação de como este mercúrio depositado na região do rio Madeira poderia estar afetando a saúde ambiental e da população local (LACERDA; BASTOS, 2009; OTT et al., 2009). Autoridades locais começaram a delimitar áreas para exploração do ouro e elevar o preço do mercúrio no mercado, na tentativa de diminuir a emissão deste metal para o ambiente. A elevação do preço do mercúrio obrigou a utilização de metodologias alternativas para a reutilização do metal, sendo esta, o uso de destiladores (BASTOS; LACERDA, 2004; OTT et al., 2009), consequentemente, diminuindo sua emissão para o meio ambiente e viabilizado o reuso do Hg metálico.

Com isso, a atividade garimpeira de ouro que havia atingido o seu apogeu na década de 1980, na década seguinte, esta atividade foi declinando, chegando a quase desaparecer (WASSERMAN et al., 2001; OTT et al., 2009).

Contudo, estudos mais recentes identificaram que, mesmo depois que a atividade garimpeira de ouro se tornou bastante reduzida na região do rio Madeira, as concentrações elevadas do mercúrio no meio aquático, especialmente no pescado, continuam se mantendo (LACERDA; BASTOS, 2012; BASTOS et al. 2015). Estes estudos apontaram que o desmatamento da Amazônia seguido pela conversão dos solos para diferentes usos, também pode ser uma das causas da remobilização do mercúrio seja de origem natural seja de antrópica. O desmatamento viabiliza a erosão e lixiviação do mercúrio presente nos solos e a sua reemissão para a atmosfera (CORDEIRO et al., 2002; ALMEIDA et al., 2005; LACERDA; MALM, 2008).

As pesquisas mais recentes começaram a apontar o desmatamento como um dos principais responsáveis pela disponibilidade deste metal no meio aquático (LACERDA; BASTOS, 2012; LINHARES et al., 2015).

A exposição dos solos amazônicos devido ao crescente desmatamento, e à consequente perda da matéria orgânica, a qual é responsável pela fixação dos nutrientes e metais no solo, acarreta na aceleração da lixiviação destes elementos para os corpos d'água (GALVÃO et al., 2012; LINHARES et al., 2015). Além disso, segundo Almeida et al (2009), a retirada da floresta expõe o solo a raios ultravioletas, fator que eleva a temperatura do solo e, consequentemente contribui de forma significativa na disponibilização do mercúrio (Hg^{o}) para atmosfera.

Segundo Linhares (2015), a conversão da floresta em área de pastagem e lavoura favorece a perda de Hg no horizonte superficial, comparadas as concentrações de Hg observadas nas amostras de solo sob cobertura de floresta. Ou seja, os solos recobertos com matéria orgânica têm maior capacidade de reter o mercúrio disponível no solo, impedindo assim a sua disponibilização para a atmosfera e aos ecossistemas aquáticos por meio da lixiviação (ALMEIDA et al., 2012; GALVÃO et al., 2012). Pois, o mercúrio que está adsorvido ao material particulado fino, pode ser carreado pelo escoamento superficial durante o período de chuvas para o sistema aquático (GOMES et al., 2006; ALMEIDA et al., 2012).

A queima da matéria orgânica nas florestas também é reconhecida como uma fonte importante de emissão de mercúrio para a atmosfera, devido a volatilização do metal contido

nas plantas e no solo causada pelas altas temperaturas de queima (GOMES et al., 2006; LINHARES et al., 2009; ALMEIDA et al., 2012; LINHARES et al., 2015).

Nos ecossistemas aquáticos, pode ocorrer o processo de metilação do mercúrio (adição de hidrocarbonetos à molécula inorgânica). O metilmercúrio (MeHg) é um composto neurotóxico capaz de bioacumular e biomagnificar na cadeia trófica aquática, resultando na contaminação, principalmente dos peixes, ao qual é principal fonte de proteína para as populações humanas ribeirinhas (PINHEIRO et al., 2000; MIRANDA, 2007; DE LIMA et al., 2017).

Entretanto, a complexidade dos ecossistemas amazônicos, assim como o da cadeia alimentar, dificulta a compreensão do mercúrio neste ambiente. Tornando necessário mais estudo de caráter interdisciplinar (obs. pess.).

2.4 Biomonitoramento ambiental

O biomonitoramento ambiental é uma ferramenta que utiliza respostas biológicas para avaliar mudanças ambientais, permitindo assim, medir a resposta dos organismos às modificações do meio (OLIVEIRA et al., 2004; FERREIRA et al., 2017; PASSOS, 2017).

Diferentemente do monitoramento físico-químico cujo utiliza, principalmente, avalições dos parâmetros físicos e químicos, onde a avaliação sobre os efeitos biológicos só ocorre eventualmente, o biomonitoramento tem como principal objetivo obter informações sobre os efeitos no sistema biológico (OLIVEIRA et al., 2004; KAPUSTA, 2008).

Os organismos utilizados em estudos que empregam o biomonitoramento são chamados de bioindicadores, indicadores biológicos, sentinelas, entre outros. Os bioindicadores podem ser espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas (OLIVEIRA et al., 2004; FERREIRA et al., 2017; PASSOS, 2017). Os bioindicadores devem ser capazes de indicar condições ambientais de longo de prazo e também de reagir a mudanças bruscas nas condições ambientais. (SICK, 1997; OLIVEIRA et al., 2004; PEDROZO; KAPUSTA, 2010).

Contudo, na literatura ainda há uma discussão sobre a definição de cada tipo de bioindicadores. Para Andréia (2008) os bioindicadores são organismos resistentes a alguns níveis de contaminação e fornecem informações assertivas sobre a saúde dos ambientes

respectivos a cada organismo. Esses indicadores respondem as modificações ambientais por meio de reações comportamentais ou metabólicas que podem ser medidas e que refletem alguma mudança no ambiente onde eles vivem. Em contraste, Medina (2010), sugere que espécies bioindicadoras pode ser usada para mensurar os efeitos de poluentes ou processos de ecossistemas e condições ambientais físicas em organismos, e que a morte deste animal é uma forma de indicar os efeitos causados por estas alterações neste ambiente.

De maneira generalizada, e mais aceita na literatura e por órgãos ambientais, define os bioindicadores como seres vivos de natureza diversa, que podem ser vegetais ou animais, utilizados para avaliação da qualidade ambiental (PIMENTA et al., 2016; FERREIRA, 2017; PASSOS, 2017).

De acordo com estudos de Lemos et al (2010) e Ferreira (2017) os bioindicadores são classificados como descritos na tabela abaixo (Tabela 1).

Tabela 1: Tipos de bioindicadores e suas principais características.

Tipo de Bioindicador	Características das Espécies
Sentinela	Introduzidos para indicar níveis de degradação e prever ameaças ao ecossistema
Detectores	Espécies locais que respondem a mudanças ambientais de forma mensurável.
Exploradores	Reagem positivamente a perturbações causadas pelos agentes agressores
Acumuladores	Permitem a verificação de bioacumulação de substâncias poluentes
Sensíveis	Modificam acentuadamente o comportamento sob os efeitos dos agentes agressores
Bioensaio	Utilizadas em experimentos

Fonte: Adaptado de Ferreira, 2017.

Para que um biomonitoramento seja bem-sucedido é importante a escolha do biomonitor que atenda as seguintes características (PEDROZO; KAPUSTA, 2010): capacidade de acumulação mensurável da substância química de interesse; distribuição

generalizada na área de estudo; ausência de variações sazonais na quantidade disponível para amostragem; capacidade de acumulação diferenciada do poluente, relacionando a intensidade de exposição ao fator ambiental (OLIVEIRA et al., 2004; PEDROZO; KAPUSTA, 2010; PASSOS, 2017).

Ademais, deve possuir identificação taxonômica fácil e que possua sua fisiologia, ecologia e morfologia suficientemente estudada (OLIVEIRA et al., 2004; PEDROZO; KAPUSTA, 2010; FERREIRA et al., 2017).

2.5 Aves como bioindicadores

As aves aquáticas têm sido utilizadas como sentinelas da contaminação ambiental por elementos tóxicos por possuírem grande longevidade e por ocuparem posições elevadas nas cadeias tróficas, comparáveis ao do homem. Devido este fator, as aves são muito utilizadas como uma boa e precoce indicação do potencial de poluição possível de atingir o ser humano em uma determinada região (ALTMEYER et al., 1991; ALMEIDA, 1998; VIEIRA, 2006).

Estudos têm evidenciado que as aves são organismos muito sensíveis e vulneráveis às contaminações ambientais, pois, tendem a acumular grandes concentrações de poluentes nos seus organismos através dos processos de bioacumulação e biomagnificação, devido aos sistemas de detoxificação oxidativos pouco desenvolvidos (SALVATORE et al. 2005; VIEIRA, 2006).

A exposição à contaminantes pode afetar a saúde das aves, e os estudos que utilizando as aves como bioindicadores permitem a mitigação e prevenção de efeitos adversos de poluentes, contribuindo assim para a preservação dos ecossistemas. Nas aves, os contaminantes ambientais podem ser transportados através do sangue e excretados através das penas e ovos (SCHEUHAMMER, 1987; SICILIANO et al., 2005; BRASSO; CRISTOL, 2008; WOLFE et al., 2018).

As aves possuem elevada filopatria, ou seja, mesmo as espécies que não são residentes, as migratórias, tendem a retornar a um mesmo local em cada período reprodutivo, fator importante no monitoramento temporal de uma determinada região (SICK, 1997; BISINELA et al., 2014; GROSE, 2016). Ademais, algumas espécies possuem hábitos

coloniais, fato que facilita a coleta de dados para a pesquisa devido ao grande número de indivíduos concentrados em um mesmo local. Além disso, a variedade de espécies presentes em uma mesma colônia permite a comparação de análises em diferentes espécies e níveis tróficos em apenas um local de amostragem (BISINELA et al., 2014; GROSE, 2016; CABRAL et al., 2016; GROSE, 2017).

O grupo das aves apresenta ampla distribuição e considerável abundância. Além de que, grande parte das aves possuem colorações e tamanho que facilitam as pesquisas quanto à identificação de espécies (ALTMEYER et al., 1991; SICK, 1997; VIEIRA, 2006; BAGLIANO, 2012).

Para a realização de pesquisas utilizando as aves como indicadoras de qualidade ambiental, o conhecimento sobre os hábitos alimentares, sítios de forrageamento e locais de nidificação são fundamentais, a fim de minimizar erros e fortalecer o alcance dos resultados da pesquisa (ALTMEYER et al., 1991; REGALADO; SILVA, 1997; VIEIRA, 2006; DARIO, 2008).

Se tratando de colônias, as aves adultas chegam ao local antes de iniciar a reprodução para a construção dos ninhos e corte. A obtenção de nutrientes que serão utilizados durante o período reprodutivo, estas aves se alimentam em áreas próximas à colônia (SICK, 1997; BISINELA et al., 2014; GROSE, 2016; CABRAL et al., 2016). Para mais, podem ser utilizadas informações de filhotes e ovos cujo tendem, também, a representar a situação do ambiente próximo à colônia. Ainda que na fase juvenil, estes indivíduos recebem os alimentos regurgitados pelos pais e ainda não saíram do ninho (EVERS et al., 1998; SCHEUHAMMER et al, 1998; AYAS, 2007). Desta forma, as concentrações das substâncias mensuradas em suas penas e sangue durante este período, irão refletir as concentrações de áreas próximas (EVERS et al., 1998; BURGER; GOCHFELD 2004; AYAS et al., 2007; AYAS, 2007).

O efeito que uma substância exerce no organismo vai depender da proporção da sua concentração (SCHEUHAMMER, 1987; BURGER; GOCHFELD 1997; BURGER; GOCHFELD 2004). Desta forma, a absorção de baixas concentrações poderá ser caracterizada algum efeito tóxico crônico apenas após certo tempo de acumulação, enquanto a absorção de elevadas concentrações pode produzir efeitos imediatos, caracterizando um efeito tóxico agudo (EVERS et al., 1998; SCHEUHAMMER et al, 1998; EVERS et al., 2003; AYAS, 2007). Portanto, se o organismo possuir um sistema de detoxificação pouco desenvolvido, ou seja, não ocorrer influência fisiológica, maior será a de uma substância em

seu corpo, consequentemente, o aumentará o efeito sofrido por este animal. Desta forma, a resposta imunológica vai depender de como o metabolismo deste organismo reage em contato com determinado contaminante (BURGER; GOCHFELD 2004; BURGER; GOCHFELD 2006; SCHEUHAMMER et al, 2007).

2.6 Consequências da contaminação por mercúrio em aves

Os metais, de modo geral, também podem exercer influência na reprodução e sobrevivência das aves. Porém, devido ao poder bioacumulativo ao longo da cadeia trófica, o mercúrio tem sido principal alvo de preocupação referente aos efeitos e impactos que este metal pode causar à longo prazo em organismos topo de cadeia (BRASSO; CRISTOL, 2008; JACKSON et al., 2011; SCHEUHAMMER et al., 2015; WOLFE et al., 2018).

Nas aves, os efeitos tóxicos do mercúrio são diversos. Dentre eles estão a redução na taxa de reprodução, crescimento e alterações comportamentais (MOORE et al., 2014; KOBIELA et al., 2015; PROVENCHER et al., 2016). A contaminação por mercúrio pode causar diminuição na fertilidade dos ovos, aumento do número de ovos sem casca, reduções no peso dos ovos, e da taxa de eclosão por causa da alta mortalidade precoce de embriões e aumento de ovos inférteis (SCHEUHAMMER,1987; EVERS et al., 2003; SCHEUHAMMER et al, 2007; TARTU et al., 2013).

Os efeitos da contaminação por mercúrio em aves têm sido estudados principalmente em espécies piscívoras (EVERS et al. 2008), e aves pernaltas (FREDERICK et al. 2011). Mais recente, permaneçam limitados, tem crescido a preocupação com a bioacumulação de mercúrio em passeriformes. Estes estudos têm buscado prever a suscetibilidade de uma espécie à toxicidade do mercúrio com base em sua guilda de forrageamento, como por exemplo, as aves que se alimentam de grãos, frutos e insetos (CONDON; CRISTOL 2009; RIMMER et al., 2010; WARNER et al. 2012; SEEWAGEN 2013; KELLER et al., 2014).

Estudos recentes sobre concentração de mercúrio em ovos de aves do Ártico canadense sugeriram valores igual ou menor a 0,6 $mg.kg^{-1}$ (peso úmido) como indicativo de proteção para a maioria das espécies de aves. Pois, segundo eles, os efeitos tóxicos para qualquer espécie são improváveis para concentrações abaixo deste nível (SHORE et al., 2011). Entretanto, concentrações entre 0,8 - 5,1 $mg.kg^{-1}$ em ovos, efeitos adversos com

relação à reprodução começam a aparecer em várias espécies de aves nestes estudos. Esses limiares estimados são baseados em uma avaliação recente de estudos publicados em campo e em laboratório para aves não marinhas (HEINZ et al., 2006; HEINZ et al., 2009; BEYER; MEADOR, 2011; SHORE et al., 2011).

Pesquisas demonstram que o Hg possui afinidade com a hemoglobina. Esta relação positiva entre a hemoglobina e o Hg no sangue foi usada para demonstrar vários efeitos adversos reprodutivos em aves no Canadá (EVERS et al., 2003). A concentração de mercúrio no sangue foi considerada o principal fator associado a um declínio de 41% no sucesso reprodutivo durante um período de 11 anos, com uma concentração de 3,0 $mg.kg^{-1}$ (peso úmido) no sangue (EVERS et al., 2008; SCHEUHAMMER et al., 2012).

Para as penas, Cristol et al. (2012), determinaram como o nível mínimo de efeitos de Hg é de 5 - 40 $mg.kg^{-1}$. Este grande intervalo entre os valores considerados mínimos de efeitos tóxicos nas concentrações em penas, é devido, principalmente, às varrições que ocorrem com relação à resistência apresentadas entre as diferentes espécies. Estudo subsequente utilizando penas de ninhegos, corrobora com estes valores propostos pelos autores citados anteriormente. Nesta pesquisa, determinaram que os ninhos em que todos os filhotes se desenvolveram, possuíam nível médio de concentração mais baixo que 7 $mg.kg^{-1}$, enquanto aqueles que possuíam concentrações média de 13 $mg.kg^{-1}$, morreram antes dos ovos eclodirem. Os autores ainda sugerem que, os filhotes que sobreviveram com concentrações de 7 $mg.kg^{-1}$ em suas penas podem ter apresentado efeitos tóxicos de Hg que não foram graves o suficiente para causar mortalidade imediata (TAYLOR; CRISTOL, 2015).

Alguns estudos apontam que a contaminação por mercúrio é bem comum causar degeneração na medula espinhal das aves (SCHEUHAMMER et al, 2007; JACKSON et al., 2011). Ademais, a contaminação por mercúrio pode influenciar na redução do apetite da ave, em consequência disso, a perda de peso, progressiva fraqueza nas asas e pernas, fazendo com que a ave tenha dificuldade de voar, caminhar e ficar de pé, tornando assim, presa fácil para outros animais. (SCHEUHAMMER, 1987; BURGER; GOCHFELD 2006; JACKSON et al., 2011; KOBIELA et al., 2015).

Estudos que abordam os efeitos adversos da toxicidade nas aves ainda são escassos. O principal motivo é o elevado custo para a realização das análises para quantificar o nível do metal no indivíduo. Além disso, é necessária uma pesquisa em longo prazo a fim de investigar a correlação do nível da concentração do metal com os distúrbios apresentados pela ave

(MONTEIRO; FURNESS, 1995; BURGER; GOCHFELD, 2004; ACKERMAN et al., 2016). Devido à complexidade para observar estes distúrbios no animal em seu ambiente natural, muitos estudos são realizados com aves em laboratório (NACCI et al., 2005). E estes estudos indicam que sua presença no organismo pode causar uma gama variada de anormalidades reprodutivas e de comportamento, acarretando a diminuição do tempo de sobrevivência e do êxito reprodutivo (JACKSON et al., 2011; ACKERMAN et al., 2016).

A intoxicação por MeHg em aves é caracterizada por efeitos no sistema nervoso central, especialmente no sensorial, visual e na função auditiva, além de problemas na coordenação (CARLSON et al. 2014; KOBIELA et al., 2015; MOYE et al., 2016; MA et al., 2018).

Nas aves, o MeHg é adquirido primariamente pela alimentação, e uma vez no organismo passa por processos bioquímicos e fisiológicos sendo distribuídos para o sangue, fígado, rins e outros órgãos, e outra parte é eliminado nas penas, ovos ou fezes (SCHEUHAMMER,1987; LODENIUS; SOLONEN, 2013).

2.7 Colônias reprodutivas

Na ornitologia, o termo “colônia” é geralmente restrito a um grupo de indivíduos, da mesma espécie ou espécies distintas, em um local de reprodução. Entre estes indivíduos em colônias há uma comunicação e colaboração, resultando em interações positivas entre os indivíduos (FREDERICK, 2002).

A localização das colônias está relacionada com a proximidade a áreas ricas em recurso alimentares e materiais para a preparação dos ninhos, diminuindo o custo energético destas aves (FREDERICK, 2002; FINK, 2013). As aves aquáticas coloniais tendem a nidificar em áreas úmidas de grande dimensão, densa cobertura vegetal, ocupando uma ampla área (MOURA, 2009).

Em colônias com diferentes espécies, a duração do período reprodutivo, a localização dos ninhos, o tamanho da postura e o sucesso reprodutivo podem variar entre as espécies. Além disso, a variação do sucesso reprodutivo ocorre de acordo com as espécies agregadas na colônia, ação de predadores e disponibilidade de alimento, o qual é fundamental (CUSTER et al., 1980; FREDERICK, 2002).

A formação de colônia durante o período reprodutivo oferece algumas vantagens para estas espécies, como a proximidade de locais para o forrageamento, a formação de aglomerados de aves oferece proteção contra predadores, entre outros. (CUSTER et al., 1980; BLANCO, 1999).

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

Investigar e identificar espécies de aves aquáticas indicadoras da presença de Hg (Hg_{Total} e MeHg) no baixo rio Madeira.

3.2 Objetivos Específicos

- Realizar levantamento qualitativo das aves dependentes de ambientes aquáticos da região da Comunidade de Lavras – Humaitá/AM, com a finalidade de selecionar espécies potenciais indicadoras da contaminação por mercúrio;

- Realizar levantamento qualitativo das aves presentes na colônia localizada na região;

- Investigar as concentrações de Hg_{Total} entre as diferentes espécies de aves conforme seus hábitos alimentares, sexo e idade;

- Determinar as concentrações de Hg_{Total} e MeHg em penas, sangue, tecido muscular, rim, fígado, coração, pulmão e cérebro das espécies de aves selecionadas.

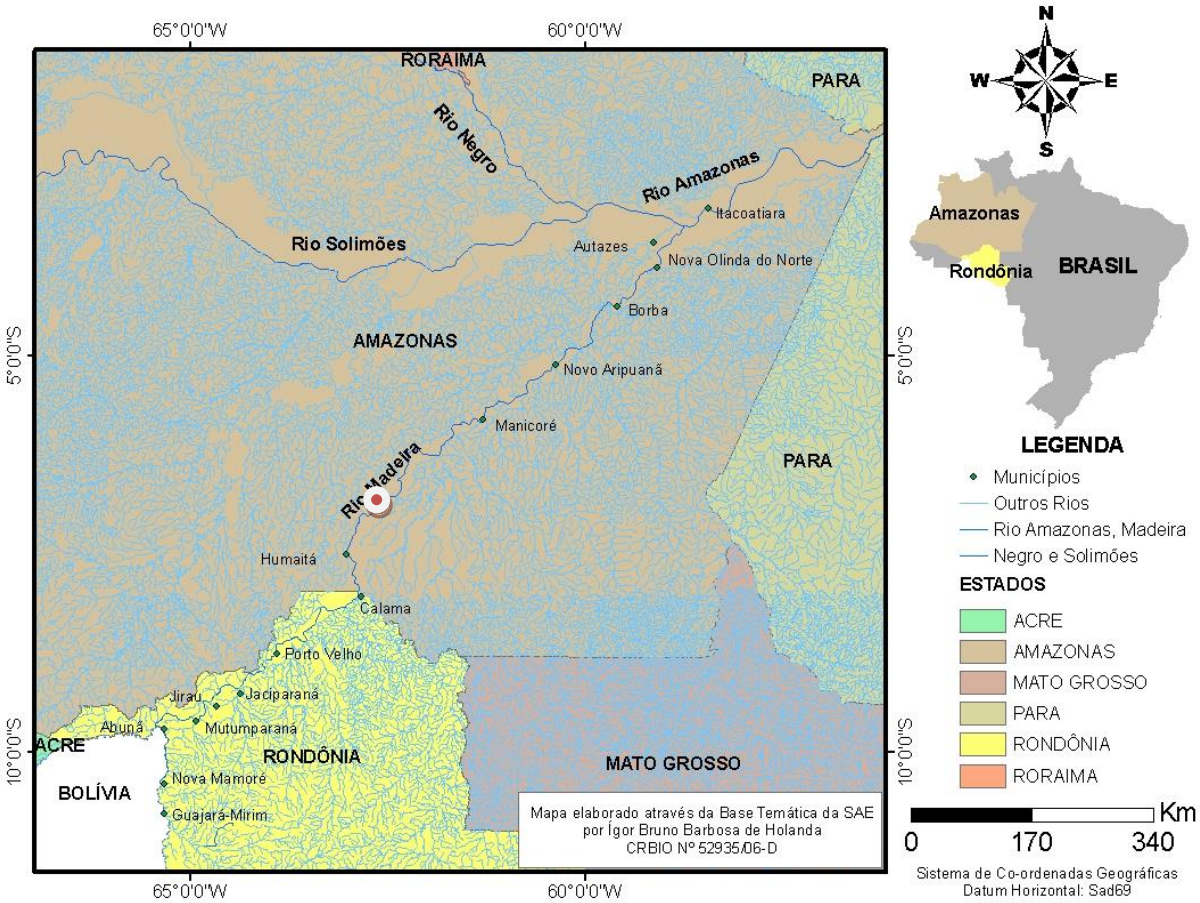
4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A comunidade de Lavras (AM) está localizada à margem esquerda do rio Madeira, a 120 km a jusante da cidade de Humaitá, estado do Amazonas (6°38'01.9"S/62°20'41.0"W)

(Figura 1). A colônia está localizada, aproximadamente, à 7 km da comunidade de Lavras (6°36'14.2"S/ 62°23'47.1"W) (Figura 2).

Figura 1: Mapa do rio Madeira evidenciando a localidade de Lavras abaixo da cidade de Humaitá e antes da cidade de Manicoré (AM).



Fonte: Lab. Biogeoquímica Ambiental/UNIR

Figura 2: Imagem Landsat evidenciando a localização da comunidade de Lavras e o ninhal no baixo rio Madeira, Humaitá, Amazonas, Brasil.

Fonte: www.googleearth.com. Acessado em outubro de 2017.

4.2 Coleta de dados

Antes de iniciar-se a coleta dos dados em campo, foi solicitada a licença para a coleta e transporte de material biológico ao Centro de Pesquisas para a Conservação de Aves Silvestres (CEMAVE – IBAMA) e registro do estudo no SISBIO. A qual foi autorizada por esta instituição pelo o nº 59102-1 (Anexo 1).

4.2.1 Transecto em barco a motor

Para o levantamento qualitativo preliminar das aves aquáticas na área em estudo foi utilizado o método de transecto com barco a motor (BIBBY et al., 1992). Este método consiste na realização de trajetos percorridos utilizando uma embarcação a uma velocidade a qual não cause maiores interferências às atividades normais das aves (Figura 3).

O levantamento qualitativo preliminar foi realizado no mês de abril de 2017, com a finalidade identificar ninhais no baixo rio Madeira e de conhecer as espécies de aves dependentes de ambiente aquáticos residentes na região da comunidade de Lavras, no

município de Humaitá/AM. Por meio deste, e das expedições seguintes, foi possível gerar uma lista das espécies da região, das quais, ainda não são inventariadas.

A primeira expedição ocorreu no período de cheia do rio Madeira. Neste levantamento, com indicação e orientação dos moradores da região, foi encontrado o ninhal, ao qual foram registadas diversas espécies que se tornaram espécies “alvo” neste estudo.

A segunda expedição foi realizada em julho de 2017, no período vazante do rio Madeira. Desta forma, o trajeto não pode ser realizado utilizando embarcação e sim, a pé, em um trecho de 7 km.

Em campo, as aves foram amostradas no período entre 7h00min às 16h00min para a coleta do material biológico. No laboratório, todas as amostras foram reorganizadas e congeladas em freezer à -7ºC, exceto, as amostras de sangue que foram refrigeradas em geladeira à 4ºC.

Para realizar as observações das aves foram utilizados binóculo 10x42 e câmeras fotográficas. Foram utilizados guias de identificações de aves para a identificação em menor nível taxonômico possível.

Figura 3: Levantamento qualitativo preliminar das aves aquáticas e o reconhecimento da área de estudo pelo o método de transecto com barco a motor.

Fonte: Ângela Dias

4.2.2 Busca ativa de ninho na colônia

Este método consiste na procura ativa por ninhos. Neste estudo, durante o levantamento qualitativo preliminar, foi localizada uma região com um ninhal, onde as espécies que se reproduzem neste local foram consideradas as espécies “alvo” deste estudo (Figuras 4 e 5).

Figura 4: Busca ativa no ninhal.

Fonte: Ângela Dias

4.2.3 Busca ativa de ninho na praia

Durante o período de águas baixas do rio Madeira, formam na margem do rio algumas áreas com praias. Neste período, diversas espécies de aves chegam a estas praias, formando colônias de reprodução, como o Trinta-réis-grande (*Phaetusa simplex*) e o Bacurau-da-praia (*Chordeiles rupestres*).

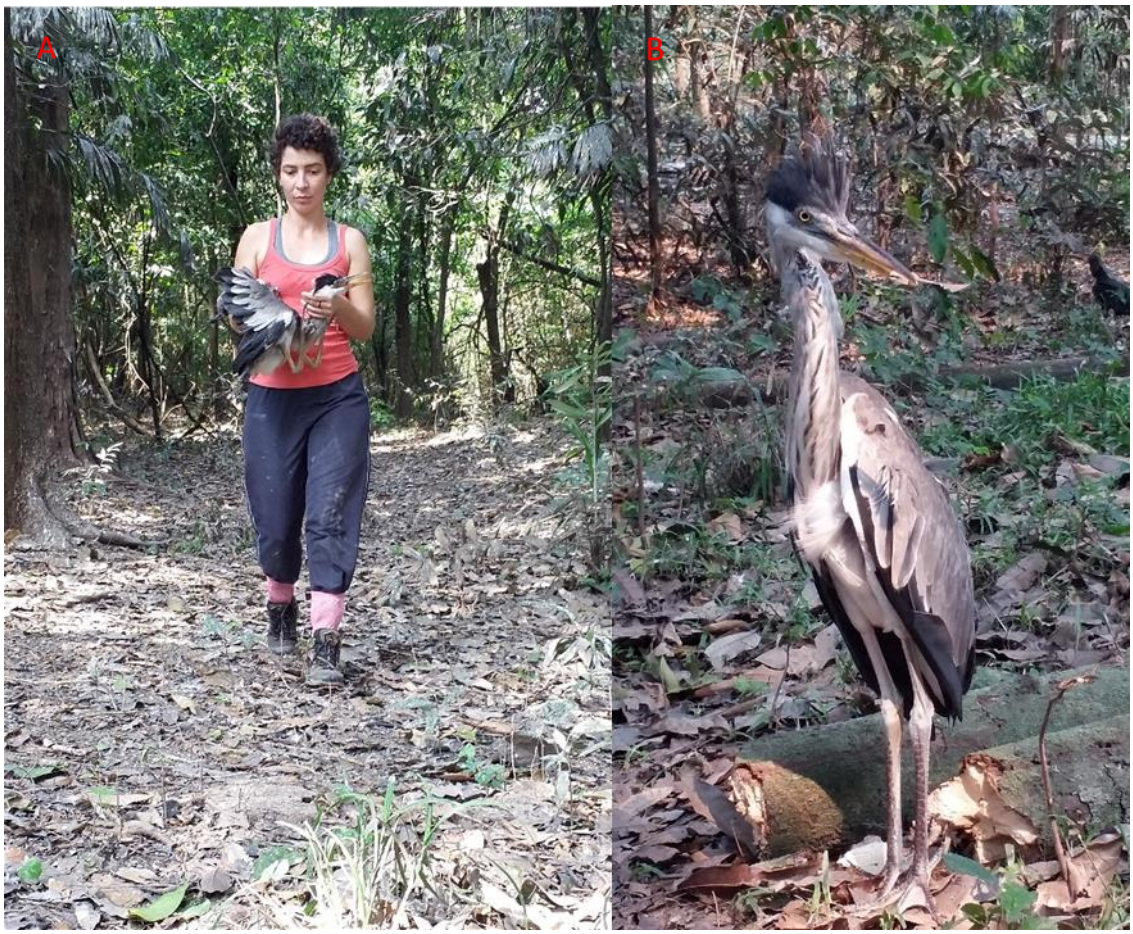
Figura 5: Busca ativa em praias no rio Madeira, próximo à comunidade de Lavras.

Fonte: Ângela Dias

4.2.4 Captura das aves

Devido ao fato dos ninhegos caírem com certa frequência dos ninhos, os espécimes foram capturados manualmente e acondicionados em sacos de tecido, a fim de minimizar o estresse e facilitar a coleta de alguns dados da ave capturada (Figura 6-A e 7-B). Na sequência, foi coletado o material biológico (penas e sangue) para análises laboratoriais e os dados biométricos de cada indivíduo como o peso, utilizando uma balança analógica do tipo pesola. Comprimento total, comprimento da cauda, asa, bico e tarso, foram aferidos utilizando uma régua de metal e um paquímetro digital (Figura 7-A).

Figura 6: (A) Captura manual dos espécimes. (B) Indivíduo juvenil da espécie *A. cocoi*.



Fonte: Ângela Dias

Figura 7: (A) Coleta de amostras de penas das espécies capturadas. (B) Pesagem do espécime capturado.

Fonte: Ângela Dias

4.2.5 Coleta das amostras

Penas

Para os espécimes capturados foram coletadas manualmente de 10 a 15 penas por adultos e de 5 a 10 penugens por filhote, sendo que a metade da amostra de cada indivíduo foi referente às penas de cobertura do dorso e ventre da ave. As penas foram armazenadas em sacos plásticos tipo hermético devidamente identificado e mantido à temperatura ambiente e transportadas para o Lab. de Biogeoquímica Ambiental WCP/UNIR (Figura 8).

Figura 8: Imagem da captura manual de filhotes.

Fonte: Ângela Dias

Sangue

Foi coletado cerca de 1 mL de sangue da veia tarsal ou da asa dos filhotes e juvenis (Figura 9). As amostras de sangue foram coletadas utilizando seringas descartáveis e acondicionadas em tubo coleta de sangue a vácuo, envoltos em papel alumínio e conservados em caixa térmica, com auxílio de bolsas de gel, a fim de manter a uma temperatura de aproximadamente 4ºC. Posteriormente, as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Biogeoquímica da UNIR, onde estão sendo conservadas em geladeiras até a realização das análises.

Figura 9: Preparação do indivíduo para a coleta de sangue (A). Marcação com caneta permanente no indivíduo após a coleta de sangue e penas (B).

Fonte: Ângela Dias

Fígado, rim, pulmão, coração e músculo peitoral

Durante a atividade de campo, foram observadas que diversas espécimes caíam de seus ninhos, muitos, longe dos seus pais, ainda não conseguiam sair em busca de alimentos, mesmo porque, grande parte, não sabia voar e acabavam virando presas fáceis aos carnívoros, como os gaviões. Outros, debilitados devido à falta de alimento ou por alguma fratura devido à queda do ninho, acabavam morrendo e virando alimentos para os urubus que aguardavam no solo.

Sendo assim, os indivíduos que foram encontrados mortos, foram reaproveitados para a coleta de material biológico para este estudo. Deste modo, foram coletados o fígado, coração, pulmão, rim e músculo do peitoral e foram acondicionados separadamente em sacos herméticos devidamente identificados e congelados (Figura 10).

Cérebro

Assim como os outros tecidos supracitados, também foram coletados os cérebros dos espécimes encontrados mortos e que não estavam em estado de decomposição muito avançado. Tendo em vista que, os cérebros das espécies “alvos” são diminutos, foram coletados na íntegra. Foram acondicionados em sacos herméticos identificados e congelados.

Figura 10: Coleta do material biológico dos espécimes encontrados mortos no ninhal.

Fonte: Ângela Dias

4.3 Procedimentos Laboratoriais

No laboratório de Biogeoquímica Ambiental da Universidade Federal de Rondônia, as amostras foram registradas no livro tombo do laboratório ganhando 4 letras, as 2 primeiras identificam qual a matriz e as outras 2 a localidade em que foram coletas, e a sequência

numérica do livro de registros. Em seguida, as amostras foram armazenadas no freezer a -20ºC, exceto, o sangue que foi apenas refrigerado à temperara 5ºC, até o momento das análises laboratoriais.

4.4 Metodologia de preparação das penas para análise

As amostras de penas foram previamente lavadas em solução de EDTA 0,01% (ácido etilenodiamino tetra-acético) (Merck®), para garantia da retirada do que potencialmente estaria adsorvido à pena. Deste modo, em cada amostra em recipientes de poliestireno (copinho de café) foi adicionado cerca de 20mLda solução de EDTA (0,01%) até que a amostra ficasse completamente submersa (Figura 11) e após 24 horas as penas foram enxaguadas com água deionizada e secas em estufa a 40ºC. Este processo é importante para que todas as impurezas externas (adsorvidas) às penas fossem eliminadas, assim, foram quantificados apenas os contaminantes intrínsecos da pena. Depois de enxaguadas, as penas foram colocadas em estufas para secagem à temperatura de 40ºC por 48 horas. Após a secagem, as penas foram picotadas com tesoura de inox, a fim de homogeneizar a amostra e armazenadas até o momento da preparação química e determinação de mercúrio total (HgT) e metil -mercúrio (MeHg).

Figura 11: Amostras de penas em solução de EDTA 0,01% para a retirada dos potenciais metais adsorvidos.

Fonte: Ângela Dias.

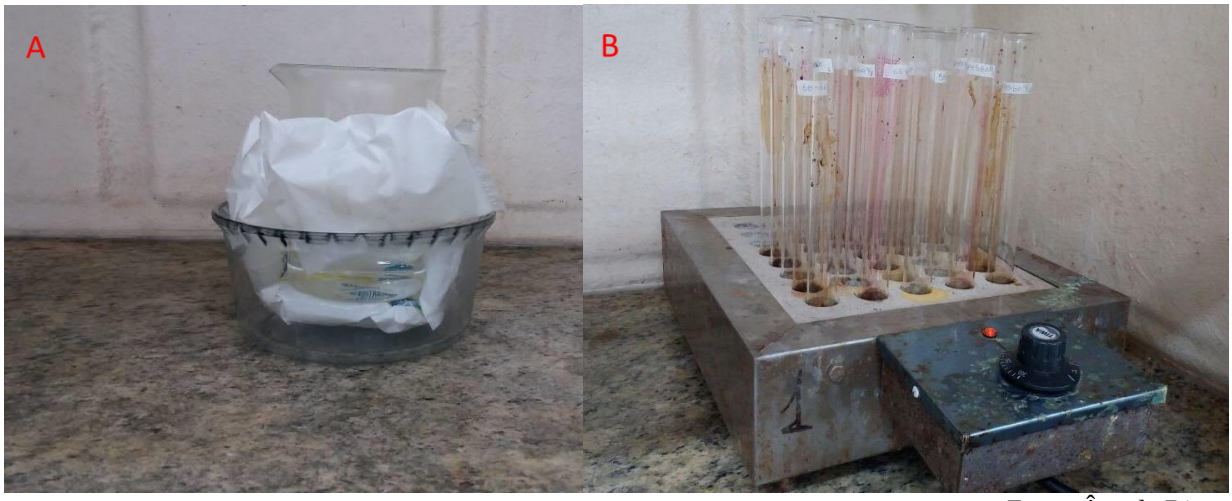
4.5 Digestão e preparação das amostras de penas para a determinação de HgT

Foram pesados aproximadamente cerca de 20 mg da amostra (peso seco) em tubos de ensaio de vidro em duplicata. Para a digestão química foram adicionados 4,0 mL da mistura química dos ácidos sulfúrico e nítrico ($1H_2SO_4$: $1HNO_3$) (Merck®), em cada amostra (Figura 12). Em seguida, as amostras foram colocadas no bloco digestor a temperatura de 68ºC por 30 minutos. Após este tempo, os tubos foram retirados do bloco digestor para esfriar. Após, foi adicionado 5,0 mL da solução de $KMnO_4$ a 5 % (permanganato de potássio) (Merck®), e devolvidas ao bloco digestor por mais 20 minutos (Figura 13 A e B). Em seguida, as amostras foram retiradas do bloco digestor e, após alcançarem a temperatura ambiente, foram cobertas com plástico filme PVC, a fim de evitar contaminações externas e deixadas de repouso por 12 h (*overnight)* até o dia seguinte. No dia seguinte, objetivando retirar o excesso de oxidante foram adicionadas, por titulação, gotas da solução de cloridrato de hidroxilamina (12%) (Merck®), e homogeneizadas no agitador tipo vortex. Em seguida, as amostras foram transferidas para o tubo falcon, aferidas para um volume final de 10 mL com água Ultra – Pura produzida no Milli-Q Plus Ultra-pure Water System e no Direct – Q ʊ V (Millipore) com condutividade de 18 m Ω/Cm2 e levadas para a quantificação das concentrações de HgT por espectrofotometria de absorção atômica acoplada ao gerador de vapor frio (FIMS - 400), fabricado por Perkin-Elmer (Bastos et, al., 1998) (Figura 14).

Figura 12: Preparação de amostras para a digestão em solução sulfonítrica ($1H_2SO_4$: $1HNO_3$).

Fonte: Ângela Dias

Figura 13: (A) Preparação da mistura química dos ácidos sulfúrico e do ácido nítrico ($1H_2SO_4$: $1HNO_3$). (B) Digestão de amostras em bloco digestor.



Fonte: Ângela Dias

Figura 14: Quantificação das concentrações de HgT por espectrofotometria de absorção atômica acoplada ao gerador de vapor frio (FIMS- 400).

Fonte: Ângela Dias

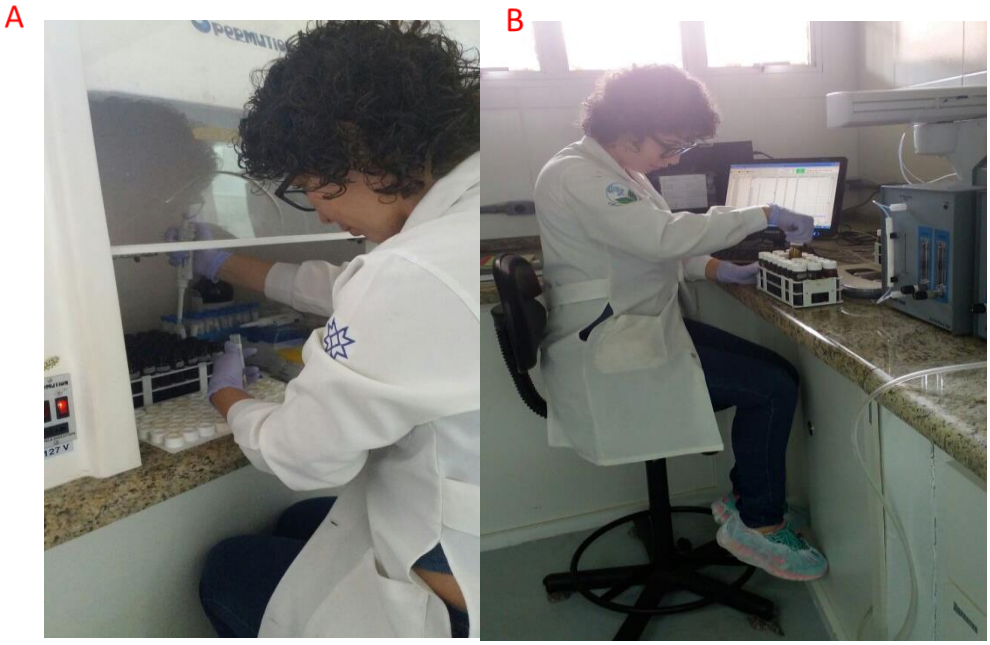
4.6 Metodologia para análise das penas para as quantificações de metilmercúrio (MeHg)

Para a quantificação de MeHg utilizou-se do método da EPA 1630 (2001) e Liang et al. (1994) onde foi pesado uma alíquota de aproximadamente 10 mg da amostra (peso seco) em tubos de teflon. Foi adicionado 3,0 mL de hidróxido de potássio 25% (KOH) em meio

metanol em cada amostra. Em seguida, levadas à estufa por 6 horas à temperatura de 68ºC, sendo estas, agitadas a cada 1 hora. Ao término da extração, as amostras foram guardadas ao abrigo da luz, para evitar qualquer tipo de degradação do Metil-Hg e, então foram analisadas dois dias depois, tempo suficiente para a estabilização das amostras.

Após dois dias de descanso das amostras, foram aferidas para 3,0 mL e centrifugadas por 10 minutos. Para realizar a etilação do MeHg, em um tubo *vials*, preenchido até a metade com água Milli-Q, foram adicionados de 30 µL da amostra, 300 µL de acetato de sódio ($NaC_2H_3O_2$ - Solução tampão, pH 4,5), seguido de 30 µL da amostra e 50 µL de $NaBEt_4$ a 1 % de acordo com Taylor et al. (2011). As amostras foram aferidas com água Milli-Q, preenchendo todo o espaço de 40 mL do frasco âmbar para evitar bolhas de ar no interior do frasco (menisco invertido em *vials* de 40 mL) (Figura 15-A). A quantificação de MeHg foi realizada por cromatografia gasosa acoplado ao espectrofotômetro de fluorescência atômica (CG-AFS, Brooks Rand). O sistema MERX-M é um equipamento Brooks Rand Labs (Seattle, WA), consistindo em um amostrador automático, (Purge e trap), uma coluna empacotada de uma unidade de pirólise e um espectrofotômetro de fluorescência atômica (AFS III). Após aguardar um tempo mínimo de 15 minutos para completa derivatização do MeHg à etilmetilmercúrio (Figura 15-B e 16) (TAYLOR et al., 2011) (EPA – 1631, 2001; BISINOTI et al., 2006).

Figura 15: (A) Preparação das amostras para análises. (B) Organização das amostras no no amostrador automático do equipamento (CG-AFS) para análise.



Fonte: Ângela Dias.

Figura 16: Quantificação de MeHg no equipamento de cromatografia gasosa acoplado ao espectrofotômetro de fluorescência atômica (CG-AFS).

Fonte: Ângela Dias.

4.7 Metodologia para análise de sangue para determinação de mercúrio total (HgT)

As amostras de sangue foram coletadas com seringas descartáveis de 5,0 mL e transferidas para tubos de vidro heparinizados, específicos para análises de metais traço, e mantidos refrigerados até a análise. Para a determinação de HgT no sangue foi pipetado 1,0 mL das amostras em tubos de ensaios em duplicatas. Em seguida, foi adicionado 5,0 mL de ácido nítrico 68% (Merck®) e levado ao bloco digestor por 30 minutos a uma temperatura de 80 ºC. Após retirar as amostras do bloco digestor, foi deixado esfriar por 15 minutos. Na sequência foi adicionado 3,0 mL da solução de $KMnO_4$ a 5 % (permanganato de potássio) (Merck®) e devolvido ao bloco digestor por mais 30 minutos à mesma temperatura. Em seguida, as amostras foram retiradas do bloco, quando frias, foram cobertas com plástico filme, a fim de evitar contaminações externas e deixadas em repouso até o dia seguinte. No dia seguinte, foi adicionado gotas de cloridrato de hidroxilamina (12%) (Merck®) e homogeneizadas no agitador tipo vortex. Em seguida, as amostras foram transferidas para o tubo falcon, aferidas para um volume de 10 mL com água Milli-Q e levadas para a quantificação das concentrações de HgT por espectrofotometria de absorção atômica acoplada ao gerador de vapor frio (FIMS- 400)

4.8 Metodologia para análise de tecidos internos para determinação de mercúrio total (HgT)

Para as amostras de cérebro e fígado, foram pesados cerca de 100 mg (peso úmido). Já para os demais tecidos, sendo estes o músculo, rim, cérebro, coração e pulmão, foram pesados 200 mg. Todas as amostras foram pesadas e analisadas em duplicata. Para a digestão química, inicialmente foi adicionando 0,5 mL de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) (Merck®), em seguida, foram adicionados 4,0 mL da mistura química dos ácidos sulfúrico e do ácido nítrico (1H_2SO_4: 1HNO_3) (Merck®), em cada amostra. Na etapa sequente, as amostras foram colocadas no bloco digestor a temperatura de 68ºC por 30 minutos. Após este tempo, os tubos foram retirados do bloco para esfriar. Após, foi adicionado 5,0 mL da solução de $KMnO_4$ a 5 % (permanganato de potássio) (Merck®) e devolvidas ao bloco digestor por mais 20 minutos. Em seguida, as amostras foram retiradas do bloco digestor. Quando frias, foram cobertas com plástico filme, a fim de evitar contaminações externas e deixadas para o dia seguinte. No dia seguinte, por titulação, foi adicionado nas amostras gotas de cloridrato de hidroxilamina (12%) (Merck®) e homogeneizadas no agitador tipo vortex. Em seguida, as amostras foram transferidas para o tubo, aferidas para um volume de 14 mL com água Milli-Q e levadas para a quantificação das concentrações de HgT por espectrofotometria de absorção atômica acoplada ao gerador de vapor frio (FIMS - 400) (BASTOS et, al., 1998).

4.9 Controle de qualidade analítico

As determinações das concentrações do HgT foram feitas por espectrofotometria de absorção atômica acoplada ao gerador de vapor frio (EAA-VF), utilizando-se das metodologias adaptada de Malm et al (1989) e Bastos et al., (1998). Para as determinações de MeHg utilizou-se o espectrômetro de fluorescência atômica acoplado a cromatografia gasosa (EFA-CG) e as metodologias com ajustes da EPA 1630 (2001, Liang et al. (1994 e Taylor et.al. (2011). E a qualidade analítica foi determinada pelo uso dos brancos e de amostras de referências certificadas com excelente percentuais de recuperação (Tabela 2). Estas práticas garantiram a precisão e exatidão analítica nos resultados obtidos. Visto que essas amostras são as mais próximas das matrizes biológicas utilizadas neste estudo, já que há uma grande dificuldade em se obter amostras de referências certificadas compatíveis com as matrizes

desse estudo, pois não se oferece no mercado analítico amostras de referências das matrizes analisadas.

Tabela 2: Controle de qualidade analítico para as determinações de HgT e MeHg.

Amostra certificada	Valor certificada ($mg.kg^{-1}$)	Valor encontrado ($mg.kg^{-1}$)	Recuperação (%)	Matriz analisada
IAEA-086	0,573	0,566	99	Pena (HgT)
DORM-2	4,470	4,174	93	Pena (MeHg)
SS2	0,280	0,240	86	Sangue (HgT)
TUNA-FISH	2,850	2,763	97	Tecidos (HgT)

Fonte: Ângela Dias

4.10 Análises estatísticas

Para a realização das análises estatísticas e criação dos gráficos foi utilizado o software *Graphpad Prism* 5.0, versão 2007.

A estatística descritiva foi usada para determinar a média, mínimo e máximo e desvio padrão das concentrações obtidas. Para avaliar se a distribuição dessas concentrações em cada matriz analisada era normal foi aplicado o teste W de Shapiro-Wilk. Como as amostras analisadas apresentaram resultados não paramétricos, as análises estatísticas seguiram utilizando o teste Kruskal-Wallis, para verificar a existência de diferenças significativas entre as concentrações registradas nas amostras analisadas. Desta forma, para avaliar diferenças nas concentrações de mercúrio (HgT e MeHg) nas comparações entre as espécies e matrizes foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis com ($p<0,05$). Entretanto, para a comparação com relação à idade dos indivíduos estudados, foi utilizado o teste U de Mann-Whitney.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Identificação do ninhal

Com a finalidade identificar ninhais no baixo rio Madeira, foi realizado uma expedição à comunidade de Lavras em abril de 2017. Durante a expedição, foi relatado pelos ribeirinhos que havia um ninhal próximo à comunidade. Com auxílio de moradores locais, foi possível ir até o local indicado, que está localizado, aproximadamente à 7 km da comunidade de Lavras. Deste modo, foi comprovado a existência de um ninhal compartilhado por várias espécies, como Garça-moura (*Ardea cocoi*), Garça-branca-grande (*Ardea alba*), Garça-branca-pequena (*Egretta thula*), Biguá (*Nannopterum brasilianus*), Biguatinga (*Anhinga anhinga*) e Arapapá (*Cochlearius cochlearius*).

5.2 Coleta de dados

Foram realizadas duas expedições. A primeira expedição ocorreu em abril de 2017, no período de cheia do rio Madeira. Sendo este o levantamento preliminar das aves e o reconhecimento da área de estudo. Neste levantamento, com indicação e orientação dos moradores da região, foi encontrado o ninhal, ao qual foram registadas diversas espécies que se tornaram espécies “alvo” neste estudo.

A segunda expedição foi realizada em julho de 2017, no período vazante do rio Madeira. Desta forma, o trajeto não pode ser realizado utilizando embarcação e sim, a pé, em um trecho de 7 km.

Em campo, as aves foram amostradas no período entre 7h00min às 16h00min para a coleta do material biológico. No laboratório, todas as amostras foram reorganizadas e congeladas em freezer à -20ºC, exceto, as amostras de sangue que foram refrigeradas em geladeira à 4ºC.

5.3 Riqueza das espécies na colônia e sua biologia

Na colônia foi identificado a agregação de seis espécies que utilizam esta área para a reprodução (Tabela 3).

Tabela 3: Espécies que utilizam o ninhal para reprodução na região do baixo rio Madeira.

Espécie	**Nome popular**	**N**							
		Penas	**Sangue**	**Fígado**	**Músculo**	**Rim**	**Cérebro**	**Coração**	**Pulmão**
N. brasilianus	Biguá	9	6	2	2	2	2	2	2
E. thulla	Garça-branca-pequena	5	2	1	1	1	1	1	-
A. cocoi	Garça-moura	53	10	4	3	4	6	4	3
A. alba	Garça-branca	60	4	1	1	1	1	1	
A. anhinga	Biguatinga	8	3	2	2	2	2	2	2
C. cochlearius	Arapapá	2	1	1	1	1	1	1	1
		137	**26**	**11**	**10**	**11**	**13**	**11**	**8**

Fonte: Ângela Dias

Estas 6 espécies foram identificadas e, posteriormente, realizada uma busca sobre a biologia de cada uma delas, as quais estão descritas abaixo:

a) Garça-moura (*Ardea cocoi*)

A garça-moura é uma ave pelecaniforme da família Ardeidae. É a maior das garças do Brasil, com 125 cm de comprimento e 180 cm, chegando a pesar até 3,2 kg (SIGRIST, 2014).

Fora do período reprodutivo, vivem solitárias às margens dos rios e riachos, em meio à vegetação, pescando peixes, sapos, rãs, pererecas, caranguejos, moluscos e pequenos répteis (SICK, 1997; CINTRA, 2014; SIGRIST, 2014). Captura presas de lugares mais fundos, os quais outras garças não conseguem alcançar. Mas, normalmente, fica imóvel em água rasa ou na margem esperando ou também caminha devagar em busca de presas (SICK, 1997; GWYNNE, et al., 2010).

O período de nidificação da espécie vai desde o meio da estação de cheia (fevereiro-março) até a baixa das águas (maio-junho). Tem o hábito de nidificar coletivamente com outras espécies de aves. Seus ninhos, geralmente estão na parte superior e externa das árvores mais altas. Realizam a postura de três a quatro ovos por ninho ao qual é incubada pelos pais (SICK, 1997; SIGRIST, 2014).

b) Garça-branca-grande (*Ardea alba*)

É uma ave pelecaniforme da família Ardeidae. É comumente à beira de rios, lagos e banhados (SICK, 1997). Seu comprimento é de cerca de 104 cm, e chega a pesar até 1,7kg. É considerada migratória devido aos pequenos deslocamentos locais que realizam durante os meses de enchente nos rios amazônicos, chamados de deslocamentos sazonais (SIGRIST, 2014).

Alimenta-se principalmente de peixes, mas pode consumir invertebrados, anfíbios e pequenos répteis e mamíferos (SICK, 1997; CINTRA, 2014).

Esta espécie se reproduz em ninhais em conjunto com outras espécies. Geralmente no início ou no fim da estação seca, quando o alimento para as aves aquáticas é normalmente mais farto (SICK, 1997). Seu ninho é côncavo, construído de folhas secas e gravetos, sendo um dos mais altos da colônia, perdendo apenas para a *Ardea cocoi*. É realizada a postura de três a quatro ovos de coloração azulada, com período de incubação de 25 a 26 dias (SICK, 1997; SIGRIST 2014).

No período reprodutivo, os indivíduos destas espécies apresentam longas penas delicadas no dorso que podem atingir até 50 cm de comprimento. Estas penas, conhecidas como egretas. Tornou-se moda como adorno de chapéus e roupas na Europa na primeira metade do século dezenove, motivo ao qual levou à morte de milhares destas aves durante o seu período reprodutivo (SICK, 1997).

c) Biguá (Nannopterum brasilianus)

É uma ave suliforme da família Phalacrocoracidae. Mede cerca de 73 cm e chega a pesar 1,8 kg (SIGRIST, 2014). Esta espécie possui membranas interdigitais às quais permitem realizar mergulhos profundos em busca de peixes. Porém, pode complementar sua dieta com pequenos anfíbios e répteis (SICK, 1997).

Para facilitar seus mergulhos, esta ave não possui a glândula uropigiana, comum em aves, o que permite que suas penas sejam totalmente encharcadas para aumentar o peso no momento do mergulho. Para secá-las é comum vê-lo pousado com as asas abertas ao sol (SICK, 1997; SIGRIST, 2009; SIGRIST, 2014)

Durante o período reprodutivo, nidifica em colônias sobre árvores em matas alagadas. O ninho é construído pelo casal, composto, geralmente, por uma camada externa espessa de galhos e gravetos, forrada com gramíneas e algas (SICK, 1997; CINTRA, 2014; GWYNNE, et al., 2010). É realizada a postura de três a quatro ovos de cor azul claro, cobertos por uma crosta calcária. O período de incubação dura em torno de 24 dias. Os ninhegos são nutridos até 11 semanas com alimentos regurgitados pelos seus pais (SIGRIST, 2014).

d) Biguatinga (Anhinga anhinga)

É uma ave pelecaniforme da família Anhingidae. Vivem à beira de rios e lagos orlados de mata em bandos entre os biguás. Mede cerca de 88 cm de comprimento, chegando a pesar até 1,3 kg. Assim como o biguá, esta espécie não possui impermeabilidade nas penas devido à ausência da glândula uropigiana, e possui as membranas interdigitais que permitem realizar longos e profundos mergulhos em busca de sua presa (SICK, 1997; SIGRIST, 2009; SIGRIST, 2014). Alimenta-se de peixes, anfíbios, cobras-aquáticas e outros organismos aquáticos (SIGRIST, 2014). Reproduzem em colônias em conjunto com outras aves, normalmente com garças e biguás. O ninho é construído com gravetos, mas a parte interna é preenchida com folhas verdes. A fêmea realiza a postura de três a quatro ovos alongados, brancos ou azulados. O período de incubação dura entre 25 e 30 dias. Os ninhegos são nutridos com alimentos regurgitados pelos pais (SICK, 1997; SIGRIST, 2014).

e) Arapapá (*Cochlearius cochlearius*)

O arapapá é uma ave Pelecaniforme da família Ardeidae. Habitam as margens de lagos e rios com densa vegetação, brejos e manguezais. Mede entre 45 e 54 cm de comprimento e chega a pesar até 770 g (SICK, 1997; CINTRA, 2014; SIGRIST, 2014).

Esta espécie possui hábito crepuscular-noturno, forrageando em águas rasas áreas mais abertas. Alimenta-se de invertebrados diversos, peixes e anfíbios (SIGRIST, 2014).

Esta ave se reproduz em colônias vizinhas à de garças. Faz ninho frágil utilizando gravetos. As fêmeas realizam a postura de dois a três ovos esverdeados, recobertos por uma fina camada calcárea esbranquiçada, são delicadamente pintados de marrom. Período de incubação dura em torno de 28 dias (SICK, 1997; SIGRIST, 2014).

f) Garça-branca-pequena (*Egretta thula*)

É uma ave da ordem Pelecaniformes da família Ardeidae. Habita bordas de lagos, rios, banhados e à beira-mar (SICK, 1997). Mede de 54 a 63 cm de comprimento e pesa em média, 330g (GWYNNE, et al., 2010; CINTRA, 2014).

Possui uma alimentação baseada em peixes. Mas, podem predar também insetos, larvas, caranguejos, anfíbios e pequenos répteis (SICK,1997; CINTRA, 2014).

Durante o período reprodutivo, associa-se em colônias formando ninhais com outras espécies (SICK, 1997; CINTRA, 2014). O casal constrói uma plataforma de galhos secos sobre uma árvore, geralmente próxima à água, onde são postos de 3 a 7 ovos esverdeados. O período de incubação dura cerca de 26 dias. Os ninhegos são nutridos com alimentos regurgitados pelos pais (SICK, 1997; SIGRIST, 2009; CINTRA, 2014; SIGRIST, 2014).

5.4 Predação

No ninhal foi observada grande atividade de predação realizada pelo Urubu-de-cabeça-preta (*Coragyps atratus*). Esta espécie preda tanto os ovos após a postura, quanto os

indivíduos mortos ou moribundos. Além disso, de forma oportunista, esta espécie se alimenta também dos restos de peixes que eram regurgitados pelas aves.

Os urubus-de-cabeça-preta são aves necrófagas, possui um comprimento de 62 cm e de envergadura cerca de 143 cm com peso de 1,6 kg. Esta ave possui a coloração das penas pretas, sendo que as extremidades inferiores das asas, próximo da ponta, com uma grande mancha branca (SICK, 1997).

Não possui o olfato apurado do gênero Cathartes, localizando a carniça pela visão direta ou observando os outros urubus pousando para comer (SICK, 1997; SIGRIST, 2014). Costuma deslocar-se a grande altura, usando as correntes de ar quente para diminuir o custo energético do voo. Sua visão é excepcional, tendo boa acuidade para objetos a grande distância. Para diferenciá-lo dos outros urubus, em voo, destaca-se o formato mais curto e arredondado das asas, com a ponta mantida um pouco à frente da cabeça (SICK, 1997; CINTRA, 2014; SIGRIST, 2014).

Faz ninho em ocos de árvores mortas, entre pedras e outros locais abrigados, geralmente com incidência de árvores. Põe 2 ovos branco-azulados manchados com muitos pontos marrons. Sua área de ocorrência tem-se expandido com a colonização humana (SICK, 1997). No ambiente natural, alimenta-se nas mesmas carniças das outras espécies. Além de carniça, costuma comer pequenos vertebrados e ovos (SICK, 1997; SIGRIST, 2014).

5.5 Colônias de aves praianas registrada próxima à comunidade de Lavras

Foram registradas também duas espécies que possuem o hábito de se reproduzirem em colônias em praias formadas na margem do rio Madeira durante o período de vazante (entre abril e junho), próximo ao ninhal registrado. Sendo estas espécies a Trinta-réis-grande (*Phaetusa simplex*) e o Bacurau-da-praia (*Chordeiles rupestres*), das quais foram coletadas amostras de penas.

Trinta-réis-grande (*Phaetusa simplex*) é uma ave da ordem Charadriiformes da família Sternidae. Possi comprimento de 38 cm e chega a pesar até 240 g. Vive nas praias de rios e lagos, onde nidifica em colônia junto com os trinta-réis-anões e corta-água, pondo seus ovos na areia das praias do Amazonas e seus afluentes, o que ocorre no período das secas, quando as águas estão baixas (SICK, 1997; CINTRA, 2014; SIGRIST, 2014).

Sobrevoam rios e lagos a procura de peixes, mergulham verticalmente no ar, em direção à água, parando logo na superfície e voando em seguida com o peixe no bico (SICK, 1997; SIGRIST, 2014).

Normalmente vive solitário ou aos pares, porém pode se juntar em bandos para descansar ou pernoitar. Eventualmente é encontrado em grandes concentrações. É encontrado na costa fora do período reprodutivo (SICK, 1997).

Bacurau-da-praia (*Chordeiles rupestres*) é uma ave caprimulgiforme da família Caprimulgidae. Varia de incomum a comum em áreas abertas, margens de rios, praias, bancos de areia e ilhas rochosas ao longo dos grandes rios (SICK, 1997).

Vive em bandos. Descansa durante o dia. Reúne-se em bandos de centenas, pousando lado a lado em galhos debruçados sobre os rios na época das enchentes. Alimenta-se de insetos durante o crepúsculo, às vezes caça cupins em revoada (SICK, 1997; SIGRIST, 2014).

Realiza deslocamentos coletivos ao pôr-do-sol no período reprodutivo. Faz ninho cavando a areia da praia de rios. Põe 2 ovos amarelo areia com manchas marrons (SIGRIST, 2014).

5.6 Determinação da concentração de HgTotal e MeHg nas matrizes coletadas

Neste estudo os valores das concentrações de HgT, MeHg e a porcentagem da relação MeHg-Hg_{Total} para cada espécie estão expressos na tabela abaixo (Tabela 4).

Tabela 4: Concentração média (mín. e máx.) de HgT e MeHg (mg/kg) nas penas das aves da bacia do rio Madeira.

Espécie	N	Média ± DP HgT ($mg.kg^{-1}$)	Mín - Máx HgT ($mg.kg^{-1}$)	Média ± DP MeHg ($mg.kg^{-1}$)	N	Mín - Máx MeHg ($mg.kg^{-1}$)	MeHg/HgT (%)
P. simplex	5	12,810 ± 3,500	8,238 - 16,670	–	0	–	–
N. brasilianus	9	2,915 ± 0,255	2,611 - 3,394	1,371 ± 0,323	8	0,748 - 1,723	46,93
E. thulla	5	3,943 ± 0,515	3,439 - 4,817	0,638 ± 0,068	3	0,562 - 0,692	17,42
C. atratus	30	9,933 ± 5,396	1,001 - 21,960	4,500 ± 2,918	30	0,423 - 12,900	45,68
A. cocoi	53	4,036 ± 1,935	2,366 - 12,900	1,787 ± 1,396	53	0,618 - 9,533	42,83
A. alba	60	3,813 ± 1,063	1,736 - 6,822	1,246 ± 0,573	60	0,432 - 3,499	32,78
A. anhinga	8	3,690 ± 1,708	2,155 - 7,439	1,742 ± 1,009	7	0,662 - 3,491	47,24
C. cochlearius	2	4,930 ± 0,015	4,919 - 4,941	1,048 ± 0,235	2	0,881 - 1,214	21,26
C. rupestres	4	0,898 ± 0,741	0,244 - 1,907	–	0	–	–
($p < 0.05$)							

Fonte: Ângela Dias.

A ampla variação nas concentrações de mercúrio em aves está associada, principalmente às diferenças nas dietas das espécies e na estratégia de forrageamento (BURGER; GOCHFELD, 2009; DIETZ et al., 2013)

Segundo Scheuhammer et al. (2012), o consumo de alimentos contaminados é o principal risco de exposição ao mercúrio às aves. Além disso, muitas espécies de aves ocupam altos níveis tróficos, possui alta longevidade e são vulneráveis a impactos neurológicos e reprodutivos de níveis elevados de mercúrio (BURGER 1993; EVERS et al. 2005; SCHEUHAMMER et al., 2012).

Dentre as espécies que foram estudadas, a *Phaetusa simplex* (Trinta-réis-grande) foi a que apresentou a maior média da concentração de mercúrio total (Hg_{Total}) nas penas (12,810 $mg.kg^{-1}$) (Tabela 4). Levando em consideração que a dieta piscívora é a principal via de contaminação por mercúrio no ambiente, este resultado pode ser explicado com base na dieta desta espécie. A *Phaetusa simplex* é uma ave que possui uma dieta composta, principalmente, de peixes de diferentes níveis tróficos, ao qual captura sua presa voando rente à lâmina d'água e pescando o peixe com o bico. É mais raro, mas sua dieta pode ser complementada com alguns crustáceos (SICK, 1997).

O *Coragypts atratus* (Urubu-de-cabeça-preta nome popular), apresentou a segunda maior média de Hg_{Total} nas penas (9,933 $mg.kg^{-1}$) (Tabela 3). E este resultado, também pode ser explicado com base na dieta. Apesar do *C. atratus* não ser uma ave piscívora como a *P. simplex*, esta espécie é uma ave extremamente oportunista, necrófaga. Ela se alimenta principalmente de animais mortos, porém, pode complementar sua dieta com pequenos vertebrados e ovos (SICK, 1997; SIGRIST, 2014). O mercúrio é bioacumulativo, desta forma, sua concentração aumenta de acordo com o nível trófico do animal. Sendo assim, o *C. atratus*, por ser uma espécie necrófaga, ela se alimenta de carcaça de animais de diversos níveis tróficos e acaba por acumular o mercúrio presente em suas presas.

Dentre as espécies dos Ardeídeos, o *Cochlearius cochlearius* (Arapapá) foi a que apresentou maior média na concentração de Hg_{Total} (4,930 $mg.kg^{-1}$) (Tabela 4). Esta espécie, apesar de fazer parte do grupo das garças, ela se diferencia com o seu hábito crepuscular-noturno. Dentre os ardeídeos, esta espécie possui sua dieta mais restrita a peixes, complementando com alguns crustáceos, pequenos répteis e anfíbios. Para os ardeídeos, a *Ardea cocoi* (Garça-moura) foi a segunda maior média da concentração de mercúrio nas penas (4,036 $mg.kg^{-1}$), seguida da *Egretta thulla* (Garça-branca-pequena - 3,943 $mg.kg^{-1}$) e *Ardea alba* (Garça-branca-grande - 3,813 $mg.kg^{-1}$) (Tabela 4). Estas três últimas espécies possuem hábitos semelhantes. Porém, dentre estas, a *A. cocoi* é mais exigente com relação ao ambiente, ocorrendo, principalmente nas margens de corpos d'água fora do ambiente urbano. Sua dieta é piscívora, porém complementa com crustáceos, pequenos répteis e anfíbios e invertebrados aquáticos. A *E. thulla* e a *A. alba*, são espécies mais generalistas com relação ao ambiente, ocorrendo em diversos ambientes aquáticos, incluindo esgotos em áreas urbanizadas. É uma ave oportunista, se alimenta de pequenos peixes em águas rasas, e ainda pode capturar crustáceos e insetos aquáticos nos lamaçais. Os crustáceos e insetos estão em níveis tróficos mais baixos, desta forma, acumulam menos mercúrio. Com isso, uma dieta baseada nestas espécies, o predador tende a bioacumular menos mercúrio que os que possuem uma dieta mais restrita à peixe.

Além disso, segundo Burger; Gochfeld (2016) garças maiores alimentam-se de peixes maiores, principalmente porque possuem pernas mais longas, o que permite que elas se alimentem em ambientes com águas mais profundas. Embora se reproduza nas mesmas colônias, elas geralmente se alimentam em lugares diferentes e de peixes diferentes (LANTZ et al., 2010; 2011). A variação presente na dieta dos ardeídeos sugerida pelos autores acima,

podem justificar as diferenças nos valores dos níveis de concentração de mercúrio entre estas espécies neste estudo.

Anhinga anhinga (Biguatinga) e o *Nannopterum brasilianus* (Biguá), são espécies com hábito piscívoro e que possuem adaptações fisiológicas que possibilitam realizarem mergulhos a grandes profundidades, sendo as principiais delas a ausência de glândula uropigial e as membradas interdigitais. Estas adaptações permitem que capture peixes em diferentes profundidades, aos quais possibilita capturar presas de diversos tamanhos e de diferentes níveis tróficos. O que difere das garças, que capturam os peixes em águas rasas, e normalmente menores. Porém, ao contrário do que foi esperado a *Anhinga anhinga* (3,690 $mg.kg^{-1}$) e o *Nannopterum brasilianus* (2,915 $mg.kg^{-1}$) (Tabela 4), apresentaram concentração de mercúrio inferior aos das garças. Isso pode sugerir que além das adaptações para empreender mergulhos em grandes profundidades, estas duas espécies podem ter desenvolvidos mecanismos de eliminação do mercúrio mais eficientes que as garças.

Segundo Nacci et al. (2005), as aves eliminam o mercúrio principalmente por deposição em penas em desenvolvimento e, no caso das fêmeas, por meio dos ovos no período reprodutivo. Porém, Evers et al (1998) sugerem que algumas espécies possuem alguns mecanismos fisiológicos que envolvem a desmetilação do mercúrio no fígado e rins, fazendo com que este mercúrio seja eliminado com maior facilidade.

Por último, com a menor média de Hg_{Total} nas penas ficou o *Chordeiles rupestres* (Bacurau-da-praia - 0,898 $mg.kg^{-1}$) (Tabela 1). Esta espécie, apesar de compartilhar o mesmo ambiente de reprodução com a *P. simplex* e possuir uma dieta insetívora, o que justificaria a concentração mais baixa de Hg_{Total} em suas penas. O que comprova que a contaminação por mercúrio nas espécies está extremamente ligada à dieta, pois a *P. simplex* e o *C. rupestres* se reproduzem as margens do rio Madeira. Nesta área foi observado grande movimentação de balsas garimpeiras de ouro, as quais utilizam o mercúrio no processo de retirada do ouro. Este processo libera grande parte do mercúrio utilizado para o ambiente, o que acarreta na contaminação direta neste local. Porém, a diferença entre os níveis de mercúrio entre estas duas espécies, confirma que o mercúrio é absorvido por meio da dieta de acordo com o nível trófico de cada animal e não por contato direto com o metal. Desta forma, a espécie que se alimenta de peixe (principal via de contaminação de mercúrio), possui nível de concentração de mercúrio significativamente maior que de espécies que se alimentam de animais de níveis tróficos mais baixos.

As adaptações fisiológicas para a eliminação de mercúrio nas espécies *A. anhinga* e *N. brasilianus*, também é sugerida quando analisamos o nível da concentração do metilmercúrio (MeHg) nas penas. Pois, com a análise do MeHg (Tabela 4), foi determinado que quase a metade (47,27% e 46,93%) do mercúrio detectado nas penas da *Anhinga anhinga* e do *Nannopterum brasilianus*, respectivamente, está na sua forma química orgânica. Indicando que, além destas espécies possuírem menores concentrações de mercúrio com relação as demais espécies, exceto o *C. rupestres*, quase metade do mercúrio eliminado em suas penas está na forma química MeHg.

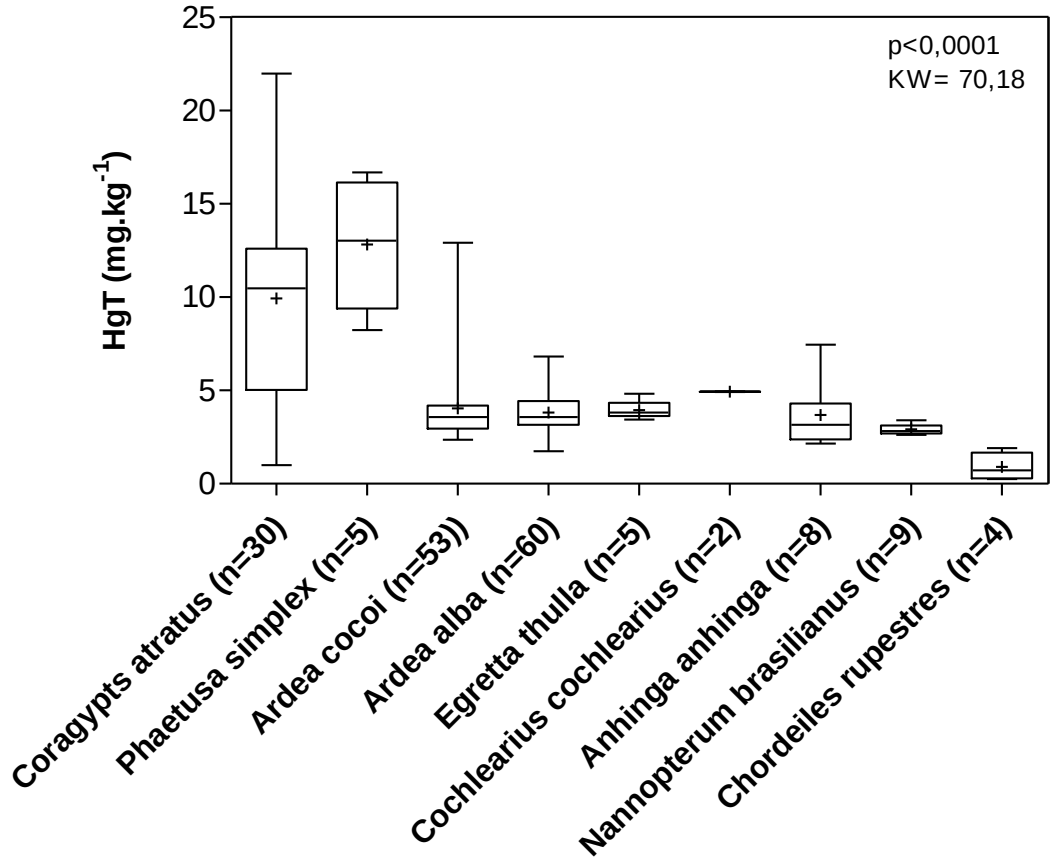
Nas amostras de penas do *Coragypts atratus*, *Ardea cocoi* e a *Ardea alba* (45,68%, 42,83% e 32,78%, respectivamente) do mercúrio detectado está na forma química MeHg (Tabela 1). Por fim, com menores porcentagens de MeHg, encontra-se o *Cochlearius cochlearius* e a *Egretta thulla*, com 21,26% e 17,42%, respectivamente. Estas duas últimas espécies, apesar de serem ardeídeos, assim como a *A. cocoi* e *A. alba*, a porcentagem do MeHg eliminado nas penas foi cerca da metade comparando com as outras duas espécies de ardeídeos. Isso pode sugerir que estas o *C. coclearius* e a *E. tulla*, possuem sistemas de eliminação menos eficiente do que a *A. cocoi* e *A. alba*, o que acarreta em níveis maiores de HgT acumulado (Tabela 4).

Na comparação dos níveis de HgT entre as espécies, o *Coragypts atratus* apresentou diferença significativa alta para quatro espécies, sendo elas o *Nannopterum brasilianus, Ardea cocoi, Ardea alba* e *Chordeiles rupestres* ($p<0.0001$ - Figura 17). A diferença entre o *C. atratus* e destas quatros espécies, pode ser explicada com base na diferença da dieta. Pois, apesar do *C. atratus* não ser uma ave piscívora, ao qual está comumente ligada aos altos níveis de mercúrio presentes em algumas aves, o urubu-de-cabeça-preta, é uma espécie necrófaga e oportunista. Durante as atividades em campo, na primeira expedição, foi observado que o *C. atratus* predava os ovos das espécies que nidificavam no ninhal. Na segunda expedição, foi observado que esta espécie aproveitava para se alimentar das carcaças das aves que morriam no ninhal e reaproveitavam os peixes que eram regurgitados pelas aves. Desta forma, é possível que esta ave esteja obtendo o mercúrio presente nos peixes regurgitados e, provavelmente, em níveis mais elevados devido a acumulação, nas carcaças das aves piscívoras. Com relação a diferença presente entre o *C. atratus* e o *C. rupestres*, já era esperada devido à diferença nos níveis tróficos destas espécies. O *C. rupestre* é uma ave considerada de nível trófico baixo.

Para a *Anhinga anhinga* e o *Coragypts atratos* apresentaram diferença significativa considerada de caráter médio ($p<0.0012$). Esta diferença também pode ser explicada com base nas diferentes dietas entre estas espécies. A *Phaetusa simplex* apresentou diferença significativa elevada para as espécies *Nannopterum brasilianus* e *Chordeiles rupestres* ($p<0,0008$ - Figura 17). Apesar das espécies *P. simplex* e o *N. brasilianus* apresentarem dieta semelhante, provavelmente esta diferença está relacionada a diferença entre os mecanismos fisiológicos para a acumulação-eliminação do mercúrio serem diferentes entre estas espécies. Para a *P. simplex* e o *C. rupestres*, a diferença pode ser explicada com base nas diferentes dietas, ao qual a *P. simplex* é uma ave piscívora e o *C. rupestres* é uma ave insetívora. Consequentemente, a *P. simplex* acaba obtendo maior nível na concentração de mercúrio por meio da bioacumulação devido a sua dieta ser baseada na principal via de transporte de mercúrio para as aves, o peixe.

Quando comparamos a *Phaetusa simplex* com *Ardea cocoi, Ardea alba e a Anhinga anhinga,* apresentou diferença significativa considerada baixa (Figura 17). Com relação a diferença apresenta entre a *P. simplex* com os ardeídeos, esta diferença pode ser explicada com base na dieta e na estratégica de captura de presa. Pois a *P. simplex* é uma ave pescadora e, provavelmente, capture peixes de diferentes níveis tróficos. Entretanto, os ardeídeos são mais generalistas, complementam sua dieta com outros vertebrados e invertebrados aquáticos. Com relação a *A. anhinga*, esta diferença pode estar relacionada a diferenças com relação ao mecanismo protetor contra a contaminação que este animal pode apresentar.

Figura 17: Comparação das concentrações de Hg_{Total} ($mg.kg^{-1}$) nas penas das espécies de aves estudadas.

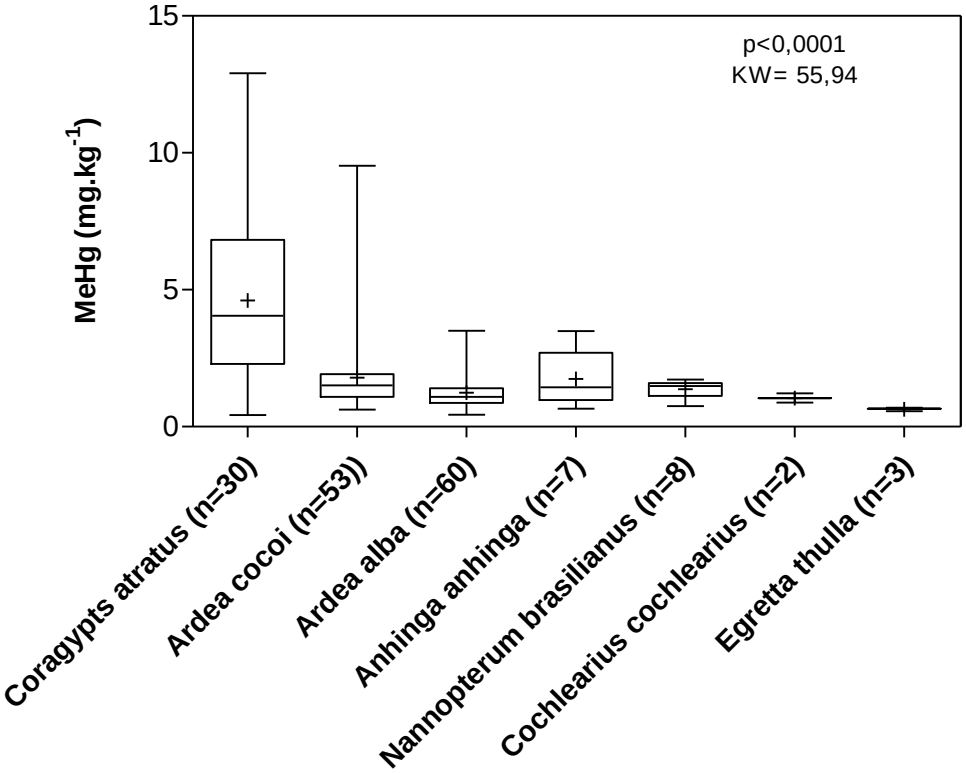


Com relação à comparação ao nível de mercúrio orgânico determinado nas análises para as penas das espécies estudadas, observa-se que o *Coragypts atratus* possui a maior diferença estatística em comparação as demais espécies estudadas. Esta espécie apresentou significativamente diferente com relação as espécies *Egretta thulla*, *Ardea cocoi* e com a *Ardea alba* ($p<0,0001$ - Figura 18).

O *C. atratus* como é uma espécie necrófaga e oportunista, foi observado nesta colônia predando ovos e indivíduos mortos ou moribundos, assim como os peixes que eram regurgitados pelos ninhegos. Isso o coloca em uma posição trófica mais elevada a que as demais espécies presentes neste ninhal, o que justifica o resultado apresentado neste estudo, onde esta espécie apresentou nível mais elevado de mercúrio em suas penas quando

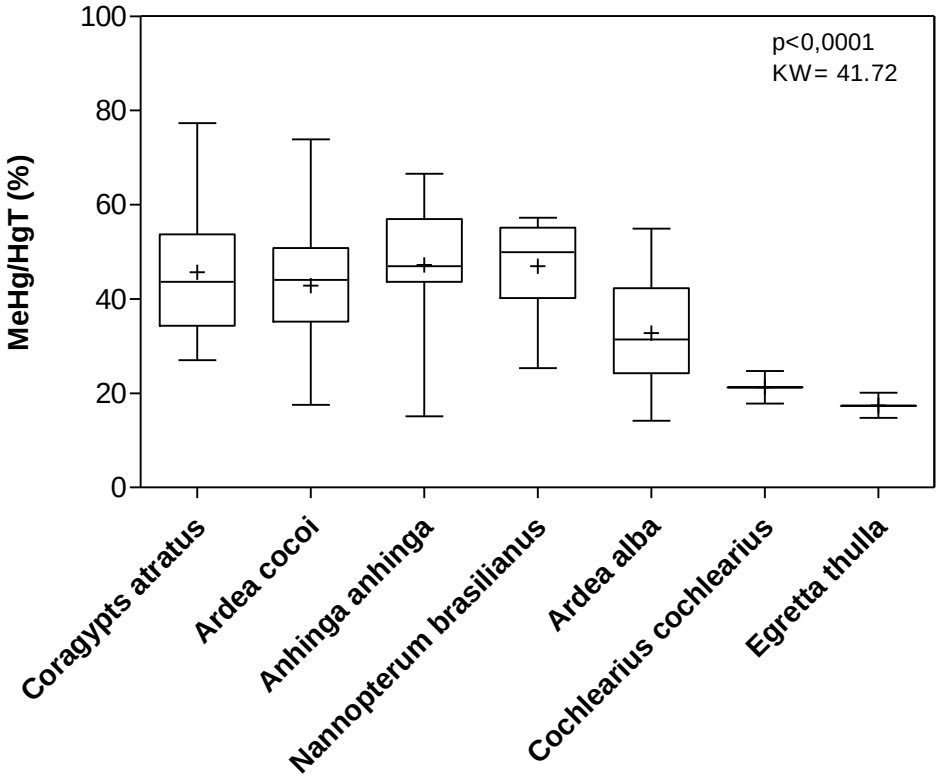
comparado a maioria das outras espécies presentes na colônia. Desta forma, o *C. atratus* pode ser considerado também uma boa indicadora da contaminação por mercúrio no ambiente.

Figura 18: Comparação das concentrações de Mercúrio Orgânico (MeHg) nas penas das espécies de aves estudadas.



Quando se compara a porcentagem de MeHg em relação ao HgT presente nas penas de todas as espécies estudadas (Figura 19), observa-se que houve elevada diferença significativa entre o *Coragypts atratos* e a *Ardea alba*. Assim, como também entre as espécies *Ardea cocoi* e *Ardea alba*. Já a espécie *Egretta thulla*, apresentou diferença significativa baixa para as espécies *Nanopterum brasilianus*, *Coragypts atratus*, *Ardea cocoi* e *Anhinga anhinga*. Esta diferença também ocorreu entre as espécies *Nanopterum brasilianus* e *Ardea alba*. Nas demais espécies, não houve diferença significativa (Figura 19).

Figura 19: Porcentagem da relação [MeHg-HgT] (%) nas penas das espécies de aves estudadas.



5.7 Comparativo entre a determinação de mercúrio (HgT) nas penas e nos tecidos internos

Para Monteiro e Furness (1995), a principal via de exposição ao mercúrio ocorre através da ingestão do alimento contaminado por este metal. O metal ingerido é absorvido no intestino, ao qual cai na corrente sanguínea e é transportado pelo sangue e distribuído para os tecidos internos (fígado, músculo, rim, cérebro, coração e pulmão), onde é acumulado. Parte deste metal é normalmente excretado durante o crescimento da pena e, exclusivamente nas fêmeas adultas, através do ovo.

Neste estudo, além das 176 amostras de penas analisadas para determinação do Hg_{Total}, também foram analisadas amostras de tecidos internos dos mesmos espécimes, como sangue (n=26), fígado (n=11), músculo (n=10), rim (n=11), cérebro (n=13), coração (n=11), pulmão (n=8) (Tabela 4).

Tabela 5: Concentração média (mín. e máx.) de Hg_{Total} ($mg.kg^{-1}$) em pena, sangue, fígado, músculo, rim, cérebro, coração e pulmão das aves da bacia do rio Madeira.

Matriz	**N**	**Média ± DP** Hg_{Total} **($mg.kg^{-1}$)**	**Mín - Máx** Hg_{Total} **($mg.kg^{-1}$)**
Penas	176	5,078 ± 3,759	0,244 - 21,960
Sangue	26	0,229 ± 0,214	0,046 - 1,005
Fígado	11	0,757 ± 0,723	0,331 - 2,856
Músculo	10	0,235 ± 0,121	0,070 - 0,476
Rim	11	0,382 ± 0,223	0,203 - 0,998
Cérebro	13	0,118 ± 0,064	0,032 - 0,289
Coração	11	0,299 ± 0,144	0,103 - 0,558
Pulmão	8	0,339 ± 0,144	0,189 - 0,588
($p < 0.05$)			

Fonte: Ângela Dias

Como o esperado, as penas das aves apresentaram maior média da concentração de HgT (5,078 $mg.kg^{-1}$) quando comparada as outras matrizes analisadas (Tabela 5). A concentração do mercúrio na pena da ave representa valores estimados entre 60-90% da carga corporal total de Hg (HONDA et al., 1986; BRAUNE; GASKIN, 1987) e a concentração do mercúrio na pena representam de forma semelhante, aquelas na dieta da ave no momento do crescimento. A eliminação do mercúrio pelas penas está relacionada com os padrões e a frequência com que ocorrem as mudas nas diferentes espécies. O Hg acumula-se nas penas durante seu crescimento (ZOLFAGHARI et al. 2009; GARCÍA-FERNÁNDEZ et al. 2013), e a concentração de Hg nas penas está correlacionada à sua concentração no sangue. E uma vez que o processo de crescimento esteja completo, as conexões vasculares que alimentam a pena se atrofiam (SOLONEN; LODENIUS 1990; LODENIUS; SOLONEN 2013).

Segundo Furness et al. (1986), as penas contêm maior concentração de metais pesados em comparação com todas as outras partes do corpo. Ademais, o uso de penas possui diversas vantagens, entre elas a facilidade de coletar e armazenar, pois não precisam de refrigeração. Não é um método tão invasivo e não destrutivo e não é necessário sacrificar o indivíduo para coletar a amostra, o que o torna um método apropriado até mesmo para espécies ameaçadas de extinção (RAZA et al., 2017). Além disso, o Hg também pode ser analisado em penas de

museus, o que pode oferecer informações valiosas sobre as tendências temporais de contaminação (ANSARA-ROSS et al., 2013; GARCÍA-FERNÁNDEZ et al., 2013).

O fígado, em comparação com os demais tecidos internos, foi o que apresentou maior concentração de mercúrio total (0,757 $mg.kg^{-1}$ - Tabela 5). Na literatura científica, após a pena, o fígado é a matriz mais utilizada no monitoramento de mercúrio em aves. Além disso, o nível da concentração de mercúrio no fígado espelha-se muito bem a carga de mercúrio existente no corpo do animal e, consequentemente, sugere o nível de contaminação que ave está absorvendo daquele ambiente (PARSLOW, 1973; HOFFMAN; CURNOV, 1979; HONDA et al., 1986; SCHEUHMMER, 1987; KIM et al., 1996). O fígado é o principal órgão que participa do complexo de desintoxicação do indivíduo. O fígado atua como um filtro que processa e elimina toxinas procedentes de descartes produzidos pelo próprio metabolismo, toxinas e substâncias químicas nocivas provenientes do ambiente e microrganismos eliminados pelas células de Kupffer (HALLIWELL, 1992; HALLIWELL; GUTTERIDGE, 1999; CUBERO; NIETO, 2006).

Entre os tecidos internos, os níveis de Hg em aves são geralmente mais elevados no fígado do que no rim (RIBEIRO et al., 2009; CIPRO et al., 2014). E o rim é considerado mais vulnerável a Hg em aves, pois, este metal pode danificar a sua estrutura e prejudicar a função renal (WOLFE et al., 1998).

Neste estudo, o rim teve a terceira maior média nas concentrações de HgT (0,382 $mg.kg^{-1}$ - Tabela 5). Nas aves, o rim é o principal reservatório de Hg-inorgânico. Além disso, o rim, em conjunto com o fígado, participa do processo de desintoxicação nas aves. E alguns pesquisadores (SCHEUHAMMER, 1978; SCHEUHAMMER et al., 1991), sugerem que os mecanismos que envolvem a ligação de mercúrio pela metalotioneína é predominante neste órgão. A metalotioneína é uma proteína que nos seres vivos está relacionada à ação como agente de detoxificação para metais, como mercúrio, e também um papel protetor por sequestro de metais e proteção contra condições de estresse oxidativo (PARIZEK et al., 1971; WHO, 2003; GUERRA, 2014).

Com base no levantamento bibliográfico, foi possível observar que, principalmente, o pulmão e o coração, são matrizes pouco utilizadas no monitoramento de contaminação por mercúrio em aves, isso se deve talvez, pelo fato dos valores obtidos nos resultados das suas concentrações sejam pouco representativas sobre os valores reais do nível de contaminação da ave. Além de serem matrizes que apresenta certo grau de dificuldade de coleta de amostras

em campo devido ao seu tamanho reduzido na maioria das aves. Neste estudo a média da concentração de HgT determinada para o pulmão foi 0,339 $mg.kg^{-1}$e para o coração 0,299 $mg.kg^{-1}$ (Tabela 5).

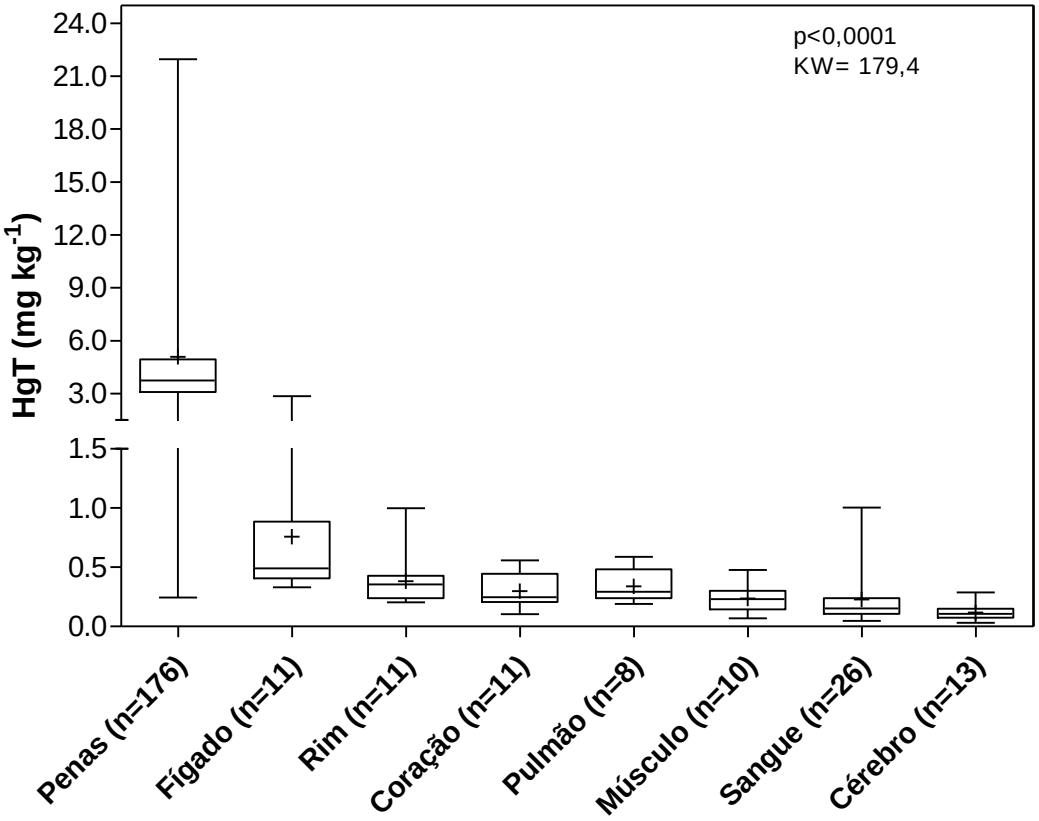
O músculo é uma matriz bem utilizada para pesquisas de monitoramento da contaminação de mercúrio em aves, contudo, normalmente o valor obtido não representa o valor real da carga corporal de mercúrio na ave. Neste estudo, os valores médios obtidos para o músculo foi 0,235 $mg.kg^{-1}$ (Tabela 5).

O sangue é uma matriz que fornece uma indicação da recente absorção de mercúrio por meio da dieta. Quase todo o HgT no sangue é MeHg ligado aos glóbulos vermelhos, com uma meia vida de 2 a 3 meses nos tecidos das aves (SCHEUHAMMER, 1987; DIETZ et al., 2000; EVERS et al., 2003; CRISTOL et al., 2008; EVERS et al., 2008). Devido a este fato, autores consideram que as concentrações de mercúrio no sangue das aves adultas e da prole são correlacionadas. Portanto, o mercúrio no sangue de qualquer faixa etária indica a exposição de mercúrio na área de nidificação (FURNESS et al., 1993; EVERS et al., 2005; CONDON; CRISTOL 2009; FORT et al., 2015; JACKSON et al., 2015; DESORBO et al, 2018). Neste estudo, a média determinada de HgT no sangue das aves estudadas foi de 0,229 $mg.kg^{-1}$ (Tabela 5).

Assim como as penas, a metodologia utilizando amostras de sangue de aves é considerada vantajosa, principalmente por não precisar sacrificar o indivíduo. Além disso, as amostras de sangue fornecem valores dos níveis de metal que refletem a exposição em curto prazo pela ingestão alimentar imediata e fatores fisiológicos como a mobilização de reservas para a produção de ovos ou o aumento do volume sanguíneo no início da muda (GOODALE et al., 2008; TARTU et al., 2013).

O mercúrio, principalmente na fase orgânica, tem como uma das principais características da sua toxicidade nas aves é a degeneração da medula espinhal, afetando assim o sistema nervoso central (EVERS et al. 2005; DIETZ et al. 2013; MOYE et al., 2016). Porém, a concentração de HgT no cérebro das aves estudada foi o menor em comparação as outras matrizes. A média da concentração de mercúrio no cérebro foi de 0,118 $mg.kg^{-1}$ (Tabela 5 e Figura 20).

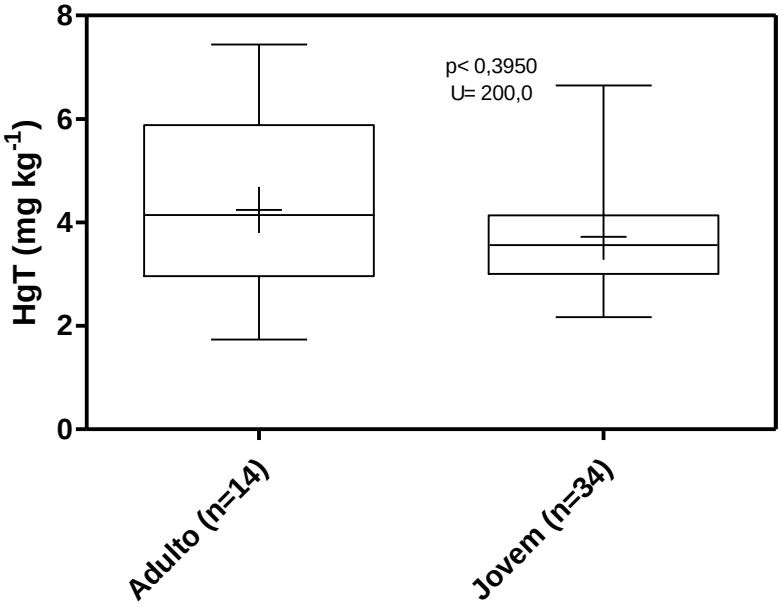
Figura 20: Comparação da determinação de HgT (mg.kg^{-1}) nas penas e nos tecidos internos das aves estudadas.



5.8 Comparação dos níveis de HgT entre as espécies considerando a idade

Durante a coleta das amostras em campo, nem todas as amostras foram adquiridas do indivíduo vivo. Além disso, os que foram encontrados mortos, nem sempre estava em bom estado para amostragem, pois muitos dos quais apresentavam apenas parte da carcaça ou mesmo só as penas. Desta forma, a identificação da idade do indivíduo muitas vezes foi impossível. Deste modo, das 176 penas coletadas dos indivíduos em campo, apenas 48 penas foram possíveis determinar a idade. Dentre os espécimes que foram possíveis identificar e classificar a idade, foram 14 adultos e 34 jovens. Quando comparamos os resultados obtidos para o Hg_{Total} entre estes indivíduos, não obtivemos uma diferença estatística com relação à idade. Porém, quando se observa as médias obtidas em cada grupo, é possível notar uma tendência da concentração de Hg_{Total} maior nos adultos (4,243 mg.kg^{-1}) em relação aos jovens (3,722 mg.kg^{-1}) embora não apresente diferença significativa (Figura 21).

Figura 21: Comparação dos níveis de HgT (mg.kg^{-1}) nas penas das espécies de aves estudadas considerando a idade dos indivíduos.



É comum a discussão sobre a diferença na concentração de mercúrio em aves adultas e jovens. Pois, o mercúrio é um metal com capacidade de bioacumular e biomagnificar, ou seja, além do seu nível aumentar de acordo com o nível trófico, ele também aumenta de acordo com a idade do animal. Isso acontece principalmente nos animais que possui a capacidade de eliminação do mercúrio menor que a quantidade ingerida deste contaminante. Desta forma, o nível deste metal aumenta gradativamente de acordo com o tempo de vida do animal.

Em um estudo de Evers et al. (1998), analisaram indivíduos ainda jovens e posteriormente, os mesmos indivíduos na fase adulta. Neste estudo eles concluíram que as concentrações em indivíduos recapturados na fase adulta, foi observado um aumento na concentração de Hg em comparação à quando foram analisados ainda jovens.

Em contraste do quem vem sendo proposto na literatura científica, apesar da tendência para o maior nível de concentração de mercúrio nos adultos, neste estudo não houve diferença significativa quando comparadas as concentrações de HgT nas penas de indivíduos jovens e adultos (Figura 21).

Contudo, em outro estudo de Vega et al., (2010) mostraram que indivíduos juvenis têm mais dificuldade de processar o mercúrio no fígado que os adultos, por isso em alguns casos podem apresentar concentrações iguais ou maiores que adultos.

Entretanto, a utilização de amostras de penas de indivíduos jovens é vantajosa, pois, reflete a exposição local, pois, seus pais coletam alimentos dentro do alcance das colônias (BURGER 1993; BRZORAD et al. 2015).

Por outro lado, fêmeas transferem parte da carga corporal de mercúrio para os ovos. Antes do período reprodutivo, ocorre a muda pré-nupcial, ao qual a ave substitui parte das penas do corpo por penas novas (WOLFE et al., 1998; SCHEUHAMMER et al. 2001; SCHEUHAMMER et al. 2015). Além disso, a maioria das espécies não apresentam dimorfismo sexual, ao qual não permitiu muitas vezes identificar o sexo da espécie estudada.

Com isso, podemos sugerir que parte destas aves não apresenta diferença significativa de acordo com a idade, devido ao fato da maioria pode ter sido fêmea que transferiram recentemente parte de sua carga mercurial para os ovos.

Quando se comparou o nível de MeHg entre a idade dos indivíduos, assim como o Hg_{Total}, não houve diferença significativa. Mas, é observada por meio das médias de cada grupo, a mesma tendência da concentração ser maior nos adultos (1,588 $mg.kg^{-1}$) que nos organismos jovens (1,112 $mg.kg^{-1}$) (Figura 22).

Contudo, as aves expostas ao MeHg durante o desenvolvimento embrionário e uma dieta baseada em alimentos contaminados com MeHg durante seu desenvolvimento, pode reduzir significativamente o seu sucesso reprodutivo na idade adulta, mesmo que não tenham uma exposição a uma fonte alimentar de MeHg durante a vida adulta (PARIS et al., 2018).

Quando comparamos a porcentagem do mercúrio orgânico-mercúrio inorgânico nas penas considerando a idade das espécies, foi observado diferença estatísticas entre estes grupos com o valor de $p = 0,0255$. Neste estudo os adultos apresentaram média de 37,97 $mg.kg^{-1}$ e os jovens 27,67 $mg.kg^{-1}$ (Figura 23). O que indica que a eliminação do mercúrio na forma orgânica está sendo maior nos indivíduos adultos que nos indivíduos mais jovens.

Figura 22: Comparação das concentrações de MeHg (mg.kg^{-1}) nas penas das espécies de aves estudadas considerando a idade dos indivíduos.

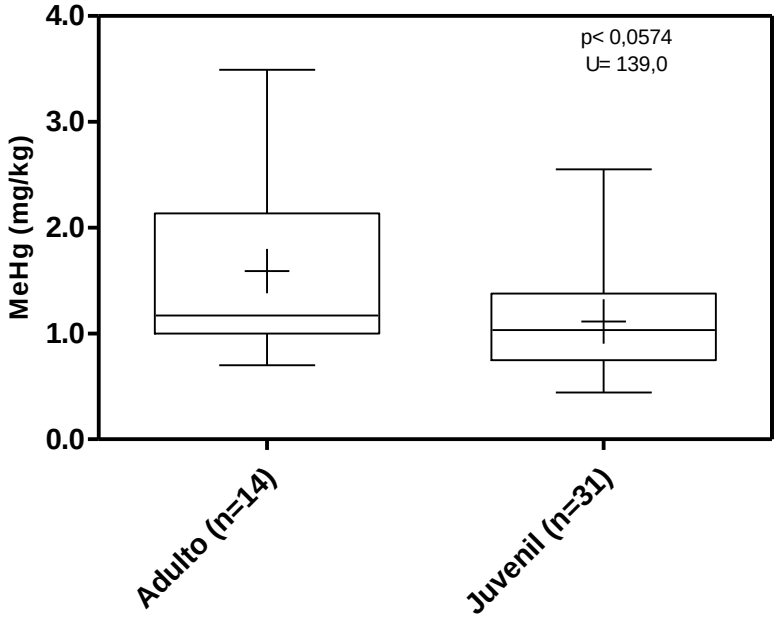
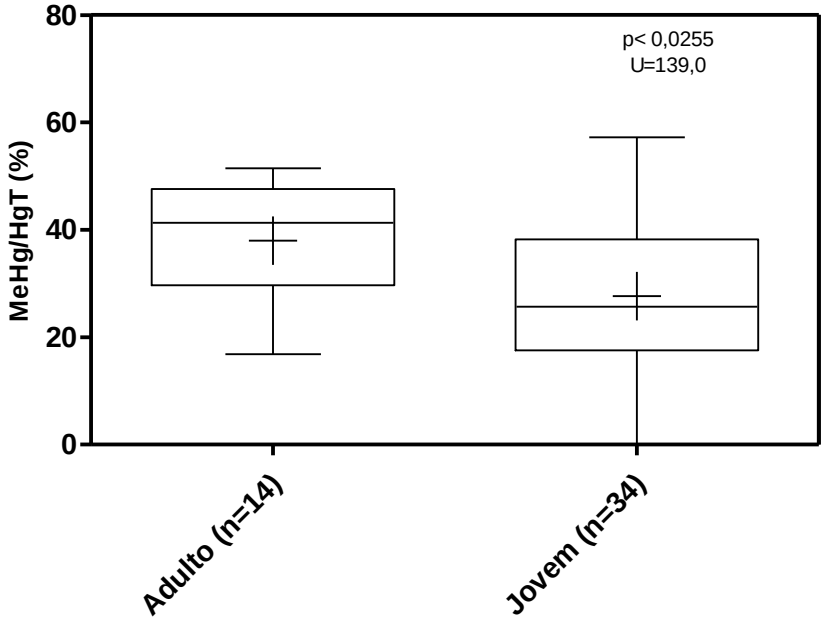


Figura 23: Porcentagem da relação [MeHg-HgT] (mg.kg^{-1}) nas penas das espécies de aves estudadas considerando a idade.



Neste estudo não houve diferença com relação aos jovens e adultos para os níveis de concentrações de HgT e MeHg. Porém, quando comparamos com relação à porcentagem de MeHg que estes indivíduos estão eliminando por meio das penas, observamos uma diferença

significativa entre estes grupos, indicando que os indivíduos adultos estão eliminando maior concentração de MeHg pelas penas. Com base nestes resultados, é indicado que sejam realizados estudos posteriores que comparem os níveis de mercúrio nos indivíduos adultos no momento que chegam à colônia para a reprodução, dos seus ovos após a postura e em toda a fase de desenvolvimento dos ninhegos. Assim, será possível ter um resultado mais exato dos níveis de mercúrio que foram transferidos da mãe por meio dos ovos, e o quanto foi de mercúrio foi adquirido durante o seu desenvolvimento.

5.9 Quantificação das concentrações de mercúrio em aves para o desenvolvimento regional

Mesmo nos dias atuais o desenvolvimento sustentável ainda permanece um enigma. Contudo, admite-se que ele é um processo de mudança e pode seguir caminhos diversos. Intensos esforços para um desenvolvimento sustentável da Amazônia têm sido feitos desde fins da década de 1980, mas não foi possível romper com a trajetória histórica de ocupação regional caracterizada pela expansão da fronteira da agropecuária e da mineração (BECKER, 2005).

Sabe-se que o garimpo não é a única fonte de poluição mercurial na Amazônia. A região amazônica é naturalmente rica em mercúrio no seu ecossistema, e alguns estudos têm relatado a remobilização de mercúrio de solos submetidos a mudanças de uso, particularmente pela retirada da floresta por queimada e sua conversão para pastos e/ou atividades agrícolas. Portanto, a expansão do desmatamento para aumentar a área agropecuária poderia ser responsável pela manutenção das elevadas concentrações de mercúrio verificadas (LACERDA E MALM, 2008).

Este estudo gerou dados inéditos que contribuirão para o melhor conhecimento da relação desse metal com o grupo das aves da região. Além disso, este estudo poderá auxiliar pesquisas de preservação e conservação de espécies desta região, assim como, pode servir de modelo para projetos de desenvolvimento que visem a sustentabilidade.

6 CONCLUSÃO

Este estudo mostrou que as diferentes espécies, mesmo as aves que compartilham a mesma família de ordem taxonômica, como os ardeídeos (*E. thulla, A. cocoi, A. alba, C. cochlearius*) e o mesmo local para nidificação, elas geralmente possuem hábitos de forrageio diferentes, capturam presas diferentes, que normalmente ocupam níveis tróficos distintos. Além disso, muitas vezes estas presas possuem tamanhos também diferentes. Todos estes fatores contribuem para a distinção entre os valores dos níveis de concentração de mercúrio em seus organismos. Indicando que os indivíduos que possuem hábitos mais restritos ao consumo de peixes, ou seja, que ocupam nível trófico mais elevado está sujeito à maior exposição à contaminação por Hg via alimentar. Desta forma, as aves que possuem uma dieta composta de peixes como a *P. simplex, N. brasilianus E. thulla, A. cocoi, A. alba, A. anhinga, C. cochlearius*, são consideradas boas indicadoras de contaminação ambiental por mercúrio.

Por razões éticas e práticas, é importante a utilização de métodos de amostragem que evitem a necessidade de sacrificar grandes números de aves, com o interesse de coletar tecidos para análise. Desta forma, as amostras de penas e o sangue tornam-se importantes matrizes para estudos de aves como indicadoras de contaminação ambiental por mercúrio em comparação aos demais tecidos internos, pois, os estudos que utilizam métodos com estas matrizes, têm demonstrando que são muito úteis como alternativa não invasiva e não letal às aves. Contudo, vale ressaltar que as amostras de tecidos internos utilizados para análise neste estudo, não foi necessário sacrificar nenhum dos indivíduos, pois, as amostras foram coletadas de indivíduos já mortos.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados apresentados neste estudo demonstram a necessidade de monitoramento à longo prazo, afim de obter informações mais detalhadas sobre a ecologia e comportamento das espécies que utilizam esta colônia para reprodução e correlaciona-los com os dados dos níveis de concentração de mercúrio. Um estudo a longo prazo, poderá analisar se os níveis de concentração de mercúrio apresentados por estas espécies estão causando algum efeito tóxico nestes indivíduos.

Além disso, um programa de conservação e preservação desta colônia de reprodução pode ser criado em parceria com a comunidade local, a fim de conservar e proteger estas espécies de interferências antrópicas, como a predação excessiva de ovos e indivíduos, assim como o desmatamento local.

REFERÊNCIAS

ACKERMAN, J. T.; EAGLES-SMITH, C. A.; HERZOG M. P.; HARTMAN, C. A.; PETERSON S. H.; EVERS D. C.; JACKSON A. K.; ELLIOTT J. E.; VANDER POL S. S.; BRYAN C. E. Avian mercury exposure and toxicological risk across western North America: A synthesis. **Science of the Total Environment**, v. 568, p. 749-769, 2016.

ALFONSO-GOLDFARB, A. M.; FERRAZ, M. H.M. A passagem da alquimia à química: uma história lenta e sem rufar de tambores. **Com Ciência**, n. 130, p. 0-0, 2011.

ALMEIDA, A. F. Monitoramento de fauna e de seus habitats em áreas florestadas. In: **Série Técnica. IPEF**, n.12, v. 31, p. 85-92. 1998.ALMEIDA, R.; BERNARDI, J. V. E.; OLIVEIRA, R. C.; CARVALHO, D. P.; MANZATTO, A. G.; LACERDA, L. D.; BASTOS, W. R. Flood pulse and spatial dynamics of mercury in sediments in Puruzinho lake, Brazilian Amazon. **Acta Amazonica**, n.44, v.1, p. 99-106. 2013.

ALMEIDA, M. D.; LACERDA, L. D.; BASTOS, W. R.; HERRMANN, J. C. Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture in Rondônia, Western Amazon, Brazil. **Environmental pollution**, v. 137, n. 2, p. 179-186, 2005.
ALMEIDA, M. D.; LACERDA, L. D.; SALDANHA, G. C.; BASTOS, W. R. Variações nas Concentrações de Mercúrio em Solos da Reserva Garimpeira do Alto Rio Madeira. **Geochimica Brasiliensis**, v. 23, n. 1, p. 139-150, 2012.

ALTMEYER, M.; DITTMANN, J.; DMOWSKI, K.; WAGNER, G.; MÜLLER, P. Distribution of elements in flight feathers of a white-tailed eagle. **Science of the total environment**, v. 105, p. 157-164, 1991.

AMORIM, A. P. C. F. **Elaboração de estratégias de comunicação de risco para populações expostas ao mercúrio: o caso em Descoberto-Minas Gerais**. 2016. 109 p. Dissertação (mestrado). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Florestas. 2016.

ANSARA-ROSS, T. M.; ROSS, M. J.; WEPENER, V. The use of feathers in monitoring bioaccumulation of metals and metalloids in the South African endangered African grass-owl (Tyto capensis). **Ecotoxicology**, v. 22, n. 6, p. 1072-1083, 2013.

AYAS, Z. Trace element residues in eggshells of grey heron (Ardea cinerea) and black-crowned night heron (Nycticorax nycticorax) from Nallihan Bird Paradise, Ankara-Turkey. **Ecotoxicology**, v. 16, n. 4, p. 347, 2007.

AYAS, Z.; EKMEKCI, G.; YERLI, S. V.; OZMEN, M. Heavy metal accumulation in water, sediments and fishes of Nallihan Bird Paradise, Turkey. **Journal of Environmental Biology**, v. 28, n. 3, p. 545-549, 2007.

BAGLIANO, R. V. Principais organismos utilizados como bioindicadores relatados com uso de avaliadores de danos ambientais. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 2, n. 1, p. 24-40, 2012.

BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental.** Porto Alegre, Bookman, 4.ed, p.844, 2011.

BAN MERCURY WORKING GROUP. Exposição ao Mercúrio. A bomba-relógio tóxica mundial. **Relatório do Ban Mercury Working Group**, 2003. Disponíveol em: <http://archive.ban.org/Ban-Hg-Wg/Mercury.ToxicTimeBomb.Final.pdf>. Acesso realizado em fevereiro de 2018.

BASTOS, W. R.; LACERDA, L. D. A contaminação por mercúrio na Bacia do Rio Madeira: uma breve revisão. **Geochimica Brasiliensis**, v. 18, n. 2, 2012.

BASTOS, W. R.; LACERDA, L. D. A contaminação por mercúrio na Bacia do Rio Madeira: uma breve revisão. **Geochimica Brasiliensis**, v.18, p. 99-114. 2004.

BASTOS, W.R.; MALM O.; PFEIFFER, W.C.; CLEARY, D. Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon, Brasil. **Ciênc Cult**, 50:255–260. 1998.

BEYER, W. N.; MEADOR, J. **Environmental contaminants in biota: interpreting tissue concentrations**. CRC Press, 2011.

BIBBY, C.J.; BURGESS, N.D.; HILL, D.A. Bird census techniques. London: **Academic Press,** 1992. 258 p.

BISINELA, G. C.; DE ANDRADE ARAÚJO, T. R.; CREMER, M. J. Ecologia reprodutiva de Nyctanassa violacea, Egretta thula e Egretta caerulea no ninhal do rio Pedreira, Santa Catarina. **Biotemas**, v. 27, n. 3, p. 109-121, 2014.

BISINOTI, M. C.; JARDIM, W. F. O comportamento do metilmercúrio (metilHg) no ambiente. **Química Nova**, 2004.

BRANCO, J. O. Descartes da pesca do camarão sete-barbas como fonte de alimento para aves marinhas. **Revista brasileira de Zoologia**, n.18, v.1, p. 293-300. 2001.

BRASSO, R. L.; CRISTOL, D. A. Effects of mercury exposure on the reproductive success of tree swallows (Tachycineta bicolor). **Ecotoxicology**, v. 17, n. 2, p. 133-141, 2008.

BRAUNE, B. M.; GASKIN, D. E. A mercury budget for the Bonaparte's gull during autumn moult. **Ornis Scandinavica**, p. 244-250, 1987.

BRAUNE, B. M.; GASKIN, D. E. Mercury levels in Bonaparte's gulls (Larus philadelphia) during autumn molt in the Quoddy region, New Brunswick, Canada. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 16, n. 5, p. 539-549, 1987.

BRZORAD, J. N.; MACCARONE, A. D.; STONE, Heather M. A telemetry-based study of great egret (Ardea alba) nest-attendance patterns, food-provisioning rates, and foraging activity in Kansas, USA. **Waterbirds**, v. 38, n. 2, p. 162-172, 2015.

BURGER, J. Metals in avian feathers: bioindicators of environmental pollution. **Rev environ toxicol**, v. 5, p. 203-311, 1993.

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

BURGER, J.; GOCHFELD, M. Risk, mercury levels, and birds: relating adverse laboratory effects to field biomonitoring. **Environmental Research**, v. 75, n. 2, p. 160-172, 1997.

BURGER, J.; GOCHFELD, M. **Habitat, population dynamics, and metal levels in colonial waterbirds: a food chain approach**. CRC Press, 2016.

CABRAL, R. B. G. **Biologia reprodutiva de Ardeidae em uma colônia no manguezal da baía de Sepetiba, Rio de Janeiro.** 2016. 33p. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2016.

CARLSON, J. R.; CRISTOL, D.; SWADDLE, J. P. Dietary mercury exposure causes decreased escape takeoff flight performance and increased molt rate in European starlings (Sturnus vulgaris). **Ecotoxicology**, v. 23, n. 8, p. 1464-1473, 2014.

CASTRO-GONZÁLEZ, M. I.; MÉNDEZ-ARMENTA, M. Heavy metals: Implications associated to fish consumption. **Environmental toxicology and pharmacology**, v. 26, n. 3, p. 263-271, 2008.

CIPRO, C. V.; COLABUONO, F. I.; TANIGUCHI, S.; MONTONE, R. C. Persistent organic pollutants in bird, fish and invertebrate samples from King George Island, Antarctica. **Antarctic Science**, v. 25, n. 4, p. 545-552, 2013.

CONDON, A. M.; CRISTOL, D. A. Feather growth influences blood mercury level of young songbirds. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 28, n. 2, p. 395-401, 2009.

CORDEIRO, R. C.; TURCQ, B.; RIBEIRO, M. G.; LACERDA, L. D.; CAPITANEO, J.; DA SILVA, A. O. Forest fire indicators and mercury deposition in an intense land use change region in the Brazilian Amazon (Alta Floresta, MT). **Science of the total environment**, v. 293, n. 1-3, p. 247-256, 2002.

COSTA, L.T.; DAMAS, G. B.; BERTOLDO, B. Mercúrio: da antiguidade aos dias atuais. **Revista Virtual de Química**, v. 6, n. 4, p. 1010-1020, 2014.

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.

CRISTOL, D. A.; MOJICA, E. K.; VARIAN-RAMOS, C. W.; WATTS, B. D. Molted feathers indicate low mercury in bald eagles of the Chesapeake Bay, USA. **Ecological indicators**, v. 18, p. 20-24, 2012.

CUBERO, F. J.; NIETO, N. Células de Kupffer y hepatopatía alcohólica. **Revista Española de Enfermedades Digestivas**, v. 98, n. 6, p. 460-472, 2006.

DA SILVA LINHARES, J. M.; DE LIMA, S. W. M.; DA SILVA, D. P. L.; BASTOS, W. R. Concentrações de mercúrio em solo sob diferentes usos e cobertura da terra no Interflúvio Paciá-Purus-IPP, Lábrea, sul do Amazonas. **Revista Equador**, Vol. 4, Nº 3. Edição Especial XVI Simpósio Brasileiro de Geografia Física, Aplicada. Teresina- Piauí, 2015.

DA SILVA, M.; ESTANISLAU, C. A. M. Concentração de mercúrio em peixes da Amazônia. **Boletim ABLimno**, v. 41, n. 1, p. 08-14, 2015.

DARIO, F. R. Estrutura trófica da avifauna em fragmentos florestais na Amazônia Oriental. **ConScientiae Saúde**, v. 7, n. 2, 2008.

DE AZEVEDO, F. A. Toxicologia do mercúrio. In: **Toxicologia do mercúrio**. RIMA/INTERTOX, 2003.

DE LACERDA, L.; MALM, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 173-190, 2008.

DE LIMA, C. A. I.; DE ALMEIDA, M. G.; PESTANA, I. A.; BASTOS, W. R.; DO NASCIMENTO RECKTENVALD, M. C. N.; DE SOUZA, C. M. M.; PEDROSA, P. Impact of Land Use on the Mobility of Hg Species in Different Compartments of a Tropical Watershed in Brazil. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 73, n. 4, p. 578-592, 2017.

DE PONTES DANZE, A.; VERCELLINO, I. S. Uso de Bioindicadores no monitoramento da qualidade da água. **Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, v. 11, n. 1, 2018.

DESORBO, C. R.; BURGESS, N. M.; TODD, C. S.; EVERS, D. C.; BODALY, R. A., MASSEY, B. H.; MIERZYKOWSKI, S. E.; PERSICO, C.P.; GRAY, R.B.; HANSON, W. E.; MEATTEY, D. E. Mercury concentrations in bald eagles across an impacted watershed in Maine, USA. **Science of the Total Environment**, v. 627, p. 1515-1527, 2018.
DIETZ, R.; RIGET, F.; BORN, E. W. An assessment of selenium to mercury in Greenland marine animals. **Science of the Total Environment**, v. 245, n. 1-3, p. 15-24, 2000.

EPA Method 1630: Methyl Mercury in Water by Distillation, Aqueous Ethylation, Purge and Trap, and CVAFS; U.S. Environmental Protection Agency: EPA-821-R-01-020, Office of Water, Washington DC 49. 2001.

EVERS, D. C.; CLAIR, T. A. Mercury in northeastern North America: a synthesis of existing databases. **Ecotoxicology**, v. 14, n. 1-2, p. 7-14, 2005.

EVERS, D. C.; KAPLAN, J. D.; MEYER, M. W.; REAMAN, P. S.; BRASELTON, W. E.; MAJOR, A.; BURGESS, N.; SCHEUHAMMER, A. M. Geographic trend in mercury measured in common loon feathers and blood. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 17, n. 2, p. 173-183, 1998.

EVERS, D. C.; SAVOY, L. J.; DESORBO, C. R.; YATES, D. E.; HANSON, W.; TAYLOR, K. M.; SIEGEL, L. S.; COOLEY, J. H.; BANK, M. S.; MAJOR, A.; MUNNEY, K.; MOWER, B. F.; VOGEL, H. S.; SCHOCH, N.; POKRAS, M.; GOODALE, M. W.; FAIR, J. Adverse effects from environmental mercury loads on breeding common loons. **Ecotoxicology**, v. 17, n. 2, p. 69-81, 2008.

EVERS, D. C.; TAYLOR, K. M.; MAJOR, A.; TAYLOR, R. J.; POPPENGA, R. H.; SCHEUHAMMER, A. M. Common loon eggs as indicators of methylmercury availability in North America. **Ecotoxicology**, v. 12, n. 1-4, p. 69-81, 2003.

FENNER, A. L. D. **A Convenção de Minamata sobre o Mercúrio: a importância do mecanismo financeiro para o processo negociador**, 2016. Tese (Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento, Sociedade e Cooperação Internacional do Centro de Estudos Multidisciplinares da Universidade de Brasília – UnB), Brasília, 365 p., 2016.

FERREIRA, R. L.; OLIVATI, F. N. A utilização de bioindicadores como instrumento de perícia ambiental. **Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 5, n. 3, 2017.

FORT, J.; LACOUE-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.

FREDERICK, P.; JAYASENA, N. Altered pairing behaviour and reproductive success in white ibises exposed to environmentally relevant concentrations of methylmercury. Proceedings of the Royal Society of London B: **Biological Sciences**, v. 278, n. 1713, p. 1851-1857, 2011.

FUKUSHIMA, A. R.; DE AZEVEDO, F. A. História da Toxicologia. Parte I–breve panorama brasileiro. **Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, v. 1, n. 1, 2015.

GALVÃO, R. C. F.; GOMES, J. P. O.; ALMEIDA, R.; BASTOS, W. R.; LACERDA, L. D.; BERNARDI, J. V. E. Variação sazonal de elementos-traço associados aos sólidos em

suspensão no alto rio Madeira, Amazônia Ocidental. **Geochimica Brasiliensis**, v. 23, n. 1, 2012.

GARCÍA-FERNÁNDEZ, A. J.; ESPÍN, S.; MARTÍNEZ-LÓPEZ, E. Feathers as a biomonitoring tool of polyhalogenated compounds: a review. **Environmental science & technology**, v. 47, n. 7, p. 3028-3043, 2013.

GOMES, J. D. O.; NASCIMENTO, E. D.; ALMEIDA, R. D.; BASTOS, W. R.; BERNARDI, J. V. E.; BARROS, P. R. H. B. Distribuição Espacial das Concentrações de mercúrio em sólidos em suspensão no Alto Rio Madeira, Rondônia. **J. Braz. Soc. Ecotoxicol**, v. 1, n. 2, p. 131-135, 2006.

GOODALE, M. W.; EVERS, D. C.; MIERZYKOWSKI, S. E.; BOND, A. L.; BURGESS, N. M.; OTOROWSKI, C. I.; WELCH, L.J; HALL, C. S, ELLIS, J. C; ALLEN, R. B.; DIAMOND, A. W. Marine foraging birds as bioindicators of mercury in the Gulf of Maine. **EcoHealth**, v. 5, n. 4, p. 409-425, 2008.

GROSE, A. V. Avifauna na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, Joinville, Santa Catarina. **Acta Biológica Catarinense**, v. 4, n. 3, 2017.

GUERRA, I. I. R. **A ação protetora do selenito de sódio e da selenometionina na toxidade exercida por compostos de mercúrio no sistema da tiorredoxina das células de neuroblastoma**. 2014. Tese de Doutorado. Universidade de Lisboa, Faculdade de Farmácia. 2014.

GWYNNE, J. A.; RIDGELY, R. S.; ARGEL, M.; TUDOR, G. Guia Aves do Brasil: Pantanal e Cerrado. In: Guia Aves do Brasil: Pantanal e Cerrado. **Horizonte Geográfico**, 2010.

HALLIWELL, B.; GUTTERIDGE, J. M. C. Free radicals in medicine and biology. **Clarendon: Oxford**, 1999.

HEINZ, G. H.; HOFFMAN, D. J.; KLIMSTRA, J. D.; STEBBINS, K. R.; KONDRAD, S. L.; ERWIN, C. A. Species differences in the sensitivity of avian embryos to methylmercury. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 56, n. 1, p. 129-138, 2009.

HOFFMAN, R. D.; CURNOW, R. D. Mercury in herons, egrets, and their foods. **The Journal of Wildlife Management**, p. 85-93, 1979.

HONDA, K.; MIN, B. Y.; TATSUKAWA, R. Distribution of heavy metals and their age-related changes in the eastern great white egret, Egretta alba modesta, in Korea. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 15, n. 2, p. 185-197, 1986.

JACKSON A. K.; EVERS D. C.; ETTERSON M. A.; CONDON A. M.; FOLSOM S. B.; DETWEILER J.; SCHMERFELD 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.

JUNG, A. **Avaliação do risco de exposição ao mercúrio elementar em uma Unidade de Terapia Intensiva**. 2004. Mestrado profissional (Mestrado Profissionalizante em Engenharia), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2004.

KAPUSTA, S. C. **Bioindicação ambiental**. 2008. Curso Técnico em Meio Ambiente. Porto Alegre, Escola Técnica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, p 88, 2008.

KELLER, R. H.; XIE, L.; BUCHWALTER, D. B.; FRANZREB, K. E.; SIMONS, T. R. Mercury bioaccumulation in Southern Appalachian birds, assessed through feather concentrations. **Ecotoxicology**, v. 23, n. 2, p. 304-316, 2014.

KIM, E. Y.; MURAKAMI, T.; SAEKI, K.; TATSUKAWA, R. Mercury levels and its chemical form in tissues and organs of seabirds. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 30, n. 2, p. 259-266, 1996.

KOBIELA, M. E.; CRISTOL, D. A.; SWADDLE, John P. Risk-taking behaviours in zebra finches affected by mercury exposure. **Animal behaviour**, v. 103, p. 153-160, 2015.

LACERDA, L. D. Contaminação por mercúrio no Brasil: fontes industriais vs garimpo de ouro. **Química Nova**, v. 20, n. 2, p. 196-199, 1997.

LACERDA, L. D.; BASTOS, W. R. Geoquímica armbiental da bacia do rio Madeira, RO: 20 Anos de pesquisa e formação de recusos humanos. **Geochimica Brasiliensis**, v. 23, n. 1, 2012.

LACERDA, L. D.; SALOMONS, W. **Mercúrio na Amazônia: uma bomba relógio química?** CETEM, 1992.

LANTZ, S. M.; GAWLIK, D. E.; COOK, M. I. The effects of water depth and submerged aquatic vegetation on the selection of foraging habitat and foraging success of wading birds. **The Condor**, v. 112, n. 3, p. 460-469, 2010.

LANTZ, S. M.; GAWLIK, D. E.; COOK, M. I. The effects of water depth and emergent vegetation on foraging success and habitat selection of wading birds in the Everglades. **Waterbirds**, v. 34, n. 4, p. 439-447, 2011.

LEE, R.; MIDDLETON D.; CALDWELL K.; DEARWENT S.; JONES S.; LEWIS B.; MONTEILH C.; MORTENSEN M. E.; NICKLE R.; ORLOFF K.; REGER M.; RISHER J.; ROGERS H. S.; WATTERS M. A review of events that expose children to elemental mercury in the United States. **Environmental Health Perspectives**, v. 117, n. 6, p. 871, 2009.

LEMOS, G. D. **Indicadores de Qualidade Ambiental**. 129 p. Dissertação (Mestrado). UFJF-Universidade Federal de Juiz de Fora. 2010

LIANG, L.; BLOOM, N.S.; HORVAT M. Simultaneous determination of mercury speciation in biological materials by GC/CVAFS After Ethylation and Room-Temperature Precollection. Clinical Chemistry 40 (4):602-607. 1994.

LINDQVIST, O.; RODHE, H. Atmospheric mercury - A review. **Tellus B**, v. 37, n. 3, p. 136-159, 1985.

LINHARES, D. P.; DA SILVA, J. M.; DE LIMA, T. R.; GOMES, J. P. O.; ALMEIDA, R.; BASTOS, W. R. Mercúrio em diferentes tipos de solos marginais do baixo rio madeira – Amazônia ocidental. **Geochemica Brasiliensis**, v. 23, n. 1, p. 117–130, 2012.

LODENIUS, M.; SOLONEN, T. The use of feathers of birds of prey as indicators of metal pollution. **Ecotoxicology**, v. 22, n. 9, p. 1319-1334, 2013.

MA, Y.; PEREZ, C. R.; BRANFIREUN, B. A.; GUGLIELMO, C. G. Dietary exposure to methylmercury affects flight endurance in a migratory songbird. **Environmental Pollution**, v. 234, p. 894-901, 2018.

MALM O.; PEFIFFER, W.C.; BASTOS, W.R.; SOUZA, C.M.M. Utilização do Acessório de

Geração de Vapor Frio para Análise de Mercúrio em Investigações Ambientais por Espectrofotometria de Absorção Atômica. Ciência e Cultura 41 (1):88-92. 1989.

MALM, O. **Contaminação ambiental e humana por mercúrio na região garimpeira de ouro do rio Madeira, Amazônia**. 126 p. Tese (Doutorado em Biofísica). Instituto de Biofísica "Carlos Chagas Filho", Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1991. IBCCF/UFRJ. 1991

MALM, O. Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. **Environmental Research**, v. 77, n. 2, p. 73-78, 1998.

MEDINA, T. C. A**. Educação ambiental: Uma estratégia colaborativa para mudança do Comportamento de crianças em risco social**. 2018. Dissertação (Mestrado em Ciências da Educação: Educação Especial). Universidade Fernando Pessoa. 2018.

MICARONI, R. C. D. C. M.; BUENO, M. I. M. S.; JARDIM, W. D. F. Compostos de mercúrio. Revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte. **Química Nova**, 2000.

MIRANDA, M. R.; COELHO-SOUZA, S. A.; GUIMARÃES, J. R. D.; CORREIA, R. R.; OLIVEIRA, D. Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 2, p. 240-251, 2007.

MONTEIRO, L. R.; FURNESS, R. W. Seabirds as monitors of mercury in the marine environment. In: **Mercury as a Global Pollutant**. Springer, Dordrecht, 1995. p. 851-870.

MOORE, C. S.; CRISTOL, D. A.; MADDUX, S. L.; VARIAN-RAMOS, C. W.; BRADLEY, E. L. Lifelong exposure to methylmercury disrupts stress-induced corticosterone response in zebra finches (Taeniopygia guttata). **Environmental toxicology and chemistry**, v. 33, n. 5, p. 1072-1076, 2014.

MOYE, J. K.; PEREZ, C. R.; PRITSOS, C. A. Effects of parental and direct methylmercury exposure on flight activity in young homing pigeons (Columba livia). **Environment and Pollution**, v. 5, n. 1, p. 23, 2016.

NACCI, D.; PELLETIER, M.; LAKE, J.; BENNETT, R.; NICHOLS, J.; HAEBLER, R.; GREAR, J.; KUHN, A.; COPELAND, J.; NICHOLSON, M.; WALTERS, S.; MUNNS, W.R. Jr. An approach to predict risks to wildlife populations from mercury and other stressors. **Ecotoxicology**, v. 14, n. 1-2, p. 283-293, 2005.

OLIVEIRA, F. N. S; FREIRE, F.; DE AQUINO, A. R. L. Bioindicadores de impacto ambiental em sistemas agrícolas orgânicos. **Embrapa Agroindústria Tropical-Documentos (INFOTECA-E)**, 2004.

OTT, A. M. T.; MAIA, D. S.; SIENA, F. I.; DE ABREU, R. S. Bebê com corpo de peixe nasceu em Porto Velho. As notícias de jornal sobre os vinte anos de pesquisa em mercúrio no rio Madeira. **Geochimica Brasiliensis**, v. 23, n. 1, p. 11-28, 2012.

PARIS, OHAD J.; SWADDLE, JOHN P.; CRISTOL, DANIEL A. Exposure to dietary methyl-mercury solely during embryonic and juvenile development halves subsequent reproductive success in adult zebra finches. **Environmental science & technology**, 2018.

PARIZEK, J.; OSTADALOVA, I.; KALOUSKOVA, J. detoxifying effects of selenium interrelations between compounds of selenium and certain metals. **Newer Trace Elements in Nutrition. Proceedings**, 1971.

PARSLOW, J. L. F. Mercury in waders from the Wash. **Environmental Pollution (1970)**, v. 5, n. 4, p. 295-304, 1973.

PASSOS, G. A. Bioindicadores de qualidade da água: uma ferramenta para perícia ambiental criminal. **Acta de Ciências e Saúde**, v. 1, n. 1, p. 1-5, 2017.

PEDROZO, C. S.; KAPUSTA, S. C. **Indicadores ambientais em ecossistemas aquáticos**. Ação didático-científica Estágio de docência, 2015. Porto Alegre, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul, pp. 1-72. 2010.

PEREIRA, M. O.; CALZA, C.; ANJOS, M. J.; LOPES, R. T.; ARAÚJO, F. G. Metal concentrations in surface sediments of Paraíba do Sul River (Brazil). **Journal of radioanalytical and nuclear chemistry**, v. 269, n. 3, p. 707-709, 2006.

PFEIFFER, W.C.; LACERDA, L. D. Mercury inputs to the Amazon region, Brazil. **Environment Technology**, v. 9, p. 325-350, 1988.

PIMENTA, M. S.; RESENDE BOAVENTURA, G.; PALAU PEÑA, A.; GODOI RIBEIRO, T. Estudo da qualidade da água por meio de bioindicadores bentônicos em córregos da área rural e urbana. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 11, n. 1, 2016.

PINHEIRO, M. C. N.; NAKANISHI, J.; OIKAWA, T.; GUIMARÃES, G.; QUARESMA, M.; CARDOSO, B.; AMORAS, W. W.; HARADA, M.; MAGNO, C.; VIEIRA, J. L. F.; XAVIER, M. B.; BACELAR, D. R. Exposição humana ao metilmercúrio em comunidades ribeirinhas do Tapajós, Pará, Brasil. **Rev Soc Bras Med Tro**p. 33: 265-269, 2000.

PROVENCHER, J. F.; FORBES, M. R.; HENNIN, H. L.; LOVE, O. P.; BRAUNE, B. M.; MALLORY, M. L.; GILCHRIST, H. G.. Implications of mercury and lead concentrations on breeding physiology and phenology in an Arctic bird. **Environmental pollution**, v. 218, p. 1014-1022, 2016.

RAPOSO, C. **Contaminação ambiental provocada pelo descarte não controlado de lâmpadas de mercúrio no Brasil**. 2001. Tese (Doutorado em Geologia) - Departamento de Geologia, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2001.

RAPOSO, C.; WINDMÖLLER, C. C.; JUNIOR, W. A. D. Mercury speciation in fluorescent lamps by thermal release analysis. **Waste Management**, v. 23, n. 10, p. 879-886, 2003.

RAZA, A.; AYAZ, M.; RAFI, S. Bioaccumulation and Effects Of Heavy Metals In Avian Fauna Of Asian Scavenging Species; A Review. 2017.

REGALADO, L. B.; SILVA, C. Utilização de aves como indicadoras de degradação ambiental. **Revista Brasileira de Ecologia**, v. 1, n. 1, p. 81-83, 1997.

RIBEIRO, A. R.; EIRA, C.; TORRES, J.; MENDES, P.; MIQUEL, J.; SOARES, A. M. V. M.; VINGADA, J. Toxic element concentrations in the razorbill Alca torda (Charadriiformes, Alcidae) in Portugal. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 56, n. 3, p. 588-595, 2009.

RIMMER, C. C.; MCFARLAND, K. P.; EVERS, D. C.; MILLER, E. K.; AUBRY, Y.; BUSBY, D.; TAYLOR, R. J. Mercury concentrations in Bicknell's thrush and other insectivorous passerines in montane forests of northeastern North America. **Ecotoxicology**, v. 14, n. 1-2, p. 223-240, 2005.

SÁ, A. L. D.; HERCULANO, A. M.; PINHEIRO, M. D. C.; SILVEIRAS, L. C. D. L.; NASCIMENTO, J. L. M. D.; CRESPO-LÓPEZ, M. E. Exposição humana ao mercúrio na região Oeste do Estado do Pará. **Revista Paraense de Medicina**, v. 20, n. 1, p. 19-25, 2006.

SALVATORE, S.; ALVES, V. C.; HACON, S. Aves e mamíferos marinhos como sentinelas ecológicas da saúde ambiental: uma revisão do conhecimento brasileiro. **Cad. Sal**, n. 13 v. 4, p. 927-946. 2005.

SCHEUHAMMER, A. M. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. **Environmental Pollution**, v. 46, n. 4, p. 263-295, 1987.

SCHEUHAMMER, A. M.; ATCHISON, C. M.; WONG, A. H.; EVERS, D. C. Mercury exposure in breeding common loons (Gavia immer) in central Ontario, Canada. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 17, n. 2, p. 191-196, 1998.

SCHEUHAMMER, A. M.; MEYER, M. W.; SANDHEINRICH, M. B.; MURRAY, M. W. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. **AMBIO: a Journal of the Human Environment**, v. 36, n. 1, p. 12-19, 2007.

SCHEUHAMMER, A. M.; PERRAULT, J. A.; BOND, D. E. Mercury, methylmercury, and selenium concentrations in eggs of common loons (Gavia immer) from Canada. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 72, n. 1, p. 79-94, 2001.

SCHEUHAMMER, A. M; BASU, N.; EVERS, D. C.; HEINZ, G. H.; SANDHEINRICH, M. B.; BANK, M. S. Ecotoxicology of mercury in fish and wildlife: Recent advances. In Bank MS, ed, Mercury in the Environment: Pattern and Process. University of California Press, Berkeley, CA, USA, pp 223–238. 2012.

SCHEUHAMMER, A., BRAUNE, B., CHAN, H. M., FROUIN, H., KREY, A., LETCHER, R. LOSETO, L.; NOËL, M.; OSTERTAG, S.;ROSS, P.; WAYLAND, M. 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.

SEEWAGEN, C. L. Blood mercury levels and the stopover refueling performance of a long-distance migratory songbird. **Canadian journal of zoology**, v. 91, n. 1, p. 41-45, 2012.

SHORE, R. F.; PEREIRA, G.; WALKER, L. A.; THOMPSON, D. R. Mercury in nonmarine birds and mammals. In Beyer, W. N, Meador J. P, eds, Environmental Contaminants in Biota: Interpreting Tissue Concentrations, 2nd ed. CRC, **Boca Raton**, FL, USA, pp 609–624, 2011.

SICILIANO, S; ALVES, V. C.; HACON, S. Aves e mamíferos marinhos como sentinelas ecológicas da saúde ambiental: uma revisão do conhecimento brasileiro. **Cad. saúde colet.,(Rio J.)**, v. 13, n. 4, p. 927-946, 2005.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro, Nova Fronteira, 1997. 862p.

SIGRIST, T. **Avifauna brasileira: guia de campo Avis Brasilis**. Avis Brasilis Editora, 2013.

SOLONEN, T.; LODENIUS, M. Feathers of birds of prey as indicators of mercury contamination in southern Finland. **Ecography**, v. 13, n. 3, p. 229-237, 1990.

SPROVIERI, F.; PIRRONE, N.; EBINGHAUS, R.; KOCK, H.; DOMMERGUE, A. A review of worldwide atmospheric mercury measurements. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 10, n. 17, p. 8245-8265, 2010.

STIGLIANI, W. M.; DOELMAN, P.; SALOMONS, W.; SCHULIN, R.; SMIDT, G. R.; VAN DER ZEE, S. E. Chemical time bombs: predicting the unpredictable. **Environment: Science and policy for sustainable development**, v. 33, n. 4, p. 4-30, 1991.

STRATHERN, P. **O Sonho De Mendeleiev: A Verdadeira História Da Química.** Ed. Jorge Zahar: Rio de Janeiro, 2002. Disponível em: <https://books.google.com.br>. Acesso realizado em março de 2018.

TARTU, S.; GOUTTE, A.; BUSTAMANTE, P.; ANGELIER, F.; MOE, B.; CLÉMENT-CHASTEL, C.; BECH, C.; GABRIELSEN, G. W.; BUSTNES, J. O.; CHASTEL, O. To breed or not to breed: endocrine response to mercury contamination by an Arctic seabird. **Biology letters**, v. 9, n. 4, p. 20130317, 2013.

TAYLOR, C. E.; CRISTOL, D. A. Tissue mercury concentrations and survival of tree swallow embryos, nestlings and young adult females on a contaminated site. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 95, n. 4, p. 459-464, 2015.

TAYLOR, V.F.; CARTER, A.; DAVIES, C.; JACKSON, B.P. Trace-level automated mercury speciation analysis. Analytical Methods 3(5):1143-1148. 2011.

TEIXEIRA, J. E. **Estudo das condições de segurança necessárias para a realização do ensaio de densidade aparente com utilização do mercúrio na indústria cerâmica**, 2011. Monografia (Pós-graduação da Universidade do Extremo Sul Catarinense – UNESC), Santa Catarina, 35 p., 2011.

TINÔCO, A. M. P.; AZEVEDO, I.C.A.D.; MARQUES, E. A. G; MOUNTEER, A. H.; MARTINS C. P.; NASCENTES, R.; REIS, E. L. Avaliação de contaminação por mercúrio em Descoberto, MG. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, p. 305-314, 2010.

VEGA, C. M.; SICILIANO, S.; BARROCAS, P. R.; HACON, S. S.; CAMPOS, R. C.; DO COUTO JACOB, S.; OTT, P. H. Levels of cadmium, mercury, and lead in magellanic penguins (Spheniscus magellanicus) stranded on the Brazilian Coast. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 58, n. 2, p. 460-468, 2010.

VEIGA, M. M.; SILVA, A. R. B.; HINTON, J. J. **O garimpo de ouro na Amazônia: Aspectos tecnológicos, Ambientais e Sociais**. In: TRINDADE, Roberto; BARBOSA FILHO, Olavo. Extração de ouro – Princípios, tecnologia e Meio Ambiente. Rio de Janeiro: CETEM, 2002. p. 267-295.

VIEIRA, L. M. Penas de aves como indicadores de mercúrio no Pantanal. Corumbá, MS: **Embrapa Pantanal**, 2006. 3p. ADM – Artigo de Divulgação na Mídia, n.097. Disponível em: <http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/online/ADM097>. Acesso em jul de 2015.

VON MATTER, S.; STRAUBE, F. C; ACCORDI, I; PIACENTINI, V; JÚNIOR, J, F. **Ornitologia e Conservação. Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. 1ª ed. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 516p. 2010.

WASSERMAN, J. C.; HACON, S. S.; WASSERMAN, M. A. O ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. **Mundo e vida**, v. 2, n. 1/2, p. 1-2, 2001.

WHO, J.; WORLD HEALTH ORGANIZATION. Diet, nutrition and the prevention of chronic diseases: report of a joint WH. 2003.

WINDMÖLLER, C. C.; SANTOS, R. C.; ATHAYDE, M.; PALMIERI, H. E. L. Distribuição e especiação de mercúrio em sedimentos de áreas de garimpo de ouro do Quadrilátero Ferrífero (MG). **Quim Nova** 30(5):1088–1094, 2007.

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.

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

YNALVEZ, R.; GUTIERREZ, J.; GONZALEZ-CANTU, H. Mini-review: toxicity of mercury as consequence of enzyme alteration. **Biometals**, v. 29, n. 5, p. 781-788, 2016.

ZOLFAGHARI, G.; ESMAILI-SARI, A.; GHASEMPOURI, S. M.; BAYDOKHTI, R. R.; KIABI, B. H. A multispecies-monitoring study about bioaccumulation of mercury in Iranian birds (Khuzestan to Persian Gulf): Effect of taxonomic affiliation and trophic level. **Environmental research**, v. 109, n. 7, p. 830-836, 2009.

Anexo 1. Licença para a coleta e transporte de material biológico pelo Centro de Pesquisas para a Conservação de Aves Silvestres (CEMAVE – IBAMA) e registro do estudo no

SISBIO.

Ministério do Meio Ambiente - MMA
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 59102-1	Data da Emissão: 30/06/2017 09:19	Data para Revalidação*: 30/07/2018

* De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.

Dados do titular

Nome: ÂNGELA NETA DIAS DOS SANTOS	CPF: 004.573.812-21
Título do Projeto: LEVANTAMENTO DAS CONCENTRAÇÕES DE METAIS PESADOS, COM ÊNFASE AO MERCÚRIO, EM AVES AQUÁTICAS DA BACIA DO RIO MADEIRA	
Nome da Instituição : Fundação Universidade Federal Rondônia	CNPJ: 04.418.943/0001-90

SISBIO

Cronograma de atividades

#	Descrição da atividade	Início (mês/ano)	Fim (mês/ano)
1	Captura de animais silvestres ; Coleta de material biológico; Transporte de material biológico.	06/2017	12/2018

Observações e ressalvas

1	As atividades de campo exercidas por pessoa natural ou jurídica estrangeira, em todo o território nacional, que impliquem o deslocamento de recursos humanos e materiais, tendo por objeto coletar dados, materiais, espécimes biológicos e minerais, peças integrantes da cultura nativa e cultura popular, presente e passada, obtidos por meio de recursos e técnicas que se destinem ao estudo, à difusão ou à pesquisa, estão sujeitas a autorização do Ministério de Ciência e Tecnologia.
2	Esta autorização NÃO exime o pesquisador titular e os membros de sua equipe da necessidade de obter as anuências previstas em outros instrumentos legais, bem como do consentimento do responsável pela área, pública ou privada, onde será realizada a atividade, inclusive do órgão gestor de terra indígena (FUNAI), da unidade de conservação estadual, distrital ou municipal, ou do proprietário, arrendatário, posseiro ou morador de área dentro dos limites de unidade de conservação federal cujo processo de regularização fundiária encontra-se em curso.
3	Este documento somente poderá ser utilizado para os fins previstos na Instrução Normativa ICMBio n° 03/2014 ou na Instrução Normativa ICMBio n° 10/2010, no que especifica esta Autorização, não podendo ser utilizado para fins comerciais, industriais ou esportivos. O material biológico coletado deverá ser utilizado para atividades científicas ou didáticas no âmbito do ensino superior.
4	A autorização para envio ao exterior de material biológico não consignado deverá ser requerida por meio do endereço eletrônico www.ibama.gov.br (Serviços on-line - Licença para importação ou exportação de flora e fauna - CITES e não CITES).
5	O titular de licença ou autorização e os membros da sua equipe deverão optar por métodos de coleta e instrumentos de captura direcionados, sempre que possível, ao grupo taxonômico de interesse, evitando a morte ou dano significativo a outros grupos; e empregar esforço de coleta ou captura que não comprometa a viabilidade de populações do grupo taxonômico de interesse em condição in situ.
6	O titular de autorização ou de licença permanente, assim como os membros de sua equipe, quando da violação da legislação vigente, ou quando da inadequação, omissão ou falsa descrição de informações relevantes que subsidiaram a expedição do ato, poderá, mediante decisão motivada, ter a autorização ou licença suspensa ou revogada pelo ICMBio, nos termos da legislação brasileira em vigor.
7	Este documento não dispensa o cumprimento da legislação que dispõe sobre acesso a componente do patrimônio genético existente no território nacional, na plataforma continental e na zona econômica exclusiva, ou ao conhecimento tradicional associado ao patrimônio genético, para fins de pesquisa científica, bioprospecção e desenvolvimento tecnológico. Veja maiores informações em www.mma.gov.br/cgen.
8	Em caso de pesquisa em UNIDADE DE CONSERVAÇÃO, o pesquisador titular desta autorização deverá contactar a administração da unidade a fim de CONFIRMAR AS DATAS das expedições, as condições para realização das coletas e de uso da infra-estrutura da unidade.

Equipe

#	Nome	Função	CPF	Doc. Identidade	Nacionalidade
1	Wanderley Rodrigues Bastos	Biólogo	531.334.807-82	3913620-5 IFP/Detran-RJ	Brasileira

Locais onde as atividades de campo serão executadas

#	Município	UF	Descrição do local	Tipo
1	HUMAITA	AM	Comunidade de Lavras	Fora de UC Federal

Atividades X Táxons

#	Atividade	Táxons
1	Captura de animais silvestres in situ	Phalacrocoracidae, Anhingidae, Opisthocomidae, Ardeidae
2	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Phalacrocoracidae, Ardeidae, Opisthocomidae, Anhingidae

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa n° 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

SISBIO

Código de autenticação: 83552465