



UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO



PROGRAMA DE POS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

ANA PAULA SILVA DE SOUSA

EXPOSIÇÃO DE AVES MIGRATÓRIAS LIMÍCOLAS A METAIS PESADOS NA
COSTA MARANHENSE, BRASIL

SÃO LUÍS/MA

2016

UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO
PROGRAMA DE POS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO
ANA PAULA SILVA DE SOUSA

EXPOSIÇÃO DE AVES MIGRATÓRIAS LIMÍCOLAS A METAIS PESADOS NA
COSTA NORTE MARANHENSE, BRASIL

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Rodrigues dos Santos-UFMA

Co-orientador: Prof. Dr. Manuel Alfredo Medeiros

Linha de Pesquisa do PPGBC: Biologia de Populações e Comunidades de Áreas de
Transição.

SÃO LUÍS/MA

2016

ANA PAULA SILVA DE SOUSA

EXPOSIÇÃO DE AVES MIGRATÓRIAS LIMÍCOLAS A METAIS PESADOS NA
COSTA NORTE MARANHENSE, BRASIL

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-graduação em
Biodiversidade e Conservação
como pré-requisito para a obtenção
do título de Mestre.

Aprovado ____ / ____ /2016

BANCA EXAMINADORA

Profº Dr. Ricardo Rodrigues dos Santos

Profº Dra. Roberta Costa Rodrigues

Profº Dr. Jomar Livramento Barros Furtado

Dedico com carinho e amor esse trabalho
aos meus pais Diva e Osmar
e ao meu namorado Paulo.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por me dado forças e determinação para alcançar esta vitória.

Aos meus pais por todo apoio, amor e carinho que me deram desde a minha graduação até este momento.

Ao meu namorado Paulo Siqueira, que foi meu alicerce durante todo este trabalho, tanto nas coletas como na elaboração deste artigo, oferecendo sempre seu ombro nos momentos de dificuldades e por todo seu amor, carinho e incentivo.

Aos meus sogros Dona Edileusa Siqueira e Manoel Ferreira por terem aberto às portas de sua casa para mim durante toda a elaboração deste artigo.

Ao meu orientador Prof. Dr. Ricardo Rodrigues pela sua orientação, pela paciência e por ter acreditado no meu potencial, aceitando me orientar mesmo sendo uma linha de pesquisa diferente da sua.

Ao Prof. Dr. Jomar Barros que sempre esteve à disposição para me ajudar em tudo que era do seu alcance.

À minha amiga Dr. Roberta Rodrigues, não somente pela sua grande e valiosa contribuição neste trabalho, mas também contribuiu muito para o meu crescimento e amadurecimento profissional.

Ao Prof. Jivanildo Miranda pelas contribuições importantes feitas no início deste trabalho.

Ao meu amigo Dr. Lawrence Niles por ter me dado à oportunidade de coletar meus dados durante seu trabalho de pesquisa no Maranhão e além disso realizar um estágio na Baía de Delaware, EUA, servindo como base e crescimento para o desenvolvimento do meu trabalho.

Ao meu amigo Dr. David Mizrahi por ter me dado à oportunidade de coletar meus dados durante seu trabalho de pesquisa no Maranhão e por todo aprendizado durante a minha participação no seu trabalho.

A Dra. Joanna Burger pela sua ajuda durante a elaboração deste artigo.

Ao meu amigo Diego Campos pela ajuda na elaboração dos mapas.

À minha amiga Lorena Carreiro pela imensa ajuda e apoio nas análises no laboratório.

À Dona Ana Lúcia pelo seu carinho e ajuda em todos os momentos que precisei.

À Fapema pela concessão da bolsa de mestrado.

"Tudo tem o seu tempo determinado, e há tempo para todo propósito debaixo do céu."

(Eclesiastes 3:1)

SUMÁRIO

1. APRESENTAÇÃO.....	8
2.REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA.....	13
3.INTRODUÇÃO.....	18
4.MATERIAL E MÉTODOS.....	22
4.1 Área de estudo.....	22
4.2 Captura e Coleta de dados.....	24
4.3 Análise dos contaminantes.....	24
5.RESULTADOS.....	25
6.DISSCUSSÃO.....	27
7.REFERÊNCIAS.....	34
Anexo.....	40

1. APRESENTAÇÃO

As aves migratórias utilizadas nesta pesquisa pertencem à ordem Charadriiformes e possuem como principal característica a relação restrita com ambientes úmidos (Sick 1997). Este grupo consiste de maçaricos e batuíras pertencentes às famílias Scolopacidae e Charadriidae, respectivamente, os quais abrangem 152 das quase 217 espécies reconhecidas nesta ordem (Piersma 2007). Estas aves migram do Ártico e de zonas temperadas da América do Norte e passam o inverno boreal na América do Sul, com destaque para a costa norte do Brasil onde este estudo foi realizado. Na época da reprodução, período que corresponde à primavera setentrional (Abril/Maio), as aves regressam à América do Norte (Sick 1997). Do total das 44 espécies das famílias Charadriidae e Scolopacidae que nidificam na América do Norte, quase a metade migra sazonalmente para a costa do Brasil. Das 111 espécies de aves marinhas e costeiras que ocorrem habitualmente no país, 19 % destas são migratórias (Vooren e Brusque 1999).

A migração é um comportamento que se desenvolveu em todos os grandes grupos taxonômicos de vertebrados de forma independente, porém o grupo das aves se destaca pela alta complexidade nas suas migrações (Rodrigues 2015). Estas migrações podem se estender às mais variadas escalas geográficas (figura 1), podendo ser locais, regionais e intercontinentais (Nascimento 2010). O fenômeno da migração é originado por diferentes causas, onde os indivíduos buscam um ambiente mais favorável para sua sobrevivência em determinados períodos do ano (Rodrigues 2000).

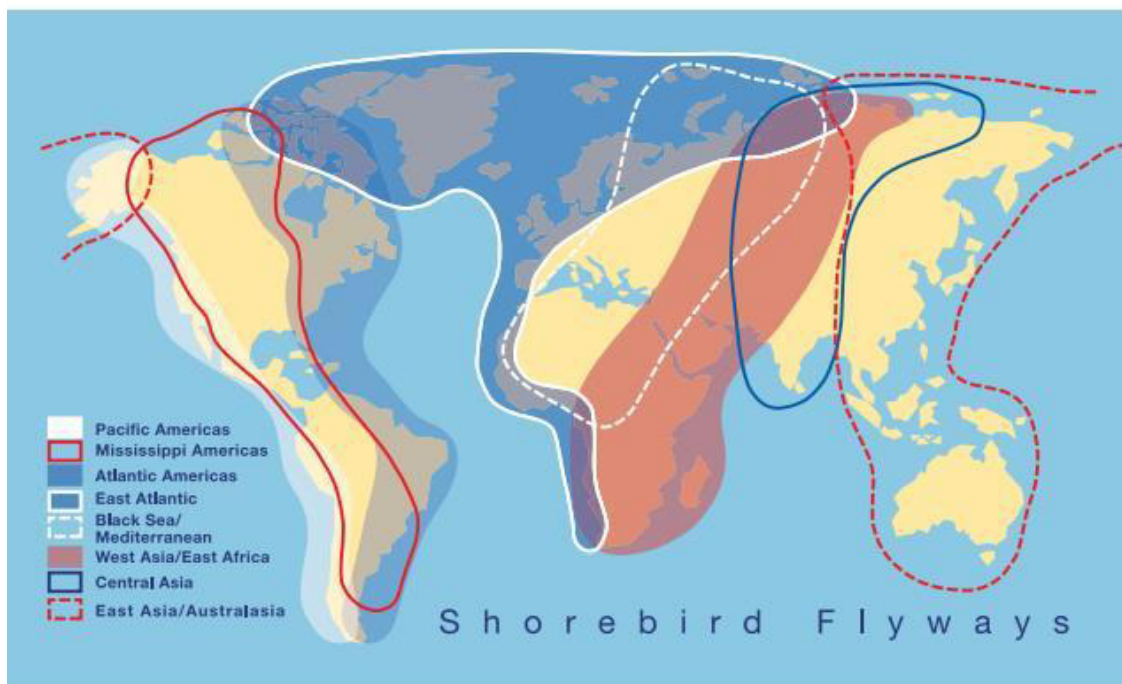


Figura 1 Principais rotas migratórias realizadas pelas as aves limícolas migratórias ao longo do globo terrestre. A rota no continente americano (rota do Atlântico) corresponde às aves limícolas deste estudo. Fonte: Boere e Stroud (2006).

Durante todo período do inverno boreal as aves permanecem em determinadas áreas na América do Sul, e em referência à este período essas áreas são denominadas áreas de invernada (Almeida 2010). Contudo, ao longo do ciclo migratório algumas localidades funcionam como pontos de parada, onde as aves permanecem durante um período de tempo curto para o descanso e alimentação, seguindo para as suas respectivas áreas de invernada. As aves limícolas migratórias apresentam um alto grau de fidelidade às áreas utilizadas por elas durante o período de invernada, retornando a estas regiões anualmente (Cabral et al. 2006; Lima et al. 2013).

A costa brasileira é considerada de grande importância para as aves limícolas migratórias, onde existem vários sítios de invernada ao longo do litoral, ocorrendo desde o Amapá até o Rio Grande do Sul (Rodrigues 2000, 2007). Censos aéreos realizados na década de 80 por Morrison e Ross (1989) foram cruciais para o

reconhecimento das principais áreas de concentração de aves limícolas migratórias no Brasil. Estes autores demonstraram que a costa amazônica é uma das principais áreas de invernada das aves limícolas neárticas na América do Sul, sendo considerada a principal área de invernada para diversas espécies.

Nesse contexto, destaca-se a costa noroeste do Estado do Maranhão, conhecida como reentrâncias maranhenses, à qual é designada uma Área de Proteção ambiental (Rodrigues 2007). Esta região é entrecortada por inúmeros igarapés cobertos por manguezais, composta por diversas ilhas e baías, sendo considerada desde o ano de 1991 uma área de importância hemisférica pela Western Hemispheric Shorebird Reserve Network. Também foi incluída na Convenção de Ramsar, referente à conservação de ambientes aquáticos de importância internacional (Rodrigues 2007).

Contudo, um dos grandes problemas enfrentados pelas aves costeiras migratórias é a destruição e a degradação de suas áreas de parada e de invernada (Rodrigues 2007). Segundo a Conferência Internacional do Wader Study Group (WSG), realizada em Cádiz, Espanha, em 2003, houve um declínio significativo nas populações de aves migratórias do mundo. No Brasil, estudos demonstraram que o declínio de populações de maçaricos e batuíras migratórias (Morrison e Ross 1989; Rodrigues e Lopes 2000; Rodrigues 2000; Morrison et al. 2004; Baker et al. 2004; Baker et al. 2005) estão possivelmente relacionados à perda de habitats e diminuição de alimentos por consequência da intervenção antrópica no ambiente (Morrison e Ross 1989, Morrison et al. 2004). E dentre os fatores que estão contribuindo para o declínio populacional de populações de aves limícolas migratórias destaca-se a contaminação por metais pesados.

As aves limícolas migratórias estão entre os organismos mais afetados pela contaminação por metais pesados, pelo fato de habitarem diferentes ambientes estuarinos e por ocuparem os níveis mais altos da cadeia alimentar (Burger e Gochfeld

2000, 2002; Barbieri et al. 2007, Burger et al. 2007). De modo geral, as aves podem acumular metais pesados também em suas penas, tornando-as uma ferramenta útil para o biomonitoramento da exposição, visto que reflete a carga corporal de metais no período de sua formação (Burger et al. 1993; Burger et al. 2014; Burger et al. 2015).

Os metais pesados são elementos que apresentam densidade relativa maior que quatro e estão relacionados à contaminação e ao alto caráter tóxico (Schmitt-Jansen et al. 2008). A ameaça destes metais ao ambiente se deve ao fato de serem persistentes, resistentes à degradação, a maioria cumulativos e, quando excedem uma determinada concentração, tornam-se nocivos aos organismos vivos (MacFarlane e Burchett 2002; Burger et al. 2007). Estes elementos também podem ter origem natural, sendo oriundos do próprio sedimento e encontrados em reduzidas concentrações (Malik e Zeb 2009; Moraes e Jordão 2002). Todavia, as atividades antrópicas tem proporcionado aumento dessas concentrações, às quais podem alcançar o limiar de contaminação (Moraes e Jordão 2002).

A contaminação dos ambientes aquáticos por metais pesados é uma preocupação mundial (Malik e Zeb 2009) e a industrialização é apontada como o principal fator responsável pela contaminação destes ambientes (Burger e Gochfeld 2000; Kim e Koo 2008; Smith et al. 2009). Muitos processos industriais podem liberar metais pesados na forma de solução no ambiente e estes podem ser absorvidos e posteriormente depositados no sedimento (Smith et al. 2009). Outros fatores relevantes que contribuem para este tipo de contaminação é a atividade de mineração (Smith et al. 2009) e o lançamento de esgoto doméstico (Burger e Gochfeld 2004, Kim e Koo 2008).

Portanto, nesse contexto, objetivou-se analisar se a contaminação por metais pesados na costa norte do Brasil pode estar contribuindo para o declínio populacional de

duas espécies de aves limícolas migratórias, *Arenaria interpres* e *Calidris pusilla*, às quais invernam na costa do Maranhão.

O artigo desta dissertação será submetido à revista *Ecotoxicology* (ISSN: 0963-9292), uma revista voltada para a investigação dos efeitos dos produtos químicos e tóxicos em populações e comunidades animais e ecossistemas terrestres, aquáticos e dos ecossistemas marinhos. A revista possui Qualis B1 em Biodiversidade e Fator de Impacto 2,706 (CAPES, 2014).

2. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida BJM. As aves limícolas migratórias nas praias de Aracaju: avaliação da influência antrópica e contribuição para ações de desenvolvimento costeiro (2010) Dissertação Universidade Federal de Sergipe.
- Baker AJ, Gonzalez PM, Piersma T, Niles LJ, Nascimento IL, Atkinson PW, Clark NA, Minton CDT, Peck MK, AARTS G (2004) Rapid population decline in red knot: fitness consequences of decreased refuelling rates and late arrival in Delaware Bay. *Proceedings Royal Society London*. 271: 875–882.
- Baker AJ, González PM, Serrano IL, Júnior WRT, Efe MA, Rice S, D'amico VL, Rocha MC, Chave EME (2005) Assessment of the wintering area of Red Knots in Maranhão, northern Brazil, in February 2005. *Wader Study Group Bulletin* 107: 10–18.
- Barbieri E, Garcia CAB, Passos EA, Aragão KAS, Alves JPH (2007) Heavy metal concentration in tissues of *Puffinus gravis* sampled on the Brazilian coast. *Revista Brasileira de Ornitologia*. 15: 69-72.
- Boere, G C e Stroud, D A (2006) The flyway concept: what it is and what it isn't. *Waterbirds around the world*. Eds. G.C. Boere, C.A. Galbraith & D.A. Stroud. The Stationery Office, Edinburgh, UK. pp. 40-47.
- Burger J, Seyboldt S, Morganstein N, Clark K (1993) Heavy metals and selenium in feathers of three shorebird species from Delaware bay. *Environmental Monitoring and Assessment*. 28: 189-198.
- Burger J, Gochfeld M, Niles L, Dey A, Jeitner C, Pittfield T, Tsipoura N (2014) Metals in tissues of migrant semipalmated sandpipers (*Calidris pusilla*) from Delaware Bay, New Jersey . *Environmental Research* 133: 362–370.

- Burger J e Gochfeld M (2000) Metal levels in feathers of 12 species of seabirds from Midway Atoll in the northern Pacific Ocean. *The Science of the Total Environment* 257: 37-52.
- Burger J. e Gochfeld M. (2004) Marine Birds as Sentinels of Environmental Pollution. *EcoHealth* 1:263–274.
- Burger J, Tsioura N, Niles L J, Gochfeld M, Dey A, Mizrahi D (2015) Mercury, Lead, Cadmium, Arsenic, Chromium and Selenium in Feathers of Shorebirds during Migrating through Delaware Bay, New Jersey: Comparing the 1990s and 2011/2012. *Toxics* 3: 63-74.
- Cabral SAS, Azevedo-Junior, Larrazabal ME (2006) Abundância sazonal de aves migratórias na Area de proteção Ambiental de Piaçabuçu, Alagoas, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 23(3): 865-869.
- Kim J e Koo T (2008) Heavy Metal Concentrations in Feathers of Korean Shorebirds. *Arch Environ Contam Toxicol* 55:122–128.
- Lima JY, Novelli R, Travassos CEPF (2013) Mudanças e massas corporais em aves migratórias do mangue da Carapeba, Rio de Janeiro, Brasil. *Atlântica Rio Grande* 35(1) 71-76. .
- Macfarlane GR, Burchett MD (2002) Toxicity, growth and accumulation relationships of copper, lead and zinc in the Grey Mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) *Veirh. Mar Environ Res*. 54:65–84
- Malik RN e Zeb N (2009) Ecotoxicology Assessment of environmental contamination using feathers of *Bubulcus ibis* L, as a biomonitor of heavy metal pollution. *Pakista* 18:522–536.
- Moraes DSL e Jordão BQ (2002) Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. *Revista Saúde Pública* 3:370-374.

- Morrison RIG, Ross RK (1989) Atlas of Nearctic shorebirds on the coast of South America. Canadian Wildlife Service Special Publication 2.
- Morrison RIG, Ross RK, Niles LJ (2004) Declines in wintering populations of red knots in southern South America. *The Condor* 106: 60-70.
- Nascimento JLX (2010) Monitoramento de aves migratórias da ordem Charadriiforme no Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul. Tese Universidade Federal de Pernambuco.
- Piersma T (2007) Using the power of comparison to explain habitat use and migration strategies of shorebirds worldwid. *J Ornithol* 148:45–S59.
- Rodrigues AAF (2007) Priority Areas for Conservation of Migratory and Resident Waterbirds on the Coast of Brazilian Amazonia. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15: 209-218.
- Rodrigues AAF (2000) Seasonal abundance of nearctic shorebirds in the Gulf of Maranhão, Brazil. *Journal of Field Ornithology* 71(4): 665-675.
- Rodrigues AAF e Lopes ATL (2000) The occurrence of Red Knots *Calidris canutus* in the north-central coast of Brazil. *Bulletin of British Ornithologist Club* 120(4).
- Rodrigues RC (2015) Variação de composição corporal de Charadriiformes na costa norte/nordeste do Brasil: uma adaptação para migração. Tese Universidade Federal de Pernambuco
- Schmitt-Jansen M, Veit U, Dudel G, Altenburger R(2008) An ecological perspective in aquatic ecotoxicology: approaches and challenges. *Basic Appl Ecol* n.9 p.337–345.

Smith JT, Walker LA, Shore RF, Durell SEAV, Howe PD, Taylor M (2009) Do estuaries pose a toxic contamination risk for wading birds?. *Ecotoxicology* 18:906-917.

Sick H. (1997) *Ornitologia brasileira*. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.

Vooren CM e Brusque LF (1999) *As aves do ambiente costeiro do Brasil: biodiversidade e conservação*. FURG.

EXPOSIÇÃO DE AVES MIGRATÓRIAS LIMÍCOLAS A METAIS PESADOS NA COSTA NORTE DO BRASIL

Ana Paula Silva de Sousa¹ e Ricardo Rodrigues dos Santos^{1,2}

¹ Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação, Universidade Federal do Maranhão, Brasil

^{1,2} Centro de Ciências Agrárias e Ambientais, Universidade Federal do Maranhão, Brasil

E-mail para correspondência: anapaulacanutus@hotmail.com

Abstract. Whereas heavy metal contamination may be associated with population decline of migratory Nearctic shorebirds, this study found that the assimilation of these contaminants by *Calidris pusilla* and *Arenaria interpres* in two wintering areas on the north coast of Brazil, in the State of Maranhão, can contribute as a factor for the population decline of the species. Metals cadmium, lead, copper, chromium, mercury, selenium and zinc were analyzed in contour feathers of 15 individuals of each species by atomic absorption spectrophotometer. There was a significant difference only for mercury between the two species. The average concentration of metals were below the threshold considered toxic to birds. The fact that the contamination did not reach the threshold considered harmful to both migratory species in this study is an indication that in this region, the heavy metal contamination is not considered a potential factor in the decline of populations of migratory birds that overwinter in north coast of Brazil, specially in Maranhão. However, migratory birds use different areas on the north coast of Brazil along different migration routes, which makes it necessary to expand the area in future studies.

Keywords: Contamination, shorebirds, population decline, South America.

Resumo. Considerando que a contaminação por metais pesados pode estar associada ao declínio populacional de aves limícolas neárticas migratórias, este estudo verificou se a assimilação destes contaminantes por *Calidris pusilla* e *Arenaria interpres*, em duas áreas de invernada na costa norte do Brasil, no Estado do Maranhão, pode contribuir para o declínio populacional das espécies. Os metais cádmio, chumbo, cobre, cromo, mercúrio, selênio e zinco foram analisados em penas de contorno de 15 indivíduos de cada espécie através do espectrofotômetro de absorção atômica. Houve diferença significativa apenas para o mercúrio entre as duas espécies. As médias da concentração dos metais estavam abaixo do limiar considerado tóxico para as aves. O fato da contaminação não ter atingindo o limiar considerado nocivo às duas espécies migratórias neste estudo é um indicativo de que, nesta região, a contaminação por metais pesados ainda não é considerado um fator em potencial para o declínio das populações de aves migratórias que invernam na costa norte do Brasil, em especial no Maranhão. Entretanto, as aves migratórias utilizam diversas áreas na costa norte do Brasil ao longo de diferentes rotas de migração, o que torna necessário ampliar a área de investigação em futuras pesquisas.

Palavras-chave: Contaminação, aves limícolas, declínio populacional, América do Sul.

3. INTRODUÇÃO

Todos os anos, milhares de aves limícolas migratórias se deslocam do hemisfério norte, onde estão localizadas suas áreas de reprodução, para as suas respectivas áreas de invernada (termo referente ao inverno boreal) na América do Sul (Rodrigues 2000). A seleção dos diferentes habitats ao longo das rotas de migração por estas aves está fortemente associada aos seus hábitos alimentares, disponibilidade de recursos e à maneira como forrageiam (Sousa e Rodrigues 2015). A muda, a alimentação e a aquisição de reservas energéticas são considerados processos vitais para a sobrevivência e para o prosseguimento da migração. Estes processos ocorrem em diferentes pontos de paradas durante a migração e nas áreas de invernada, tornando estas regiões importantes para a manutenção do ciclo migratório (Rodrigues 2007).

Um dos pontos de parada mais importantes na migração da primavera boreal é a Baía de Delaware, localizada na costa dos Estados de Nova Jersey e Delaware, no leste dos Estados Unidos (Tsipoura e Burger 1999; Burger e Tsipoura 2014). Segundo Niles et al. (2009), várias espécies vindas da América do Sul também utilizam este local para se alimentar, principalmente de ovos do caranguejo-ferradura *Limulus polyphemus* (Linnaeus 1758), e adquirir estoques de energia para continuar a extensa migração para seus sítios de reprodução no Ártico Canadense. Nos anos de 1990 foram registradas 270 mil aves nesta região, representando a maior concentração de aves costeiras migratórias provenientes da América do Sul (Burger et al. 2015).

A maioria das espécies de aves neárticas migratórias que utilizam esta baía como ponto de parada tem mostrado reduções populacionais acentuadas (Mizrahi e Peters 2009). Uma das hipóteses associada a este declínio é a intensa exploração antrópica dos seus recursos alimentares (Baker et al. 2005; González et al. 2006; Niles et al. 2009; Niles et al. 2010; Dey et al. 2011). Na América do Sul, também há registros de declínio

populacional de diversas espécies limícolas migratórias que utilizam a costa norte (Morrison et al. 2012). As espécies *Calidris pusilla* (Linnaeus 1766) e *Arenaria interpres* (Linnaeus 1758), apresentaram uma redução de pelo menos 50% de suas populações ao longo de aproximadamente uma década (1998 a 2007) (Morrison et al. 2012). Levantamentos aéreos realizados ao longo de 30 anos (1982 - 2012) no Suriname, Guiana Francesa e Guiana demonstram que houve declínio de 79% nas populações invernantes de *C. pusilla* (Andres et al. 2013).

No Brasil, também há registros de declínios populacionais de maçaricos e batuíras migratórias (Morrison et al. 2004; Baker et al. 2004, 2005), principalmente na costa norte do Brasil (Rodrigues 2000; Rodrigues e Lopes 2000), e um caso extremo é a redução de 90% na população de *Calidris canutus rufa* (Wilson 1813) no Estado do Maranhão (Sousa e Rodrigues 2015), em uma das áreas deste estudo. Portanto, declínios populacionais em aves neárticas migratórias ocorrem em ampla escala geográfica e, possivelmente, esteja relacionado a um conjunto de fatores de origem antrópica (Morrison et al. 2012; Andres et al. 2013; Burger et al. 2015).

Burger et al. (2015) destacam outros fatores que podem também contribuir para o declínio das populações de aves migratórias, como a caça ilegal e a degradação do meio ambiente, principalmente a exposição à contaminantes. A contaminação ambiental por elementos químicos, como por exemplo, os metais pesados, apresenta alto risco para as populações de aves limícolas migratórias (Morrison et al. 2001; Burger et al. 2014, 2015), pois podem comprometer a termorregulação, o voo e o comportamento alimentar (Kim e Koo 2008). Além disso, podem afetar diretamente a reprodução ou ocasionar a malformação dos embriões e morte dos filhotes (Burger e Gochfeld 2000; Malik e Zeb 2009).

Pelo fato de estarem em ambientes estuarinos e ocuparem altos níveis da cadeia trófica, as aves limícolas migratórias estão entre os organismos mais prejudicados pela contaminação por metais pesados (Burger e Gochfeld 2000, 2002; Burger et al. 2007). As vias de contaminação nestas aves são diversos, como por exemplo, o contato externo e a inalação, porém, a principal ocorre durante a alimentação (Burger e Gochfeld 2002; Burger et al. 2014, 2015). Os contaminantes, quando ingeridos pelas aves, podem ser excretados ou absorvidos, sendo estes depositados em órgãos que possuem alta afinidade a estes elementos, como o fígado e o rim, ou podem ser sequestrados pelas penas no período de sua formação (Burger et al. 2014). As fêmeas também podem eliminar os metais através dos seus ovos, podendo ficar retidos na casca ou em seu interior (Burger e Gochfeld 2000).

Na costa norte do Brasil são encontrados vários sítios de invernada, considerados de extrema importância para a manutenção populacional e conservação de diversas espécies (Rodrigues 2000, 2007 ; Rodrigues 2015). Dentre estas áreas, destaca-se o litoral do Estado do Maranhão, que é rota migratória, apresenta sítios de invernada e possui grandes densidades populacionais (Rodrigues 2000, 2007, Rodrigues 2015).

Apesar de estar inserida em uma área de proteção ambiental de importância hemisférica pela Western Hemispheric Shorebird Reserve Network e incluída na Convenção de Ramsar, referente à conservação de ambientes aquáticos de importância internacional (Rodrigues 2007), o litoral do Maranhão apresenta atividades potencialmente impactantes que podem comprometer populações de aves migratórias, tais como atividades mineradoras, industriais (Azevedo-Cutrim 2008; Feres 2010) e relacionadas à expansão urbana (Silva et al. 2015). Nos últimos anos, vários sítios de alimentação de aves limícolas migratórias estão sob área de influência de garimpos ou sendo submetidos à contaminação atribuída à descarga de esgoto doméstico e ao

escoamento de resíduos provenientes de explorações agrícolas e industriais, sendo os metais pesados, como mercúrio e cromo, um dos principais poluentes derivados destas atividades (Carvalho-Neta e Abreu-Silva 2010).

Portanto, considerando que elementos contaminantes podem estar relacionados à hipótese de declínio populacional de aves limícolas migratórias que utilizam a costa norte do Brasil, verificamos se os níveis de metais pesados acumulados em *C. pusilla* e *A. interpres* podem contribuir para corroborar esta hipótese.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 *Áreas de estudo*

As capturas foram realizadas em duas localidades na costa maranhense, denominadas Sítio A e Sítio B (Figura 2). Uma das localidades está situada na Ilha de Coroa dos Ovos (Sítio A, 2° 6'34.17"S; 44°26'52.40"O), localizada no estuário do rio Turiaçu (Município de Turiaçu) em uma região entrecortada por rios e ilhas, conhecida como Reentrâncias Maranhenses. A outra está localizada a nordeste da Ilha de São Luís, na desembocadura de três rios, o Mearim, o Munim e o Itapecuru (Sítio B, praia de Panaquatira: 2°24'36.33"S; 44° 1'48.32" O).

As duas áreas são caracterizadas por apresentarem potenciais fontes distintas de contaminação por metais pesados: o sítio A por estar inserido em uma região que sofre influência de várias atividades de mineração, principalmente o garimpo (veja figura 2 para detalhes) e o sítio B pela atividade portuária, industrial e de efluentes (Campos et al. 2009).

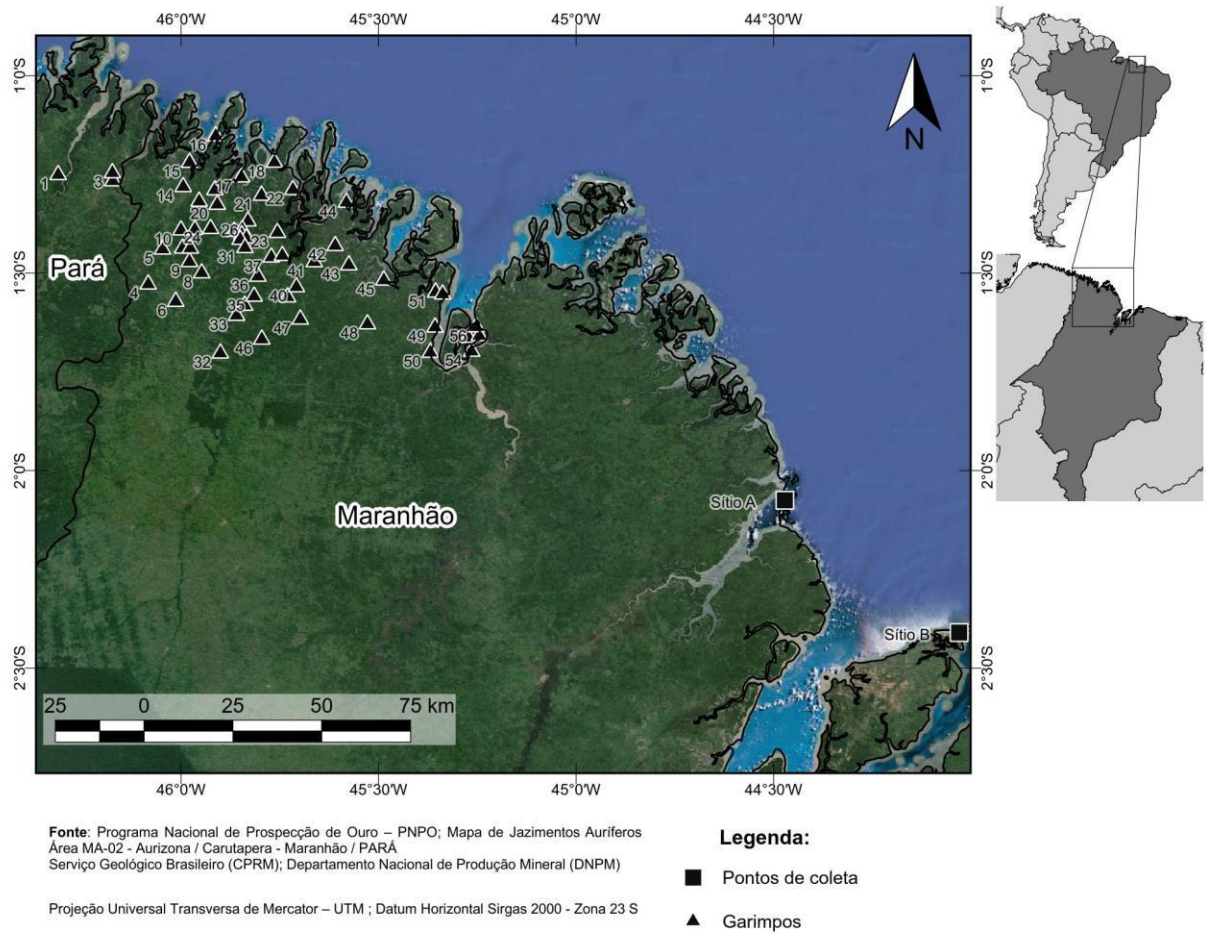


Figura 2: Locais de captura das aves na costa norte do Brasil e fontes de contaminação por garimpos (ver anexo 1) (Estado do Maranhão). A. Ilha de Coroa dos Ovos; B. Praia de Panaquatira.

4.2 Capturas e coletas de dados

Nos anos de 2014 e 2015, durante o período de permanência das aves na região (setembro a março), foram realizadas capturas com redes de neblina durante 15 dias no Sítio A (janeiro, 2015) e 75 dias no Sítio B (fevereiro, setembro-dezembro 2014; janeiro-março, 2015).

Após a captura, as aves foram transportadas em caixas plásticas forradas e cobertas com tecido até o acampamento. Todas as aves capturadas foram marcadas com anilhas metálicas fornecidas pelo Centro Nacional de Pesquisa para a Conservação das Aves Silvestres (CEMAVE/ICMBio - Brasil) e realizadas medidas-padrão (peso, asa, cauda, cúlmen e occiptal). Em cada indivíduo foram retiradas dez penas em crescimento do peito. As penas foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificados e armazenadas à temperatura ambiente. Foram utilizados 15 indivíduos de cada espécie (Sítio A: *C. pusilla*; Sítio B: *A. interpres*). Após esse procedimento as aves foram liberadas.

4.3 Análise dos contaminantes

O processo de digestão das amostras foi baseado em uma adaptação do protocolo utilizado por Burger *et al.* (2015). Para a remoção dos contaminantes, as penas foram lavadas em acetona e água deionizada três vezes e, em seguida, foram secadas em estufa a 35°C e pesadas em balança de precisão. As penas foram dissolvidas em 7 ml de ácido nítrico concentrado (65%, P.A.) e 3 ml de peróxido de hidrogênio (30%, P.A.) no forno microondas (MARS 6 CEM One Touch Technology), seguindo o programa EPA 3051. Em seguida o resíduo foi diluído a 10 ml de água deionizada. As análises dos metais foram feitas com espectrofotômetro de absorção atômica no Laboratório de Análise Química do Solo da Universidade Estadual do Maranhão.

As concentrações dos metais pesados entre as duas espécies foram comparadas utilizando-se Análise de Variância (ANOVA) através do software PAST (versão 2.7).

5. RESULTADOS

Diferentes concentrações de oito metais pesados foram encontradas em ambas as espécies. As concentrações médias e os desvios padrões dos metais cádmio, chumbo, cobre, cromo, mercúrio, selênio e zinco acumulados nas penas de *A. interpres* e *C. pusilla* são apresentadas na Tabela 1. Não houve diferenças significativas nas concentrações de cádmio, chumbo, cobre, cromo, selênio e zinco entre as espécies, mas a concentração de mercúrio foi significativamente diferente e maior em *C. pusilla* (ANOVA, $p < 0,05$). As concentrações de manganês não apresentaram valores significativos em ambas as espécies, sendo que cádmio e cobre não apresentaram valores significativos somente para *A. interpres*.

Tabela 1. Concentração ($X \pm DP$) de metais pesados em ppb (ng/g) em penas de *C. pusilla* (sítio A) e *A. interpres* (sítios B) na costa norte do Brasil e limiar de concentração (ng/g) considerado tóxico para aves.

Espécie	Cd/100 a2000	Cr / >2800	Cu	Hg / 5000	Pb / 4000	Se /1800 a 26000	Zn / 200
<i>A.interpres</i> (n=15)	NS	24.69±0,0148	NS	3.07±0,0070	92.14±0,1081	89.61±0,1659	43.67±0,0578
<i>C. pusilla</i> (n=15)	0.232± 0,0106	36.93±0,0414	2561±0,0060	13.63±0,0096	79.06±0,1261	57.08±0,1411	36.71±0,0341
ANOVA (p<0,05)	-	0,2962	-	0,002107	0,7628	0,5675	0,6916

NS= Não significativo

6. DISCUSSÃO

As aves limícolas migratórias possuem uma dieta flexível, consumindo principalmente invertebrados marinhos (Almeida 2010). *C. pusilla*, por exemplo, tem preferência por Polychaeta (Silva e Rodrigues 2015), mas também se alimenta de pequenos crustáceos e moluscos (Kober 2004). *A. intrepres* também se alimenta de invertebrados, como pequenos crustáceos, bivalves e poliquetas (Kober 2004). Desta forma, segundo Kober e Bairlein (2009) as duas espécies possuem dieta muito semelhante e estão inseridas na mesma guilda alimentar ao longo da costa norte do Brasil.

Apesar da convergência na dieta, diferentes espécies de aves costeiras invernando nas mesmas regiões podem apresentar diferentes cargas metálicas, devido à utilização de nichos levemente diferentes (Hui et al. 2000; Burger et al. 2007; Kim et al. 2009; Lucia et al. 2014). Burger e Gochfeld (2000) analisaram a exposição de duas espécies de albatrozes a metais pesados na Ilha de Midway, no norte do Pacífico, que apresentavam a mesma dieta e obtiveram diferenças significativas nas concentrações destes metais. Segundo estes autores os resultados atribuíram-se aos diferentes locais onde estas espécies se alimentavam e as suas respectivas técnicas de forrageamento, onde a maneira particular que cada espécie possui em capturar suas presas influencia na sua exposição por metais. Além das diferenças nos hábitos alimentares, a idade, estágio reprodutivo, muda e migração também influenciam na concentração de metais nas aves (Kim et al. 2009).

Apesar de haver, segundo Burger et al.(2007), poucos estudos controlados em laboratório que comprovem quais são os níveis da maioria dos metais devem ser atingidos para ocasionar danos nas aves, podemos destacar o mercúrio, o cádmio e o chumbo como os metais que são considerados mais tóxicos quando atingem altas

concentrações nos organismos (Burger et al. 2015). São elementos não essenciais ao organismo que podem se tornar comuns na cadeia trófica (Burger et al. 2015). Dentre os elementos analisados em nosso estudo, o mercúrio apresentou níveis significativamente maiores em *C. pusilla*. Isso possivelmente esteja associado à proximidade com áreas de extração de ouro, como garimpos ilegais, próximos a grandes descargas fluviais (ver figura 2)

O mercúrio é o metal que mais afeta a cadeia trófica de organismos costeiros e marinhos (Burger et al. 2015). Quando atinge o limiar de concentração (5000 ng/g para aves) causa diversos efeitos negativos na reprodução (Burger et al. 2015), afetando níveis populacionais sustentáveis. Nas aves, tende a se acumular principalmente nas penas, seguido pelo fígado e músculos, podendo também se acumular no cérebro e no tecido adiposo em menores concentrações (Burger et al. 2014). Os níveis médios encontrados deste metal ainda estão abaixo deste limiar, sugerindo que, embora as espécies apresentem níveis diferentes de concentração, não há indícios que associem a carga de metais acumulados à declínios populacionais.

A média de concentração de mercúrio em *C. pusilla* neste estudo foi inferior às médias encontradas em outros estudos realizados com diferentes espécies de aves migratórias em países da América do Sul, América do Norte e Ásia (Tabela 2). Este valor também é inferior ao encontrado para *C. pusilla* durante o deslocamento na Baía de Delaware, EUA, no início da década de 90 e em 2015 (Burger et al. 2015).

Segundo Burger (2013) e Burger et al. (2015) os níveis de chumbo em penas de aves acima de 4000 ng/g causam efeitos subletais, podendo afetar a reprodução e causar o atraso no reconhecimento dos pais e irmãos, além de comprometer a termorregulação, a locomoção, a percepção de profundidade e o comportamento alimentar. No presente estudo, os níveis médios de chumbo apresentaram valores abaixo

das médias de concentração de outros estudos e também abaixo do limiar considerado tóxico, inferindo que estas espécies, embora apresentem este metal no organismo, a contaminação ainda não é considerada um fator de risco.

O cádmio tende a se acumular no organismo com a idade (Barbieri et al. 2007) e causa efeitos subletais em concentrações mais baixas que o chumbo e o mercúrio (Burger et al. 2007). Embora não existam estudos que mostrem os limites de tolerâncias para este metal em aves, Burger et al. (2007) sugerem que níveis de cádmio entre 100 a 2000 ng/g podem causar efeitos negativos em aves. Segundo Kim e Oh (2012), concentrações elevadas de cádmio estão estritamente relacionadas com a redução da taxa de crescimento de ossos. Níveis elevados deste metal podem também causar danos nos tecidos e afetar órgãos como os rins em aves marinhas (Barbieri et al. 2010). Níveis de cádmio registrados neste estudo em *C. pusilla* estão abaixo do limiar de concentração considerado nocivo às aves e não apresentaram valores significativos para *A. interpres*, sugerindo assim, que este metal não apresenta ameaça a estas espécies no local de estudo.

O selênio é um micronutriente essencial para as aves e pode se tornar tóxico quando atinge níveis elevados (Burger et al. 2014), afetando principalmente a reprodução (Burger e Gochfeld 2000). Os níveis de selênio acumulados em penas, conhecidos por estarem associados a efeitos subletais, variam de 1800 ng/g a 26000 ng/g e acima deste limite ocasionam efeitos letais (Burger et al. 2015). Porém estudos em laboratório para examinar quais as concentrações mínimas (<1800 ng/g) consideradas nocivas deste elemento em aves são inexistentes (Burger et al. 2015). Os níveis de selênio neste estudo encontram-se abaixo do nível considerado tóxico para as aves.

O cromo produz efeitos neurotóxicos em aves, porém informações sobre este elemento no ambiente marinho são escassas (Barbieri et al. 2010). Concentrações a partir de 2800 ng/g encontrados em penas de aves causam efeitos negativos nestes organismos (Burger e Gochfeld 2000). De acordo com Malik e Zeb (2009), o cromo quando atinge esses valores afeta a reprodução, produzindo efeitos adversos sobre o desenvolvimento embrionário. As concentrações de cromo em ambas as espécies neste estudo estão abaixo do limiar de contaminação por este metal. Desta forma, os baixos níveis encontrados deste elemento não podem ser considerados como fatores em potencial para o declínio das populações de aves migratórias que invernam na área de estudo.

O zinco é um metal pesado essencial para a formação das penas e é necessário para o funcionamento do organismo (Malik e Zeb 2009). Além disso, fornece proteção contra a toxicidade de cádmio nos rins das aves. Porém, concentrações deste metal acima de 200 ng/g causam danos a estes órgãos (Malik e Zeb 2009). A média de concentração de zinco encontrados nas duas espécies em estudo foi abaixo das médias encontradas em garças (*Bubulcus ibis* Linnaeus 1758) no Oriente Médio (Malik e Zeb 2009). Apesar de o zinco ser tóxico para outras populações de *C. pusilla* (Tabela 2), nossos resultados mostram que as concentrações deste elemento na área de estudo estão abaixo do limiar considerado nocivo.

Cobre é um elemento essencial e a concentração deste metal em penas reflete a sua incorporação endógena durante o período de crescimento das penas, não existindo informações para os efeitos ocasionados por elevadas concentrações deste elemento nas aves (Kim e Koo 2008). Altas concentrações de cobre foram relatadas em aves aquáticas, porém não apresentaram nenhum sintoma referente à intoxicação (Clausen e Wolstrup 1978). Concentrações de cobre no galo silvestre *Bonasa umbellus* (Linnaeus

1766), por exemplo, não diferiu entre uma área altamente contaminada e não contaminadas (Kim e Koo 2008). As médias de cobre encontradas no Maranhão foram inferiores às médias encontradas em *Larus dominicanus* (Lichtenstein 1823) na região Sul do Brasil (Barbieri et al. 2010).

Em estudos realizados na década de 90 e em 2014 e 2015 na Baía de Delaware foram encontrados níveis altos de alguns metais pesados em três espécies limícolas migratórias, inclusive em *C. pusilla*, inferindo-se que a contaminação ocorria provavelmente nas áreas de invernada na América do Sul (Burger et al. 1993, 2014, 2015). Nossos resultados não apresentaram diferenças significativas nas concentrações de metais pesados entre as espécies, com exceção do mercúrio. Além disso, a exposição das aves aos metais pesados pouco se diferem entre as duas regiões estudadas e todas as concentrações de metais estiveram abaixo do limiar considerado tóxico. Possivelmente a fonte de contaminação por metais pesados em aves neárticas migratórias na América do Sul esteja em outras áreas de passagem ou invernada na costa brasileira.

De forma geral, o declínio populacional documentado nestas espécies (Morrison et al. 2006, 2012, Burger et al. 2015, Sousa e Rodrigues 2015), associado à intensificação das alterações ambientais na América do Sul, como a contaminação dos ecossistemas costeiros utilizados por estas aves (Morrison et al. 2012), reforçam a necessidade de monitoramento a longo prazo na costa norte brasileira, com destaque para o Estado do Maranhão, em função da sua importância para a conservação das aves neárticas migratórias e da sua histórica pressão de contaminação.

Tabela 2. Concentração média de metais pesados ppb (ng/g) em penas de aves migratórias (de acordo com outros autores) e limiar de concentração (ng/g) considerado tóxico para aves.

Espécie	Cd / 100 a 2000	Cr / >2800	Cu	Hg / 5000	Pb / 4000	Se / 1800 a 26000	Zn / 200	Área de estudo	Referência
<i>Ardea alba</i>	30.5	102	-	2610	54.3	1124	-	Baía de Barnegat, New Jersey EUA	Burger 2013
<i>Calidris alba</i>	139	16525	-	2813	2700	1301	-	Baía de Delaware, New Jersey EUA	Burger <i>et al.</i> 1993
<i>Calidris alba</i>	11	463	-	730	367	3057	-	Baía de Delaware, New Jersey EUA	Burger <i>et al.</i> 2015
<i>Calidris alpina</i>	1130		8150	-	14800		103000	Yeongjong Island, Korea	Kim e Koo 2008
<i>Calidris canutus</i>	131	24098	-	1163	1665	6221	-	Baía de Delaware, New Jersey EUA	Burger <i>et al.</i> 1993
<i>Calidris canutus</i>	17	578	-	576	484	4835	-	Baía de Delaware, New Jersey EUA	Burger <i>et al.</i> 2015
<i>Calidris pusilla</i>	20	460	-	430	490	3600	-	Baía de Delaware, New Jersey EUA	Burger <i>et al.</i> 2014
<i>Calidris pusilla</i> (1991)	700	26294	-	-	2263	6032	-	Baía de Delaware, New Jersey EUA	Burger <i>et al.</i> 1993
<i>Calidris pusilla</i> (1992)	75	14530	-	21	2013	5428	-	Baía de Delaware, New Jersey EUA	Burger <i>et al.</i> 1993
<i>Calidris pusilla</i>	14	523	-	428	411	5802	-	Baía de Delaware, New Jersey EUA	Burger <i>et al.</i> 2015
<i>Calidris ruficollis</i>	2700		7970		9610		43300	Okgu Mudflat, Korea	Kim e Oh 2012
<i>Calidris tenuirostris</i>	2970		11,100		2780		87300	Okgu Mudflat, Korea	Kim e Oh 2012

<i>Calidris tenuirostris</i>	71500	4080	-	20800	500	Yeongjong Island, Korea	Kim e Koo 2008
<i>Cephus columba</i>	99.1	1330	2810	1020	2610	Prince William sound Alaska	Burger <i>et al.</i> 2007
<i>Cephus columba</i>	33.1	804	7720	903	2910	Amehitka, Alaska	Burger <i>et al.</i> 2007
<i>Cephus columba</i>	28.4	2690	6360	1720	3900	Kiska, Alaska	Burger <i>et al.</i> 2007
<i>Charadrius alexandrinus</i>	910	9470	-	9840	8440	Yeongjong Island, Korea	Kim e Koo 2008
<i>Charadrius mongolus</i>	380	10400	-	20700	67900		Kim e Koo 2008
<i>Cyanistes caeruleus</i>	8000	69000		271000	244000	Northern Pacific Ocean	Burger e Gochfeld (2000)
<i>Larus dominicanus</i>	72	4665	1136	7536	68.97	Florianópolis (Brasil)	Barbieri <i>et al.</i> 2010
<i>Sterna hirundo</i>	104	2400	3000	1150	1750	Massachusetts, EUA	Burger <i>et al.</i> 1994
<i>Sula sula</i>	513000	2500		980		Northern Pacific Ocean	Burger e Gochfeld (2000)
<i>Xenus cinereus</i>	600	10400		3320	87100	Yeongjong Island, Korea	Kim e Koo 2008
<i>Xenus cinereus</i>	5950	965000		11700	225000	Okgu Mudflat, Korea	Kim e Oh 2012

7. REFERÊNCIAS

- Almeida BJM (2010) As aves limícolas migratórias nas praias de Aracaju: avaliação da influência antrópica e contribuição para ações de desenvolvimento costeiro. Dissertação. Universidade Federal de Sergipe. 90f
- Andres BA, Smith PA, Morrison RIG, Gratto-Trevor CL, Brown SC, Friis CA (2013) Population estimates of North American shorebirds. Wader Study Group Bulletin. 119: 178-194.
- Azevedo-Cutrim ACGA (2008) A estrutura da comunidade fitoplanctônica no Golfão Maranhense - Brasil. Tese Universidade Federal de Pernambuco.
- Baker AJ, Gonzalez PM, Piersma T, Niles LJ, Nascimento IL, Atkinson PW, Clark NA, Minton CDT, Peck MK, AARTS G (2004) Rapid population decline in red knot: fitness consequences of decreased refuelling rates and late arrival in Delaware Bay. Proceedings Royal Society London. 271: 875–882.
- Baker AJ, González PM, Serrano IL, Júnior WRT, Efe MA, Rice S, D'amico VL, Rocha MC, Chave EME (2005) Assessment of the wintering area of Red Knots in Maranhão, northern Brazil, in February 2005. Wader Study Group Bulletin 107: 10–18.
- Barbieri E, Garcia CAB, Passos EA, Aragão KAS, Alves JPH (2007) Heavy metal concentration in tissues of *Puffinus gravis* sampled on the Brazilian coast. Revista Brasileira de Ornitologia. 15: 69-72.
- Burger J (2013) Temporal trends (1989-2011) in levels of mercury and other metals in feathers of fledgling great egrets nesting in Barnegat Bay, NJ. Environmental Research 122: 11-17.

- Burger J, Gochfeld M, Niles L, Dey A, Jeitner C, Pittfield T, Tsipoura N (2014) Metals in tissues of migrant semipalmated sandpipers (*Calidris pusilla*) from Delaware Bay, New Jersey . *Environmental Research* 133: 362–370.
- Burger J e Gochfeld M (2000) Metal levels in feathers of 12 species of seabirds from Midway Atoll in the northern Pacific Ocean. *The Science of the Total Environment* 257: 37-52.
- Burger J, Tsipoura N, Niles L J, Gochfeld M, Dey A, Mizrahi D (2015) Mercury, Lead, Cadmium, Arsenic, Chromium and Selenium in Feathers of Shorebirds during Migrating through Delaware Bay, New Jersey: Comparing the 1990s and 2011/2012. *Toxics* 3: 63-74.
- Burger J, Gochfeld M, Sullivan K, Irons D (2007) Mercury, arsenic, cadmium, chromium lead, and selenium in feathers of pigeon guillemots (*Cephus columba*) from Prince William Sound and the Aleutian Islands of Alaska. *Science of the Total Environment* 387: 175-184.
- Burger J, Seyboldt S, Morganstein N, Clark K (1993) Heavy metals and selenium in feathers of three shorebird species from Delaware bay. *Environmental Monitoring and Assessment*. 28: 189-198.
- Burger J e Gochfeld M (2002) Effects of chemicals and pollution on seabirds. In: Schreiber EA, Burger J (ed) *Biology of Marine Birds*. CRC Press, Boca Raton. pp 485-525.
- Burger J e Tsipoura N (2014) Metals in horseshoe crab eggs from Delaware Bay, USA: temporal patterns from 1993 to 2012. *Environ Monit Assess* 186:6947–6958.
- Campos AEL, Gilvanda SN, Oliveira JCS, Toscano IAS (2009) Avaliação da contaminação do igarapé do Sabino (bacia do Rio Tibiri) por metais pesados, originados dos resíduos e efluentes do aterro da ribeira, em São Luís, Maranhão. *Química Nova*. 32:960-964.

- Carvalho-Neta RNF e Abreu-Silva AL (2010) *Sciades herzbergii* oxidative stress biomarkers: an in situ study of an estuarine ecosystem (São Marcos Bay, Maranhão, Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography*. 58:11-17.
- Clausen B, Wolstrup C (1978) Copper load in Mute Swans (*Cygnus olor*) found in Denmark. *Nordisk veterinærmedicin* 30 (6): 260-6.
- Dey AD, Niles L, Sitters HP, Kalasz K, Morrison RIG (2011) Update to the Status of the Red Knot *Calidris canutus* in the Western Hemisphere. www.manomet.org. Acessado em 15 de abril de 2012.
- Feres SJC (2010) Organismos exóticos: uma ameaça à sustentabilidade ambiental do Golfão Maranhense. Dissertação Universidade Federal do Maranhão.
- González PM, Baker AJ, Chave MEE (2006) Annual survival of Red Knots (*Calidris canutus rufa*) using the San Antonio Oeste stopover site is reduced by domino effects involving late arrival and food depletion in Delaware Bay. *Hornero* 21: 109–117.
- Hui CA, Takekawa JY, Warnock SE (2000) Contaminant profiles of two species of shorebirds foraging together at two neighboring sites in south San Francisco Bay, California. *Environmental Monitoring and Assessment* 71: 107–121.
- Kober K (2004) Foraging ecology and habitat use of wading birds and shorebirds in the mangrove ecosystem of the Caéte Bay, Northeast Pará, Brazil. Tese Bremen: Center for Marine Ecology.
- Kober K e Bairlein F (2009) Habitat Choice and Niche Characteristics Under Poor Food Conditions. A Study on Migratory Nearctic Shorebirds in the Intertidal Flats of Brazil. *Ardea* 97(1):31-42
- Kim J e Oh J (2012) Monitoring of heavy metal contaminants using feathers. *Journal of Environmental Monitoring* 14: 651-656.

- Kim J e Koo T (2008) Heavy Metal Concentrations in Feathers of Korean Shorebirds. *Arch Environ Contam Toxicol* 55: 122–128.
- Kim J, Lee H, Koo T (2009) Heavy metal concentrations in three shorebird species from Okgu Mudflat, Gunsan, Korea. *Ecotoxicology* 18:61-68.
- Lucia M, Bocher P, Chambosse M, Delaporte P, Bustamante P (2014) Trace element accumulation in relation to trophic niches of shorebirds using intertidal mudflats. *Journal of Sea Research* 92:134-143.
- Malik RN e Zeb N (2009) Ecotoxicology Assessment of environmental contamination using feathers of *Bubulcus ibis* L, as a biomonitor of heavy metal pollution. *Pakista* 18: 522–536.
- Mizrahi DM e Peters KA (2009) Relationships between sandpipers and horseshoe crabs in Delaware Bay: A synthesis. In: Tancredi JT, Botton ML, Smith DR (eds) *Biology and Conservation of Horseshoe Crabs* Springer Science and Business Media, New York, pp 65-88.
- Morrison RIG, Mizrahi DS, Ross RK, Ottema OH (2012) Dramatic Declines of Semipalmated Sandpipers on their Major Wintering Areas in the Guianas, Northern South America. Nyls de Pracontal and Andy Narine. *Waterbirds* 35: 120-134.
- Morrison RIG, Mccaffer BJ, Gill RE, Skagen SK, Jones SL, Page GW, Gratto-Trevor CL, Andres BA (2006) Population estimates of North American shorebirds, 2006. *Wader Study Group Bulletin* 111: 66-84.
- Morrison RIG, Ross RK, Niles LJ (2004) Declines in wintering populations of red knots in southern South America. *The Condor* 106: 60-70.
- Morrison RIG, Aubry Y, Butler RW, Beyersbergen GW, Donaldson GM, Gratto-Trevor CL, Hicklin PW, Johnston VH, Roos RK (2001) Declines in North shorebird populations. *Wader Study Group Bulletin* 94: 34-38.

- Niles LJ, Burger J, Porter RR, Dey AD, Minton CDT, Gonzalez PM, Baker AJ, Fox JW, Gordon C (2010) First results using light level geolocators to track Red Knots in the Western Hemisphere show rapid and long intercontinental flights and new details of migration pathways. Wader Study Group Bulletin 117: 123–130.
- Niles LJ, Bart J, Sitters HP, Dey AD, Clark KE, Atkinson PW, Baker AJ, Bennett KA, Kalasz KS, Clark NA, Clark J, Gillings S, Gates AS, González PM, Hernandez DE, Minton CDT, Morrison RIG, Porter R, Ross RRR, Veitch CR (2009). Effects of Horseshoe Crab Harvest in Delaware Bay on Red Knots: Are Harvest Restrictions Working? *BioScience* 59: 153-164.
- Rodrigues AAF (2007) Priority Areas for Conservation of Migratory and Resident Waterbirds on the Coast of Brazilian Amazonia. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15: 209-218.
- Rodrigues AAF (2000) Seasonal abundance of nearctic shorebirds in the Gulf of Maranhão, Brazil. *Journal of Field Ornithology*. 71: 665-675.
- Rodrigues AAF e Lopes ATL (2000) The occurrence of Red Knots *Calidris canutus* in the north-central coast of Brazil. *Bulletin of British Ornithologist Club* 120: 251-259.
- Rodrigues RC (2015) Variação da composição corporal de Charadriiformes na costa Norte/Nordeste do Brasil: uma adaptação para migração. Tese, Universidade Federal do Maranhão.
- Sick H. (1997) *Ornitologia brasileira*. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Silva GS, Corrêa LB, Marques ALB, Marques EP, Sousa ER, Silva GS (2015) The Role of Metals and its Fractions in the Bacanga River Estuary: an Example of the Anthropogenic Interference in a Tropical Ecosystem. *Revista Virtual de Química* 7: 1130-1144.

Silva LMR e Rodrigues AAF (2015) Densidade e distribuição espacial de aves limícolas em habitats de forrageio na costa amazônica brasileira. *Ornithologia* 8:17-21.

Sousa APS e Rodrigues AAF (2015) Censo populacional do maçarico-de-peitovermelho *Calidris canutus rufa* na praia de Panaquatira, Maranhão, Brasil, em um ciclo anual. *Ornithologia* 8(1):33-37.

Tsipoura N e Burger J (1999) Shorebird diet during spring migration stopover on Delaware Bay. *The Condor* 101:63-64.

Anexo

Tabela 3 Levantamento de garimpos segundo o Departamento Nacional de Produção mineral (DNPM) e suas respectivas localizações geográficas na costa maranhense.

ID	NOME	Longitude	Latitude
1	Garimpo Rio Piriá	-46.311295	-1.250884
2	Garimpo Rio Gurupi/Br	-46.172717	-1.26673
3	Garimpo Rio Gurupi	-46.17396	-1.246223
4	Garimpo Igarapé Caranandiva	-46.083231	-1.52804
5	Garimpo Poção	-46.046878	-1.439487
6	Garimpo Chega Tudo	-46.013632	-1.57185
7	Garimpo Rio Irimirim	-45.996232	-1.437001
8	Garimpo Rio Irimirim	-45.947761	-1.499765
9	Garimpo Rio Irimirim	-45.978832	-1.471179
10	Garimpo Rio Tromaí	-46.000271	-1.391015
11	Garimpo Rio Tromaí	-45.976657	-1.437001
12	Garimpo Rio Tromaí	-45.96516	-1.389773
13	Garimpo Rio Tromaí	-45.954286	-1.318309
14	Garimpo Rio Ubirá	-45.994678	-1.281334
15	Garimpo Baía do Irimirim	-45.978521	-1.219813
16	Garimpo Rio Iririaçu	-45.912339	-1.152699
17	Garimpo Rio Iririaçu	-45.84709	-1.256787
18	Garimpo Cavala	-45.763819	-1.219502
19	Garimpo Rio Iririaçu	-45.914514	-1.289412
20	Garimpo Rio Iririaçu	-45.9083	-1.326076
21	Garimpo Rio Iririaçu	-45.796288	-1.303239
22	Garimpo Jaboti	-45.716901	-1.288791
23	Garimpo Pedra de Fogo	-45.756051	-1.397385
24	Garimpo Rosilha	-45.925234	-1.387287
25	Garimpo Ubim	-45.865577	-1.394433
26	Garimpo Caxias	-45.830777	-1.368333
27	Garimpo Cuvão	-45.84507	-1.389773
28	Garimpo Areal	-45.846313	-1.403133
29	Garimpo Igarapé Urubuquara	-45.834816	-1.411212
30	Garimpo Rio Maracaçumé	-45.850352	-1.41494
31	Garimpo Rio Limão	-45.838234	-1.435758
32	Garimpo Rio Limão	-45.900532	-1.702816
33	Garimpo Rio das Antas	-45.859673	-1.607272
34	Garimpo Ilha da Pirocaua	-45.839011	-1.581793
35	Garimpo Rio Tromaí	-45.815086	-1.5588

36	Garimpo Rio Maracaçumé	-45.805454	-1.50831
37	Garimpo Rio Maracaçumé	-45.771586	-1.459683
38	Garimpo Igarapé Pimenta	-45.743622	-1.455644
39	Garimpo Igarapé Pimenta	-45.730262	-1.560665
40	Garimpo Rio Coqueiro	-45.708046	-1.535031
41	Garimpo Baía Maracaçumé	-45.662837	-1.471645
42	Garimpo Rio Coqueiro	-45.60986	-1.430631
43	Garimpo Baía Maracaçumé	-45.575216	-1.479569
44	Garimpo Estandarte	-45.581585	-1.32095
45	Garimpo Cândido Mendes	-45.486663	-1.517942
46	Garimpo Barão Tromai	-45.795511	-1.66755
47	Garimpo Baía do Mutuoca	-45.698103	-1.616748
48	Garimpo Rio Coqueiro	-45.528143	-1.628866
49	Garimpo Rio Turiaçu	-45.357095	-1.636945
50	Garimpo Rio Turiaçu	-45.368902	-1.700952
51	Garimpo Rio Turiaçu	-45.355542	-1.548391
52	Garimpo Rio Turiaçu	-45.337831	-1.553363
53	Garimpo Ilha Inglês	-45.272581	-1.663045
54	Garimpo Ilha Inglês	-45.264192	-1.698155
55	Garimpo Ilha Inglês	-45.244928	-1.658384
56	Garimpo Rio Turiaçu	-45.252696	-1.636323