



Pós-Graduação
ZOOLOGIA
MPEG/UFPA



MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA
CURSO DE DOUTORADO EM ZOOLOGIA

**CONTAMINAÇÃO DE *PODOCNEMIS UNIFILIS* (TESTUDINES:
PODOCNEMIDIDAE) POR AGROTÓXICOS E MERCÚRIO NA BACIA
DO RIO XINGU**

MARINA TEÓFILO PIGNATI

BELÉM – PARÁ

2017

MARINA TEÓFILO PIGNATI

**CONTAMINAÇÃO DE *PODOCNEMIS UNIFILIS* (TESTUDINES:
PODOCNEMIDIDAE) POR AGROTÓXICOS E MERCÚRIO NA BACIA
DO RIO XINGU, BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia, Curso de Doutorado, da Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi como requisito para obtenção do grau de doutora em Zoologia, na área de concentração em Biodiversidade e Conservação e linha de pesquisa em Zoologia aplicada.

Orientador: Dr. Juarez Carlos Brito Pezzuti

Co-orientador: Dr. Wanderlei Antonio Pignati

BELÉM – PARÁ

2017

Dados Internacionais de Catalogação- na-Publicação (CIP)
Biblioteca do Instituto de Ciências Biológicas - UFPA

Pignati, Marina Teófilo

Contaminação de *Podocnemis unifilis* (Testudines: Podocnemididae) por agrotóxicos e mercúrio na bacia do Rio Xingu, Brasil / Marina Teófilo Pignati ; Orientador, Juarez Carlos Brito Pezzuti ; Co-orientador, Wanderlei Antonio Pignati. - 2017.

109 f. : il.

Inclui bibliografias

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-graduação em Zoologia, Belém, 2017.

Museu Paraense Emílio Goeldi

1. Quelônio – Xingu, Vale (PA e MT). 2. Monitoramento biológico. 3. Compostos organocloro. 4. Mercúrio – toxicologia. I. Pezzuti, Juarez Carlos Brito, orientador. II. Pignati, Wanderlei Antonio, co-orientador. III. Museu Paraense Emílio Goeldi. IV. Título.

CDD – 22 ed. 597.920981

MARINA TEÓFILO PIGNATI

**CONTAMINAÇÃO DE *PODOCNEMIS UNIFILIS* (TESTUDINES:
PODOCNEMIDIDAE) POR AGROTÓXICOS E MERCÚRIO NA BACIA
DO RIO XINGU, BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia, Curso de Doutorado, da Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi como requisito para obtenção do grau de doutora em Zoologia, na área de concentração em Biodiversidade e Conservação e linha de pesquisa em Zoologia aplicada.

Banca examinadora:

Dr. Juarez Carlos Brito Pezzuti (NAEA/UFPA)
Orientador/Presidente

Dr. Wanderlei Antonio Pignati (ISC/UFMT)
Co-orientador

Dr. Fernando Ferreira Carneiro (UNB/FIOCRUZ)

Dr. Gleomar Fabiano Maschio (ICB/UFPA)

Dr^a. Lílian Lund Amado (ICB/UFPA)

Dr. Richard Carl Vogt (INPA)

BELÉM – PARÁ
2017

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Curso de Pós Graduação em Zoologia, convênio da Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi, pela oportunidade de cursar o doutorado.

Ao meu orientador Dr. Juarez Pezzuti, por todos estes anos de parceria, desde o mestrado, por todo auxílio científico e companheirismo para o sucesso de mais um trabalho juntos. Obrigada por todo ensinamento científico e pessoal, sempre!

Ao meu co-orientador Dr. Wanderlei Pignati, que me incentivou a trilhar por novos caminhos científicos e me auxiliou sempre para que tudo desse certo na medida do possível! Obrigada pelo apoio e carinho sempre! Esta vitória, meu pai, é nossa!

Ao meu marido-amor Elyerson Boaventura, que sempre esteve ao meu lado, nas alegrias do trabalho e também nas tristezas, que quando nem sempre algo dava certo estava a postos para me confortar e dizer “Você é capaz de fazer tudo isso amor! Vai dar certo”. Obrigada pelo amor e companheirismo! À nossa sementinha, que cresce em meu ventre, que me ajudou/inspirou a escrever os últimos parágrafos da tese com mais leveza e felicidade!

Aos meus pais Otília Maria Teófilo e Wanderlei Pignati e irmãos Leonardo, Luara e Júlia Teófilo Pignati, que sempre incentivaram para que todos meus sonhos fossem possíveis e atingíveis. Obrigada!

A todos meus auxiliares de campo:

- Ao Tuvirinha e Tanaka (indígena da etnia Kalapala), meus ajudantes e coletores de tracajá no rio Culuene e Sete de Setembro, no Mato Grosso. A primeira pesca de tracajá, com vara de molinete, a gente nunca esquece!
- Ao Quinha, ajudante e coletor de tracajá no rio Xingu, em Altamira/Pará. Nunca vou esquecer como coletar um tracajá no “pulo”! Um dia aprendo!
- Ao Rosinaldo e Manoel, ajudantes e coletores de tracajá no Riozinho do Anfrísio, na RESEX Riozinho do Anfrísio, no Pará. Vocês salvaram meu campo depois de três dias para chegar e acalmaram meu desespero de ir embora sem 1 bicho coletado.

À equipe do Instituto Socioambiental (ISA) em Altamira-PA, em especial ao Marcelo Salazar, Camila Bonassio e Diego, e ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) de Altamira-PA, em especial ao Rafael Barbosa, gestor da RESEX Riozinho do Anfrísio, pelo auxílio e apoio logístico para minha ida à RESEX Riozinho do Anfrísio. Se não fosse a “carona” no Aniversário de 10 anos de RESEX este campo não poderia ter ocorrido.

À Cristiane Costa, dona Lúcia, Cristina e família pela amizade, acolhida e ajuda em todo o meu campo em Altamira/PA.

Ao Franco Lima pela parceria nos artigos com seu olhar ampliado para saúde-ambiente e na construção dos mapas da tese.

À Tamires Oliveira, pelo auxílio nas análises estatísticas.

Ao Dr. Marcelo Lima, Dr. Rosivaldo Alcântara e Larissa Sousa, do Instituto Evandro Chagas (IEC) em Ananindeua/PA, pelo auxílio nas análises laboratoriais e contribuições na redação da tese.

Ao Projeto CAPES "Governança, Gestão de Conflitos e Manejo dos Recursos Naturais na Amazônia", que proporcionou auxílio financeiro para as análises laboratoriais.

À Maria Angélica Assis, Cristiano, Karla Assis, Rafael Assis e Cristiano Assis pela hospedagem, carinho e acolhida em Belém-PA, antes mesmo de entrar no curso de Doutorado (ainda na elaboração do Projeto) e durante todo o curso. Obrigada sempre!

À coordenação do curso de Ciências Biológicas da UNIFAP, meu local de trabalho, pelo entendimento e liberação para realização de viagens de campo e redação da tese.

A todos os amigos que fiz e pesquisadores que conheci neste Brasil afora que em diversos aspectos puderam contribuir em partes nesta tese, desde a leitura do projeto para que fosse possível o ingresso no doutorado à finalização da versão final da tese, e que auxiliaram com dicas e sugestões para que o todo fosse possível.

Aos pesquisadores da banca de qualificação, que contribuíram com críticas construtivas e sugestões para a concretização da tese: Dr. Bruno Godoy, Dr. Gleomar Maschio e Dr^a. Simone de Fátima Pereira, ambos da UFPA, e Dr. Marcelo Lima (IEC).

Espero que este trabalho contribua para reflexão sobre como temos encarado o modo de uso do mundo, para ser difundido não só pelo mundo acadêmico-científico, mas pela sociedade como um todo!

“A menos que modifiquemos a nossa maneira de pensar, não seremos capazes de resolver os problemas causados pela forma como nos acostumamos a ver o mundo”.

(Albert Einstein)

“Sou feita de retalhos.
Pedacinhos coloridos de cada vida que passa pela minha e que vou costurando na alma.
Nem sempre bonitos, nem sempre felizes, mas me acrescentam e me fazem ser quem eu sou.
Em cada encontro, em cada contato, vou ficando maior...
Em cada retalho, uma vida, uma lição, um carinho, uma saudade...
Que me tornam mais pessoa, mais humana, mais completa.

E penso que é assim mesmo que a vida se faz: de pedaços de outras gentes que vão se tornando parte da gente também.
E a melhor parte é que nunca estaremos prontos, finalizados...
Haverá sempre um retalho novo para adicionar à alma.

Portanto, obrigada a cada um de vocês, que fazem parte da minha vida e que me permitem engrandecer minha história com os retalhos deixados em mim. Que eu também possa deixar pedacinhos de mim pelos caminhos e que eles possam ser parte das suas histórias.

E que assim, de retalho em retalho, possamos nos tornar, um dia,
um imenso bordado de "nós".

(Cora Coralina)

RESUMO GERAL

A política de ocupação no norte do estado de Mato Grosso e no estado do Pará, através de atividades como mineração, pecuária e posteriormente agricultura, causou a alteração da paisagem e a contaminação do habitat. Os agrotóxicos, por exemplo, estão no ambiente em decorrência de seu uso na agricultura, e o mercúrio (Hg) é mobilizado para o ambiente através das atividades de mineração, desmatamento e queimadas. Estes contaminantes são altamente persistentes e se biomagnificam na cadeia alimentar. Quelônios, por serem organismos de vida longa e poderem acumular substâncias tóxicas por longos períodos, têm se mostrado importantes monitores de contaminação. *Podocnemis unifilis*, uma espécie de quelônio com ampla distribuição na bacia amazônica, representa um importante recurso proteico para populações ribeirinhas e indígenas, com ampla distribuição na bacia do rio Xingu. Este estudo investigou as alterações da paisagem e a contaminação de agrotóxicos e Hg em *P. unifilis* na bacia do rio Xingu. Selecionamos localidades que apresentavam nascentes ou afluentes na bacia do rio Xingu, nos estados do Mato Grosso e Pará, sendo descritas quanto à área plantada e o consumo de agrotóxicos nas culturas de algodão, cana-de-açúcar, milho e soja, bem como os focos de calor e desmatamento na série histórica dos anos 2005 a 2014. Entre setembro e dezembro de 2014 cinquenta indivíduos de *P. unifilis* foram capturados para coleta de amostras de fígado, músculo e tecido adiposo. Avaliamos 14 princípios ativos de agrotóxicos organoclorados, através de um cromatógrafo gasoso com detector de captura de elétrons (GC-ECD) e o Hg total (HgT) nos tecidos de *P. unifilis*, através de aparelho espectrômetro de absorção atômica vapor a frio. Evidenciou-se que a produção agrícola, bem como o uso de agrotóxicos na bacia do Xingu no estado do Mato Grosso vem aumentando a cada ano, sendo o princípio ativo de agrotóxico mais utilizado o Glifosato em 2014 (8.055.248 litros). Analisando-se os estados separadamente, o Glifosato, Metamidofós, Atrazina, 2,4 D e Endosulfan foram os princípios ativos mais utilizados no estado do Mato Grosso e nos municípios do estado do Pará foram Atrazina, Glifosato, Endosulfan, Clorpirifós e Tebuconazol respectivamente. Os estados do Mato Grosso e do Pará tiveram um aumento significativo no desmatamento e focos de calor entre os anos pesquisados (2005-2014), com destaque para o município de São Félix do Xingu com 17.686,20 km² desmatados apenas em 2014 e Feliz Natal com 272% de aumento nos focos de calor no último ano pesquisado (2014). Foram encontrados oito tipos de agrotóxicos nos tecidos de *P. unifilis*, incluindo isômeros e metabólitos (valores como média \pm desvio padrão): Lindano = $1,39 \pm 8,46$ ng/g⁻¹; pp`DDT = $20,32 \pm 24,54$ ng/g⁻¹; pp`DDD = $4,00 \pm 6,96$ ng/g⁻¹; pp`DDE = $0,95 \pm 1,15$ ng/g⁻¹; op`DDT = $0,90 \pm 3,97$ ng/g⁻¹; α -Endosulfan = $3,45 \pm 17,73$ ng/g⁻¹; β -Endosulfan = $3,81 \pm 8,01$ ng/g⁻¹; e Sulfato de Endosulfan = $7,12 \pm 12,05$ ng/g⁻¹. Detectamos HgT em todos os indivíduos (fígado: $134,20$ μ g/g⁻¹; músculo: $24,86$ μ g/g⁻¹). O tipo de tecido influenciou na concentração de agrotóxicos e Hg, sendo que as variações da contaminação de *P. unifilis* por agrotóxicos e Hg nos tecidos não foram explicadas pela interação entre o sexo e o comprimento retilíneo da carapaça. Comparando-se os resultados com a legislação vigente nacional e internacional para recursos proteicos, verificamos que os indivíduos de *P. unifilis* apresentaram concentrações de agrotóxicos maiores que o limite máximo de resíduo para Lindano e Σ Endosulfan e concentração de Hg 100 vezes superior ao máximo aceitável. Concluimos que as culturas são "agroquímico-dependentes" e que os indivíduos de *P. unifilis* estão contaminados por agrotóxicos organoclorados e Hg. A população ribeirinha e indígena da bacia do rio Xingu que consome estes quelônios pode estar sendo gradativamente contaminada, com consequências futuras para saúde.

Palavras-chave: Quelônios; Biomonitorios; Organoclorados; Mercúrio; Xingu.

ABSTRACT

The occupation policy in the north of the state of Mato Grosso and in the state of Pará, through activities such as gold mining, pasture and subsequent agricultural activities, caused a landscape change and habitat contamination. Pesticides, for example, are on the environment as a result of their use in agriculture and mercury (Hg) is mobilized into the environment through mining, deforestation and biomass burning activities. These contaminants are highly persistent and biomagnifies at each trophic level. Chelonian, because they are long lived organisms can accumulate toxic substances for long periods, are important contamination monitors. *Podocnemis unifilis*, a chelonian species with wide distribution in the Amazon basin, represent an important resource for riparian and indigenous populations, with wide distribution in the Xingu River basin. This study investigated the landscape changes, contamination of pesticides and Hg in *P. unifilis* in the Xingu River basin. We selected locations with rivers sources or tributaries in the Xingu River basin, in the states of Mato Grosso and Pará, describing the planted area and the use of pesticides in cotton, sugarcane, corn and soybean crops, as well as deforestation and biomass burned in the historical series from the years 2005 to 2014. Between September and December 2014 fifty specimens of *P. unifilis* were captured for liver, muscle and adipose tissue. Were evaluated 14 active ingredients of organochlorine pesticides by gas chromatography/electron capture detector (GC/ECD), and total Hg (THg) in the tissues of *P. unifilis* by cold-vapor atomic absorption (CVAA) spectroscopy. It has been shown that agricultural production as well as the use of pesticides in the Xingu river basin in the state of Mato Grosso are increasing every year, and the most commonly used pesticide was Glyphosate in 2014 (8,055,248 liters). Analyzing the states separately, Glyphosate, Metamidofos, Atrazine, 2,4 D and Endosulfan were the pesticides most used in the state of Mato Grosso and, in Pará state, were Atrazine, Glyphosate, Endosulfan, Chlorpyrifos and Tebuconazole respectively. The states of Mato Grosso and Pará had a significant increase in deforestation and biomass burning between the years researched (2005-2014), especially the city of São Félix do Xingu with 17,686.20 km² deforested only in 2014 and Feliz Natal with a 272% increase in the biomass burning in the last year researched (2014). Eight pesticides were found in the tissues of *P. unifilis*, including isomers and metabolites (values as mean \pm standard deviation): Lindane = 1.39 \pm 8.46 ng/g⁻¹; p,p'-DDT = 20.32 \pm 24.54 ng/g⁻¹; p,p'-DDD = 4.00 \pm 6.96 ng/g⁻¹; p,p'-DDE = 0.95 \pm 1.15 ng/g⁻¹; o,p'-DDT = 0.90 \pm 3.97 ng/g⁻¹; α -Endosulfan = 3.45 \pm 17.73 ng/g⁻¹; β -Endosulfan = 3.81 \pm 8.01 ng/g⁻¹; and Endosulfan sulfate = 7.12 \pm 12.05 ng/g⁻¹. THg was detected in all specimens (liver: 134.20 μ g/g⁻¹, muscle: 24.86 μ g/g⁻¹). The type of tissue influenced the concentration of pesticides and THg, and the contamination variations of *P. unifilis* by pesticides and THg in the tissues were not explained by the interaction between sex and the straight-line carapace length. Comparing the results with current national and international legislation for protein resources, it was verified that the specimens of *P. unifilis* presented concentrations of pesticides greater than the maximum residue limit for Lindane, Σ DDT and Σ Endosulfan and Hg concentration 100 times greater than the acceptable maximum. It was concluded that the crops are "agrochemical-dependent" and that specimens of *P. unifilis* are contaminated with organochlorine pesticides and Hg. Riparian and indigenous population of the Xingu River basin that consumes these chelonians may be gradually contaminated, with future consequences for health.

Keywords: Chelonians; Biomonitoring; Organochlorines; Mercury; Xingu.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1.** *Podocnemis unifilis*: (A) filhotes, (B) fêmea adulta e (C) macho adulto..... 20
- Figura 2.** Localização da bacia hidrográfica do rio Xingu e o arco do desmatamento na Amazônia legal, Brasil..... 22

CAPÍTULO 2

- Figura 1.** Localização da bacia hidrográfica do rio Xingu, municípios estudados nos estados do Mato Grosso e Pará e arco do desmatamento na Amazônia legal, Brasil..... 37
- Figura 2.** Área plantada (hectare) e consumo de agrotóxicos (litros/hectare) em municípios da bacia do rio Xingu, nos estados do Mato Grosso (MT) e Pará (PA), nos anos de 2005 a 2014.....39
- Figura 3.** Área plantada (ha) nas culturas de algodão, cana-de-açúcar, milho e soja nos municípios amostrados na bacia do rio Xingu, Brasil, no ano de 2014.....40
- Figura 4.** Consumo de agrotóxicos (L/ha) nas culturas de algodão, cana-de-açúcar, milho e soja nos municípios amostrados na bacia do rio Xingu, Brasil, no ano de 2014.....41
- Figura 5.** Desmatamento (km²) e focos de calor em municípios da bacia do rio Xingu, nos estados do Mato Grosso (MT) e Pará (PA), nos anos de 2005 a 2014.....43
- Figura 6.** Desmatamento (km²) e focos de calor nos municípios amostrados na bacia do rio Xingu, Brasil, no ano de 2014.....44
- Figura 7.** Produção de ouro (g) em municípios da bacia do rio Xingu, nos estados do Mato Grosso (MT) e Pará (PA), nos anos de 2005 a 2014.....45

CAPÍTULO 3

- Fig. 1.** Mapa da área de estudo. Bacia do rio Xingu nos estados do Mato Grosso e Pará e pontos de amostragem monitorados, representados pelos triângulos escuros.....61
- Fig. 2.** Análise de Coordenadas Principais (PCO) da concentração de agrotóxicos organoclorados em *P. unifilis* entre as localidades (MT1: triângulo cinza; MT2: triângulo vermelho; PA1: quadrado preto; PA2: quadrado azul; PA3: cruz preta)..... 68

CAPÍTULO 4

- Fig. 1.** Mapa dos pontos de amostragem monitorados na bacia do rio Xingu, estados do Mato Grosso e Pará (triângulos pretos).....89

- Fig. 2.** Análise de Coordenadas Principais (PCO) da concentração de HgT ($\mu\text{g/g}^{-1}$) no tecido fígado (triângulo preto) e músculo (círculo cinza) de *P. unifilis*.....92
- Fig. 4.** Distribuição da concentração de HgT ($\mu\text{g/g}^{-1}$) entre as localidades amostradas nos tecidos fígado (A) e músculo (B) em *P. unifilis*.....94

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Atividades degradadoras da paisagem nos estados do Mato Grosso e Pará e no Brasil: desmatamento (mil km ²), focos de calor (mil unidades) e área plantada (mil ha) nas culturas de algodão, cana-de-açúcar, milho e soja.....	18
Tabela 2. Espécies de quelônios com ocorrência na bacia do rio Xingu, por ordem alfabética de família.....	20

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Agrotóxicos mais utilizados nos municípios amostrados na bacia do rio Xingu, Brasil, nas culturas de algodão, cana-de-açúcar, milho e soja no ano de 2014.....	41
---	----

CAPÍTULO 3

Tabela 1. Média de recuperação (%) e limites de detecção (LOD) (N = 5).....	63
Tabela 2. Descrição dos indivíduos de <i>P. unifilis</i> capturados na bacia do rio Xingu, estados do Mato Grosso e Pará, Brasil.....	65
Tabela 3. Níveis de agrotóxicos organoclorados (ng/g ⁻¹) em diferentes tecidos em <i>P. unifilis</i> capturados na bacia do rio Xingu, estados do Mato Grosso e Pará, Brasil.....	66
Tabela 4. Níveis de agrotóxicos organoclorados (ng/g ⁻¹) nas localidades de amostragem em <i>P. unifilis</i> capturados na bacia do rio Xingu, estados do Mato Grosso e Pará, Brasil.....	68
Tabela 5. Revisão das concentrações de contaminantes organoclorados (ng/g ⁻¹) nos tecidos fígado, músculo, gordura e sangue em diversos estudos com espécies de quelônios.....	71
Tabela 6. LMRs (Limites Máximos de Resíduos) para os agrotóxicos avaliados no presente estudo estabelecidos pelo MAPA, EC, <i>Codex Alimentarius</i> em carnes bovina, suína e equina.....	74

CAPÍTULO 4

Tabela 1. Localização dos pontos de amostragem na bacia do rio Xingu, estados do Mato Grosso e Pará, Brasil.....	88
Tabela 2. Distribuição dos indivíduos de <i>P. unifilis</i> por gênero e tamanho coletados na bacia do rio Xingu, estados do Mato Grosso e Pará, Brasil.....	92

Tabela 3. Concentrações de Hg ($\mu\text{g/g}^{-1}$) observadas em espécies de quelônios e crocodilianos.....	95
Tabela 4. LMRs (Limites Máximos de Resíduos) de mercúrio ($\mu\text{g/g}$) estabelecidos pelo MAPA, ANVISA, EU e WHO em diversos recursos proteicos.....	98

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO DA TESE	15
CAPÍTULO 1: Desenvolvimento? Agronegócio e mineração.....	16
1. Introdução Geral	16
2. Referências	22
CAPÍTULO 2: Alteração da paisagem e uso de agrotóxicos e mercúrio na bacia do rio Xingu, estados do Mato Grosso e Pará, Brasil	32
Resumo	33
Abstract	34
1. Introdução	35
2. Materiais e métodos	36
3. Resultados	38
4. Discussão	45
5. Conclusão	49
Agradecimentos	50
Referências	50
CAPÍTULO 3: Agrotóxicos organoclorados em <i>Podocnemis unifilis</i> (Testudines: Podocnemididae) na bacia do rio Xingu, Brasil.....	55
Resumo	56
Abstract	57
1. Introdução	58
2. Materiais e métodos	60
3. Resultados	65
4. Discussão	69
5. Conclusão	74
Agradecimentos	75
Referências	75

CAPÍTULO 4: Avaliação dos níveis de mercúrio em <i>Podocnemis unifilis</i> (Testudines: Podocnemididae) na bacia do rio Xingu, Brasil	83
Resumo	84
Abstract	85
1. Introdução	85
2. Materiais e métodos	87
3. Resultados	91
4. Discussão	94
5. Conclusão	99
Agradecimentos	100
Referências	100
CAPÍTULO 5: Considerações Finais.....	108

APRESENTAÇÃO DA TESE

Esta tese, intitulada “**Contaminação de *Podocnemis unifilis* (Testudines: Podocnemididae) por agrotóxicos e mercúrio na bacia do rio Xingu, Brasil**”, está estruturada em cinco capítulos, sendo o capítulo 1 introdutório da tese e o último as considerações finais da tese. Os capítulos 2, 3 e 4 correspondem a artigos científicos e seguem a formatação e normas de cada revista escolhida para submissão dos capítulos.

O capítulo 1, intitulado “**Desenvolvimento? Agronegócio e mineração**”, objetiva apresentar a problemática da liberação de agrotóxicos e mercúrio no ambiente, suas consequências para saúde-ambiente nas populações humanas e animais, apresentar a espécie bioindicadora nesta pesquisa - o quelônio amazônico *Podocnemis unifilis* - e a área de estudo - a bacia do rio Xingu - e os objetivos a serem alcançados nesta pesquisa.

O capítulo 2 visa investigar o quadro atual de alteração da paisagem e uso de agrotóxicos e mercúrio na bacia do rio Xingu. O capítulo está formatado para submissão ao periódico Acta Amazônica (Qualis CAPES B2) intitulado “**Alteração da paisagem e uso de agrotóxicos e mercúrio na bacia do rio Xingu, estados do Mato Grosso e Pará, Brasil**” e conta com a participação dos co-autores MSc. Francco Antonio Neri de Souza e Lima (UFMT), Dr. Wanderlei Antonio Pignati (UFMT) e Dr. Juarez C. B. Pezzuti (UFPA).

No capítulo 3 abordamos a contaminação de *Podocnemis unifilis* por agrotóxicos organoclorados na bacia do rio Xingu, Brasil. O capítulo está formatado para submissão ao periódico Chemosphere (Qualis CAPES A2) intitulado “**Contaminantes organoclorados em *Podocnemis unifilis* (Testudines: Podocnemididae) na bacia do rio Xingu, Brasil**” e conta com a participação dos co-autores Larissa Costa de Souza (IEC/PA), Dr. Rosivaldo Alcantara (IEC/PA), Dr. Marcelo de Oliveira Lima (IEC/PA), Dr. Wanderlei Antonio Pignati (UFMT) e Dr. Juarez C. B. Pezzuti (UFPA).

No capítulo 4 abordamos a contaminação de *Podocnemis unifilis* por mercúrio na bacia do rio Xingu, Brasil. O capítulo está formatado para submissão ao periódico Ecological Indicators (Qualis CAPES A2) intitulado “**Avaliação dos níveis de mercúrio em *Podocnemis unifilis* (Testudines: Podocnemididae) na bacia do rio Xingu, Brasil**” e conta com a participação dos mesmos co-autores do artigo anterior.

No capítulo 5 constam as considerações finais da tese, buscando-se fazer uma conexão entre os três artigos e apresentar as conclusões e recomendações para monitoramento ambiental e novos estudos.

CAPÍTULO 1

Desenvolvimento? Agronegócio e mineração

1. Introdução Geral

O avanço das atividades humanas e da utilização dos recursos naturais tem provocado uma série de perturbações como destruição, fragmentação, superexploração das espécies nativas vegetais e animais para uso humano, introdução de espécies exóticas e degradação e poluição ambiental, que vem alterando as paisagens e a conseqüente diminuição populacional ou extinção de espécies (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Tendo em vista que numa paisagem pressupõe-se a existência dos elementos da natureza e da humanidade, as atividades desenvolvidas pelo homem, principalmente a mineração e o agronegócio, vêm sendo um acelerador no processo de degradação, poluição e eliminação de paisagens e comunidades indígenas e tradicionais (BERTRAND, 1972; MYERS, 1997).

As emissões de contaminantes no ar, no solo e nas águas estão relacionadas principalmente às atividades humanas (HOLT, 2000). A investigação ecotoxicológica avalia as ações e os efeitos nocivos de substâncias químicas, quase sempre de origem humana, sobre a dinâmica de populações e comunidades integrantes de ecossistemas (AZEVEDO; CHASIN, 2003). Sendo assim, uma ferramenta auxiliar nas análises de impactos ambientais causados por tais substâncias, podendo oferecer subsídios para ações de políticas públicas relacionadas ao uso de contaminantes.

As substâncias químicas causadoras de contaminação ambiental nos biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal estão relacionadas principalmente à mineração, queimadas, resíduos de agrotóxicos e resíduos industriais tóxicos (BRASIL, 1995). Algumas dessas substâncias químicas, como os agrotóxicos e o mercúrio (Hg), são capazes de persistir no ambiente por longos períodos de tempo e, o seu lançamento no ambiente pode levar à acumulação em níveis ambientais extremamente tóxicos (HODGSON, 2004).

Os agrotóxicos são utilizados para o controle de pragas agrícolas e atualmente no Brasil são regulados pela Lei nº 7.802/1989 e pelo Decreto nº 4.074/2002 (BRASIL, 1989, 2002). São nomeados como agrotóxicos, pesticidas, defensivos agrícolas, produtos fitossanitários, praguicidas, biocidas, remédios de planta e venenos (PERES; MOREIRA, 2003). Desta maneira, tais produtos podem receber diversas nomenclaturas, apesar de a legislação brasileira indicar o nome agrotóxicos, que ressaltam um ou outro aspecto de acordo com os interesses e as práticas dos grupos envolvidos (PERES; MOREIRA, 2003). Os agrotóxicos são classificados como organoclorados, organofosforados, carbamatos, piretróides e de muitas

outras classes químicas, abrangendo os inseticidas, fungicidas, herbicidas, desfoliantes, fumigantes, rodenticidas/raticidas, moluscocidas, nematicidas e acaricidas (PERES; MOREIRA, 2003). Tendo em vista suas associações a muitos episódios de contaminação, os agrotóxicos são classificados em quatro classes toxicológicas de acordo com o potencial de toxicidade humana: extremamente tóxico (I), altamente tóxico (II), medianamente tóxico (III) e pouco tóxico (IV) (BRASIL, 2002); e são classificados também de acordo com o potencial de periculosidade ambiental em: produto altamente perigoso (I), produto muito perigoso (II), produto perigoso (III) e produto pouco perigoso (IV) (BRASIL, 1996).

O Hg, outro contaminante comumente associado a eventos de contaminação, ocorre no ambiente por ações antrópicas, mas, na Amazônia, também apresenta origens naturais, presente no solo e na biomassa vegetal, sendo o único metal que se apresenta em estado líquido sob condições normais de temperatura e pressão no ambiente (VEIGA et al., 1994; ROULET et al., 1998; FADINI; JARDIM, 2001; AZEVEDO; CHASIN, 2003; MAHBUB et al., 2017). O Hg apresenta-se em três formas químicas: O Hg elementar (Hg^0), na forma de um gás, e poluente principalmente na atmosfera, e o Hg inorgânico [$\text{Hg}(\text{II})$] e o metilmercúrio (CH_3Hg^+), que são as principais formas de Hg presentes na água (MOREL et al., 1998; SCHNEIDER et al., 2013). Em decorrência de suas características como lipossolubilidade e efeito teratogênico, os compostos organomercuriais são muito relevantes do ponto de vista toxicológico (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Os contaminantes agrotóxicos e Hg têm sido amplamente mobilizados para o meio ambiente na Amazônia, devido à política de ocupação desta região, principalmente no norte do estado do Mato Grosso e sul do estado do Pará. A ocupação da paisagem nesta região facilitou a instalação de diversas atividades como mineração, garimpagem de ouro, desmatamento, queimadas, agropecuária e hidrelétricas, o que resultou na incorporação de agrotóxicos e Hg em diferentes compartimentos ambientais (SANTOS et al. 2003; LACERDA, 2004; MOREIRA et al. 2012). Isso vem ocasionando impactos negativos inclusive em povos indígenas da bacia do rio Xingu, como na Terra Indígena (TI) Marãwatsédé e no Parque Indígena do Xingu, no estado do Mato Grosso, e entre índios Kayapó no estado do Pará (VASCONCELLOS et al. 2001; GOLÇALVES et al. 2002; LIMA, 2015). Desta forma, o processo de ocupação e uso da paisagem nos estados do Mato Grosso e Pará faz com que estes estados se tornem grandes poluidores. Conforme Tabela 1, verificamos que ambos os estados são recordistas em algumas destas atividades degradadoras e contaminantes da paisagem, como o desmatamento, as queimadas (quantificadas como focos de calor) e a produção agrícola nas culturas de algodão, cana-de-açúcar, milho e soja.

Tabela 1. Atividades degradadoras da paisagem nos estados do Mato Grosso e Pará e no Brasil: desmatamento (mil km²), focos de calor (mil unidades) e área plantada (mil ha) nas culturas de algodão, cana-de-açúcar, milho e soja.

Local	Atividade	Ano									
		2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
MT	Desmatamento	197	199	202	205	206	207	208	209	210	207
	Focos de calor	265	147	259	111	56	279	89	173	101	167
	Área plantada	7.884	7.497	7.506	8.061	8.096	8.874	9.325	10.696	12.117	12.876
PA	Desmatamento	226	231	236	242	246	249	251	253	255	257
	Focos de calor	192	134	187	110	107	178	67	137	57	151
	Área plantada	357	362	338	346	386	300	402	349	425	462
Brasil	Desmatamento	695	705	717	730	737	743	749	753	759	760
	Focos de calor	1.098	638	1.166	655	449	1.152	571	1.088	514	919
	Área plantada	42.757	42.381	42.800	45.278	45.567	46.299	48.660	51.328	54.826	57.737

Legenda: MT = Mato Grosso; PA = Pará; Fonte: INPE (2016a, b); IBGE (2016).

Tanto agrotóxicos quanto mercúrio, que são utilizados nos processos de mineração e agronegócio, provocam impactos sobre espécies não-alvo, ou seja, nas espécies que não interferem nestes processo de produção (RIBAS; MATSUMURA, 2009). Assim, o ambiente e a saúde humana também têm sido afetados pelo uso de agrotóxicos e Hg. Estudos abordando a contaminação de agrotóxicos e Hg em diversos níveis da biota vêm registrando contaminação em humanos, em animais, no ar, na chuva e nos rios brasileiros (ROULET et al., 1998, 2000; BARBOSA et al., 2001; FADINI; JARDIM, 2001; LAABS et al., 2002; HEEREN et al., 2003; PAZOU et al., 2006; ARIAS et al., 2007; BASTOS et al., 2008; MIRANDA et al., 2008; PIGNATI; MACHADO, 2011; SANTOS et al., 2011; MOREIRA et al., 2012; SCHNEIDER et al., 2012; CURVO et al., 2013).

Nos últimos anos, o nível de contaminantes nos ecossistemas aquáticos, como resultado das atividades humanas, vem aumentando de forma alarmante (CAJARAVILLE et al., 2000). A concentração, transporte, transformação e disposição final de um contaminante introduzido no ambiente aquático dependem, principalmente, das propriedades do ambiente e das características do contaminante (RANG et al., 1995). Neste sentido, muita ênfase tem sido dada aos ecossistemas aquáticos, pois, além das substâncias normalmente lançadas nesses sistemas, outras, provenientes do ar ou do solo, podem eventualmente atingir o meio aquático na sua forma original ou como produto de transformação (BERTOLETTI, 1990).

Entre os vertebrados presentes em corpos d'água, os quelônios são um dos mais estudados grupos de animais aquáticos para explicar a interação dos ambientes terrestre e

aquático, pois nestes organismos seu comportamento nos diversos aspectos é regido pelas variações do ciclo hidrológico, e podem ocupar os mais variados ambientes aquáticos (MOLL; MOLL, 2004). Devido à toxicidade e persistência ambiental elevada de contaminantes em organismos aquáticos, é importante que os contaminantes sejam monitorados em populações de quelônios em seu ambiente natural (KELLER et al., 2004c). Este monitoramento é especialmente importante para espécies vulneráveis ou com alta pressão de caça e/ou pesca, uma vez que estes compostos podem produzir efeitos prejudiciais à sua saúde e contribuir para o declínio de suas populações, agravando ainda mais sua situação de vulnerabilidade (KELLER et al., 2004c).

Os quelônios têm se mostrado importantes biomonitores de contaminação ambiental e potencial risco à reprodução dos mesmos e à saúde humana, sendo que a sensibilidade dos quelônios aos contaminantes pode variar profundamente de uma espécie para outra (GOLET; HAINES, 2001; STORELLI; MARCOTRIGIANO 2003; KELLER et al., 2004a; KELLER et al., 2004c). Pesquisas envolvendo a contaminação de agrotóxicos e outros poluentes como Hg em quelônios são incipientes no Brasil, sendo mais difundidos em outras localidades e que demonstram que a exposição crônica aos contaminantes (mesmo em baixas concentrações) tem afetado numerosos processos biológicos dos sistemas endócrino, imunológico, e reprodutivo, e também o desenvolvimento destes animais (SAKAI et al., 2000; GOLET; HAINES, 2001; DE SOLLA; FERNIE, 2004; KELLER et al., 2004a; KELLER et al., 2004b; KELLER et al., 2004c; TORRENT et al., 2004; KELLER et al., 2006; BERGERON et al., 2007; DAY et al., 2007; STORELLI et al., 2007; GUIRLET et al., 2008; SCHNEIDER et al., 2009a; SCHNEIDER et al., 2009b; GREEN et al., 2010; GUIRLET et al., 2010; LAZAR et al., 2011; KOMOROSKE et al., 2011; IKONOMOPOULOU et al., 2012; SOUZA-ARAÚJO et al. 2015). Devido à importância destes animais para a alimentação de populações humanas, incluindo aquelas localizadas na bacia do rio Xingu, e tendo em vista o consumo frequente destes animais, torna-se de fundamental importância verificar como estes contaminantes têm afetado as populações de quelônios nesta região.

Os quelônios dulcícolas da Amazônia são importante fonte de alimento para a população humana desde antes da chegada dos europeus, e continuam representando um dos mais importantes recursos nutricionais para as populações tradicionais (BATES, 1863; VERÍSSIMO, 1970; FACHÍN-TERÁN, 1992; VOGT et al., 1994; REBÊLO; PEZZUTI, 2000; PEZZUTI et al., 2010; PANTOJA-LIMA et al., 2012). As espécies de quelônios mais conhecidas e distribuídas na região do rio Xingu estão citadas na Tabela 2.

Tabela 2. Espécies de quelônios com ocorrência na bacia do rio Xingu, por ordem alfabética de família.

Família	Espécie	Nome popular
Chelidae	<i>Mesoclemmys gibba</i> (Schweigger, 1812)	Cabeça torta, lalá
	<i>Phrynops Geoffroanus</i> (Schweigger, 1812)	Cágado de barbicha
	<i>Platemys platycephala</i> (Schneider, 1792)	Jabuti machado
Geoemydidae	<i>Rhinoclemmys punctularia</i> (Daudin, 1801)	Aperema, perema
Kinosternidae	<i>Kinosternon scorpioides</i> (Linnaeus, 1766)	Mussuã, jurará
Podocnemididae	<i>Peltocephalus dumerilianus</i> (Schweigger, 1812)	Cabeçudo
	<i>Podocnemis expansa</i> (Schweigger, 1812)	Tartaruga
	<i>Podocnemis sextuberculata</i> (Cornalia, 1849)	Pitiú, iaçá
	<i>Podocnemis unifilis</i> (Troschel, 1848)	Tracajá
Testudinidae	<i>Chelonoidis carbonarius</i> (Spix, 182)	Jabuti vermelho
	<i>Chelonoidis denticulatus</i> (Linnaeus, 1766)	Jabuti amarelo

Fonte: Pritchard e Trebbau (1984).

Dentre os quelônios com distribuição na região do rio Xingu, a espécie mais conhecida é *Podocnemis unifilis* (Figura 1), sendo uma das espécies mais importantes para a subsistência das populações indígenas desta região (PEZZUTI, 2006). Esta espécie possui área de vida restrita, não realizando longas migrações ao longo dos cursos d'água, e dieta herbívora oportunista, com consumo de itens de origem animal quando disponíveis (BOCK et al., 1998; BALENSIEFER; VOGT, 2006).



Figura 1. *Podocnemis unifilis*: (A) filhotes, (B) fêmea adulta e (C) macho adulto.

A conservação destas espécies de quelônios é importante não somente para a preservação da biodiversidade, mas também para que se garanta a manutenção de um alimento importante em nível regional (VOGT, 1994). Desta forma, espécies de quelônios são

estudadas para analisar o risco à saúde humana pelo seu consumo por populações ribeirinhas (SCHNEIDER et al., 2009a). Devido ao fato de vários agrotóxicos, assim como o Hg, serem altamente persistentes e bioacumularem em matrizes orgânicas, seus impactos em animais biomonitores, como os quelônios, requerem estudos mais aprofundados (KELLER et al., 2004c).

A bacia do rio Xingu como um todo vem sofrendo com o uso intensivo dos agrotóxicos e Hg (VILLAS-BÔAS, 2012). Além do modelo de desenvolvimento baseado no agronegócio e do aumento do consumo de agrotóxicos, nos estados do Mato Grosso e Pará, a contaminação ambiental por mercúrio também é uma realidade comum nesta região. Apesar de a contaminação de agrotóxicos em quelônios não ter sido estudada até o presente momento na bacia do rio Xingu, as populações de quelônios podem já estar sendo prejudicadas pelo uso intensivo dos agrotóxicos e Hg.

Pesquisas endereçadas para a compreensão de quais são os contaminantes encontrados no organismo das espécies de quelônios e como os agrotóxicos e Hg afetam não só as espécies de quelônios, mas todo o ambiente em que se distribuem na bacia do rio Xingu podem subsidiar a implementação de estratégias de manejo mais adequadas para esta região, além de considerar a importância destes animais na alimentação das populações e impactos na saúde (ALHO et al., 1979; BRASIL, 1989; PRITCHARD; TREBBAU, 1984; REDFORD; ROBINSON, 1991; PEZZUTI, 2006).

Estudamos, nesse trabalho, a contaminação ambiental em *P. unifilis* coletados no rio Xingu, considerado ainda um dos rios mais conservados do Brasil e um gigantesco corredor de sócioidiversidade, protegido em sua extensão por Terras Indígenas e Unidades de Conservação (Figura 2). A bacia do rio Xingu tem como principal curso d'água o rio Xingu, que possui cerca de 2.000 km entre os estados do Mato Grosso e Pará (MORENO; HIGA 2005). Apesar de a bacia do rio Xingu pertencer em quase sua totalidade ao bioma amazônico, à medida que a floresta amazônica vai avançando para o sul do Brasil, sua fisionomia também vai se modificando, dividida assim nas porções do alto, médio e baixo Xingu. A bacia do rio Xingu é habitada por populações humanas, como ribeirinhos e indígenas, que dependem basicamente da fauna aquática como alimento, incluindo os quelônios. Assim, visamos, nessa tese, investigar a alteração da paisagem e uso de agrotóxicos e Hg e a contaminação em *Podocnemis unifilis* na bacia do rio Xingu.

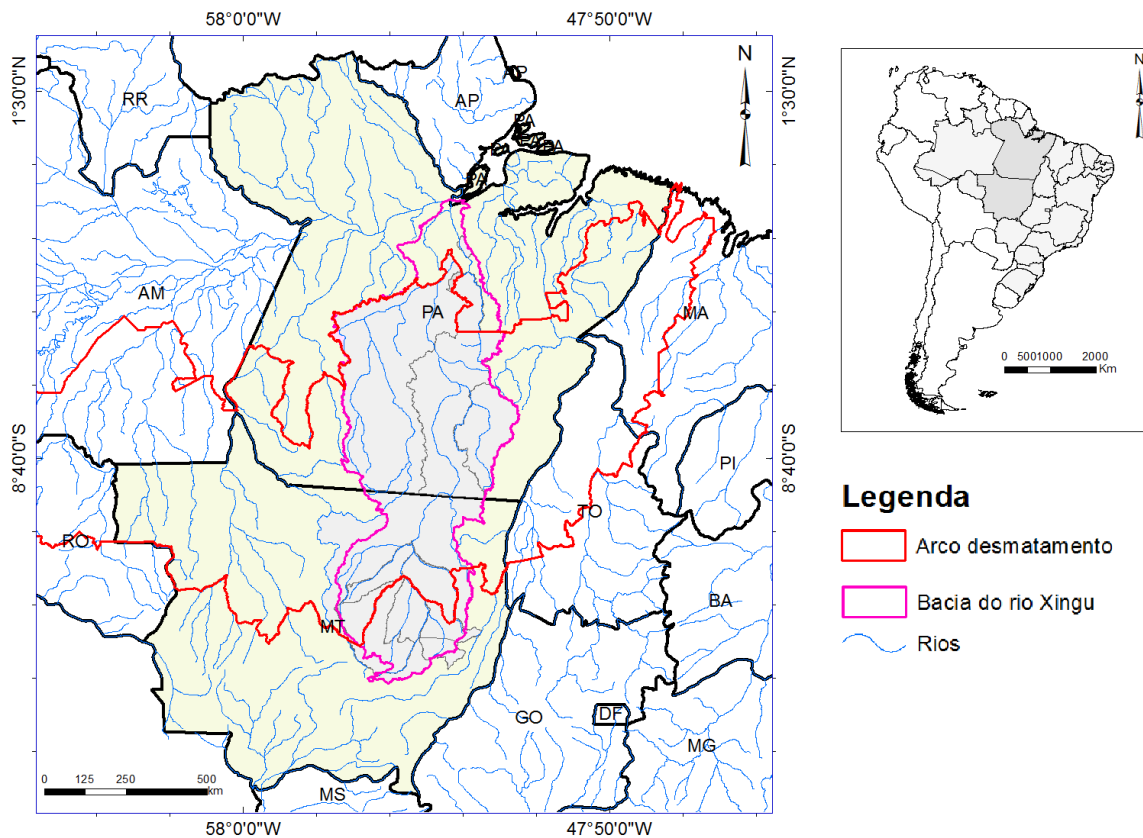


Figura 2. Localização da bacia hidrográfica do rio Xingu e o arco do desmatamento na Amazônia legal, Brasil.

2. Referências

ALHO, C.J.R.; CARVALHO, A.G.; PÁDUA, L.F.M. 1979. Ecologia da Tartaruga da Amazônia e avaliação de seu manejo na Reserva Biológica de Trombetas. **Brasil Florestal** 9: 29-47.

ARIAS, A.R.; BUSS, D.F.; ALBUQUERQUE, C.; INÁCIO, A.F.; FREIRE, M.M.; EGLER, M.; MUGNAI, R.; BAPTISTA, D.F. 2007. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência & Saúde Coletiva** 12(1): 61-72.

AZEVEDO, F.A.; CHASIN, A. 2003. **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Carlos: RIMA; São Paulo: Intertox, 340pp.

BALENSIEFER, D.C.; VOGT, R.C. 2006. Diet of *Podocnemis unifilis* (Testudines, Podocnemididae) during the dry season in the Mamiraua Sustainable development Reserve, Amazonas, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology** 5: 312–317.

BARBOSA, A.C.; JARDIM, W.; DÓREA, J.G.; FOSBERG, B.; SOUZA, J. 2001. Hair Mercury Speciation as a Function of Gender, Age, and Body Mass Index in Inhabitants of the Negro River Basin, Amazon, Brazil. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology** 40: 439-444.

BASTOS, W.R.; REBELO, M.F.; FONSECA, M.F.; ALMEIDA, R.; MALM, O. 2008. A description of mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Acta Amazonica** 38(3): 431-438.

BATES, H.W. 1863. **The naturalist on the river Amazon**. London: John Murray, 395 pp.

BERTRAND, G. 1972. **Paisagem e geografia física global: esboço metodológico**. Caderno de Ciências da Terra, São Paulo, IGEOG-USP, n.13, 27p.

BERGERON, C.M.; USAK, J.F.H.; UNRINE, J.M.; ROMANEK, C.S.; HOPKINS, W.A. 2007. Influence Of Feeding Ecology On Blood Mercury Concentrations In Four Species Of Turtles. **Environmental Toxicology and Chemistry** 26(8): 1733-1741.

BERTOLETTI, E. 1990. Toxicidade e Concentração de Agentes Tóxicos em Efluentes Industriais. **Revista Ciência e Cultura** 43 (3/4): 271-277.

BRASIL. Decreto Nº 4074/2002, de 01 de janeiro de 2002. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 08 jan. 2002.

BOCK, B.; PAEZ, V.P.; PEREZ, N.F. 1998. Estudio preliminar con radiotelemetria sobre los desplazamientos de hembras de la tortuga *Podocnemis unifilis* en el rio Caqueta, Amazonas, Colombia. **Actualidades Biológicas** 20: 29–36.

BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 1989. Projeto Quelônios da Amazônia - 10 anos. Brasília: IBAMA, 119p.

BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 1995. **Avaliação de Impacto Ambiental: Agentes Sociais, Procedimentos e Ferramentas**. Brasília, MMA, 135pp.

BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Portaria Normativa IBAMA N° 84, de 15 de outubro de 1996.

BRASIL. Lei n° 7.802/1989, de 11 de julho de 1989. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 12 jul. 1989.

CAJARAVILLE, M.P.; BEBIANNO, J.M.; BLASCO, J.; PORTE, C.; SARASQUETE, C.; VIARENGO, A. 2000. The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: a practical approach. **Science of the Total Environment** 247: 295-311.

CURVO, H.R.M.; PIGNATI, W.A.; PIGNATTI, M.G. 2013. Morbimortalidade por câncer infantojuvenil associada ao uso agrícola de agrotóxicos no Estado de Mato Grosso, Brasil. **Cadernos de Saúde Coletiva** 21(1): 10-17.

DAY, R.D.; SEGARS, A.L.; ARENDT, M.D.; LEE, A.M.; PEDEN-ADAMS, M.M. 2007. Relationship of blood Mercury levels to health parameters in the Loggerhead Sea Turtle (*Caretta caretta*). **Environmental Health Perspectives** 115: 1421-1428.

DE SOLLA, S.R.; FERNIE, K.J. 2004. Characterization of contaminants in snapping turtles (*Chelydra serpentina*) from Canadian Lake Erie Areas of Concern: St. Clair River, Detroit River, and Wheatley Harbour. **Environmental Pollution** 132: 101-112.

FACHÍN-TÉLAN, A. 1992. Desove y uso de playas para nidificación de taricaya (*Podocnemis unifilis*) en el río Samiria. Loreto-Peru. **Boletín de Lima** 79: 65-75.

FADINI, P.S.; JARDIM, W.F. 2001. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring Hg? **The Science of The Total Environmental** 275: 71-82.

GOLET, W.J.; HAINES, T.A. 2001. Snapping turtles (*Chelydra serpentina*) as monitors for mercury contamination of aquatic environments. **Environmental Monitoring Assessment** 71: 211-220.

GONÇALVES, A.; FERRARI, I.; PADOVANI, C.R.; SERRA, O.J.; BARBOSA, A.; GONÇALVES, N.N.S.; BRASILEIRO, I. 2002. Intoxicação humana pelo mercúrio: revisão clínica e evidências de genotoxicidade em populações da Amazônia Legal. **Revista Brasileira de Medicina** 59 (1/2): 99–102.

GREEN, A.D.; BUHLMANN, K.A.; HAGEN, C.; ROMANEK, C.; GIBBONS, J.W., 2010. Mercury contamination in turtles and implications for human health. **Journal of Environmental Health** 72: 14-22.

GUIRLET, E.; DAS, K.; GIRONDOT, M. 2008. Maternal transfer of trace elements in leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) of French Guiana. **Aquatic Toxicology** 88: 267-276.

GUIRLET, E.; DAS, K.; THOMÉ, J.; GIRONDOT, M. 2010. Maternal transfer of chlorinated contaminants in the leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, nesting in French Guiana. **Chemosphere** 79:720-726.

HEEREN, G.A.; TYLER, J.; MANDEYA, A. 2003. Agricultural chemical exposures and birth defects in the Eastern Cape Province, South Africa A case – control study. **Environmental Health: A Global Access Science Source** 2: 11.

HODGSON, E. 2004. Introduction to Toxicology. cap. 1. *In*: Hodgson, E. (Ed.). **A Textbook of Modern Toxicology**. 3^a ed., New Jersey: John Wiley & Sons, 557pp.

HOLT, M.S. 2000. Sources of chemical contaminants and routes into the freshwater environment. **Food and Chemical Toxicology** 38(1 Suppl): S21-27.

IKONOMOPOULOU, M.P.; HODGE, M.; WHITTIER, J.M. 2012. An Investigation Of Organochlorine And Polychlorobiphenyl Concentrations In The Blood And Eggs Of The Carnivorous Flatback Turtle, *Natator depressus*, From Queensland, Australia. **Chelonian Conservation and Biology** 11(2): 255-259.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2016. **Sistema IBGE de Recuperação Automática – Dados de 2005 a 2014**. Disponível em: <www.sidra.ibge.gov.br/>. Acesso em 05 out. 2016.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2016a. **Sistema de Monitoramento de Queimadas por Satélites, Divisão de Processamento de Imagens (DPI), Coordenação Geral de Observação da Terra (OBT)**. Disponível em: <www.dpi.inpe.br/proarco/bdqueimadas/>. Acesso em 01 fev. 2016.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2016b. **Desmatamento nos Municípios, Projeto PRODES, Divisão de Processamento de Imagens (DPI), Coordenação Geral de Observação da Terra (OBT)**. Disponível em: <www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodesmunicipal.php>. Acesso em 20 fev. 2016.

KELLER, J.M.; KUCKLICK, J.R.; ANDREW STAMPER, M.; HARMS, C.A.; MCCLELLAN-GREEN, P.D. 2004a. Associations between organochlorine contaminant concentrations and clinical health parameters in loggerhead sea turtles from North Carolina, U.S.A. **Environmental Health Perspectives** 112(10): 1074-1079.

KELLER, J.M.; KUCKLICK, J.R.; HARMS, C.A.; MCCLELLAN-GREEN, P.D. 2004b. Organochlorine contaminants in sea turtles: correlations between whole blood and fat. **Environmental Toxicology and Chemistry** 23(3):726-738.

KELLER, J.M.; KUCKLICK, J.R.; MCCLELLAN-GREEN, P.D. 2004c. Organochlorine contaminants in loggerhead sea turtle blood: extraction techniques and distribution among plasma and red blood cells. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology** 46(2): 254-264.

KELLER, J.M.; MCCLELLAN-GREEN, P.D.; KUCKLICK, J.R.; KEIL, D.E.; PEDEN-ADAMS, M.M. 2006. Effects of organochlorine contaminants on loggerhead sea turtle immunity: comparison of a correlative field study and *in vitro* exposure experiments. **Environmental Health Perspectives** 114: 70-76.

KOMOROSKE, L.M.; LEWISON, R.L.; SEMINOFF, J.A.; DEHEYN, D.D.; DUTTON, P.H. 2011. Pollutants and the health of green sea turtles resident to an urbanized estuary in San Diego, CA. **Chemosphere** 84(5): 544-552.

LAABS, V.; AMELUNG, W.; PINTO, A.A.; WANTZEN, M.; DA SILVA, C.J.; ZECH, W. 2002. Pesticides in surface water, sediment, and rainfall of the northeastern Pantanal basin, Brazil. **Journal of Environmental Quality** 31(5):1636-1648.

LACERDA, L.D. 2004. Effect of land use change on the mercury distribution in soils from Alta Floresta, southern Amazon. **Environmental Pollution** 129: 247-255.

LAZAR, B.; MASLOV, L.; ROMANIĆ, S.H.; GRAČAN, R.; KRAUTHACKER, B.; HOLCER, D.; TVRTKOVIĆ, N. 2011. Accumulation of organochlorine contaminants in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from the eastern Adriatic Sea. **Chemosphere** 82: 121-129.

LIMA, F.A.N.S. 2015. **Saúde, ambiente e contaminação hídrica por agrotóxicos na Terra Indígena Marãiwatsédé, Mato Grosso**. 113f. Dissertação (Mestrado em Saúde Coletiva). Instituto de Saúde Coletiva, Universidade Federal do Mato Grosso.

MAHBUB, K.R.; KRISHNAN, K.; NAIDU, R.; ANDREWS, S.; MEGHARAJ, M. 2017. Mercury toxicity to terrestrial biota. **Ecological Indicators** 74: 451-462.

MIRANDA, K.; CUNHA, M. L.; DORES, E.F.; CALHEIROS, D.F. 2008. Pesticide residues in river sediments from the Pantanal Wetland, Brasil. **Journal of Environmental Science and Health B** 43: 717-722.

MOLL, D.; MOLL, E.O. 2004. **The ecology, exploitation and conservation of river turtles**. New York: Oxford University Press, 393p.

MOREIRA, J.C.; PERES, F.; SIMÕES, A.C.; PIGNATI, W.A.; DORES, E.C.; VIEIRA, S.N.; STRÜSSMANN, C.; MOTT, T. 2012. Contaminação de águas superficiais e de chuva por agrotóxicos em uma região do estado do Mato Grosso. **Ciência & Saúde Coletiva** 17(6): 1557-1568.

MOREL, F.M.M.; KRAEPIEL, A.M.L.; AMYOT, M. 1998. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. **Annual Review of Ecology and Systematics** 29: 543-566.

MORENO, G.; HIGA, T.C.S. 2005. **Geografia de Mato Grosso: território, sociedade, ambiente**. Cuiabá: Entrelinhas, 295pp.

MYERS, N. Florestas Tropicais e suas Espécies: sumindo, sumindo...? In: WILSON, O. E. (ed.). **Biodiversidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. p. 36-45.

PANTOJA-LIMA, J.; BRAGA, T.M.; FÉLIX-SILVA, D.; PEZZUTI, J.C.; REBELO, G.H. 2012. Mapeamento Participativo Do Uso Dos Recursos Naturais E Conhecimento Tradicional Sobre Ecologia De Quelônios Na Várzea Do Rio Purus, Brasil. **Papers do NAEA** 294: 3-24.

PAZOU, E.Y.A.; LALÈYÈ, P.; BOKO, M.; VAN GESTEL, C.A.M.; AHISSOU, H.; AKPONA, S.; VAN HATTUM, B.; SWART, K.; VAN STRAALLEN, N.M. 2006. Contamination of fish by organochlorine pesticide residues in the Ouémé River catchment in the Republic of Bénin. **Environment International** 32: 594-599.

PERES, F.; MOREIRA, J.C. (Orgs). 2003. **É veneno ou é remédio?: agrotóxicos, saúde e ambiente** [online]. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 384 pp.

PEZZUTI, J.C.B. 2006. **Caracterização ambiental e do uso de recursos naturais no Parque Indígena do Xingu** (Relatório de pesquisa).

PEZZUTI, J.C.B.; LIMA, J.P.; BEGOSSI, A.; FÉLIX-SILVA, D. 2010. Uses And Taboos Of Turtles And Tortoises Along Rio Negro, Amazon Basin. **Journal of Ethnobiology** 30:153-168.

PIGNATI, W.A.; MACHADO, J.M.H. 2011. O Agronegócio e Seus Impactos na Saúde dos Trabalhadores e da População do Estado de Mato Grosso. In: Minayo-Gomez, C., Machado, J.M.H., Pena, P.G.L. (Org.). **Saúde do Trabalhador na Sociedade Brasileira Contemporânea**. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, pp. 245-272.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. 2001. **Biologia da Conservação**. Londrina: Editora Planta, 328pp.

PRITCHARD, P.C.H.; TREBBAU, P. 1984. **The Turtles of Venezuela**. Athens: Society for the Study of Amphibians and Reptiles, 403 pp.

RAND, G.M.; WELLS, P.G.; McCARTY, L.S. 1995. Introduction to aquatic toxicology. *In*: RAND, G. M. **Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate and Risk Assessment**. 2ª ed. Washington, D.C.: Taylor & Francis, p. 3-67.

REBÊLO, G.H.; PEZZUTI, J. 2000. Percepções sobre o consumo de Quelônios na Amazônia. **Ambiente & Sociedade** 6:85-104.

REDFORD, K.H.; J. ROBINSON, 1991. **Neotropical Wildlife Use and Conservation**. London: University of Chicago Press Ltd., 520pp.

RIBAS, P.P.; MATSUMURA, A.T.S. 2009. A química dos agrotóxicos: impacto sobre a saúde e meio ambiente. **Revista Liberato** 10(14): 149-158.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; GUIMARÃES, J.R.D.; RHEAULT, I. 2000. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian River and its floodplain, Tapajós River, Brazil. **The Science of The Total Environmental** 261:43-59.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; SAINT-AUBIN, A.; TRAN, S.; RHÉAULT, I.; FARELLA, N.; DE-JESUS-DA-SILVA, E.; DEZENCOURT, J.; SOUSA-PASSOS, C.; GUIMARÃES, J.; MERGLER, D.; AMORIN, M. 1998. The geochemistry of Hg in Central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós river valley, Pará state, Brazil. **The Science of The Total Environmental** 223:1-24.

SAKAI, H.; SAEKI, K.; ICHIHASHI, H.; KAMEZAKI, N.; TANABE, S.; TATSUKAWA, R. 2000. Growth-Related Changes in Heavy Metal Accumulation in Green Turtle (*Chelonia mydas*) from Yaeyama Islands, Okinawa, Japan. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology** 39:378-385.

SANTOS, E.C.O.; JESUS, I.M.; BRABO, E.S.; FAYAL, K.F.; SÁ FILHO, G.C.; LIMA, M.O.; MIRANDA, A.M.M.; MASCARENHAS, A.S.; SÁ, L.L.C.; SILVA, A.P.; CÂMARA, V.M. 2003. Exposição ao mercúrio e ao arsênio em Estados da Amazônia: síntese dos estudos do Instituto Evandro Chagas/FUNASA. **Revista Brasileira de Epidemiologia** 6(2): 171-185.

SANTOS, L.G.; LOURENCETTI, C.; PINTO, A.A.; PIGNATI, W.A.; DORES, E.F.G.C. 2011. Validation and application of an analytical method for determining pesticides in the gas phase of ambient air. **Journal of Environmental Science and Health Part B** 46:150-162.

SCHNEIDER, L.; BELGER, L.; BURGER, J.; VOGT, R.C. 2009a. Mercury bioaccumulation in four tissues of *Podocnemis erythrocephala* (Podocnemididae: Testudines) as a function of water parameters. **Science of the Total Environment** 407:1048-1054.

SCHNEIDER, L.; BELGER, L.; BURGER, J.; VOGT, R.C.; FERRARA, C.R. 2009b. Mercury Levels in Muscle of Six Species of Turtles Eaten by People Along the Rio Negro of the Amazon Basin. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology** 58: 444-450.

SCHNEIDER, L.; MAHER, W.; GREEN, A.; VOGT, R. 2013. Mercury contamination in reptiles: an emerging problem with consequences for wildlife and human health. pp. 173-232. *In: Mercury - Sources Applications and Health Impacts*. Kim, K., Brown, R.J.C. (Eds.). New York: Nova Science Publisher.

SCHNEIDER, L.; PELEJA, R.P.; KLUCZKOVSKI JR., A.; FREIRE, G.M.; MARIONI, B.; VOGT, R.C.; SILVEIRA, D. 2012. Mercury Concentration in the Spectacled Caiman and Black Caiman (Alligatoridae) of the Amazon: Implications for Human Health. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology** 63:270-279.

SOUZA-ARAÚJO, J.; GIARRIZZO, T.; LIMA, M.O. 2015. Mercury concentration in different tissues of *Podocnemis unifilis* (Troschel, 1848) (Podocnemididae: Testudines) from the lower Xingu River – Amazonian, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 75(3(supl.)): S106-S111.

STORELLI, M.M.; MARCOTRIGIANO, G.O. 2003. Heavy metal residues in tissues of marine turtles. **Marine Pollution Bulletin** 46:397-400.

TORRENT, A.; GONZÁLEZ-DÍAZ, O.M.; MONAGAS, P.; ORÓS, J. 2004. Tissue distribution of metals in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) stranded in the Canary Islands, Spain. **Marine Pollution Bulletin** 49:854–874.

VASCONCELLOS, M.B.A.; PALETTI, G.; SAIKI, M. 2001. Multielemental hair composition of Brazilian Indian populational groups by instrumental neutron activation analysis. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry** 249: 491-494.

VEIGA, M.M.; MEECH, J.A.; ONATE, N. 1994. Deforestation: a major source of mercury pollution in the Amazon. **Nature** 368:816-817.

VERÍSSIMO, J. 1970. **A Pesca na Amazônia**. Belém: Universidade Federal do Pará, 130 pp.

VILLAS-BÔAS, A. (Org.). 2012. **De Olho na Bacia do Xingu (Série Cartô Brasil Socioambiental, n. 5)**. Instituto Socioambiental, São Paulo, 61pp.

VOGT, R.C. 1994. Temperature controlled sex determination as a tool for turtle conservation. **Chelonian Conservation and Biology** 1: 159-162.

CAPÍTULO 2

Alteração da paisagem e uso de agrotóxicos e mercúrio na bacia do rio Xingu, estados do Mato Grosso e Pará, Brasil

Artigo a ser submetido ao periódico Acta Amazônica (Qualis CAPES B2)

Alteração da paisagem e uso de agrotóxicos e mercúrio na bacia do rio Xingu, estados do Mato Grosso e Pará, Brasil

Marina T. Pignati^{1*}, Francco Antonio N. de Souza e Lima², Wanderlei A. Pignati², Juarez C. B. Pezzuti³

¹Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi/CZO, Av. Perimetral, 1901, Terra Firme, CEP 66077-530, Belém, Pará, Brasil;

²Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Saúde Coletiva (ISC), Av. Fernando Corrêa da Costa, 2367, Boa Esperança, CEP 78060-900, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil;

³Universidade Federal do Pará, Núcleo de Altos Estudos Amazônicos (NAEA), Rua Augusto Corrêa, 01, Guamá, CEP 66075-110, Belém, Pará, Brasil;

*Autor correspondente: marinateofilo@yahoo.com.br

Resumo.

As paisagens naturais da Amazônia têm passado por uma transformação progressiva nas últimas décadas. Dentre os processos degenerativos da paisagem natural, têm-se o desmatamento, o agronegócio e a contaminação dos solos, rios, animais, pessoas e alimentos, provocados pelo intensivo uso de agrotóxicos decorrentes de atividades agropecuárias. Outro processo degenerativo se origina na intensificação da adição e/ou mobilização de mercúrio para o ambiente através de atividades antrópicas. Neste estudo investigamos a alteração da paisagem, o uso de agrotóxicos e a liberação de mercúrio na bacia do rio Xingu, nos estados do Mato Grosso e Pará, Brasil. Para tanto, selecionamos dez municípios na bacia do rio Xingu, de onde obtivemos dados de produção agrícola e consumo de agrotóxicos, dos anos de 2005 e 2014, nas culturas de algodão, cana-de-açúcar, milho e soja, bem como dados de focos de calor, desmatamento e produção de ouro. Evidenciamos que a produção agrícola e o uso de agrotóxicos nas culturas amostradas na bacia do Xingu vêm aumentando a cada ano e que o Glifosato foi o princípio ativo mais utilizado em 2014 (8.055.248 litros), sendo o Glifosato (8.045.163 litros) e a Atrazina (50.055 litros) os mais utilizados nos estados do Mato Grosso e Pará, respectivamente. Esses estados tiveram um aumento significativo no desmatamento e focos de calor entre os anos pesquisados, com destaque para o município de São Félix do Xingu com 17.686,20 km² desmatados apenas no ano de 2014, e Feliz Natal, com 272% de aumento nos focos de calor no último ano pesquisado, números que impulsionaram esses estados a alcançarem o posto de recordistas no Brasil em desmatamento e queimadas. A

transformação de áreas florestadas em áreas de produção agrícola e garimpos tem trazido diversas consequências negativas em nível local e nacional, tendo em vista o desmatamento e queimadas para preparo do solo, uso intenso de agrotóxicos e liberação de mercúrio, provocando sérios problemas para o meio ambiente, populações humanas e fauna em geral.

Palavras Chave: Contaminação, paisagem, agrotóxicos, mercúrio, Xingu.

Abstract.

The natural landscapes of the Amazon have undergone through a progressive transformation in the last decades. Among the degenerative processes of the natural landscape, there are the deforestation, the agribusiness expansion and the contamination of soils, rivers, animals, people and food, which has been provoked by intensive use of pesticides in agricultural activities. Another degenerative process originates in the intensification of the mercury addition and/or mobilization into the environment through anthropic activities. In this study we investigated the landscape change intensification of the environment contamination by pesticides and mercury in the Xingu river basin, states of Mato Grosso and Pará, Brazil. For that, we selected ten cities in the Xingu river basin, from where we obtained data on agricultural production and consumption of pesticides, by the years 2005 and 2014, in the cotton, sugarcane, corn and soybean crops, as well as biomass burning, deforestation and gold production data. We evidenced that the agricultural production and the use of pesticides in the cultures sampled in the Xingu river basin has been increasing every year and that the Glyphosate was the most commonly used active ingredient in 2014 (8,055,248 liters), being Glyphosate (8,045,163 liters) and Atrazine (50,055 liters) the most used in the states of Mato Grosso and Pará respectively. This states had a significant increase in deforestation and biomass burning between the years researched, especially in the municipalities of São Félix do Xingu with 17,686.20 km² deforested only in 2014 and Feliz Natal with a 272% increase in the biomass burning in the last year researched, numbers that propelled these states to reach the position of record holders in Brazil in deforestation and biomass burning. The transformation of forest into agricultural production areas and garimpo gold production have brought diverse negative consequences at local and national level, with a view to deforestation and biomass burning for soil preparation, intense pesticides use and mercury release, causing serious problems for the environment and the human populations and fauna in general.

Keywords: Contamination, landscape, pesticides, mercury, Xingu.

1. Introdução

A paisagem natural pode ser conceituada como “um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas. Esta heterogeneidade existe para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala” (Metzger 2001). Numa paisagem pressupõe-se a existência dos elementos natureza e humanidade, resultando da relação entre elementos físicos, biológicos e antrópicos (Bertrand 1972; Maximiliano 2004; Lui e Molina 2009). Sendo a diversidade das paisagens resultado da forma de ocupação e exploração do território e de como os recursos naturais são utilizados, a paisagem então é construída pela sociedade ao longo do tempo histórico (Bertrand 1972; Bolós 1992).

Nas últimas décadas, a Amazônia tem sofrido transformações progressiva nas paisagens naturais, sendo possível, a partir da análise de paisagem, prever e observar as consequências das ações humanas sobre ela. O processo de ocupação da paisagem e de ordenamento territorial, especificamente na bacia do rio Xingu, iniciado na década de 1970 e a partir da construção das rodovias Transamazônica (BR-230), Cuiabá-Santarém (BR-163) e BR-158, impulsionou um novo ciclo econômico na região, baseado nos garimpos, exploração madeireira e empreendimentos agropecuários (Villas-Bôas 2012). Estas atividades vêm paulatinamente transformando a paisagem original, devido a uma política ambiental permissiva de desmatamento e implantação do modelo agropecuário com incentivos fiscais governamentais, financiando a pecuária extensiva de baixa produtividade e as monoculturas (Fearnside 2001). Dessa forma iniciou-se, segundo o mesmo autor, o processo de exploração dos recursos da paisagem na Amazônia, incluindo o norte do estado do Mato Grosso e sul do estado do Pará, que foi tomando uma configuração espacial chamada de “Arco do Desmatamento”.

A transformação da paisagem natural dessa região provocou uma série de discussões envolvendo, movimentos sociais, meio científico, organizações não governamentais (ONGs), governo e entidades do agronegócio a respeito dos impactos socioambientais deste ecossistema modificado. A transformação da paisagem da região amazônica aliada à demanda por mais terras, resultante da implantação de sistemas extensivos de produção como a produção bovina em pastagens e a exploração madeireira, ampliaram os conflitos agrários e a violência entre garimpeiros, colonos, seringueiros, indígenas, posseiros, ribeirinhos, fazendeiros, grileiros e empresários (Guimarães 2010). Este modelo de desenvolvimento

pensado para a região amazônica foi desastroso tanto do ponto de vista social quanto ambiental.

Dentre os processos degenerativos da paisagem natural, destaca-se a erosão e a perda da fertilidade dos solos; a destruição florestal; a dilapidação do patrimônio genético e da biodiversidade; e a contaminação dos solos, dos rios, dos animais, do homem e dos alimentos (Ehlers 1999). A contaminação ambiental tem sido provocada pelo intensivo uso de agrotóxicos e fertilizantes decorrentes de atividades agropecuárias e pela intensificação da adição e/ou mobilização de mercúrio (Hg) para o ambiente através de atividades como mineração, garimpagem de ouro, desmatamento, queimadas e hidrelétricas (Veiga *et al.* 1994; Lacerda 1997; Moreira *et al.* 2012; Pignati *et al.* 2014). A contaminação ambiental por agrotóxicos e mercúrio traz consequências de grande impacto para saúde pública no país, como intoxicações agudas, crônicas e poluições ambientais. As poluições hídricas contaminam alimentos de origem aquática como peixes e quelônios, ampliando a rota de exposição para seres humanos, sendo registrada em vários biomas brasileiros e na região da bacia do rio Xingu (Roulet *et al.* 2000; Laabs *et al.* 2002; Moreira *et al.* 2012; Schneider *et al.* 2012; Mendes *et al.* 2016; Souza-Araujo *et al.* 2016).

A bacia do rio Xingu compreende o rio Xingu como um dos rios mais conservados do Brasil. De acordo com Villas-Bôas (2012), a bacia apresenta 51 milhões de hectares e incide sobre 39 municípios, 28 milhões de hectares (54,9%) de áreas protegidas tornando-a um gigantesco corredor de sociodiversidade, protegido em sua extensão por 10 Terras Indígenas (TI) e 20 Unidades de Conservação (UC), habitado por populações que dependem da fauna aquática como alimento, incluindo os quelônios. Apesar de sua importância para sociobiodiversidade no Brasil, as alterações de paisagem na bacia do rio Xingu atuam como fatores de desestruturação e contaminação ambiental. Assim, nesta perspectiva de entender as relações entre os elementos naturais e destes com as ações antrópicas, investigamos, neste estudo, a alteração da paisagem e o uso de agrotóxicos e de mercúrio na bacia do rio Xingu, Brasil.

2. Materiais e métodos

Área de estudo

A área de estudo foi a bacia do rio Xingu nos estados do Mato Grosso e Pará. A bacia do rio Xingu é dividida nas porções do alto Xingu (ao norte do estado do Mato Grosso), e médio e baixo Xingu (ao sul do estado do Pará) (Moreno e Higa 2005). A bacia do rio Xingu, com base no censo demográfico IBGE de 2010, é habitada por cerca de 610 mil pessoas e

possui características de ocupação bem diferentes da maior parte do Brasil. As densidades demográficas dos estados do Mato Grosso e Pará já são baixas em relação à média nacional (22,43 habitantes por km²), e na bacia do Xingu encontramos uma média ainda inferior, de 1,2 hab/km² (Villas-Bôas 2012). Na caracterização de ocupação, nos municípios da bacia do Xingu são registradas situações de povoamento rural disperso, inclusive em áreas de intensa mecanização do campo (Villas-Bôas 2012). Assim, a bacia do rio Xingu possui diferença quanto à densidade e atividades humanas, densidade demográfica e índices de desmatamento devido às atividades econômicas de cada região.

Selecionamos 10 municípios de abrangência na bacia do rio Xingu distribuídos nas porções do alto, médio e baixo Xingu, sendo eles: Água Boa, Canarana, Feliz Natal, Gaúcha do Norte, Nova Ubiratã, Paranatinga e Querência, no estado do Mato Grosso; e Altamira, São Félix do Xingu e Senador José Porfírio no estado do Pará (Figura 1). Estes municípios foram selecionados por apresentarem nascentes ou afluentes de rios da bacia do rio Xingu.

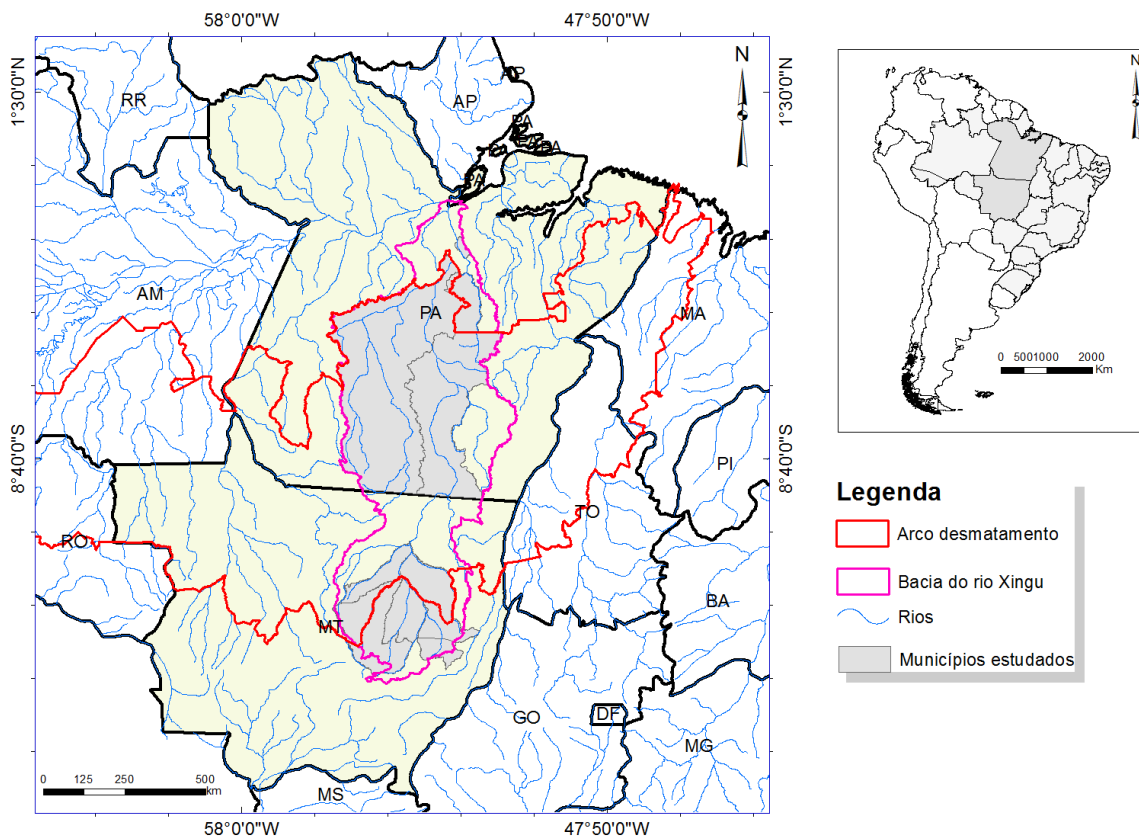


Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do rio Xingu, municípios estudados nos estados do Mato Grosso e Pará e arco do desmatamento na Amazônia legal, Brasil.

Coleta de dados e análises

Os dados de área plantada (hectares), pecuária bovina (em cabeças) e quantidade produzida na extração vegetal em madeira em tora (m³) para os municípios estudados foram obtidos através do banco de dados do Sistema do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) de Recuperação Automática (SIDRA) referentes aos anos de 2005 a 2014 (IBGE 2016).

Para as estimativas de consumo de agrotóxicos foram obtidos dados das culturas de algodão, cana-de-açúcar, milho e soja por representarem a maioria da área plantada para monocultivos e consumirem 70% dos agrotóxicos comercializados no país (Pignati *et al.* 2014; Bombardi 2016).

Os tipos e quantidade de ingredientes ativos de agrotóxicos utilizados nos municípios estudados em Mato Grosso foram obtidos no bancos de dados do Instituto de Defesa Agropecuária do Estado do Mato Grosso (INDEA-MT) referente aos anos de 2005 a 2010 (INDEA-MT 2012). Para os anos entre 2011 a 2014 em Mato Grosso e para toda série histórica do estado do Pará, o cálculo de consumo de agrotóxicos e princípio ativos utilizados nas lavouras foram estimados com base na metodologia proposta por Pignati *et al.* (2014). Os princípios ativos selecionados representaram 95% do total de agrotóxicos consumidos em Mato Grosso. Esta metodologia se baseia no volume de agrotóxicos utilizados em cada tipo de cultura agrícola na área plantada (litros por hectare) de cada município. Dessa forma, foram utilizados 23,86 litros de agrotóxicos por hectare (l/ha) na cultura de algodão, 4,84 l/ha na cultura de cana-de-açúcar, 6,14 l/ha na cultura de milho e 12,17 l/ha na cultura de soja (Pignati *et al.* 2014).

Os dados de focos de queimadas foram obtidos através do Sistema de Monitoramento de Queimadas e de desmatamento do Projeto PRODES, ambos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), referente aos anos de 2005 a 2014 (INPE 2016a; INPE 2016b).

Para produção de ouro oficial de garimpos, estimada a partir da arrecadação do IOF (Imposto sobre Operações de Crédito, Câmbio e Seguros), foram retirados de banco de dados do Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM) referente aos anos de 2005 a 2014 (BRASIL 2016).

3. Resultados

Entre os anos de 2005 e 2014, foram plantadas nos municípios da bacia do rio Xingu no estado do Mato Grosso 12.875.600 ha de lavouras destinadas às culturas de algodão, cana-de-açúcar, milho e soja. Estas quatro culturas agrícolas representaram 95% do que foi

cultivado no estado em lavouras temporárias. No mesmo ano houve diminuição da área plantada nas culturas de milho e acréscimo nas culturas de algodão, cana-de-açúcar e soja. Ainda nos municípios de Mato Grosso a soja foi a única cultura que aumentou a área plantada em todos os municípios, com destaque no último ano amostrado para o municípios de Nova Ubiratã (Figura 3).

No estado do Pará na mesma série histórica foi produzido um total de 461.671 ha de lavouras para estas culturas (Figura 2), o que representa 48% da produção agrícola do estado em 2014. Também no mesmo ano, houve um aumento de 220% (6.694 ha) da área plantada de soja no município de Altamira e destaque de área plantada neste ano para São Félix do Xingu para a cultura de milho (12.300 ha de área plantada) (Figura 3).

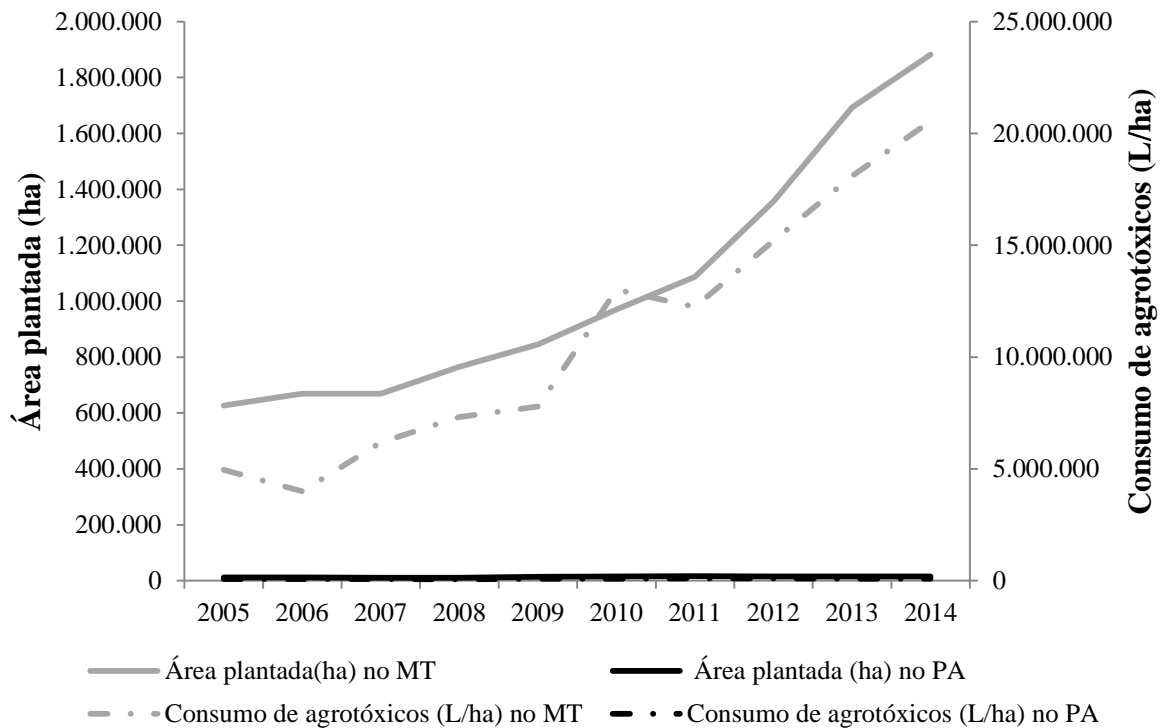


Figura 2. Área plantada (hectare) e consumo de agrotóxicos (litros/hectare) em municípios da bacia do rio Xingu, nos estados do Mato Grosso (MT) e Pará (PA), nos anos de 2005 a 2014.

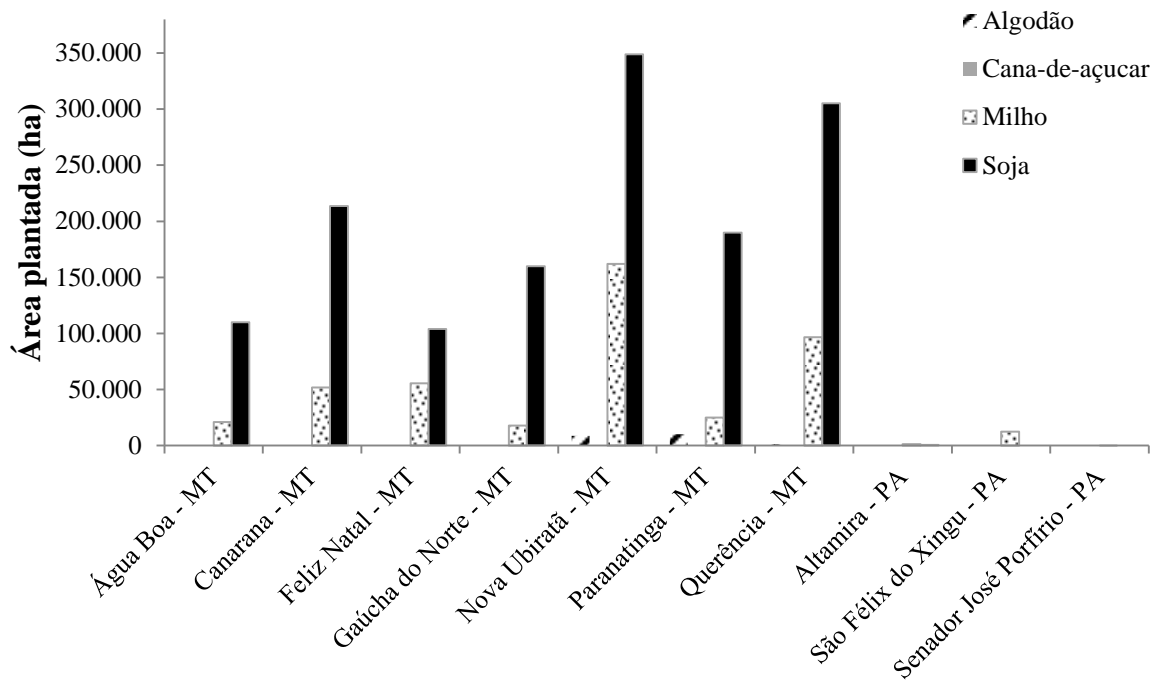


Figura 3. Área plantada (ha) nas culturas de algodão, cana-de-açúcar, milho e soja nos municípios amostrados na bacia do rio Xingu, Brasil, no ano de 2014.

O consumo de agrotóxicos nas culturas amostradas nos municípios da bacia do rio Xingu, no estado de Mato Grosso, foi de 118.885.842 litros (Figura 2). Para 2014, o consumo foi de 20.543.849 litros (Figura 4) representando um aumento de 14%. Dentre os princípios ativos mais utilizados estão Glifosato, Metamidofós, Atrazina, 2,4 D e Endosulfam, respectivamente (Tabela 1).

Nos municípios do estado do Pará o consumo de agrotóxicos na série histórica analisada foi de 855.263 litros (Figura 2). Em 2014 o consumo foi de 96.475 litros (Figura 4), redução de 2% em relação ao ano anterior. Dentre os princípios ativos mais utilizados foram Atrazina, Glifosato, Endosulfam, Clorpirifós e Tebuconazol, respectivamente (Tabela 1).

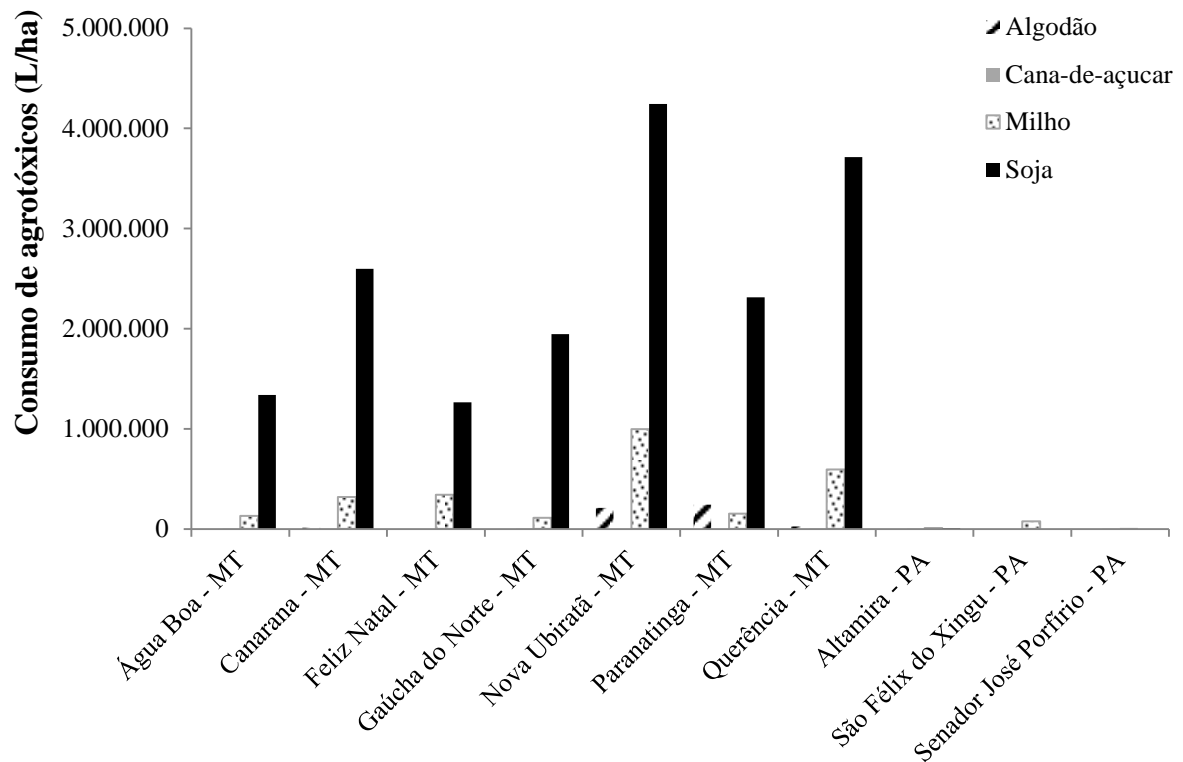


Figura 4. Consumo de agrotóxicos (L/ha) nas culturas de algodão, cana-de-açúcar, milho e soja nos municípios amostrados na bacia do rio Xingu, Brasil, no ano de 2014.

Tabela 1. Agrotóxicos mais utilizados nos municípios amostrados na bacia do rio Xingu, Brasil, nas culturas de algodão, cana-de-açúcar, milho e soja no ano de 2014.

Princípio ativo	Uso	Classe Toxicológica	Periculosidade Ambiental	Quantidade (litros)	
				Mato Grosso	Pará
2,4 D	H	I	III	1.474.472	2.219
Acefato	I	II	III	153.312	80
Amicarbe	H	III	III	23	3
Atrazina	H	III	III	1.524.459	50.055
Azafenidin	H	III	III	47	7
Carbofurano	I	I	II	45.045	1.420
Carbendazin	F	II	III	289.390	167
Cipermetrina	I	III	II	218.786	120
Clomazona	H	II	II	220.444	87
Clorpirifós	I	I	I	377.560	3.605
Diuron	H	III	II	24.500	15
Endosulfan*	I	I	I	1.334.947	6.945
Etefom	RC	II	II	163.523	87
Fipronil	I	II	II	145.180	80
Flutriafol	F	II	III	357.868	200
Glifosato	H	IV	III	8.045.163	10.084

Imazapic	H	II	III	23	3
Isoxaflutol	H	III	II	23	3
Malation	I	III	III	12.197	0
Metamidofós*	I	I	II	1.802.553	1.000
Metomil	I	I	II	113.329	2.820
Metribuzin	H	IV	II	117	17
MSMA	H	III	III	16.321	9
Óleo mineral	A	IV	III	303.574	160
Parationa metílica*	I	I	III	1.015.244	560
Paraquate	H	I	II	441.639	240
PermetrinaS	I	III	II	143.205	89
Metolacoloro	H	I	II	582.753	320
Tebutiurum	H	II	II	93	14
Tebuconazol	F	III	II	944.768	3.300
Triflurallina	H	II	II	1.198.149	657

Legenda: H = herbicida. I = inseticida, F = Fungicida, A = Adjuvante, RC = Regulador de crescimento; Fonte: INDEA-MT (2012); Pignati *et al.* (2014).

*Agrotóxicos de uso cancelado no Brasil a partir de 2013 ANVISA (2016).

O princípio ativo mais consumido na bacia do rio Xingu, nos dois estados, foi o herbicida Glifosato com 8.055.248 litros. Entre os princípios ativos analisados, 32% (N=10) são classificados como medianamente tóxicos (Classe III); 29% (N=9) altamente tóxicos (Classe II); 29% (N=9) extremamente tóxicos (Classe I) e 10% (N=3) pouco tóxicos (Classe IV) de acordo com a classificação toxicológica para seres humanos.

De acordo com a periculosidade ou risco ambiental, 51% (N=16) são classificados como produto muito perigoso (Classe II); 42% (N=13) produto perigoso (Classe III); 7% (N=2) produto altamente perigoso (Classe I) e 0% (N=0) produto pouco perigoso (Classe IV). Para as classe dos produtos utilizados nessas lavouras, 49% (N=15) são herbicidas, 35% (N=11) inseticidas, 10% (N=3) fungicidas, 3% (N=1) adjuvantes e 3% (N=1) são reguladores de crescimento.

A taxa de desmatamento da bacia do rio Xingu em Mato Grosso apresentou 190.511,5 km² (9% do estado) de área desmatada. Os registros de queimadas entre os anos de 2005 e 2014 foram de 238.733 (15% de todos os focos detectados no estado) de focos de calor (Figura 5). Para o último ano houve aumento dos focos de calor, com destaque para Feliz Natal (272% de aumento), e redução dos focos de calor apenas no município de Água Boa (1% de redução) (Figura 6).

Nos municípios do estado do Pará foram desmatados 235.416,2 km² (10% do estado) entre os anos de 2005 e 2014 (Figura 5). Os registros de queimadas para os mesmos anos foram de 254.637 focos de calor (19% dos focos detectados no estado) (Figura 5), com aumento nos três municípios em Altamira, São Felix do Xingu e Senador José Porfírio em 516%, 395% e 124%, respectivamente (Figura 6). Em 2014, o município de São Félix do Xingu apresentou maior área desmatada em ambos os estados com 17.686,2 km² (Figura 6), aumento de 1% em relação ao ano anterior.

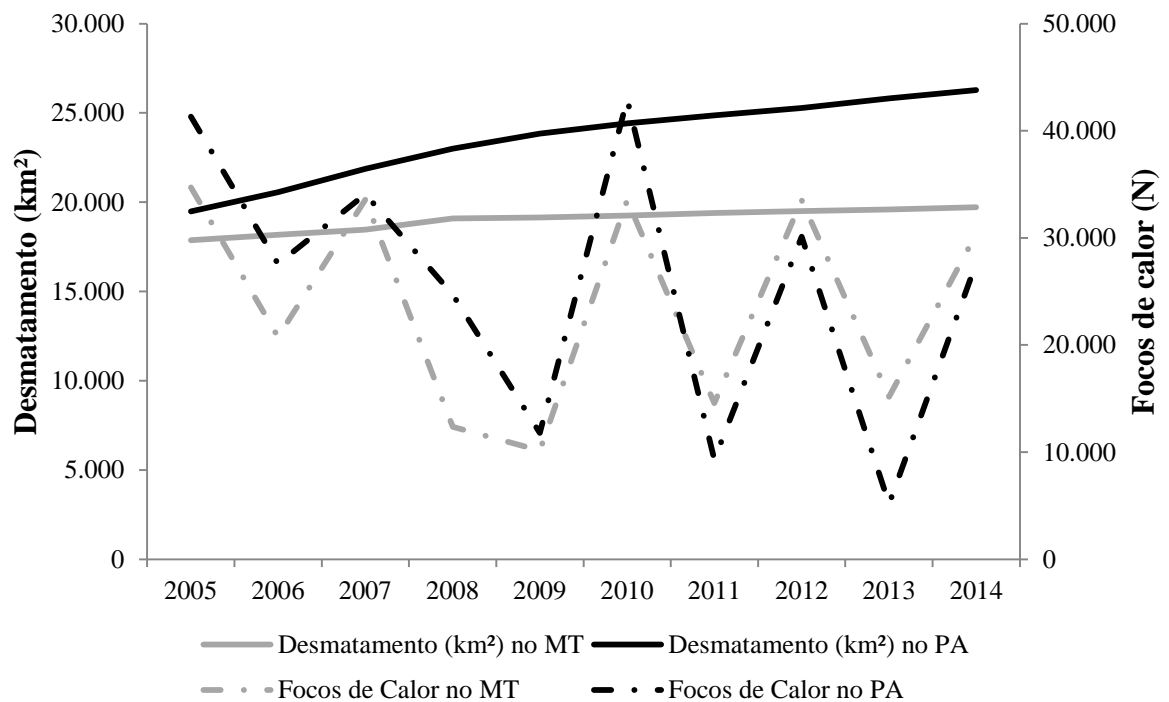


Figura 5. Desmatamento (km²) e focos de calor em municípios da bacia do rio Xingu, nos estados do Mato Grosso (MT) e Pará (PA), nos anos de 2005 a 2014.

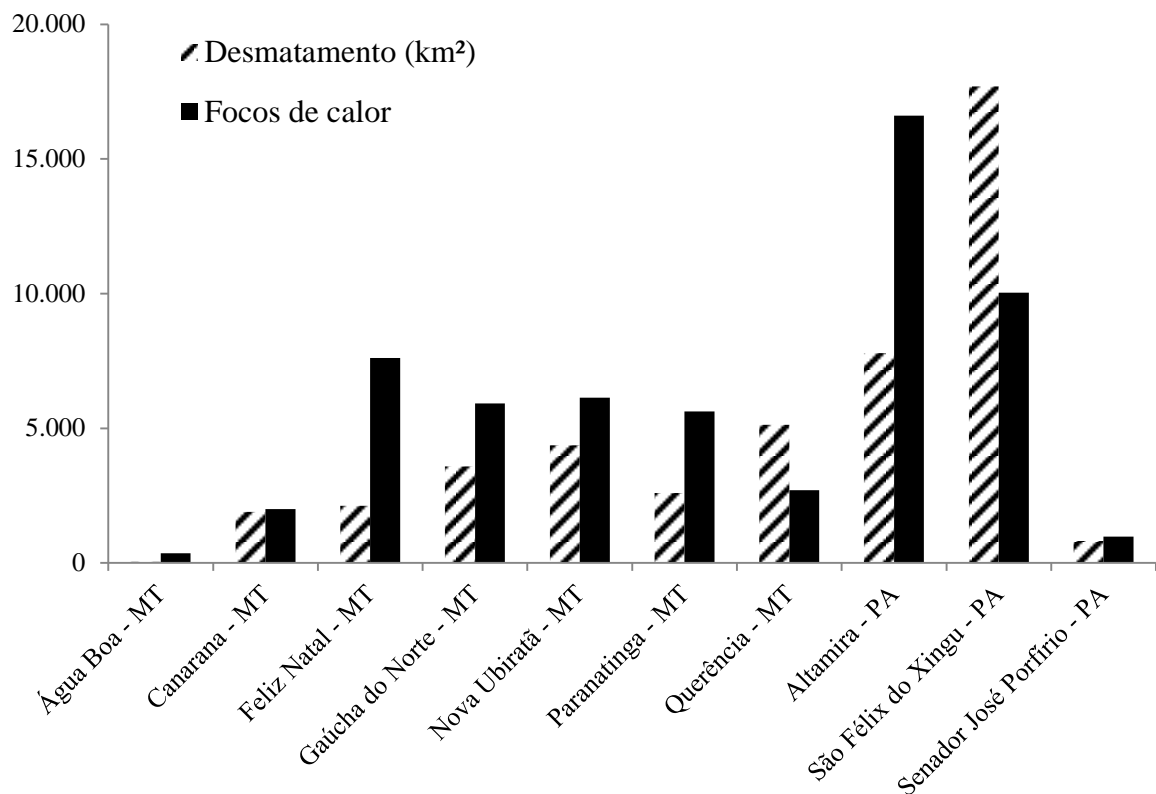


Figura 6. Desmatamento (km²) e focos de calor nos municípios amostrados na bacia do rio Xingu, Brasil, no ano de 2014.

A produção de ouro oficial nos municípios de abrangência da bacia do rio Xingu no estado do Mato Grosso é escassa, resumindo-se apenas a três municípios (Canarana, Gaúcha do Norte e Nova Ubiratã), com produção de ouro de 1.442 g (menos de 1% da produção de todo estado) entre os anos de 2007 e 2014 (Figura 7). Dos municípios estudados no estado do Pará, apenas o município de Altamira está inserido como municípios e/ou regiões oficiais garimpeiras de ouro. Entre os anos de 2005 e 2014 a produção de ouro nos municípios do estado do Pará foi de 1.800.841 g (4% da produção de todo estado) (Figura 7). Para o último ano houve diminuição de 88% da produção de ouro para o município de Altamira.

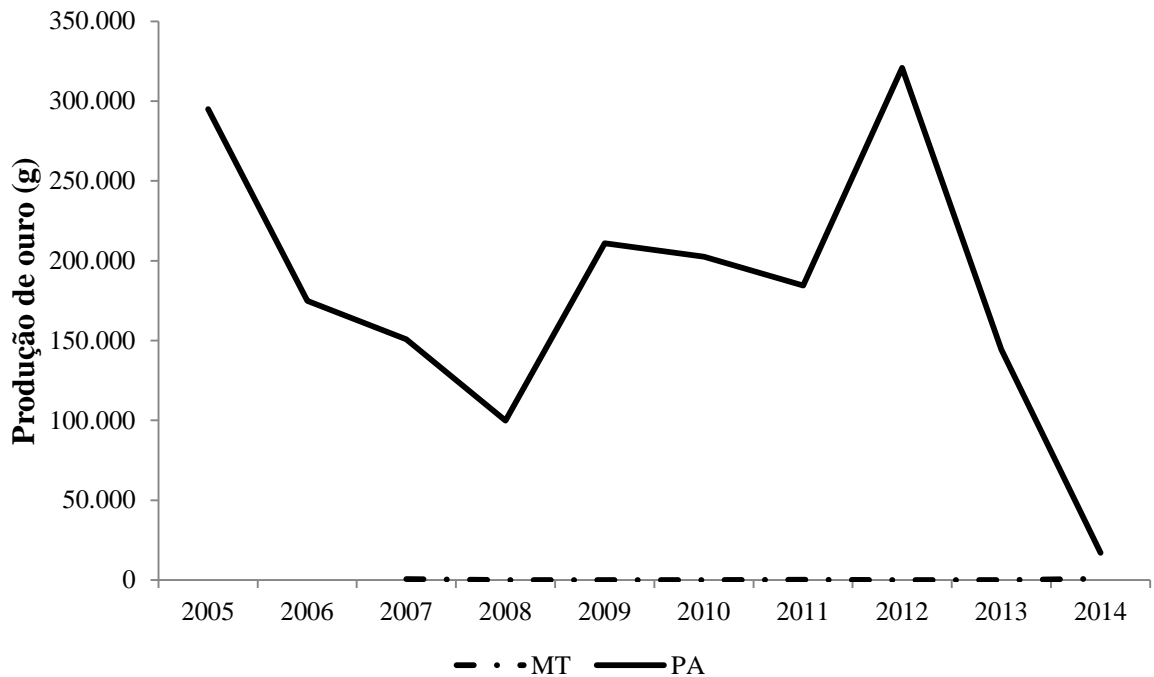


Figura 7. Produção de ouro (g) em municípios da bacia do rio Xingu, nos estados do Mato Grosso (MT) e Pará (PA), nos anos de 2005 a 2014.

4. Discussão

Os dados aqui apresentados evidenciam que a produção agrícola e o uso de agrotóxicos nas culturas dos municípios analisados no estado do Mato Grosso aumentam a cada ano, nas culturas de milho e soja na bacia do Xingu. A produção, principalmente de soja, também é acompanhada pelo aumento do consumo de agrotóxicos, conforme Miranda *et al.* (2008), Peres (2009) e Pignati *et al.* (2014). Segundo Nasralla Neto *et al.* (2014) as culturas tornaram-se altamente dependentes de insumos como agrotóxicos e fertilizantes, e Pignati (2007) usa o termo “químico-dependente” para se referir a esta realidade.

Populações residentes próximas às áreas de cultivo estão expostas à contaminação e aos efeitos nocivos destes agentes químicos, graças a contaminação ambiental por agrotóxicos em nascentes de rios, em animais e nos alimentos (Miranda *et al.*, 2008; Nogueira *et al.*, 2012; Moreira *et al.*, 2012). Segundo os mesmos autores, a emissão destes resíduos no ambiente polui também água de chuva e amplia as áreas de exposição das pessoas e a poluição do ambiente.

Em Mato Grosso são autorizados pelo governo (INDEA) o uso de 1.196 produtos formulados de agrotóxicos. Destes produtos levantados no estudo e aplicados nas lavouras dos municípios, a maioria foi classificada como medianamente tóxico (Classe III). Dos 20

agrotóxicos mais utilizados, três já estão com o uso proibido no Brasil (Metamidofós, desde 2011; Endosulfan, desde 2013; e Parationa-Metílica, desde 2016) por apresentarem perigo ou risco à saúde humana conforme resolução da ANVISA (Brasil 2002). O Endosulfan é um agrotóxico do grupo químico dos organoclorados, que tem como características longa permanência residual no ambiente, gerando impactos ecológicos e produzindo metabólitos tóxicos decorrentes de sua lenta degradação no ambiente, apresentando efeitos neurotóxicos, teratogênicos e carcinogênicos (Brasil 2010). O Metamidofós apresenta características neurotóxicas, imunotóxicas e provoca toxicidade sobre o sistema endócrino, reprodutor e desenvolvimento embriofetal (Brasil 2011). A Parationa metílica é classificada como mutagênica, tóxica para o sistema reprodutor e com indícios de provocar desregulação endócrina (Brasil 2015a).

No estado do Pará a área plantada reduziu na safra 2013/2014, com destaque para a cultura de milho nos três municípios. Na cultura de soja, houve aumento de área plantada com destaque para o município de Altamira. Além desse município, outros também aumentaram suas áreas plantadas, como Dom Eliseu, Paragominas, Santana do Araguaia e Ulianópolis que, juntos, representam 53,1% da produção agrícola de cana-de-açúcar, milho e soja do Pará. Os municípios Dom Eliseu e Paragominas tiveram aumento de 48,6% e 57,3% na safra 2014/2015, respectivamente, e localizam-se na porção leste do Pará, fazendo divisa com o projeto MATOPIBA (Brasil 2015b). Este projeto prevê uma intensificação da produção de monocultivos, como a soja, nos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia. É nesta região que ainda concentra as últimas porções extensas do bioma Cerrado que, segundo o novo Código Florestal (Brasil 2012), é o bioma onde mais se permite a derrubada da vegetação (65%) para utilização. Contudo, o estado do Pará foi o maior produtor de madeira em tora do Brasil em 2014 (4.595.059 m³) e o campeão nacional em desmatamento (257.034,7 km²).

Este cenário de alteração de paisagem em decorrência do desmatamento e retirada de madeira, intensificação da pecuária e produção agrícola evidencia que o estado do Pará se encontra no processo inicial de implantação da cadeia produtiva do agronegócio. Segundo Pignati (2007) as etapas do agronegócio se iniciam com o desmatamento, seguido da indústria da madeira, agropecuária, agroindústria e o complexo transporte desses produtos para a exportação. Muitos municípios ainda se encontram, segundo Pignati (2007), na etapa de transição da indústria da madeira para agropecuária, e nos municípios estudados no estado do Pará a economia se baseia na indústria da madeira e pecuária, sendo que o estado do Mato Grosso apresenta o maior rebanho bovino do país e a economia sustentada intensivamente em

atividades de monoculturas. Esta afirmação é corroborada pelo levantamento do IBGE cujo estado do Mato Grosso apresentou o maior rebanho bovino do país (28.592.183 cabeças) e a maior área plantada das culturas de algodão, cana-de-açúcar, milho e soja (12.875.600 ha) e o estado do Pará foi o maior produtor de madeira em tora do Brasil (4.595.059 m³) no ano de 2014 (IBGE 2016).

Soares-Filho *et al.* (2006) destacam que as florestas do bioma Amazônia serão reduzidas da sua área atual de 530.000.000 de hectares (2003, 85% da área original) para 320.000.000 milhões de hectares (53%) até 2050 se as tendências atuais de desmatamento continuarem neste ritmo acelerado. Verificou-se que na bacia do rio Xingu nos estados do Mato Grosso e Pará houve aumento do desmatamento entre 2005 e 2014, destacando-se, ambos, como estados recordistas no Brasil. O fato de ambos os estados destacarem-se entre os primeiros lugares no país em termos de pecuária bovina, extração vegetal de madeira em tora e, no caso do Mato Grosso, em área plantada de lavouras temporárias, indica que estas atividades contribuem significativamente com o desmatamento nestas regiões. Podemos evidenciar que os médios e grandes latifundiários são os principais agentes do desmatamento na Amazônia, indicando que a maioria do desmatamento está nos estados que são dominados por fazendeiros e grandes áreas de plantações e pastagens, como o estado do Mato Grosso (ver Fearnside 2003).

Os estados do Mato Grosso e do Pará lideraram o ranking de queimadas (focos de calor) em virtude das formas predominantes de preparo de pastagens e lavouras com o uso do fogo para limpeza. Michelazzo *et al.* (2010) estimaram a emissão de Hg em 6,7 toneladas por hectare, onde 55% corresponde à queima da vegetação da floresta. Assim, tendo em vista a alta ocorrência de queimadas nos municípios da bacia do rio Xingu a liberação de Hg no ambiente deve ser motivo de atenção. Fostier *et al.* (2000) ainda sugerem que, depois da queima da floresta, o Hg restante no solo fica fracamente ligado às cinzas e, certamente, é lixiviado pela água da chuva, contaminando os corpos d'água. Na tentativa de diminuir a incidência de queimadas, decretou-se um período proibitivo para uso do fogo para limpeza e manejo de áreas em Mato Grosso durante pelo menos dois meses ao ano, por meio da Lei nº 9.584/2011 (Estado do Mato Grosso 2011), o que auxiliou na diminuição das queimadas em nível estadual e nos municípios pesquisados na bacia do Xingu. Esta problemática, junto com a do desmatamento, acompanha o aumento na produção agrícola no estado do Mato Grosso e, ainda de maneira incipiente, no Pará, o que otimiza a contaminação por agrotóxicos e a liberação de Hg para o ambiente em ambos os estados.

A atividade garimpeira contribuiu para uma destruição significativa da cobertura vegetal e desestruturação do solo, fazendo com que a recuperação do solo para replantio ou agricultura ficasse impossibilitada em alguns locais de intensa atividade garimpeira no passado. Apesar da queda na extração de ouro no Brasil também representar uma queda nas taxas de emissão de mercúrio para o ambiente, o passivo ambiental deixado pelos mais de décadas de atividade garimpeira é enorme (Wasserman *et al.* 2001). Na porção mato-grossense da bacia do rio Xingu a produção de minérios (em especial o ouro) é quase nula. Porém, o enorme passivo ambiental oriundo das atividades minerárias e de garimpagem de ouro já finalizadas ao redor destes municípios estudados requer atenção. Na porção paraense da bacia, a atividade garimpeira foi contínua, variando de intensidade em função da oscilação do preço do ouro no mercado internacional (Villas-Bôas 2012). A liberação de Hg no ambiente é proporcional à quantidade de ouro lavrada. De acordo com Pfeiffer *et al.* (1989), esta proporção é de cerca de 1,3 kg de Hg por kg de ouro, indicador que deve ser considerado preocupante para contaminação do ambiente por Hg. Levando em consideração este indicador, apenas para o município de Altamira foram liberados no ambiente 2.340 kg de Hg.

Vale ressaltar que a atividade garimpeira oficial é apenas uma fração da real, dada a quantidade de garimpos ilegais em atividade e sua expansão no Brasil, incluindo Terras Indígenas e Unidades de Conservação na bacia do rio Xingu no estado do Pará (Villas-Bôas 2012). Tegel (2016) comenta que a expansão descontrolada da mineração ilegal em outros países da Amazônia Legal, como no Peru, destruiu rapidamente áreas florestadas e vêm causando contaminação por Hg em níveis tão elevados que foi necessário declarar estado de emergência no país no ano de 2016 devido aos níveis recordes de contaminação mercurial em população de mineiros e indígenas na fronteira com o Brasil. Para Villas-Bôas (2012) a mineração e garimpagem de ouro ilegal é difícil de ser mapeada diretamente, pelos riscos de conflitos ou pela mobilidade dos garimpeiros. Sendo assim, estima-se que a liberação de Hg no ambiente decorrente da mineração e garimpagem de ouro seja maior do que se estima. Barbara Zimmerman (em comunicação pessoal) aponta a retomada da elevação do preço do ouro nos últimos anos, gerou aumento de garimpos ilegais na região da bacia do Xingu, penetrando inclusive no grande bloco composto pelas TIs Kayapó no sul do estado do Pará.

O processo de ocupação da paisagem na bacia do rio Xingu tem ocorrido de forma diferenciada nos dois estados, assumindo-se diferentes usos do ambiente, consequentemente com diferentes impactos ambientais produzidos. O estado do Mato Grosso apresenta avançada economia baseada no agronegócio e uso intenso de agrotóxicos, e o estado do Pará se apresenta como recordista no extrativismo de madeira em tora e desmatamento. Costa et al.

(2017) observa que os agricultores estão se movendo de antigas fronteiras de colonização para áreas remotas da Amazônia brasileira, sugerindo que a bacia do rio Xingu, no estado do Pará, tenda à uma expansão do desmatamento e nas plantações de monoculturas, ampliando assim a contaminação nesta bacia por agrotóxicos e Hg. O uso excessivo de agrotóxicos e liberação de Hg no ambiente e os desmatamentos e queimadas nos municípios da bacia do rio Xingu levam a um quadro de crescente contaminação do ambiente por estas substâncias.

Corroborando com Ditmar et al. (2011) que comenta sobre os rios atuarem como vias de transportes naturais dos ecossistemas e agirem como integradores de processos naturais e antrópicos, aliado ao fato de que todas as nascentes do rio Xingu nascem em lavouras agrícolas dos municípios do estado do Mato Grosso, faz com que a bacia do rio Xingu tenda à auxiliar no transporte destes contaminantes. Além de ampliar as contaminações por áreas distantes dos locais de sua utilização e do desmatamento, desencadeando um cenário de contaminação da biota e na saúde humana, com exposições crônicas de difícil mensuração.

Contudo, os resultados obtidos nesse estudo podem permitir avaliar os níveis de contaminação na bacia hidrográfica do Xingu, possibilitando a atuação preventiva em locais específicos e auxiliar no monitoramento da contaminação por agrotóxicos e Hg a nível regional e interestadual. Os dados aqui utilizados (consumo de agrotóxicos, Hg, áreas de desmatamento e queimadas) não devem ser interpretados pela casualidade simplista de emissão-poluição. Pois, apresentam um cenário de poluição intencional, fomentados por modelos políticos e econômicos que impactam diretamente em uma das bacias hidrográficas de maior biodiversidade cultural do país.

5. Conclusão

Este estudo evidenciou que a produção agrícola e o uso de agrotóxicos nas culturas amostradas na bacia do Xingu, no estado do Mato Grosso, aumentaram no período pesquisado, sendo o Glifosato o princípio ativo mais utilizado. Os estados do Mato Grosso e do Pará tiveram um aumento significativo no desmatamento e focos de calor entre os anos pesquisados, destacando-se, ambos, como estados recordistas no Brasil. Tendo em vista esta transformação progressiva das paisagens naturais ao longo de toda bacia do rio Xingu e a ampliação progressiva do sistema agrícola químico-dependente, é possível afirmar que há um cenário de destruição e contaminação da biota, que também afetam a saúde humana, por agrotóxicos e Hg ao longo de toda a bacia do rio Xingu, com previsão de ampliação deste cenário ao longo dos próximos anos.

Agradecimentos

Este artigo é parte da Tese de Doutorado em Zoologia de Marina T. Pignati, que agradece à Universidade Federal do Pará (UFPA) e Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) pelo suporte acadêmico e logístico.

Referências

Bertrand, G. 1972. Paisagem e geografia física global: esboço metodológico. *Caderno de Ciências da Terra*, 13: 1-27.

Bolós, M. (Org.). 1992. *Manual de Ciencia del Paisaje: teoría, métodos y aplicaciones*. Masson S.A, Barcelona, 273p.

Bombardi, L.M. 2016. *Pequeno Ensaio Cartográfico Sobre o Uso de Agrotóxicos no Brasil*. Blurb, São Paulo, 40 p.

Brasil. 2002. Decreto n.4.074, de 01 de janeiro de 2002. Diário Oficial da União. 2002 8 jan; Seção 1.

Brasil. 2010. Resolução RDC n.28, de 09 de agosto de 2010. Diário Oficial da União. 2010 16 ago; (156): 64; Seção 1.

Brasil. 2011. Resolução RDC n.01, de 14 de janeiro de 2011. Diário Oficial da União. 2011 17 jan; (11): 56; Seção 1.

Brasil. 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 25 mai 2012.

Brasil. 2015a. Resolução RDC n.56, de 11 de dezembro de 2015. Diário Oficial da União. 2015 14 dez: (238); Seção 1.

Brasil. 2015b. Decreto nº 8.447/2015, de 06 de maio de 2015. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 07 mai. 2015.

Brasil. 2016. Ministério de Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM). Relatório de Produção de Ouro Oficial no Mato Grosso e Pará, 2005 a 2015. [Banco de dados eletrônico]. Cuiabá; Belém: DNPM; 2016.

Costa, O.B.; Matricardi, E.A.T.; Pedlowski, M.A.; Cochrane, M.A.; Fernande, L.C. 2017. Spatiotemporal mapping of soybean plantations in Rondônia, Western Brazilian Amazon. *Acta Amazonica*, 47(1): 29-38.

Dittmar, T.; Lara,R.J.; Kattner, G. 2001. River or mangrove? Tracing major organic matter sources in tropical Brazilian coastal waters. *Marine Chemistry*, 73: 253-271.

Ehlers, E. 1999. *Agricultura sustentável: origens e perspectivas de um novo paradigma*. 2.ed. Agropecuária, Guaíba, 157 p.

Estado do Mato Grosso. 2011. Lei nº 9.584, de 04 de Julho de 2011. Diário Oficial do Estado de 05/07/2011, pag. 97.

Fostier, A.H.; Forti, M.C.; Guimaraes, J.R.D.; Melfi, A.J.; Boulet, R.; Santo, C.M.E.; Krug, F.J. 2000. Mercury fluxes in a natural forested Amazonian catchment (Serra do Navio, Amapa State, Brazil). *Science of The Total Environment*, 260: 201-211.

Fearnside, P.M. 2001. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environmental Conservation*, 28:23-38.

Fearnside, P.M. 2003. *A floresta amazônica nas mudanças globais*. INPA, Manaus, 134 p.

Guimarães, E.C.S. 2010. (In)Justiça e violência na Amazônia: o massacre da fazenda Princesa. *PRACS: Revista de Humanidades do Curso de Ciências Sociais da UNIFAP*, 3: 109-122.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2016. Sistema IBGE de Recuperação Automática – Dados de 2005 a 2015 (www.sidra.ibge.gov.br/). Acesso em: 05/10/2016.

INDEA-MT - Instituto de Defesa Agropecuária de Mato Grosso. Relatório de consumo de agrotóxicos em Mato Grosso, 2005 a 2010. [Banco de dados eletrônico]. Cuiabá: INDEA-MT; 2012.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2016a. Sistema de Monitoramento de Queimadas por Satélites, Divisão de Processamento de Imagens (DPI), Coordenação Geral de Observação da Terra (OBT) (www.dpi.inpe.br/proarco/bdqueimadas/). Acesso em: 01/02/2016.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2016b. Desmatamento nos Municípios, Projeto PRODES, Divisão de Processamento de Imagens (DPI), Coordenação Geral de Observação da Terra (OBT) (www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodesmunicipal.php). Acesso em: 20/02/2016.

Laabs, V.; Amelung, W.; Pinto, A.A.; Wantzen, M.; Silva, C.J.; Zech, W. 2002. Pesticides in surface water, sediment, and rainfall of the northeastern Pantanal basin, Brazil. *Journal of Environmental Quality*, 31(5):1636-1648.

Lacerda, L.D. 1997. Contaminação por mercúrio no Brasil: fontes industriais vs garimpo de ouro. *Química Nova*, 20(2): 196-199.

Lui, G.H.; Molina, S.M.G. 2009. Ocupação humana e transformação paisagens brasileira e transformação das paisagens na Amazônia brasileira. *Amazônica*, 1 (1): 200-228.

Maximiano, L.A. 2004. Considerações sobre o conceito de paisagem. *RA'EGA*, 8: 83-91.

Mendes, R.A.; Lopes, A.S.C.; Souza, L.C.; Lima, M.O.; Santos, L.S. 2016. DDT concentration in fish from the Tapajós River in the Amazon region, Brazil. *Chemosphere*, 153: 340-345.

Metzger, J. P. 2001. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*, 1:1-9.

Michelazzo, P.; Fostier, A.H.; Magarelli, G.; Santos J.C.; Carvalho, J. 2010. Mercury emissions from forest burning in southern Amazon. *Geophysical Research Letters*, 37: 1-5.

Miranda, K.; Cunha, M.L.F.; Dores, E.F.G.C.; Calheiros, D.F. 2008. Pesticide residues in river sediments from the Pantanal Wetland, Brasil. *Journal of Environmental Health*, 43: 717-72.

Moreira, J.C.; Peres, F.; Simões, A.C.; Pignati, W.A.; Dores, E.C.; Vieira, S.N.; Strüssmann, C.; Mott, T. 2012. Contaminação de águas superficiais e de chuva por agrotóxicos em uma região do estado do Mato Grosso. *Ciência & Saúde Coletiva*, 17(6):1557-1568.

Moreno, G.; Higa, T.C.S. 2005. *Geografia de Mato Grosso: território, sociedade, ambiente*. Entrelinhas, Cuiabá, 295p.

Nasralla Neto, E.; Lacaz, F.A.C.; Pignati, W. 2014. Vigilância em saúde e agronegócio: os impactos dos agrotóxicos na saúde e no ambiente. Perigo à vista! *Ciência & Saúde Coletiva*, 19(12): 4709-4718.

Nogueira, E.M.; Dores, E.F.G.; Pinto, A.A.; Amorim, R.S.S.; Ribeiro, M.L.; Lourencetti, C. 2012. Currently used pesticides in water matrices in Central-Western Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 23:1476-1487.

Peres, F. 2009. Saúde, trabalho e ambiente no meio rural brasileiro. *Ciência & Saúde Coletiva*, 14:1995-2004.

Pfeiffer, W.C.; Lacerda, L.D.; Malm, O.; Souza, C.M.M.; Silveira, E.G.; Bastos, W.R. 1989. Mercury concentrations in inland waters of goldmining areas in Rondônia, Brazil. *Science of the Total Environment*, 87/88: 233-240.

Pignati, W.A. 2007. *Os riscos, agravos e vigilância em saúde no espaço de desenvolvimento do agronegócio no Mato Grosso*. Tese de Doutorado, Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 114p.

Pignati, W.; Oliveira, N.P.; Candido-Silva, A.M. 2014. Vigilância aos agrotóxicos: quantificação do uso e previsão de impactos na saúde-trabalho-ambiente para os municípios brasileiros. *Ciência & Saúde Coletiva*, 19(12): 4669-4678.

Roulet, M.; Lucotte, M.; Rheault, I.; Guimarães, J.R.D. 2000. Methylmercury in the water, seston and epiphyton of an Amazonian River and its floodplain, Tapajós River, Brazil. *Science of The Total Environment*, 261:43-59.

Schneider, L.; Peleja, R.P.; Kluczkovski Jr., A.; Freire, G.M.; Marioni, B.; Vogt, R.C.; Silveira, D. 2012. Mercury Concentration in the Spectacled Caiman and Black Caiman (Alligatoridae) of the Amazon: Implications for Human Health. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 63:270-279.

Soares-Filho, B.S., Nepstad, D.C., Curran, L.M., Cerqueria, G.C., Garcia, R.A., Ramos, C.A., Voll, E., McDonald, A., Lefebvre, P., Schlesinger, P. 2006. Modelling Conservation In The Amazon Basin. *Nature*, 440(7083): 520-523.

Souza-Araujo, J.; Giarrizzo, T.; Lima, M.O.; Souza, M.B.G. 2016. Mercury and methyl mercury in fishes from Bacajá River (Brazilian Amazon): evidence for bioaccumulation and Biomagnification. *Journal of Fish Biology*, 89: 249–263.

Tegel, S. 2016. Peru Declares State of Emergency in Its Jungles Due to Rampant Mercury Poisoning. (<https://news.vice.com/article/peru-declares-state-of-emergency-in-its-jungles-due-to-rampant-mercury-poisoning>). Acesso em 14/02/2016.

Veiga, M.M.; Meech, J.A.; Onate, N. 1994. Deforestation: a major source of mercury pollution in the Amazon. *Nature*, 368:816-817.

Villas-Bôas, A. (Org.). 2012. *De Olho na Bacia do Xingu (Série Cartô Brasil Socioambiental, n. 5)*. Instituto Socioambiental, São Paulo, 61p.

Wasserman, J.C.; Hacon, S.S.; Wasserman, M.A. 2001. O ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. *Mundo & Vida*, 2(1/2): 46-53.

CAPÍTULO 3

**Contaminantes organoclorados em *Podocnemis unifilis* (Testudines: Podocnemididae) na
bacia do rio Xingu, Brasil**

Artigo a ser submetido ao periódico Chemosphere (Qualis CAPES A2)

Contaminantes organoclorados em *Podocnemis unifilis* (Testudines: Podocnemididae) na bacia do Rio Xingu, Brasil

Marina Teófilo Pignati^{a*}, Larissa Costa de Souza^b, Rosivaldo de Alcântara Mendes^b, Marcelo de Oliveira Lima^b, Wanderlei Antonio Pignati^c, Juarez Carlos Brito Pezzuti^d

^aPrograma de Pós-graduação em Zoologia, Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi/CZO, Av. Perimetral, 1901, Terra Firme, CEP 66077-530, Belém, PA, Brasil;

^bInstituto Evandro Chagas, Seção de Meio Ambiente, Laboratório de Toxicologia, Rodovia BR 316 km 07, CEP: 67010-000, Levilândia, Ananindeua, PA, Brasil;

^cUniversidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Saúde Coletiva, Av. Fernando Corrêa da Costa, 2367, Boa Esperança, CEP 78060-900, Cuiabá, MT, Brasil;

^dUniversidade Federal do Pará, Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Rua Augusto Corrêa, 01, Guamá, CEP 66075-110, Belém, PA, Brasil;

*Autor correspondente. E-mail: marinateofilo@yahoo.com.br (M. T. Pignati)

Resumo

Organismos aquáticos são mais sensíveis à contaminação por agrotóxicos que organismos terrestres. Tendo em vista a toxicidade e persistência ambiental elevada de agrotóxicos organoclorados em organismos aquáticos, os quelônios têm sido estudados como biomonitores ambientais. Na região amazônica, os quelônios são também importantes recursos proteicos para as populações ribeirinhas e indígenas. Neste estudo nós investigamos a contaminação de agrotóxicos organoclorados em *Podocnemis unifilis* na bacia do rio Xingu, Brasil. Para este estudo, capturamos cinquenta indivíduos de *P. unifilis* em cinco pontos de amostragem distribuídos na bacia do rio Xingu, nos estados do Mato Grosso e Pará, dos quais foram coletadas amostras de fígado, músculo e gordura. Avaliamos 14 princípios ativos de agrotóxicos organoclorados nos tecidos de *P. unifilis* através de aparelho de cromatógrafo a gás com detector de captura de elétrons (CG-ECD). Encontramos oito tipos de agrotóxicos nos tecidos de *P. unifilis*, incluindo isômeros e metabólitos (valores como média \pm desvio padrão): Lindano = $1,39 \pm 8,46 \text{ ng/g}^{-1}$; pp`DDT = $20,32 \pm 24,54 \text{ ng/g}^{-1}$; pp`DDD = $4,00 \pm 6,96 \text{ ng/g}^{-1}$; pp`DDE = $0,95 \pm 1,15 \text{ ng/g}^{-1}$; op`DDT = $0,90 \pm 3,97 \text{ ng/g}^{-1}$; α -Endosulfan = $3,45 \pm 17,73 \text{ ng/g}^{-1}$; β -Endosulfan = $3,81 \pm 8,01 \text{ ng/g}^{-1}$; e Sulfato de Endosulfan = $7,12 \pm 12,05 \text{ ng/g}^{-1}$. O fígado apresentou $17,97 \text{ ng/g}^{-1}$ de agrotóxicos organoclorados a mais que a gordura e $7,48 \text{ ng/g}^{-1}$ a mais que o músculo. As variações da contaminação de *P. unifilis* por

agrotóxicos nos tecidos não foram explicadas pela interação entre o sexo e o comprimento retilíneo da carapaça, assim como não foram explicadas pelas características ambientais e de ocupação do ambiente. Comparando-se os resultados com a legislação vigente nacional e internacional para recursos proteicos, verificamos que os indivíduos de *P. unifilis* apresentaram concentrações de agrotóxicos maiores que o limite máximo de resíduo (LMR) para Lindano e Σ Endosulfan para consumo humano. Especificamente no Brasil, estes agrotóxicos com LMR determinado já se encontram proibidos pela legislação brasileira. São necessários estudos para determinação do LMR para consumo de quelônios e para verificar se a população ribeirinha e indígena da bacia do rio Xingu que consome estes quelônios estão contaminadas.

Palavras-Chave: Agrotóxicos; Quelônios; Biomonitor; Contaminação Ambiental; Xingu.

Abstract

Aquatic organisms are more sensitive to pesticide contamination than terrestrial organisms. In view of the toxicity and high environmental persistence of organochlorine pesticides in aquatic organisms, chelonians have been studied as environmental biomonitors. In the Amazon region, chelonians are important protein resources for indigenous and riparian populations. In this study we investigated the contamination of organochlorine pesticides in *Podocnemis unifilis* in the Xingu river basin, Brazil. For this study, we captured fifty individuals of *P. unifilis* at five sampling points distributed in the Xingu river basin in the states of Mato Grosso and Pará, from which were collected liver, muscle and fat samples. We evaluated 14 active principles of organochlorine pesticides in the tissues of *P. unifilis* using gas chromatography/electron capture detector (GC/ECD). We found eight types of pesticides in the tissues of *P. unifilis*, including isomers and metabolites (values as mean \pm standard deviation): Lindane = 1.39 ± 8.46 ng/g⁻¹; p,p'-DDT = 20.32 ± 24.54 ng/g⁻¹; p,p'-DDD = 4.00 ± 6.96 ng/g⁻¹; p,p'-DDE = 0.95 ± 1.15 ng/g⁻¹; o,p'-DDT = 0.90 ± 3.97 ng/g⁻¹; α -Endosulfan = 3.45 ± 17.73 ng/g⁻¹; β -Endosulfan = 3.81 ± 8.01 ng/g⁻¹; and Endosulfan sulfate = 7.12 ± 12.05 ng/g⁻¹. The liver had more 17.97 ng/g⁻¹ of organochlorine pesticides than fat, and 7.48 ng/g⁻¹ more than muscle. The contamination variation of *P. unifilis* by pesticides in the tissues was not explained by the interaction between sex and the straight-line carapace length, nor the concentrations found were explained by environmental or environmental use characteristics. Comparing the results with current legislation national and international for protein resources, we verified that the individuals of *P. unifilis* showed pesticides concentrations greater than the

maximum residue limits (MRL) for Lindane, Σ DDT and Σ Endosulfan. Further studies are necessary to determine the MRLs for chelonian consumption and to verify if the riparian and indigenous populations of the Xingu basin that consumes these chelonians are contaminated.

Keywords: Pesticides; Chelonian; Biomonitor; Environmental contamination; Xingu.

1. Introdução

Os agrotóxicos, também denominados de pesticidas ou praguicidas, são atualmente responsáveis pelo comércio de bilhões de dólares em todo o mundo (Moreira et al., 2002). Os países em desenvolvimento representam 30% de todo o mercado global consumidor de agrotóxicos, tendo o Brasil ultrapassado os Estados Unidos em 2008 e assumido o posto de maior mercado mundial de agrotóxicos com movimento de US\$ 11,5 bilhões somente em 2013 (Peres et al., 2007; Carneiro et al., 2015). O uso intenso de agrotóxicos nas plantações tem como consequência a contaminação de toda a biota por estes elementos tóxicos. Em geral, quanto maior a concentração de agrotóxicos e mais longo o tempo de exposição, maiores serão as chances dos impactos negativos atingirem níveis superiores de organização biológica, como comunidades e ecossistemas (Arias et al., 2007).

Os agrotóxicos da classe química organoclorados, oriundos tanto de fontes agrícolas como industriais, apresentam alta resistência à degradação química e biológica e alta solubilidade em lipídios. A combinação entre a baixa solubilidade em água e a alta capacidade de adsorção na matéria orgânica leva ao acúmulo desses compostos ao longo da cadeia alimentar (Torres, 1998). Diversos governos e a sociedade civil se mobilizaram no sentido de banir ou restringir o uso dos agrotóxicos organoclorados no mundo, como a UNEP (United Nations Environment Program), que recomendou o banimento de 12 substâncias químicas conhecidas como “dúzia suja”, na Convenção de Estocolmo em 2001, sendo oito agrotóxicos organoclorados como o DDT e o HCH, devido as suas características de persistência ambiental, estabilidade química e alta meia-vida no meio ambiente. Os agrotóxicos organoclorados apresentam toxicidade elevada podendo causar efeitos sobre os sistemas nervoso e hepático e atuar como carcinogênicos, mutagênicos, disruptores endócrinos e reprodutivos de humanos e animais (Romieu et al., 2000; Shukla et al., 2001; Brasil, 2002; Flores et al., 2004; Wessel et al. 2007). Apesar disso, a contaminação em diversos níveis da biota – em seres humanos, animais, ar, chuva e em rios – ainda tem sido evidenciada (Laabs et al., 2002; Gardner et al., 2003; Miranda et al., 2008; Santos et al., 2011; Belo et al., 2012; Moreira et al., 2012; Nogueira et al., 2012; Palma et al., 2014; Mendes et al., 2016).

Os principais destinos de agrotóxicos são os recursos hídricos, pois rios e mares agem como integradores dos processos biogeoquímicos em qualquer região (Ribas e Matsumura, 2009). No meio aquático a absorção a partir do meio é mais rápida, sendo que os agrotóxicos presentes em corpos d'água podem penetrar nos organismos através de diversas portas de entrada e sua concentração e toxicidade irá depender de diversos fatores, como a exposição, a suscetibilidade do organismo, as características químicas do agente e fatores ambientais (Tomita e Beyruth, 2002). Dentre os fatores ambientais que podem influenciar na contaminação do ecossistema aquático, os relacionados às características e ao grau de ocupação do ambiente (área plantada e consumo de agrotóxicos) bem como características ambientais do local (como pluviosidade e pH do corpo d'água) têm sido pesquisados (Peres e Moreira, 2003; Fay e Silva, 2004; Arias et al., 2007; Carneiro et al., 2015).

A fauna aquática é de extrema importância para a alimentação humana. Na Amazônia, a pesca é uma das atividades humanas mais importantes, constituindo-se em fonte de alimento, comércio, renda e lazer para grande parte de sua população (Santos e Santos, 2005). A maior parte desta pesca é classificada como pesca artesanal difusa, que é praticada por pescadores interioranos ou indígenas utilizando pequenas embarcações, próximo às suas moradias (Barthem et al., 1997). Este tipo de pesca é utilizado tanto para pesca de pescado quanto de outros animais como quelônios, e constitui uma prática importante para a subsistência e a cultura das populações indígenas e ribeirinhas (Rebêlo e Pezzuti, 2000).

Na região amazônica, os quelônios são um dos mais importantes recursos protéicos para as populações ribeirinhas (Rebêlo e Pezzuti, 2000; Pezzuti et al., 2010) e de pequenas cidades (Pantoja-Lima et al., 2014). Tendo em vista a toxicidade e persistência ambiental elevada de agrotóxicos organoclorados em organismos aquáticos, os quelônios têm sido estudados como biomonitores ambientais ou sentinelas, sendo importante que os contaminantes sejam monitorados em populações de quelônios em seu ambiente natural (Keller et al., 2004a). Fatores como variação ontogenética e a variação entre tecidos corporais podem determinar concentrações diferenciadas de contaminantes no organismo de quelônios (Storelli e Marcotrigiano, 2000; Keller et al., 2004b; Storelli et al., 2007; Lazar et al., 2011). Desta forma, e considerando a ampla utilização de agrotóxicos na região dos formadores dos tributários da bacia amazônica que drenam a região central do país, estudos avaliando a contaminação dos quelônios aquáticos amazônicos por agrotóxicos são importantes para avaliar tanto a deterioração dos ecossistemas aquáticos, como também os riscos para a saúde humana. A contaminação do ambiente e dos quelônios representa um potencial de risco à vida

e reprodução destes animais aquáticos e à saúde das populações que consomem este recurso proteico.

Podocnemis unifilis, conhecida popularmente como tracajá, apresenta ampla distribuição na bacia do rio Xingu (Ernst e Barbour, 1989; Rueda-Almonacid et al., 2007). Esta espécie possui algumas particularidades em relação ao seu gênero, como dieta herbívora com hábito oportunista, podendo, eventualmente, ingerir alimentos de origem animal, caracterizando uma dieta oportunista, e apresentando uma área de vida restrita, não realizando longas migrações ao longo dos cursos d'água (Bock et al., 1998; Balensiefer; Vogt, 2006). Objetivamos, nesse estudo, avaliar os níveis de contaminação por agrotóxicos organoclorados em *P. unifilis* na bacia do rio Xingu, Estado do Mato Grosso e Pará, Brasil, verificando o quanto esses níveis podem afetar a biota aquática, e se representam algum risco à saúde da população que tem como costume consumir essa espécie.

2. Materiais e métodos

2.1. Área de estudo

Em seu trecho superior, a bacia do rio Xingu está localizada em uma área de transição ecológica entre os biomas Cerrado e Amazônia, onde estes dois biomas se encontram e se misturam desde as nascentes do rio Xingu no Mato Grosso até a foz no rio Amazonas no estado do Pará, já no bioma Amazônico. A bacia apresenta 51 milhões de hectares e incide sobre 39 municípios, com uma população de cerca de 1,2 habitantes/km², sendo um corredor de diversidade socioambiental formado por 20 terras indígenas (TIs) e 10 unidades de conservação (UCs). A economia desta bacia sustenta-se basicamente na pecuária, no cultivo de monoculturas e na extração madeireira (Villas-Bôas, 2012). Para garantir uma abordagem espacial adequada para a pesquisa, selecionamos cinco (5) pontos de amostragem localizados em nascentes ou afluentes de rios da bacia do Xingu nos estados do Mato Grosso e Pará (Figura 1), descritos a seguir. Ponto MT1: Localizado no município de Canarana, no rio Sete de Setembro, estado de Mato Grosso (13°10'57.4"; 52°34'35.7"); Ponto MT2: Localizado no município de Gaúcha do Norte, no rio Culuene, estado de Mato Grosso (12°59'06.4"; 52°52'42.8"); Ponto PA1: Localizado no município de Altamira, no Riozinho do Anfrísio, estado do Pará (04°53'17.7"; 54°55'57.2"); PA2: Localizado no município de Altamira, no rio Xingu, na área de influência da UHE Belo Monte, no estado do Pará (03°29'10.6"; 52°15'50.2"); e PA3: Localizado no município de Altamira, no rio Xingu, na área de influência da UHE Belo Monte, no estado do Pará (03°22'16.6"; 51°57'51.3").

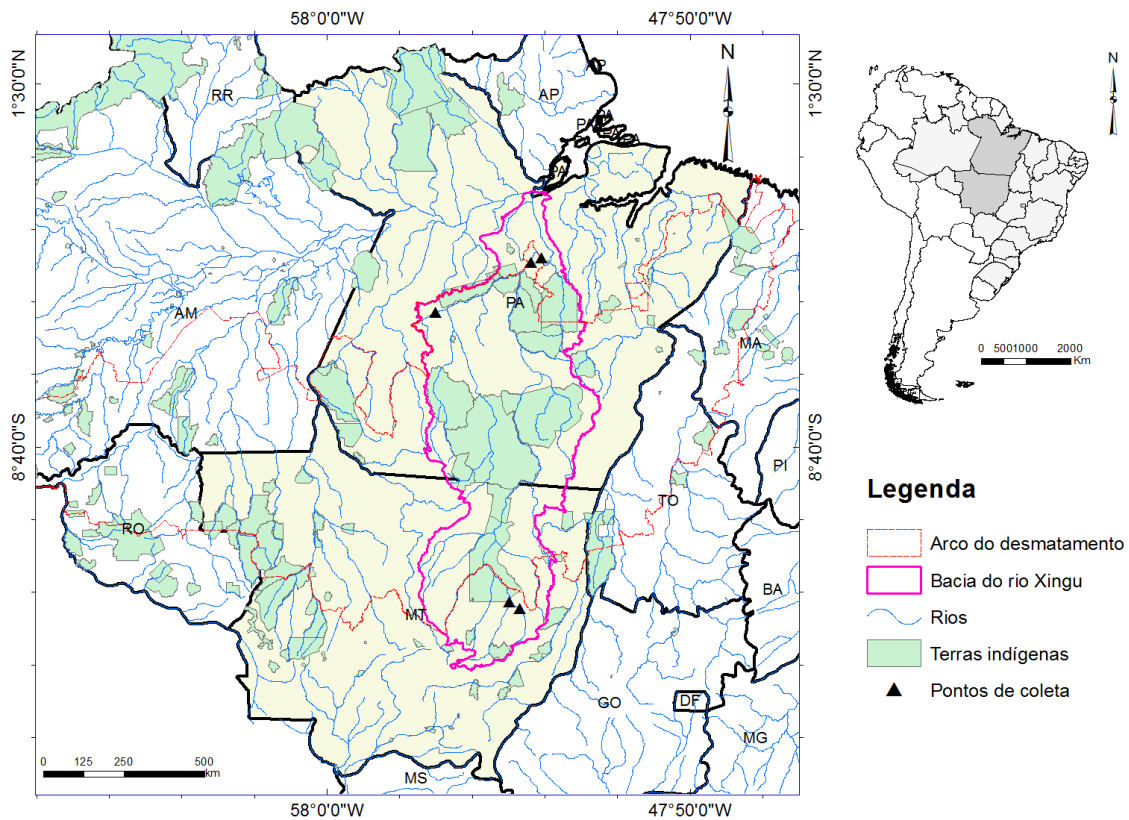


Fig. 1. Mapa da área de estudo. Bacia do rio Xingu nos estados do Mato Grosso e Pará e pontos de amostragem monitorados, representados pelos triângulos escuros.

2.2. Amostragem

As saídas a campo foram realizadas no período de seca (outubro a dezembro) de 2014, período que corresponde aos meses de reprodução da espécie e quando a captura fica facilitada. Os quelônios adultos e juvenis foram amostrados nos corpos d'água e capturados mediante três métodos: 1) método manual com puçá, o qual consiste em uma rede de mão com uma haste de madeira ligada a um anel suportando uma rede em forma de saco com uma malha pequena; 2) pesca com varas: equipadas com molinetes, utilizando como iscas naturais espécies de peixes *Hoplias* spp. e *Gymnotus* spp.; e 3) mergulho: método em que o animal avistado na superfície d'água é capturado manualmente. A partir desses métodos, coletamos 50 espécimes de *P. unifilis* nos cinco pontos acima identificados, sendo 10 indivíduos por ponto. Os animais foram identificados quanto ao sexo, seguindo metodologia de Rueda-Almonacid et al. (2007), e feitas as medidas biométricas de comprimento retilíneo da carapaça (CRC) (cm) e comprimento do plastrão (cm), tomadas a partir de um paquímetro. A massa foi aferida utilizando-se balanças tipo pesola (com capacidades variando entre 1.000g; 10.000g). Os espécimes foram coletados de acordo com autorização para atividades com finalidade

científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) nº 44743-1 e Licença do Comitê de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal do Pará (CEUA/UFPA) nº 2661161216. Os animais foram mortos seguindo as diretrizes de bem-estar animal, e logo após foram removidas amostras de três diferentes tecidos de *P. unifilis*: 10g de tecido muscular (músculo peitoral), 10g de tecido hepático (fígado) e 10g de tecido adiposo (gordura). Os tecidos foram acondicionados em tubos de coleta de plástico tipo Falcon sem nenhuma substância e todas as amostras foram mantidas congeladas em freezer a -15°C.

2.3. Extração e análises

Pesquisamos 14 princípios ativos de agrotóxicos organoclorados (Aldrin; Cis-Clordano; Dieldrina; Endrina; pp`DDT; pp`DDE; pp`DDD; op`DDT; op`DDE; op`DDD; α -Endosulfan; β -Endosulfan; Sulfato de Endosulfan; e Lindano), sendo que todos os padrões analíticos destes agrotóxicos foram obtidos através de ChemService (West Chester, USA) e os reagentes e solventes de alta pureza foram fornecidos por Mallinckrodt. (St. Louis, USA).

Utilizamos a extração assistida por microondas (MSAE), modelo Mars Xpress, CEM Corporation (Matthews, NC, USA), na qual 2,0 g de amostra foram transferidas para frascos de teflon contendo 20 mL da solução n-hexano/acetona 20% e extraídas em uma temperatura de inicial de 30 °C por 2 min, aumentando gradativamente a 100°C (10 °C/min) durante 20 minutos. A potência utilizada no MSAE durante a extração foi de 800 W. As amostras de músculo, após a extração, foram submetidas a um tratamento ácido com a adição de ácido sulfúrico 98% para a remoção do excesso de gordura no extrato orgânico, filtradas com sulfato de sódio anidro para a remoção da umidade, e concentradas a 2,0 mL em evaporador rotativo a vácuo. Cada extrato orgânico obtido para a análise cromatográfica foi dissolvido em 10 mL de com n-hexano/diclorometano 1:1, passada através de uma coluna contendo florisil desativada a 400°C a uma velocidade de 5 mL/min⁻¹. O analito preso no cartucho foi eluído com alíquotas de 2 mL n-hexano e n-hexano/diclorometano 1:1 para a recuperação dos analitos e concentrados a um volume de 1 mL em N₂ puro com um fluxo de 5 mL/min⁻¹ a 40°C para a injeção de 1 µL para cada amostra analisada. A identificação e a quantificação foram realizadas através da comparação dos padrões analíticos.

Para a quantificação das amostras utilizamos um Cromatógrafo Gasoso CP 3800 (Varian, Palo Alto, MA, USA) equipado com detector de captura de elétrons (GC-ECD). O software Workstation 5.0 foi utilizado para o processamento dos dados cromatográficos. Utilizamos uma coluna capilar de sílica fundida de 30 m x 0,32 mm de I.D. e 0,25 µm de espessura de filme (OV-5, OHIO VALLEY Specialty Chemical, OHIO, EUA). As

temperaturas do forno da coluna foram: 150° C por 1 min; e 150°C a 250°C (6°C/min) durante 5 minutos. O gás de arraste foi nitrogênio (99,999% de pureza) com fluxo de 1,2 mL min. O injetor foi operado a 250 °C no modo splitless (20:1). A temperatura do detector foi de 300 °C. Foi injetado 1 µL para cada amostra analisada. A identificação e a quantificação foram realizadas através da comparação dos padrões analíticos.

2.4. Controle de qualidade

Para o controle de qualidade analítico laboratorial realizamos análise em branco para verificar interferência nas amostras e ensaios de recuperação em amostras de músculo e fígado fortificadas em 50 ng/g⁻¹ realizadas em quintuplicata. Os resultados foram calculados a partir de curvas de calibração com coeficientes de correlação (r) superiores a 0,99 (Brasil, 2003). A recuperação das amostras fortificadas ficaram dentro do limite aceitável para ensaios cromatográficos que é de 70-120% (Tabela 1). O limite de detecção do método (LOD) foi calculado a partir de 3 vezes o sinal produzido através da razão sinal/ruído obtido na linha de base dos cromatogramas.

Tabela 1. Média de recuperação (%) e limites de detecção (LOD) (N = 5).

Agrotóxico	Fígado		Músculo	
	Recuperação	LOD	Recuperação	LOD
pp'-DDE	88	0,02	84	0,01
pp'-DDD	94	0,03	91	0,02
pp'-DDT	91	0,05	96	0,02
op'-DDT	78	0,05	90	0,03
α-Endosulfan	82	0,07	79	0,05
β-Endosulfan	89	0,05	85	0,05
Sulfato de Endosulfan	90	0,05	87	0,04
Lindano	95	0,05	93	0,02

2.5. Caracterização física, biológica e de uso do ambiente

A área plantada (em hectare) nos municípios de abrangência na bacia do rio Xingu, nos estados do Mato Grosso e Pará, foi verificada através da análise de bancos de dados do Sistema do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) de Recuperação Automática (SIDRA) das culturas de algodão, cana-de-açúcar, milho e soja no ano de 2014 (IBGE, 2016). A escolha das referidas culturas deu-se pela maior representatividade em termos de produção agrícola (hectare plantado) e de volume de agrotóxicos utilizados (L) (as mesmas são responsáveis pelo consumo de 70% de agrotóxicos comercializados no país) (Pignati *et al.* 2014).

Para verificar o consumo de agrotóxicos nos municípios e nas culturas acima citadas, utilizamos a metodologia para cálculo de consumo de agrotóxicos proposto por Pignati et al. (2014). O cálculo se baseia no volume de agrotóxicos utilizado por hectare em cada tipo de cultura plantada, multiplicado pela da área plantada (produção agrícola em hectare) de cada município. Assim, utilizou-se 23,86 litros de agrotóxicos por hectare na cultura de algodão, 4,84 L/ha na cultura de cana-de-açúcar, 6,14 L/ha na cultura de milho e 12,17 L/ha na cultura de soja.

Os dados de desmatamento (km²) nos municípios amostrados da bacia do rio Xingu nos estados do Mato Grosso e Pará em 2014 foram retirados de banco de dados Desmatamento do Projeto PRODES, Divisão de Processamento de Imagens, Coordenação Geral de Observação da Terra do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2016).

Os dados de pluviosidade do ano de 2014 dos municípios amostrados provêm de banco de dados do Agencia Nacional de Águas (ANA, 2016). A variável latitude foi amostrada com auxílio de um GPS Etrex H - Garmin ® e o potencial hidrogeniônico (pH) de cada corpo d'água foi amostrado no momento da coleta dos animais através de um pHmetro de campo.

2.6. Análise Estatística

Para verificar se as concentrações de contaminação dos animais por agrotóxicos variam de acordo com o tipo de tecido em *P. unifilis*, aplicamos uma Análise de Variância Multivariada por Permutação (PERMANOVA). Uma matriz de similaridade baseada na distância euclidiana com Log(X+1) transformado foi gerada para a análise, com 9.999 permutações dos resíduos. Para discriminar qual tipo de tecido apresentava maior concentração de contaminantes usamos uma PERMANOVA par a par e uma Análise de Coordenadas Principais (PCO). As análises foram realizadas no PRIMER v.6. (Clarke e Gorley, 2006) com PERMANOVA+1 (Anderson et al., 2008).

As variáveis CRC, comprimento do plastrão e peso apresentaram correlações $\geq 0,95$ ($p < 0,05$). Assim, foram usadas apenas as métricas de CRC para as análises estatísticas. Para verificar se as concentrações de agrotóxicos nos animais variam de acordo com o tamanho do corpo e o sexo do indivíduo, aplicamos uma Análise de Covariância (ANCOVA) para cada um dos tecidos amostrados, com CRC como covariável para remover os efeitos do tamanho do corpo. A análise foi realizada no programa Statistica 10.0 (StatSoft, 2011).

A correlação entre as variáveis área plantada e consumo de agrotóxicos, e entre as variáveis pluviosidade e latitude foi $\geq 0,91$ ($p < 0,05$). Dessa forma usamos apenas as métricas

de consumo de agrotóxicos, pluviosidade, pH e desmatamento. Para verificar se as concentrações de contaminação dos animais por agrotóxicos organoclorados em *P. unifilis* variam de acordo com as características ambientais e de ocupação (consumo de agrotóxicos, pluviosidade, pH e desmatamento), aplicamos uma Regressão Múltipla para cada um dos tecidos amostrados. A análise foi realizada no programa Statistica 10.0 (StatSoft, 2011).

Para verificar se a concentração de agrotóxicos organoclorados nos animais difere entre as localidades, aplicamos uma Análise de Variância Multivariada por Permutação (PERMANOVA) para cada um dos tecidos amostrados. Uma matriz de similaridade baseada no índice de Bray-Curtis com $\text{Log}(X+1)$ transformado foi gerada para a análise, com 9.999 permutações dos resíduos. Realizamos uma PERMANOVA par a par e uma Análise de Coordenadas Principais (PCO) para discriminar qual localidade apresentava maior concentração de contaminantes. As análises foram realizadas no PRIMER v.6. (Clarke e Gorley, 2006) com PERMANOVA+1 (Anderson et al., 2008).

Para todas as análises o grau de significância foi aceito se $p < 0,05$.

3. Resultados

Coletadas amostras de 22 fêmeas e 28 machos de *P. unifilis*. As informações sobre os indivíduos de *P. unifilis* distribuídas por gênero e tamanho (média \pm desvio padrão; mínimo-máximo) encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2. Descrição dos indivíduos de *P. unifilis* capturados na bacia do rio Xingu, estados do Mato Grosso e Pará, Brasil.

N			CRC (cm)			Massa (kg)		
F	M	Total	F	M	Total	F	M	Total
22	28	50	25,6 \pm 4,1 (22,8-33,2)	24,4 \pm 4,0 (17,8-27,8)	25,5 \pm 4,0 (17,8-33,2)	1,758 \pm 0,814 (1,200-3,800)	1,525 \pm 0,788 (0,600-2,100)	1,717 \pm 0,790 (0,600-3,800)

Legenda: F (fêmea); M (macho); CRC (comprimento retilíneo da carapaça).

As concentrações de agrotóxicos organoclorados em *P. unifilis* na bacia do rio Xingu estão sumarizadas na Tabela 3. Dos 14 princípios ativos pesquisados, um total de oito (8) diferentes resíduos de agrotóxicos organoclorados foram detectados, não sendo detectadas concentrações dos organoclorados Aldrin, Cis-Clordano, Dieldrina, Endrina, op`DDE e op`DDD em indivíduos de *P. unifilis* pesquisados.

Tabela 3. Níveis de agrotóxicos organoclorados (ng/g^{-1}) em diferentes tecidos em *P. unifilis* capturados na bacia do rio Xingu, estados do Mato Grosso e Pará, Brasil.

Agrotóxicos	Concentração (ng/g^{-1})			
	Total	Fígado	Músculo	Gordura
Σ DDT	26,17 \pm 26,35 (0,68-122,58)	22,13 \pm 26,27 (0,51-122,58)	4,04 \pm 7,41 (0,12-36,86)	ND
pp`DDT	20,32 \pm 24,54 (0,51-59,18)	20,32 \pm 24,54 (0,51-121,61)	ND	ND
pp`DDE	0,95 \pm 1,15 (0,18-3,86)	0,60 \pm 0,77 (0,18-2,83)	0,35 \pm 0,92 (0,89-3,59)	ND
pp`DDD	4,00 \pm 6,96 (0,12-35,60)	0,35 \pm 1,93 (1,43-13,45)	3,65 \pm 6,87 (0,12-35,60)	ND
op`DDT	0,90 \pm 3,97 (0,25-27,16)	0,87 \pm 3,97 (0,25-27,16)	0,03 \pm 0,23 (0-1,62)	ND
Σ Endosulfan	14,38 \pm 23,77 (0,30-125,68)	0,33 \pm 0,90 (0,12-3,94)	10,95 \pm 17,50 (1,03-91,58)	3,11 \pm 17,77 (0,30-123,87)
α -Endosulfan	3,45 \pm 17,73 (0,12-123,87)	0,29 \pm 0,76 (0,12-3,19)	0,06 \pm 0,29 (0,35-1,95)	3,11 \pm 17,77 (0,30-123,87)
β -Endosulfan	3,81 \pm 8,01 (2,19-34,94)	0,04 \pm 0,31 (0-2,19)	3,77 \pm 7,94 (4,45-34,94)	ND
Sulfato de Endosulfan	7,12 \pm 12,05 (1,03-64,71)	ND	7,12 \pm 12,05 (1,03-64,71)	ND
Lindano (γ -HCH)	1,39 \pm 8,46 (10,17-59,18)	ND	ND	1,39 \pm 8,46 (10,17-59,18)

Legenda: valores em média + desvio padrão (mínimo-máximo); ND = não detectado; Σ DDT = somatório de DDT e metabólitos (op`DDT, pp`DDT, pp`DDE e pp`DDD); Σ Endosulfan = somatório de Endosulfan e isômeros e metabólitos (α , β e Sulfato de Endosulfan).

Detectamos que 100% das amostras de fígado continham resíduos de pp`-DDT, 14% continham resíduos de op`-DDT, 50% continham resíduos de pp`-DDE, 6% continham resíduos de pp`-DDD, 18% continham resíduos de α -Endosulfan e 2% continham resíduos de β -Endosulfan. Nas amostras de músculo, entre os DDTs detectamos os metabólitos pp`-DDE (em 16% das amostras) e pp`-DDD (em 56% das amostras) e entre os isômeros e metabólitos do Endosulfan detectamos α -Endosulfan (em 6% das amostras), β -Endosulfan (em 26% das amostras) e Sulfato de Endosulfan (em 56% das amostras). Nas amostras de gordura,

detectamos apenas os contaminantes Lindano (em 40% das amostras) e α -Endosulfan (em 16% das amostras).

Encontramos o agrotóxico Lindano foi encontrado apenas em amostras de tecido de gordura, e o agrotóxico Sulfato de Endosulfan apenas em tecido muscular, em animais de ambos os sexos. No fígado a maior concentração de agrotóxico foi pp`DDT (variação de 0,51-121,61 ng/g⁻¹), no músculo foi o Sulfato de Endosulfan (variação de 1,03-64,71 ng/g⁻¹) e na gordura foi o α -Endosulfan (variação de 0,30-123,87 ng/g⁻¹).

Verificamos que o tipo de tecido influencia na concentração de agrotóxicos organoclorados (pseudo- $F_{(2,147)} = 42,888$, $p < 0,001$). Em média, o fígado apresentou 17,97 ng/g⁻¹ de agrotóxicos organoclorados a mais que a gordura ($p = 0,0001$) e 7,48 ng/g⁻¹ a mais que o músculo ($p = 0,001$). O músculo apresentou 10,49 ng/g⁻¹ de agrotóxicos organoclorados a mais que a gordura ($p = 0,0001$). A Análise de Coordenadas Principais (PCO) explanada em dois eixos explica 100% da variação da concentração de agrotóxicos organoclorados entre os tecidos fígado, músculo e gordura (PCO1 = 100%; PCO2=0%).

As variações da contaminação de *P. unifilis* por agrotóxicos organoclorados nos tecidos não puderam ser explicadas pela interação entre o sexo e o CRC (ANCOVA, fígado: $F = 0,1292$; $p = 0,7208$; músculo: $F = 0,1570$; $p = 0,6936$; gordura: $F = 0,4347$; $p = 0,5129$). Na análise de regressão múltipla, verificou-se também que as características ambientais e de ocupação do ambiente não influenciaram a concentração de agrotóxicos organoclorados no corpo de *P. unifilis* (fígado: $R^2 = 0,0115$, $F_{(4,45)} = 1,1431$, $p < 0,348$; músculo: $R^2 = 0,0490$, $F_{(4,45)} = 0,5803$, $p < 0,678$).

Quando se analisa a variação espacial dos contaminantes, ou seja, os níveis dos agrotóxicos organoclorados em cada localidade, verificamos que nenhum dos locais amostrados está isento de contaminação por agrotóxicos e em quase todas as localidades amostradas foram detectados todos os 8 princípios ativos de agrotóxicos, a exceção foi o princípio ativo Lindano, detectado apenas nas localidades PA2 e PA3. As localidades com maior concentração média de agrotóxicos organoclorados nos tecidos fígado e músculo foi PA1, que se refere à localidade no Riozinho do Anfrísio, no estado do Pará e para o tecido gordura foi MT1, localidade nas nascentes do rio Xingu, no rio Sete de Setembro, no Mato Grosso (Tabela 4).

Tabela 4. Níveis de agrotóxicos organoclorados (ng/g^{-1}) nas localidades de amostragem em *P. unifilis* capturados na bacia do rio Xingu, estados do Mato Grosso e Pará, Brasil.

Localidade	Concentração (ng/g^{-1})		
	Fígado	Músculo	Gordura
MT1	265,58	100,95	15,54
MT2	240,18	123,10	0,0
PA1	341,06	241,06	0,0
PA2	195,49	105,29	5,918
PA3	127,04	178,78	1,017

Legenda: valores em média.

O resultado da PERMANOVA mostrou que a concentração de agrotóxicos organoclorados nos animais difere entre as localidades nas amostras de fígado (pseudo- $F_{(4,45)} = 2,9787$, $p = 0,0155$), sendo observadas diferenças nas concentrações de agrotóxicos organoclorados entre as localidades MT1 e PA2, MT1 e PA3, MT2 e PA2 e MT2 e PA3 ($p < 0,05$). A Análise de Coordenadas Principais (PCO) explanada em dois eixos explica 98,1% da variação da concentração de agrotóxicos organoclorados entre as localidades (PCO1 = 83,9% e PCO2 = 14,2%) (Figura 2). Não verificamos diferenças entre localidades nas amostras de músculo (pseudo- $F_{(4,45)} = 1,2653$, $p = 0,2988$).

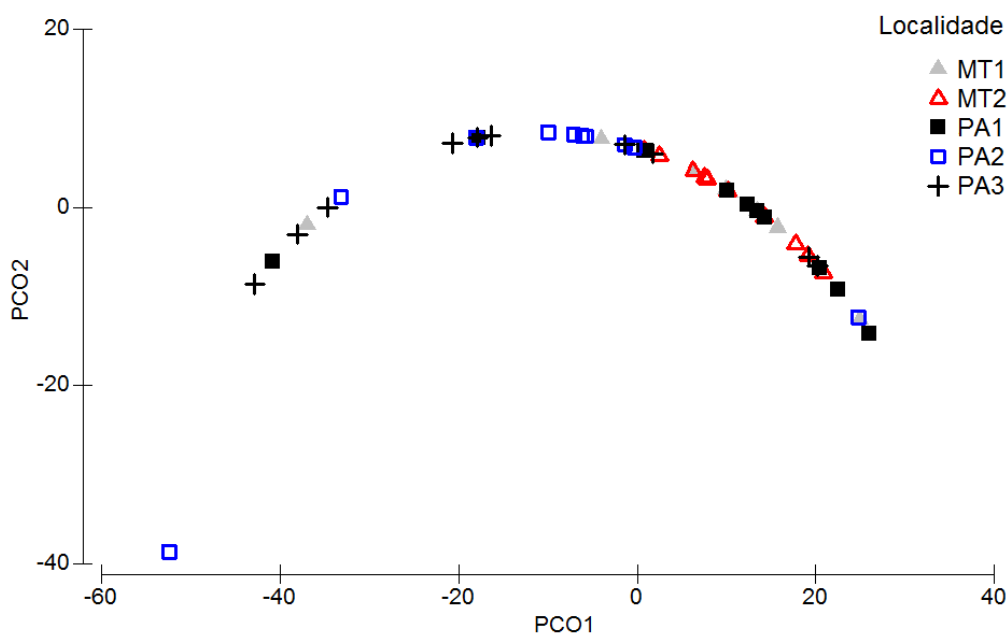


Fig. 2. Análise de Coordenadas Principais (PCO) da concentração de agrotóxicos organoclorados em *P. unifilis* entre as localidades (MT1: triângulo cinza; MT2: triângulo vermelho; PA1: quadrado preto; PA2: quadrado azul; PA3: cruz preta).

4. Discussão

Todos os indivíduos de *P. unifilis* apresentaram concentrações de agrotóxicos organoclorados em seu organismo, sendo que estes agrotóxicos tem seu uso proibido no Brasil (Brasil 2006, 2009a, 2010). O DDT, por exemplo, foi proibido para uso agrícola em 1985 e desde 1998 para uso em campanhas de saúde pública. Assim, apesar destes contaminantes terem sido proibidos há diversos anos, ou décadas como o DDT, ainda existem fontes de contaminação através dos resíduos gerados pelo uso destes compostos durante vários anos, sendo que os mesmos ainda persistem no ambiente e nos organismos aquáticos como *P. unifilis*. Dependendo das propriedades físico-químicas do contaminante, o mesmo pode estar em maior ou menor quantidade dissolvido em corpos d'água, ou permanecerem por maior ou menor tempo no ecossistema aquático, tendo assim alto ou baixo potencial de acumulação ao longo da cadeia alimentar. Essas propriedades físico-químicas influenciam na mobilidade e persistência destes agrotóxicos no ambiente, corroborando com Younes e Galal-Gorchev (2000), os quais ressaltam que a capacidade dos agrotóxicos persistirem e produzirem efeitos tóxicos sobre organismos vivos e sobre o meio ambiente como um todo é muito variada em função das inúmeras classes químicas existentes.

Os agrotóxicos organoclorados não depuram com facilidade e bioacumulam por muitos anos, ou até mesmo décadas, no ambiente, incluindo o solo o sedimento, a água (com alto teor de carbono orgânico dissolvido) e os organismos vivos como peixes e quelônios além de ribeirinhos e indígenas que consomem estes recursos alimentares (Laabs et al., 2002; Gardner et al., 2003; Miranda et al., 2008; Santos et al., 2011; Belo et al., 2012; Moreira et al., 2012; Nogueira et al., 2012; Palma et al., 2014; Mendes et al., 2016). Esta característica de alta persistência no ambiente após anos de aplicação explica o fato destes contaminantes, mesmo tendo sido proibido seu uso, ainda serem amostrados em organismos vivos. Além da alta persistência destes agrotóxicos no ambiente, outros fatores podem interferir na detectabilidade dos agrotóxicos organoclorados amostrados no presente estudo. A contaminação por organoclorados hoje na região Amazônica e em outros lugares está associada a passivos ambientais antigos, como o combate a malária, o uso e comércio ilegal de agrotóxicos no passado e no presente, bem como o descarte inadequado de embalagens. Assim, a suspeita de uso recente destes agrotóxicos já proibidos na bacia do rio Xingu evidencia que no Brasil ainda pode-se estar comercializando e usando agrotóxicos ilegais como o DDT, lembrando ainda que o estado de Mato Grosso possui uma área de fronteira internacional com a Bolívia, o que pode facilitar este comércio de agrotóxicos. Além de crime ambiental o uso irregular de agrotóxicos contrabandeados é também crime de sonegação e

pode ser ainda mais prejudicial ao meio ambiente por não passar por nenhum controle de qualidade. Portanto, existem evidências de que contaminantes proibidos podem estar sendo ainda utilizados em larga escala, em função da dificuldade de fiscalizar regiões tão amplas e da precária capacidade dos órgãos de comando e controle. Além disso, a devolução das embalagens, por exemplo, depende da apresentação de nota fiscal para que essas sejam descartadas de forma correta. Como estes agrotóxicos ilegais (contrabandeados) eles acabam não sendo registrados no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) no Brasil, e suas embalagens vazias são descartadas sem controle e sem fiscalização. Os resíduos presentes nessas embalagens, quando abandonados no ambiente ou descartados em aterros e lixões, contaminam o solo e, sob a ação da chuva, são carregados para águas superficiais e subterrâneas (Carneiro et al., 2015). Devido ao fato que, em algumas áreas estudadas, como por exemplo a RESEX Riozinho do Anfrísio (código PA1), são de difícil acesso, as embalagens de agrotóxicos possivelmente utilizadas em seu entorno, podem não ter tido a destinação correta, o que pode ser evidenciado pela maior concentração média de agrotóxicos organoclorados observado nesse estudo.

Isso posto, presumimos que alguns dos agrotóxicos detectados no presente estudo podem ter origem no uso e comércio ilegal de agrotóxicos e no descarte inadequado de embalagens. Ainda, que o Endosulfan foi utilizado na agricultura até recentemente (2013) e os seus níveis de concentração detectados nesse estudo podem ter sido gerados pela sua persistência no ambiente.

O gradiente dos níveis de contaminação encontrados em *P. unifilis* para DDTs foi: fígado > músculo > gordura. Para Endosulfan foi: músculo > gordura > fígado. O agrotóxico Lindano foi detectado apenas na gordura. Isso mostra que o acúmulo destes contaminantes ocorre de maneira diferenciada, dependendo do tecido animal analisado. Como entre as diversas funções do fígado de répteis estão metabolização e armazenamento de compostos endógenos e exógenos, tais como vitaminas, esteroides e xenobióticos (compostos químicos estranhos a um organismo) (Gardner e Oberdörster, 2005), o fígado, de maneira geral, acumula a maior quantidade de agrotóxicos por serem metabolizados neste tecido. Assim como observado nesse estudo, diversos autores têm evidenciado um acúmulo diferenciado de agrotóxicos nos tecidos em diferentes espécies de quelônios, evidenciando uma maior concentração no fígado, conforme mostra a Tabela 5.

Tabela 5. Revisão das concentrações de contaminantes organoclorados (ng/g⁻¹) nos tecidos fígado, músculo, gordura e sangue em diversos estudos com espécies de quelônios.

Espécie	Agrotóxicos	Concentração (ng/g)				Referência
		F	M	G	S	
<i>Caretta caretta</i>	DDT(a)	18,27	1,45	-	-	Storelli et al. (2007)
<i>Chelonia mydas</i>	γ-Clordano	-	-	-	0,55	Komoroske et al. (2011)
	p,p'-DDE	-	-	-	0,74	Komoroske et al. (2011)
<i>Chelydra serpentina</i>	Cis-Clordano	-	-	-	0,8	De Solla et al. (1998)
	Dieldrina	-	-	-	0,9	De Solla et al. (1998)
	Lindano	-	-	-	0,3	De Solla et al. (1998)
	p,p'-DDE	-	-	-	10,1	De Solla et al. (1998)
<i>Dermochelys coriacea</i>	p,p'-DDE	-	-	-	4,63	De Solla e Fernie (2004)
	DDT(a)	-	-	-	0,31	Guirlet et al. (2010)
<i>Lepidochelys olivacea</i>	DDT(a)	-	-	112,5	-	Lazar et al. (2011)
	DDT(a)	-	-	24,1	-	Stewart et al. (2011)
<i>Lepidochelys olivacea</i>	Aldrin/dieldrina	7,3	ND	ND	-	Gardner et al. (2003)
<i>Lepidochelys olivacea</i>	Clordano(b)	45,3	9,0	8,1	-	Gardner et al. (2003)
	DDT(a)	10,4	8,6	5,1	-	Gardner et al. (2003)
	Endosulfan(c)	32	14,3	ND	-	Gardner et al. (2003)
	Lindano	22,4	14,3	9,7	-	Gardner et al. (2003)
<i>Lepidochelys kempii</i>	p,p'-DDE	14,5	-	104,67	ND	Innis et al. (2008)
<i>Natator depressus</i>	DDD	-	-	-	0,24	Ikonomopoulou et al. (2012)
	Lindano	-	-	-	0,35	Ikonomopoulou et al. (2012)
<i>Podocnemis unifilis</i>	DDT(a)	22,13	4,04	ND	-	Presente estudo
	Endosulfan(c)	0,33	10,95	3,11	-	Presente estudo
	Lindano	ND	ND	1,39	-	Presente estudo

Legenda: F = fígado; M = músculo; G = gordura; S = sangue; ND = não detectado;

(a) Somatório de DDT e seus metabólitos (op`DDT, pp`DDT, pp`DDE e pp`DDD);

(b) Somatório de Clordano e seus isômeros e metabólitos;

(c) Somatório de Endosulfan e seus isômeros e metabólitos (α, β e Sulfato de Endosulfan).

Nossos resultados mostraram que os níveis de contaminação por diversos agrotóxicos organoclorados comparáveis a outros estudos com espécies de quelônios. Como a maioria dos trabalhos abordando contaminação de agrotóxicos organoclorados em quelônios é realizado com espécies marinhas, é importante ressaltar tal informação tendo em vista que o

ecossistema marinho é totalmente diferente em seus aspectos biológicos, físicos e químicos (temperatura, profundidade, luminosidade, salinidade, pH e outras características), o que pode interferir em uma comparação verdadeira entre animais dulcícolas e marinhos.

A ausência de relações entre a contaminação por agrotóxicos e as características corporais ou o gênero dos indivíduos, observado nesse estudo, tem certo respaldo em outros estudos. Por exemplo, em *Chelydra serpentina*, um quelônio dulcícola, Bishop et al. (1994) encontraram que o tamanho relativo do indivíduo não é um bom preditor de níveis de contaminação de agrotóxicos, hipotetizando que a variação na preferência por habitat e forrageamento podem ser os determinantes mais importantes para contaminação. Poucos estudos comprovam a bioacumulação de organoclorados como função do crescimento em quelônios marinhos (p.e. Keller et al., 2004b; Lazar et al., 2011). Uma possível explicação para estas diferenças pode ser a maior longevidade e tamanho de espécies marinhas, que levam décadas para atingirem tamanho adulto com centenas de quilos, em comparação com *P. unifilis* cujo tamanho máximo raramente ultrapassa 10kg na região estudada (Rueda-Almonacid et al., 2007; Miorando et al., 2015). Ressaltamos que os indivíduos utilizados neste estudo apresentaram média de 1,7 kg. Assim, como a maioria dos indivíduos incluídos neste estudo é pequena, é compreensível que não tenha sido detectada diferença significativa entre animais de diferentes tamanhos e entre machos e fêmeas.

Estando as cabeceiras do rio Xingu em acentuado grau de antropização e dominadas pelo agronegócio, com agrotóxicos sendo liberados para o ambiente em todos os municípios da bacia do rio Xingu, o fato de que as concentrações de agrotóxicos organoclorados em indivíduos de *P. unifilis* não tenham sido correlacionadas com as características ambientais e de ocupação ambiental, reforça a hipótese de que a contaminação está estabelecida em toda a bacia e nos ecossistemas aquáticos em geral, não sendo surpresa a ausência de relações entre níveis de contaminação e as variáveis ambientais incluídas no modelo. Apesar disso, foram verificadas diferenças entre as concentrações de agrotóxicos organoclorados entre as localidades amostradas, foram verificadas entre as localidades nas nascentes do rio Xingu (MT1 e MT2), referindo-se aos rios Sete de Setembro e Culuene respectivamente, e entre os pontos de amostragem no rio Xingu na área de abrangência da UHE Belo Monte no município de Altamira (PA2 e PA3). Este resultado indica haver uma maior concentração de agrotóxicos em animais amostrados nas cabeceiras da bacia do rio Xingu. Verifica-se que na bacia do rio Xingu os agrotóxicos estão sendo carreados ao longo de toda bacia, impossibilitando a biota de estar livre de agrotóxicos. Além disso, a liberação de agrotóxicos na atmosfera através da pulverização aérea e outros mecanismos de aplicação, aceleram o transporte dos mesmos por

correntes aéreas, contribuindo para que estes sejam amplamente dispersos e se depositem no solo e na água em áreas distantes das fontes de contaminação (Arias et al., 2007). Assim, tendo em vista o potencial dispersivo desses produtos, e devido à intercomunicabilidade dos sistemas hídricos, qualquer contaminação em um determinado sistema hídrico poderia resultar em disseminação da mesma em áreas distantes de onde o contaminante foram originalmente aplicados (Peres e Moreira, 2003).

Outros fatores que podem proporcionar uma contaminação integrada de todo sistema da bacia do rio Xingu são a abertura e asfaltamento de rodovias e os barramentos nesta região. As rodovias BR-163 (Cuiabá-Santarém) a oeste, BR-230 (Transamazônica) e BR-158 (Barra do Garças até o Pará) a leste da bacia do rio Xingu proporcionaram um acesso maior às regiões isoladas e a novas áreas de contaminação por agrotóxicos. As rodovias têm sido os principais vetores de ocupação e desmatamento da Amazônia, sendo que as regiões ao redor destas rodovias têm sido elencadas como novas áreas de uso em monoculturas, aumentando assim a contaminação na bacia como um todo. Outro agravante nesta região são os barramentos, como usinas hidrelétricas (UHEs) e pequenas centrais hidrelétricas (PCHs), que visam a retenção de água para o aproveitamento energético. Um aspecto particularmente alarmante da interrupção do fluxo dos rios por barragens é o potencial de acumulação de altas concentrações de contaminantes (Fearnside e Millikan, 2012). Tendo em vista que estes barramentos transformam ecossistemas terrestres em aquáticos e ambientes lóticos (águas correntes) em ambientes lênticos (águas paradas), a UHE de Belo Monte, em fase final de execução no estado do Pará, e outros barramentos planejados no entorno do rio Xingu irão proporcionar um maior aprisionamento de contaminantes nestes barramentos, com concentrações de agrotóxicos superiores aos ambientes aquáticos contínuos. Assim, considerando a importância do consumo de pescados e quelônios pela população da região, sobretudo na região de Altamira, às margens destas rodovias e à beira do reservatório da UHE Belo Monte, os agravos à saúde do ambiente e da população podem ser ainda mais graves.

Visando minimizar os agravos à saúde da população que consome recursos proteicos contaminados por agrotóxicos, o MAPA no Brasil, a comissão do *Codex Alimentarius* da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação e Organização Mundial da Saúde (FAO/WHO) e a Comissão Europeia (EC) estabelecem limites máximos de resíduos (LMRs) de agrotóxicos em diversos recursos proteicos (BRASIL, 2009b, 2015; EC, 2016; FAO/WHO, 2016). A partir dos LMRs (ng/g) para os agrotóxicos avaliados no presente estudo, estabelecidos pelo MAPA, EC e *Codex Alimentarius* em carnes bovina, suína e equina (Tabela 6), verifica-se que diversos agrotóxicos com LMR determinado já se encontram

proibidos pela legislação brasileira. Assim, qualquer nível de detecção destes contaminantes proibidos, mesmo abaixo do LMR, deveria ser considerado preocupante e passível de intervenções. Carneiro et al. (2015) aponta este cenário como a legalização pelo Estado brasileiro da contaminação dos recursos proteicos por agrotóxicos.

Tabela 6. LMRs (Limites Máximos de Resíduos) para os agrotóxicos detectados no presente estudo estabelecidos pelo MAPA, EC, *Codex Alimentarius* em carnes bovina, suína e equina.

Princípio Ativo	LMRs (ng/g)		
	MAPA	EC***	<i>Codex Alimentarius</i> ****
Lindano	20**	20	10
DDT(c)	1.000*	1.000	5.000
Endosulfan(d)	NE	50	200

Fonte: *BRASIL (2015); **BRASIL (2009b); ***EC (2016); ****FAO/WHO (2016).

Legenda: NE = LMR não estabelecido; (a) o LMR refere-se ao somatório de Aldrin e Dieldrina; (b) o LMR refere-se ao somatório de isômeros de Clordano (Cis e Trans-Clordano); (c) o LMR refere-se ao somatório de DDT e metabólitos (op`DDT, pp`DDT, pp`DDE e pp`DDD); (d) o LMR refere-se ao somatório de isômeros e metabólito de Endosulfan (α , β e Sulfato de Endosulfan).

Assim, comparando os resultados do presente estudo com a legislação nacional e internacional, aplicada para carnes bovina, suína e equina para consumo humano, concluímos que 10% (N=5) dos indivíduos de *P. unifilis* deste estudo apresentaram concentrações de agrotóxicos acima dos limites máximos estabelecidos para Lindano e Endosulfan (somatório de α , β e Sulfato de Endosulfan) (BRASIL, 2009b, 2015; EC, 2016; FAO/WHO, 2016). Quando a comparação é feita com a legislação internacional da Comissão Europeia específica para anfíbios e répteis, verifica-se que 40% (N=20) dos indivíduos de *P. unifilis* apresentaram concentração dos agrotóxicos DDT e Endosulfan acima do LMR (EC, 2016). Como os problemas de saúde decorrentes do consumo destes animais contaminados podem ocorrer meses, anos ou até décadas após a população estar exposta a estes contaminantes, os resultados aqui obtidos mostram uma situação preocupante, já que população ribeirinha e indígena, que consome estes quelônios, certamente está sendo contaminada.

5. Conclusão

Em todos os indivíduos de *P. unifilis* amostrados na bacia do rio Xingu foram detectados e quantificados resíduos de pelo menos um tipo de agrotóxico organoclorado, sendo que o metabólito pp`DDT apresentou a maior concentração. O tecido com maior

acumulação de contaminantes foi o fígado. Não foram evidenciadas relações entre a contaminação de *P. unifilis* por agrotóxicos e as características corporais ou o gênero dos indivíduos. As concentrações de agrotóxicos organoclorados em *P. unifilis* diferiu entre as localidades de amostragem. As concentrações de agrotóxicos encontradas no organismo de *P. unifilis* estão acima do recomendado nacional e internacionalmente para diversos recursos proteicos para consumo humano. Estando as cabeceiras do Xingu em acentuado grau de antropização e dominadas pelo agronegócio, este resultado reforça a hipótese de que todo o sistema está contaminado, incluindo a população humana, composta por indígenas e ribeirinhos que habitam as margens do Rio Xingu e seus afluentes.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Instituto Evandro Chagas (IEC), Ananindeua/PA, pelo suporte logístico durante o projeto e ao Projeto CAPES “Governança, Gestão de Conflitos e Manejo dos Recursos Naturais na Amazônia” pelo suporte financeiro. Marina T. Pignati agradece ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) de Altamira/PA e ao Instituto Socioambiental (ISA) de Altamira/PA pelo auxílio no trabalho de campo. Este artigo é parte da Tese de Doutorado em Zoologia de Marina T. Pignati, que agradece à Universidade Federal do Pará (UFPA) e Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) pelo suporte acadêmico e logístico.

Referências

ANA. HidroWeb: sistemas de informações hidrológicas. <http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb> (acessado em 01.01.2016).

Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R., 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, UK, 199p.

Arias, A.R., Buss, D.F., Albuquerque, C., Inácio, A.F., Freire, M.M., Egler, M., Mugnai, R., Baptista, D.F., 2007. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. *Ciência & Saúde Coletiva* 12(1), 61-72.

Balensiefer, D.C., Vogt, R.C., 2006. Diet of *Podocnemis unifilis* (Testudines, Podocnemididae) during the dry season in the Mamiraua Sustainable development Reserve, Amazonas, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* 5, 312–317.

Barthem, R.B., Petreire Jr., M., Isaac, V.J., Ribeiro, M.C.L.B., McGrath, D.G., Vieira, I.J.A., Barco, M.V. A pesca na Amazônia: problemas e perspectivas para seu manejo. *In: Valladares-Padua, C.; Bodmer, R.E.; Cullen Jr., L. (org.). Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil. Sociedade Civil Mamirauá. MCT-CNPq. p. 173-185. 1997.*

Belo, M.S.S., Pignati, W., Dores, E.G.C., Moreira, J.C., Peres, F., 2012. Uso de agrotóxicos na produção de soja do estado de Mato Grosso: um estudo preliminar de riscos ocupacionais e ambientais. *Revista Brasileira de Saúde Ocupacional* 37(125), 78-88.

Bishop, C.A., Brown, G.P., Brooks, R.J., Lean, D.R.S., Carey, J.H., 1994. Organochlorine contaminant concentrations in eggs and their relationship to body size, and clutch characteristics of the female common Snapping Turtle (*Chelydra serpentina serpentina*) in Lake Ontario, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 27, 82-87.

Bock, B., Paez, V.P., Perez, N.F., 1998. Estudio preliminar con radiotelemetria sobre los desplazamientos de hembras de la tortuga *Podocnemis unifilis* en el rio Caqueta, Amazonas, Colombia. *Actualidades Biológicas* 20, 29–36.

Brasil. 2002. Exposição Humana a resíduos organoclorados na Cidade dos Meninos, Município de Caxias, Rio de Janeiro. Portaria MS/GM nº 896, 2002. Relatório de Trabalho da Comissão Técnica Assessora ao Ministério da Saúde.

Brasil. 2003. Resolução-RE nº 899, de 29 de maio de 2003. Guia para validação de métodos qualitativos e bioanalíticos, Agência Nacional de Vigilância Sanitária.

Brasil. 2006. Resolução-RDC ANVISA nº 165, de 18 de agosto de 2006. Proíbe todos os usos do Ingrediente ativo LINDANO, Agência Nacional de Vigilância Sanitária.

Brasil. 2010. Resolução-RDC ANVISA nº 28, de 09 de agosto de 2010. Regulamento Técnico para o Ingrediente Ativo Endossulfam em decorrência da Reavaliação Toxicológica, Agência Nacional de Vigilância Sanitária.

Brasil. 2009a. Lei nº 11.936, de 14 de maio de 2009. Proíbe a fabricação, a importação, a exportação, a manutenção em estoque, a comercialização e o uso de diclorodifeniltricloreto (DDT) e dá outras providências.

Brasil. 2009b. Instrução Normativa SDA nº 14, de 25 de maio de 2009. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária.

Brasil. 2015. Instrução Normativa SDA nº 13, de 15 de julho de 2015. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária.

Carneiro, F.F., Rigotto, R.M., Silva Augusto, L.G., Friedrich, K.; Búrigo, A.C. (Orgs.), 2015. Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. São Paulo: Expressão Popular, 624 p.

Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006. Software PRIMER v5. Plymouth, PRIMER-E, UK.

De Solla, S.R., Bishop, C.A., Van Der Kraak, G., Brooks, R.J. 1998. Impact of Organochlorine Contamination on Levels of Sex Hormones and External Morphology of Common Snapping Turtles (*Chelydra serpentina serpentina*) in Ontario, Canada. Environmental Health Perspectives 106, 253-260.

De Solla, S.R., Fernie, K.J., 2004. Characterization of contaminants in snapping turtles (*Chelydra serpentina*) from Canadian Lake Erie Areas of Concern: St. Clair River, Detroit River, and Wheatley Harbour. Environmental Pollution 132, 101-112.

Ernst, C.H., Barbour, R.W., 1989. Turtles of the World. Washington and London: Smithsonian Institution Press, 313 p.

EC. 2016. EU Pesticides database. <http://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/public/?event=activesubstance.selection&language=EN> (acessado em 18.02.2016).

FAO/WHO. 2016. Pesticides Residues in Food and Feed. *Codex Alimentarius*. <http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/standards/pestres/pesticides/en/> (acessado em 19.02.2016).

Fay, E.F., Silva, C.M.M.S., 2004. Comportamento e Destino de Agrotóxicos no Ambiente Solo-Água. Cap. 3, pp. 107-143. *In*: C. M. M. de S.; Fay, E. F. (Eds). Agrotóxico e Ambiente. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica.

Fearnside, P.M., Millikan, B. 2012. Hidrelétricas na Amazônia: Fonte de energia limpa? pp. 47-54; 93- 99. *In*: P.F. Moreira (Ed). Setor Elétrico Brasileiro e a Sustentabilidade no Século 21: Oportunidades e Desafios. 2ª ed. Brasília, DF: Rios Internacionais.

Flores, A.V., Ribeiro, J.N., Neves, A.A., Queiroz, E.L.R., 2004. Organoclorados: um problema de saúde pública. *Ambiente e Sociedade* 7(2), 111-125.

Gardner, S.C., Pier, M.D., Wesselman, R., Juarez, J.A., 2003. Organochlorine contaminants in sea turtles from the Eastern Pacific. *Marine Pollution Bulletin* 46, 1082–1089.

Gardner, S. C.; Oberdörster, E. (Orgs.). 2005. *Toxicology of Reptiles*. CRC Press, EUA.

Guirlet, E., Das, K., Thomé, J., Girondot, M., 2010. Maternal transfer of chlorinated contaminants in the leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, nesting in French Guiana. *Chemosphere* 79, 720-726.

IBGE. 2016. Brasil, série histórica de área plantada e produção agrícola; safras 2014. <http://www.sidra.ibge.gov.br> (acessado em 01.06.2016).

Ikonomopoulou, M.P., Hodge, M., Whittier, J.M., 2012. An Invertigation Of Organochlorine And Polychlorobiphenyl Concentrations In The Blood And Eggs Of The Carnivorous Flatback Turtle, *Natator depressus*, From Queensland, Australia. *Chelonian Conservation and Biology* 11(2), 255-259.

Innis, C., Tlusty, M., Perkins, C., Holladay, S., Merigo, C., Weber III, E.S., 2008. Trace Metal and Organochlorine Pesticide Concentrations in Cold-Stunned Juvenile Kemp's Ridley

Turtles (*Lepidochelys kempii*) from Cape Cod, Massachusetts. *Chelonian Conservation and Biology* 7(2), 230-239.

INPE. 2016. Desmatamento nos Municípios, Projeto PRODES, Divisão de Processamento de Imagens (DPI), Coordenação Geral de Observação da Terra (OBT). <http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodesmunicipal.php> (acessado em 20.02.2016).

Keller, J.M., Kucklick, J.R., McClellan-Green, P.D., 2004a. Organochlorine contaminants in loggerhead sea turtle blood: extraction techniques and distribution among plasma and red blood cells. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 46(2), 254-264.

Keller, J.M., Kucklick, J.R., Harms, C.A., McClellan-Green, P.D., 2004b. Organochlorine contaminants in sea turtles: correlations between whole blood and fat. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23(3), 726-738.

Komoroske, L.M., Lewison, R.L., Seminoff, J.A., Deheyn, D.D., Dutton, P.H., 2011. Pollutants and the health of green sea turtles resident to an urbanized estuary in San Diego, CA. *Chemosphere* 84(5), 544-552.

Laabs, V., Amelung, W., Pinto, A.A., Wantzen, M., da Silva, C.J., Zech, W., 2002. Pesticides in surface water, sediment, and rainfall of the northeastern Pantanal basin, Brazil. *Journal of Environmental Quality* 31(5), 1636-1648.

Lazar, B., Maslov, L., Romanić, S.H., Gračan, R., Krauthacker, B., Holcer, D., Tvrtković, N., 2011. Accumulation of organochlorine contaminants in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from the eastern Adriatic Sea. *Chemosphere* 82, 121-129.

Mendes, R.A., Lopes, A.S.C., Souza, L.C., Lima, M.O., Santos, L.S., 2016. DDT concentration in fish from the Tapajós River in the Amazon region, Brazil. *Chemosphere* (153), 340-345.

Miorando, P.S., Giarrizzo, T., Pezzuti, J.C.B. 2015. Population structure and allometry of *Podocnemis unifilis* (Testudines, Podocnemididae) in a protected area upstream Belo Monte dam in Xingu River, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 87, 2067-2079.

Miranda, K., Cunha, M.L., Dores, E.F., Calheiros, D.F., 2008. Pesticide residues in river sediments from the Pantanal Wetland, Brasil. *Journal of Environmental Science and Health B* 43, 717-722.

Moreira, J.C., Jacob, S.C., Peres, F., Lima, J.S., Meyer, A., Oliveira-Silva, J., Sarcinelli, P.N., Batista, D.F., Egler, M., Faria, M.V.C., Araújo, A.J., Kubota, A.H., Soares, M.O., Alves, S.R., Moura, C.M., Curi, R., 2002. Avaliação integrada do impacto do uso de agrotóxicos sobre a saúde humana em uma comunidade agrícola de Nova Friburgo, RJ. *Ciência e Saúde Coletiva* 7(2): 299-311.

Moreira, J.C., Peres, F., Simões, A.C., Pignati, W.A., Dores, E.C., Vieira, S.N., Strüssmann, C., Mott, T., 2012. Contaminação de águas superficiais e de chuva por agrotóxicos em uma região do estado do Mato Grosso. *Ciência & Saúde Coletiva* 17(6), 1557-1568.

Nogueira, E.N., Dores, E.F.G.C., Pinto, A.A., Amorim, R.S.S., Ribeiro, M.L., Lourencetti, C., 2012. Currently Used Pesticides in Water Matrices in Central-Western Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society* 23(8), 1476-1487.

Palma, D.C.A., Lourencetti, C., Uecker, M.E., Mello, P.R.B., Pignati, W.A., Dores, E.F.G.C., 2014. Simultaneous Determination of Different Classes of Pesticides in Breast Milk by Solid-Phase Dispersion and GC/ECD. *Journal of the Brazilian Chemical Society* 25(8), 1419-1430.

Pantoja-Lima, J., Aride, P.H.R., Oliveira, A.T., Félix-Silva, D., Pezzuti, J.C.B., Rebêlo, G.H. 2014. Chain of commercialization of *Podocnemis* spp. turtles (Testudines: Podocnemididae) in the Purus River, Amazon basin, Brazil: current status and perspectives. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 10, 8.

Peres, F., Moreira, J.C., (Orgs). 2003. *É veneno ou é remédio?: agrotóxicos, saúde e ambiente* [online]. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 384 p.

Peres, F., Moreira, J.C., Claudio, L., 2007. Os impactos dos agrotóxicos sobre a saúde e o ambiente. *Ciência & Saúde Coletiva* 12(1), 4-5.

Pezzuti, J.C.B., Lima, J.P., Begossi, A., Félix-Silva, D., 2010. Uses And Taboos Of Turtles And Tortoises Along Rio Negro, Amazon Basin. *Journal of Ethnobiology* 30, 153-168.

Pignati, W., Oliveira, N. P., Candido-Silva, A. M., 2014. Vigilância aos agrotóxicos: quantificação do uso e previsão de impactos na saúde-trabalho-ambiente para os municípios brasileiros. *Ciência & Saúde Coletiva* 19(12), 4669-4678.

Rebêlo, G.H., Pezzuti, J., 2000. Percepções sobre o consumo de Quelônios na Amazônia. *Ambiente & Sociedade* 6, 85-104.

Ribas, P.P., Matsumura, A.T.S., 2009. A química dos agrotóxicos: impacto sobre a saúde e meio ambiente. *Revista Liberato* 10(14), 149-158.

Romieu, I., Hernandez-Avilla, M., Lazcano-Ponce, E., Weber, J. P., Dewailly, E., 2000. Breast cancer, lactation history, and serum organochlorines. *American Journal of Epidemiology* 152, 363-370.

Rueda-Almonacid, J.V., Carr, J.L., Mittermeier, R.A., Rodrigues-Mahecha, J.V., Mast, R.B., Vogt, R.C., Rhodin, A.G.J., De La Ossa-Velasquez, J., Rueda, J.N., Mittermeier, C.G., 2007. Las tortugas e cocodrilianos de los países andinos e Del Trópico. *Serie de Guías Tropicales de campo*. Bogotá: Conservación Internacional, 538pp.

Santos, G.M., Santos, A.C.M., 2005. Sustentabilidade da pesca na Amazônia. *Estudos Avançados* 19(54), 165-182.

Santos, L.G., Lourencetti, C., Pinto, A.A., Pignati, W.A., Dores, E.F.G.C., 2011. Validation and application of an analytical method for determining pesticides in the gas phase of ambient air. *Journal of Environmental Science and Health Part B* 46, 150-162.

Shukla, V.K., Rastogi, A.N., Adukia, T.K., Raizada, R.B., Reddy, D.C.S., Singh, S., 2001. Organochlorine pesticides in carcinoma of the gallbladder: a casecontrol study. *European Journal of Cancer Prevention* 10, 153-156.

Statsoft, Inc. 2011. STATISTICA (data analysis software system), version 10.0. <http://www.statsoft.com>.

Stewart, K.R., Keller, J.M., Templeton, R., Kucklick, J.R., Johnson, C., 2011. Monitoring persistent organic pollutants in leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) confirms maternal transfer. *Marine Pollution Bulletin* 62, 1396–1409.

Storelli, M.M., Marcotrigiano, G.O., 2000. Chlorobiphenyls, HCB, and organochlorine pesticides in some tissues of *Caretta caretta* (Linnaeus) specimens beached along the Adriatic Sea, Italy. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 64, 481–488.

Storelli, M.M., Barone, G., Marcotrigiano, G.O., 2007. Polychlorinated biphenyls and other chlorinated organic contaminants in the tissues of Mediterranean loggerhead turtle *Caretta caretta*. *Science of the Total Environment* 373, 456-463.

Tomita, R.Y., Beyruth, Z., 2002. Toxicologia de agrotóxico em ambiente aquático. *Biológico* 64(2), 135-142.

Torres, J.P.M., 1998. Ocorrência de micropoluentes orgânicos (organoclorados e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos) em sedimentos fluviais e solos tropicais. Tese de Doutorado, Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Villas-Bôas, A. (Org.). 2012. De Olho na Bacia do Xingu (Série Cartô Brasil Socioambiental, n. 5). Instituto Socioambiental, São Paulo, 61p.

Wessel, N., Rousseau, S., Caisey, X., Quiniou, F., Akcha, F., 2007. Investigating the relationship between embryotoxic and genotoxic effects of benzo[*a*]pyrene, 17 α -thinylestradiol and endosulfan on *Crassostrea gigas* embryos. *Aquatic Toxicology* 85, 133–142.

Younes, M., Galal-Gorchev, H., 2000. Pesticides in drinking water – a case study. *Food and Chemical Toxicology* 38, S87-S90.

CAPÍTULO 4

**Avaliação dos níveis de mercúrio em *Podocnemis unifilis* (Testudines: Podocnemididae)
na bacia do rio Xingu, Brasil**

Artigo a ser submetido ao periódico Ecological Indicators (Qualis CAPES A2)

Avaliação dos níveis de mercúrio em *Podocnemis unifilis* (Testudines: Podocnemididae) na bacia do rio Xingu, Brasil

Marina Teófilo Pignati^{a*}, Larissa Costa de Souza^b, Rosivaldo de Alcântara Mendes^b, Marcelo de Oliveira Lima^b, Wanderlei Antonio Pignati^c, Juarez Carlos Brito Pezzuti^d

^aPrograma de Pós-graduação em Zoologia, Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi/CZO, Belém, PA 66077-530, Brasil

^bInstituto Evandro Chagas/SVS-MS, Seção de Meio Ambiente, Ananindeua, PA 67010-000, Brasil

^cUniversidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Saúde Coletiva, Cuiabá, MT 78060-900, Brasil

^dUniversidade Federal do Pará, Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Belém, PA 66075-110, Brasil

*Autor correspondente: Av. Perimetral, nº. 1, B. Guamá, Belém, PA 66075-750, Brasil. Tel.: +55(91) 3201-7231. E-mail: marinateofilo@yahoo.com.br (M.T. Pignati).

Resumo

O mercúrio (Hg) é um contaminante que ocorre nos ecossistemas e sua liberação tem aumentado nos últimos 50 anos devido à intensificação de diversas ações antrópicas. A contaminação de Hg na biota aquática vem sendo amplamente estudada devido à sua relação direta com a saúde humana, através da ingestão de alimentos contaminados, como peixes e quelônios aquáticos. Nas comunidades ribeirinhas e indígenas da região amazônica os quelônios representam importantes fontes de alimento. Neste estudo investigamos os fatores que influenciam na contaminação de *Podocnemis unifilis* por mercúrio (Hg) na bacia do rio Xingu. Cinquenta indivíduos de *P. unifilis* foram capturados em cinco pontos de amostragem distribuídos na bacia do rio Xingu, nos estados do Mato Grosso e Pará, dos quais coletamos amostras de fígado e músculo. As amostras foram analisadas em espectrômetro de absorção atômica com geração de vapor a frio (CV-AAS) para quantificação de mercúrio total (HgT). Observamos que todas as amostras analisadas apresentaram concentração detectável de HgT, sendo que nas amostras de fígado apresentaram $134,20 \pm 119,39 \mu\text{g/g}^{-1}$ e de músculo $24,86 \pm 26,36 \mu\text{g/g}^{-1}$. Amostras de fígado apresentaram significativamente maior concentração de HgT que amostras de músculo. A concentração de HgT de *P. unifilis* não foi influenciada pelo sexo, pelo tamanho dos animais ou pelos fatores ambientais considerados nas análises.

Indivíduos de *P. unifilis* deste estudo apresentaram concentrações 100 vezes maiores que o máximo aceitável de 0,5 µg/g para recursos proteicos recomendado pela Organização Mundial de Saúde e pelo Ministério da Saúde do Brasil para consumo humano. Assim, a população ribeirinha e indígena que consome este recurso proteico pode estar sendo contaminada sendo necessários estudos futuros para esta confirmação.

Palavras-chave: Mercúrio; Quelônios; Biomonitor; Contaminação do Xingu.

Abstract

Mercury (Hg) is a contaminant inserted into ecosystems and its release has increased in the last 50 years due to the intensification of diverse anthropic actions. Hg contamination in aquatic biota has been widely studied because of its direct relation with human health, through the ingestion of contaminated foods such as fishes and aquatic chelonians. In the indigenous and riparian communities of the Amazon region, chelonians represent important sources of food. We investigated the factors that influence the *Podocnemis unifilis* contamination by mercury (Hg) in the Xingu river basin. Fifty individuals of *P. unifilis* were captured at five sampling points distributed in the Xingu river basin, in the states of Mato Grosso and Pará, from which we collected liver and muscle samples. The samples were analyzed by cold-vapor atomic absorption (CVAA) spectroscopy for quantification of total mercury (THg). We observed that all analyzed samples had a detectable concentration of THg. The liver samples presented $134.20 \pm 119.39 \mu\text{g/g}^{-1}$ and the muscle $24.86 \pm 26.36 \mu\text{g/g}^{-1}$ of THg. Liver samples showed significantly higher concentration of THg than muscle samples. The concentration of THg in *P. unifilis* was not influenced by sex, animal size and environmental factors considered in our analysis. Individuals of *P. unifilis* in this study had concentrations greater than the acceptable maximum of 0.5 µg/g recommended for protein resources by the World Health Organization and the Brazilian Ministry of Health for human consumption. Thus, the riparian and indigenous populations that consume this protein resource may be contaminated and future studies are required for this confirmation.

Keywords: Mercury; Chelonians; Biomonitor; Xingu contamination.

1. Introdução

O mercúrio (Hg) é um metal constituinte dos ecossistemas aquáticos e terrestres e, nos últimos 50 anos, sua mobilidade para os sistemas tem aumentado devido às ações antrópicas

(Haines et al., 1995; Lacerda, 2004; Schneider et al., 2013). Como apresenta alta toxicidade, em elevadas concentrações o Hg é capaz de provocar efeitos adversos à biota e a saúde humana (Dallinger e Rainbow, 1993; Akagi et al., 1995). Nos casos de exposição humana ao Hg foram observadas lesões nos sistemas neurológicos e imunológicos, inúmeros relatos de má formação congênita e efeitos teratogênicos (Larson e Weinck, 1994; Akagi et al., 1995). A intoxicação em vertebrados por Hg leva à redução da taxa de crescimento, da viabilidade das células sanguíneas e do desenvolvimento gonadal, e até à convulsões crônicas e cegueira (Wobeser et al., 1976; Bazar et al., 2002; Day et al., 2007; Hammerschmidt et al., 2002; Schneider et al., 2013).

O Hg está presente no ambiente por sua ocorrência natural (no solo e na biomassa vegetal) sendo mobilizado ou inserido no meio pelas atividades humanas, e as estimativas atuais indicam uma razão equitativa anual de emissões atmosféricas naturais e antropogênicas (Nascimento e Chasin, 2001; Mahbub et al., 2017). Quando se trata do Hg de ocorrência natural, a região amazônica apresenta um quadro particular, pois em seu ambiente a concentração de Hg natural mostra um *background* superior a outras regiões do planeta (Fadini e Jardim, 2001; Wasserman et al., 2003). Paralelamente à contaminação natural, as ações antrópicas têm contribuído para o aumento da liberação de Hg para o ambiente em grande escala. No Brasil, o Hg tem sido amplamente utilizado em atividades industriais e de mineração, e foi particularmente na região amazônica que o uso do Hg na mineração artesanal contribuiu significativamente para a contaminação ambiental (Milhomem-Filho et al., 2016). Além do uso do Hg na mineração e garimpagem de ouro, ocorrem outras atividades impactantes capazes de liberar o Hg existente na composição normal da floresta, como o desmatamento, as queimadas e as barragens e hidrelétricas (Veiga et al., 1994; Lacerda, 2004). Ressalte-se que as queimadas e a degradação dos solos, associados à facilidade de mobilização geoquímica do Hg, seriam algumas das possíveis explicações para a elevada concentração de Hg em áreas onde não existem garimpos (Lacerda 1995; Fadini e Jardim, 2001; Cordeiro et al. 2002; Lacerda e Malm, 2008). Outras características ambientais, como o pH do corpo d'água e a pluviosidade do local, podem afetar a disponibilidade de Hg para o ambiente (Guimarães et al., 2000; Belger e Forsberg, 2006).

Estudos têm demonstrado o acúmulo de Hg no solo, nos rios, em animais e em humanos (Roulet et al., 2000; Fadini e Jardim, 2001; Barbosa et al., 2001; Kasper et al., 2012; Schneider et al., 2012). O Hg no ambiente têm resultado em um potencial de risco à vida, podendo afetar a reprodução dos animais e à saúde humana (Hammerschmidt et al., 2002; Santos et al., 2003a). Este contaminante é altamente persistente e se biomagnifica na cadeia

alimentar e nos diversos níveis tróficos de organismos aquáticos (Kasper et al., 2012). Organismos aquáticos de níveis tróficos mais elevados são mais sensíveis a diversos contaminantes, incluindo o Hg (Beltran-Pedrerros et al., 2011). A contaminação de Hg na biota aquática vem sendo amplamente estudada devido à sua relação direta com a saúde humana, já que, de acordo com Kasper et al. (2014), a principal fonte de exposição humana ao Hg ocorre através da ingestão de alimentos contaminados, como os organismos aquáticos.

Quelônios aquáticos e marinhos, por serem organismos de vida longa, com representantes tanto herbívoros quanto carnívoros e/ou onívoros, e que podem acumular substâncias tóxicas por longos períodos de tempo, têm se mostrado importantes monitores de contaminação ambiental (Ernst e Barbour, 1989; Golet e Haines, 2001; Storelli e Marcotrigiano, 2003). Dentre as pesquisas envolvendo este grupo animal, tem sido evidenciado que as concentrações de Hg em quelônios podem estar associadas à variação de crescimento ou tamanho corporal e à variação entre tecidos corporais (Burger et al., 2004; Bergeron et al., 2007; Souza-Araújo et al., 2015).

Nas comunidades ribeirinhas, indígenas e caboclas da região amazônica os quelônios representam importante fonte de alimento (Rebêlo e Pezzuti, 2000; Pantoja-Lima et al., 2012; Pantoja-Lima et al., 2014). *Podocnemis unifilis*, uma espécie de quelônio aquático, apresenta ampla distribuição na bacia do rio Xingu, desde o estado do Mato Grosso ao estado do Pará, podendo extrapolar para rios da bacia do Tocantins-Araguaia, no estado de Mato Grosso (Ernst e Barbour, 1989; Rueda-Almonacid et al., 2007). Assim, justifica-se a preocupação quanto às consequências deste contaminante para manutenção desta espécie de quelônio bem como ao consumo da mesma pelas populações humanas na região amazônica, no tocante à possível contaminação destas pessoas.

Utilizamos, neste estudo, *P. unifilis* como biomonitora para investigar os fatores que influenciam na contaminação por Hg na bacia do rio Xingu, avaliando os diversos fatores físicos, ecológicos e antrópicos que podem estar influenciando nos níveis de contaminação do ambiente e exposição dos animais. Verificamos se indivíduos de *Podocnemis unifilis* na bacia do Rio Xingu estão bioacumulando Hg e se os níveis de Hg variam de acordo com o tamanho corporal e sexo dos animais, de acordo com tipo de tecido ou com as características físicas, biológicas e de ocupação dos ambientes e corpos d'água.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

A bacia do rio Xingu, distribui-se entre 39 municípios nos estado do Mato Grosso e Pará com área de 51 milhões de hectares, percorrendo 20 terras indígenas (TIs) e 10 unidades de conservação (UCs) nas categorias de Uso Sustentável e de Proteção Integral. Localiza-se em uma área de ecótono entre os biomas Cerrado-Amazônia, cujas nascentes do rio Xingu estão no estado do Mato Grosso (Alto Xingu) e sua foz no estado do Pará (Baixo Xingu). Possui uma população de cerca de 610 mil pessoas (1,2 hab/km²), cuja economia baseia-se principalmente na pecuária, no cultivo de monoculturas e na extração madeireira (Villas-Bôas, 2012). Para este estudo, selecionamos cinco pontos de amostragem distribuídos em nascentes ou afluentes de rios da bacia do Xingu, nos estados do Mato Grosso e Pará (Tabela 1; Figura 1).

Tabela 1. Localização dos pontos de amostragem na bacia do rio Xingu, estados do Mato Grosso e Pará, Brasil.

Código	Cidade	Descrição	Coordenadas geográficas	
			Latitude	Longitude
MT1	Canarana	Rio Sete de Setembro	13°10'57.4"	52°34'35.7"
MT2	Gaúcha do Norte	Rio Culuene	12°59'06.4"	52°52'42.8"
PA1	Altamira	Riozinho do Anfrísio	04°53'17.7"	54°55'57.2"
PA2	Altamira	UHE Belo Monte	03°29'10.6"	52°15'50.2"
PA3	Altamira	UHE Belo Monte	03°22'16.6"	51°57'51.3"

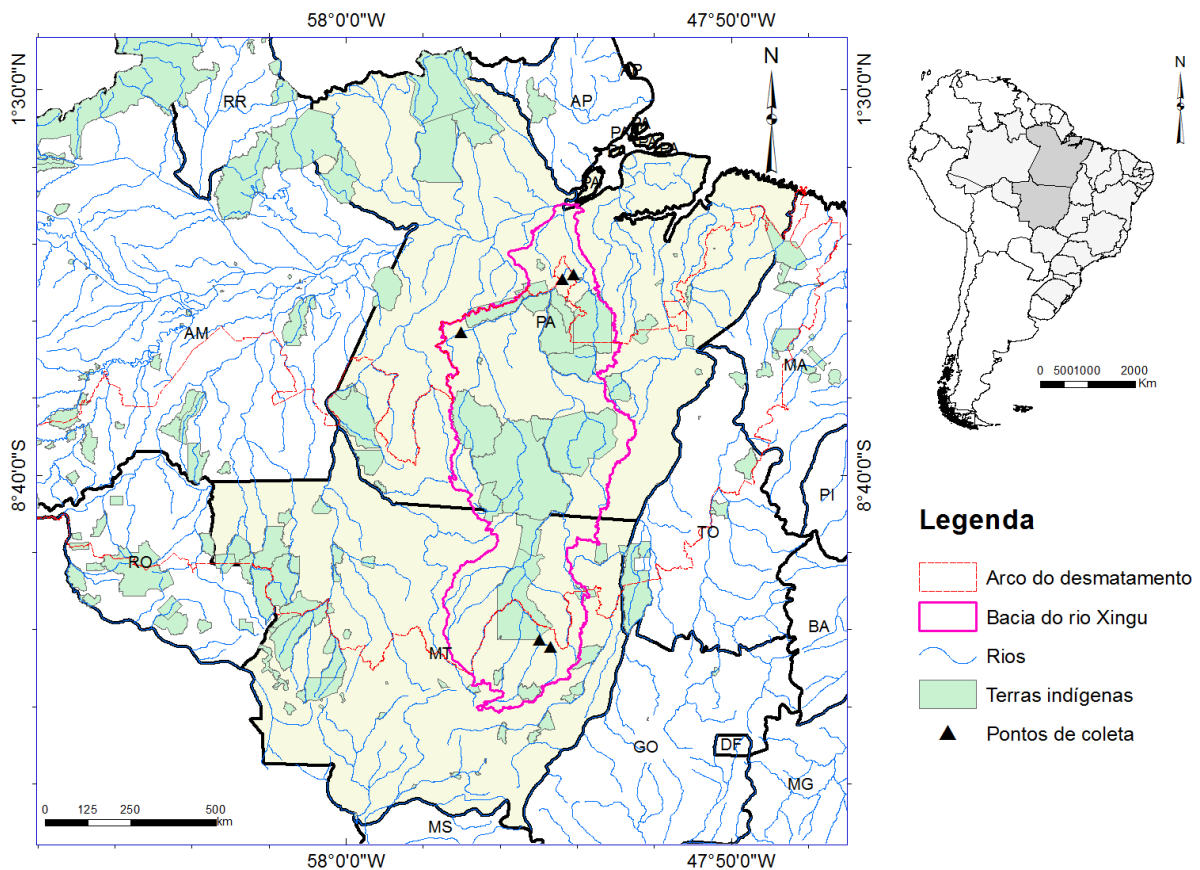


Fig. 1. Mapa dos pontos de amostragem monitorados na bacia do rio Xingu, estados do Mato Grosso e Pará (triângulos pretos).

2.2. Captura de animais e separação de tecidos

Realizamos as amostragens apenas no período de seca (outubro a dezembro) de 2014, o qual corresponde aos meses de reprodução da espécie e quando a captura fica facilitada. Os quelônios adultos e juvenis foram amostrados nos corpos d'água e capturados a partir da utilização de três métodos de coleta, a saber: 1) método manual com puçá: o qual consiste em uma rede de mão contendo uma haste de madeira ligada a um anel que suporta uma rede em forma de saco com uma malha pequena; 2) pesca com varas equipadas com molinetes: equipadas com molinetes e utilizadas, como iscas naturais, espécimes de peixes (*Hoplias* spp. e *Gymnotus* spp.); e 3) mergulho: onde os espécimes avistados na superfície d'água foram capturados manualmente.

Capturamos 10 indivíduos de *P. unifilis* por localidade, totalizando 50 indivíduos. Os animais foram identificados quanto ao sexo (Rueda-Almonacid et al., 2007) e as medidas biométricas tomadas, utilizando paquímetro (600 mm) e balanças (1.000 g; 10.000 g), aferindo massa (g) e duas medidas de cada espécime: comprimento retilíneo da carapaça

(CRC) (mm) e comprimento do plastrão (mm). Os animais foram coletados de acordo com autorização para atividades com finalidade científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) nº 44743-1 e Licença do Comitê de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal do Pará (CEUA/UFPA) nº 2661161216. Os animais foram mortos seguindo as diretrizes de bem-estar animal, e dos espécimes coletados retiramos amostras de tecido muscular peitoral e tecido hepático, os quais foram armazenados em tubos de coleta tipo Falcon e mantidos congelados em freezer (- 20 °C) até as análises.

2.3. Análises de mercúrio total (HgT)

Para análise de mercúrio total (HgT) em fígado e músculo realizamos as etapas experimentais seguindo protocolo de Akagi et al. (2004), o qual segue: em frasco volumétrico de 50 mL pesamos aproximadamente 0,5 g de cada amostra. Na sequência adicionamos 1 mL de água deionizada, 2 mL de solução de ácido nítrico e ácido perclórico (50:50) e 5 mL de ácido Sulfúrico concentrado, sendo, posteriormente, levada para chapa aquecedora a 200°C, por 30 min. Após o resfriamento, aferimos o balão com água deionizada e realizamos a leitura, em duplicata, de 5 mL de amostra em espectrômetro de absorção atômica com geração de vapor a frio (CV-AAS). Para o preparo da curva de calibração realizamos o mesmo procedimento da amostra, trocando a massa da matriz por diferentes volumes de solução padrão de mercúrio. Os Limites de Detecção (LD) e Quantificação (LQ) do método foram, respectivamente, 0,0001 e 0,0005 $\mu\text{g}/\text{g}^{-1}$.

2.4. Caracterização física, biológica e de uso do ambiente

Os dados de queimadas (focos de calor) e de desmatamento (km^2) dos municípios nos estados do Mato Grosso e Pará no ano de 2014 foram provenientes de banco de dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (INPE, 2016a, b).

Dados de pluviosidade (mm) no ano de 2014 dos municípios provêm de banco de dados da Agencia Nacional de Águas (ANA, 2016). A variável latitude foi amostrada com auxílio de um GPS Etrex H - Garmin ® e o potencial hidrogeniônico (pH) de cada corpo d'água foi amostrado no momento da coleta dos animais através de um pHmetro de campo.

2.5. Estatística

Para verificar se as concentrações de HgT variam com o tipo de tecido em *P. unifilis*, aplicamos uma Análise de Variância Multivariada por Permutação (PERMANOVA). Geramos uma matriz de similaridade baseada no índice de Bray-Curtis com $\text{Log}(X+1)$

transformado para análise, com 9.999 permutações dos resíduos. Realizamos uma Análise de Coordenadas Principais (PCO) para discriminar qual tipo de tecido apresentava maior concentração de contaminantes. As análises foram realizadas no PRIMER v.6. (Clarke e Gorley, 2006) com PERMANOVA+1 adicionada no pacote estatístico (Anderson et al., 2008).

As variáveis CRC (comprimento retilíneo da carapaça), comprimento do plastrão e peso apresentaram correlações $\geq 0,95$ ($p < 0,05$) entre si. Assim, usamos apenas as métricas de CRC para as análises estatísticas referente à característica do corpo dos animais. Para verificar se as concentrações de HgT variam de acordo com o tamanho e o peso da espécie, aplicamos uma Análise de Covariância (ANCOVA) para cada um dos tecidos amostrados. Utilizamos o CRC foi utilizado como covariável para remover os efeitos do tamanho do corpo. Essas análises foram realizadas no programa Statistica 10.0 (StatSoft, 2011).

As variáveis ambientais focos de calor e desmatamento apresentaram correlação de 0,98 e pluviosidade e latitude apresentaram correlação de 0,91 ($p < 0,05$). Assim, usamos apenas as métricas de focos de calor, pluviosidade e pH para as análises estatísticas no que se refere às características ambientais. Para verificar se as concentrações de HgT variam de acordo com as características físicas, biológicas e de ocupação dos ambientes (Focos de Calor, Pluviosidade e pH do corpo d'água) aplicamos uma Regressão Múltipla para cada um dos tecidos amostrados para as variáveis respostas quanto à contaminação por mercúrio. Da mesma forma, essas análises foi realizada no programa Statistica 10.0 (StatSoft, 2011).

Para verificar se a concentração de HgT nos animais difere entre as localidades, aplicamos uma Análise de Variância Multivariada por Permutação (PERMANOVA) para cada um dos tecidos amostrados. Geramos uma matriz de similaridade baseada no índice de Bray-Curtis com $\text{Log}(X+1)$ transformado para a análise, com 9.999 permutações dos resíduos. Essas análises foram realizadas no PRIMER v.6. (Clarke e Gorley, 2006) com PERMANOVA+1 (Anderson et al., 2008).

Fica previamente fixado o nível alfa = 0.05 para rejeitar a hipótese nula.

3. Resultados

3.1. Caracterização dos animais

No total, analisamos 50 indivíduos (22 fêmeas e 28 machos) de *P. unifilis*, dos quais obtivemos as seguintes informações (média \pm desvio padrão; máximo-mínimo) (Tabela 2).

Tabela 2. Distribuição dos indivíduos de *P. unifilis* por gênero e tamanho coletados na bacia do rio Xingu, estados do Mato Grosso e Pará, Brasil.

N			CRC (cm)			Massa (kg)		
F	M	Total	F	M	Total	F	M	Total
22	28	50	25,6 ± 4,1 (22,8-33,2)	24,4 ± 4,0 (17,8-27,8)	25,5 ± 4,0 (17,8-33,2)	1,758 ± 0,814 (1,200-3,800)	1,525 ± 0,788 (0,600-2,100)	1,717 ± 0,790 (0,600-3,800)

Legenda: valores em média ± desvio padrão (mínimo-máximo); CRC (comprimento retilíneo da carapaça).

3.2. Influência do tecido amostrado em *P. unifilis* nos níveis de HgT

Todas as amostras analisadas de fígado e músculo apresentaram concentração detectável de HgT. As amostras de fígado apresentaram $134,20 \pm 119,39 \mu\text{g/g}^{-1}$ de HgT (24,23-804,21) e amostras de músculo apresentaram $24,86 \pm 26,36 \mu\text{g/g}^{-1}$ de HgT (7,40-188,04) (média ± desvio padrão e valores mínimo - máximo).

Amostras de fígado apresentaram maior concentração de HgT que amostras de músculo (pseudo- $F_{(1,98)} = 165,06$, $p < 0,001$). Em média, amostras de tecido de fígado apresentam aproximadamente $109 \mu\text{g/g}^{-1}$ de HgT a mais do que amostras de tecido de músculo. A Análise de Coordenadas Principais (PCO) explanada em dois eixos explica 99,9% da variação da concentração de HgT entre os tecidos fígado e músculo (PCO1 = 96,4% e PCO2 = 3,5%) (Figura 2).

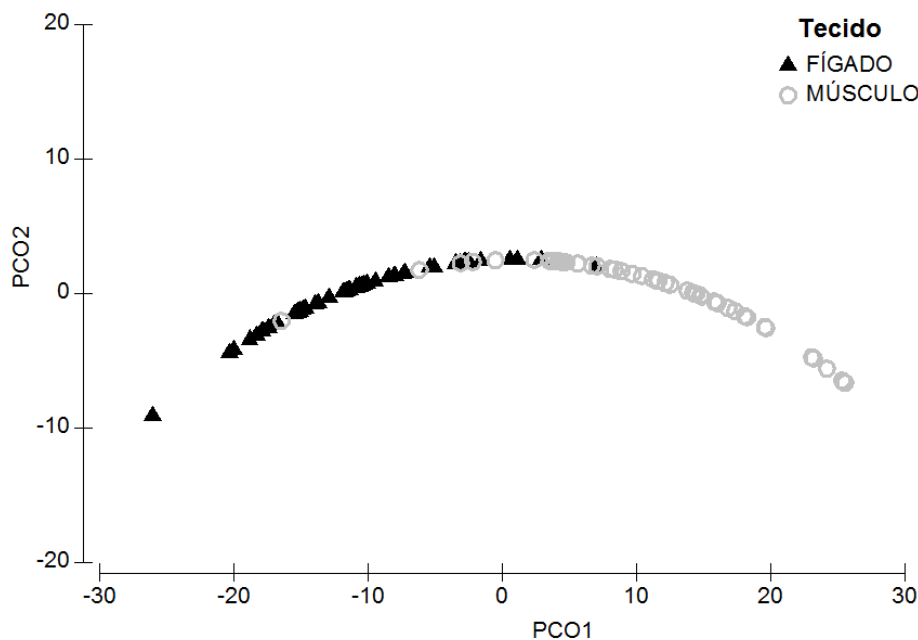


Fig. 2. Análise de Coordenadas Principais (PCO) da concentração de HgT ($\mu\text{g/g}^{-1}$) no tecido fígado (triângulo preto) e músculo (círculo cinza) de *P. unifilis*.

3.3. Influência do gênero e tamanho de *P. unifilis* nos níveis de HgT

A variação da concentração de HgT ($\mu\text{g/g}^{-1}$) entre machos e fêmeas em *P. unifilis* foi pequena. Os machos apresentaram $136,48 \mu\text{g/g}^{-1}$ de HgT no fígado e $24,70 \mu\text{g/g}^{-1}$ de HgT no músculo e as fêmeas $138,04 \mu\text{g/g}^{-1}$ de HgT no fígado e $25,77 \mu\text{g/g}^{-1}$ de HgT no músculo. Assim, o resultado da ANCOVA mostrou que nem o sexo nem pelo CRC dos animais influenciaram significativamente a concentração de HgT no fígado ($F_{(1,46)} = 0,351$; $p < 0,556$), bem como no músculo de *P. unifilis* ($F_{(1,46)} = 2,205$; $p < 0,144$).

3.4. Influência dos fatores ambientais nos níveis de HgT em *P. unifilis*

Na análise de regressão múltipla, os fatores ambientais não influenciaram significativamente a concentração de HgT no fígado ($R^2 = 0,099$, $F_{(3,46)} = 1,6964$, $p < 0,180$), bem como no músculo de *P. unifilis* ($R^2 = 0,569$, $F_{(3,46)} = 0,9258$, $p < 0,435$).

3.5. Distribuição espacial de HgT

Quando se analisa a variação espacial dos contaminantes (níveis de mercúrio nos animais em cada localidade), verifica-se que nenhum dos locais amostrados foi isento de contaminação por HgT. A localidade com maior concentração média de HgT foi PA3, que se refere à localidade na área de influência da UHE Belo Monte, quando avaliado o tecido hepático ($188,41 \mu\text{g/g}^{-1}$) e MT1, localidade nas nascentes do rio Xingu, no rio Sete de Setembro, quando avaliado o tecido muscular ($36,35 \mu\text{g/g}^{-1}$). A localidade PA3 também apresentou a maior concentração de HgT em um único indivíduo ($804,21 \mu\text{g/g}^{-1}$). A localidade com a menor concentração média de HgT foi MT2, localidade nas nascentes do rio Xingu, no rio Culene, quando avaliado o tecido hepático ($77,31 \mu\text{g/g}^{-1}$) e a localidade PA1, no Riozinho do Anfrísio, no Pará, quando analisado o tecido muscular ($15,89 \mu\text{g/g}^{-1}$).

A variação da concentração de HgT entre as localidades em *P. unifilis* foi pequena (Figura 3 A e B). Assim, o resultado da PERMANOVA mostrou que a localidade de amostragem não influencia na concentração de mercúrio no fígado (pseudo- $F_{(4,45)} = 1,4982$, $p < 0,2103$), bem como no músculo de *P. unifilis* (pseudo- $F_{(4,45)} = 1,1424$, $p < 0,3417$).

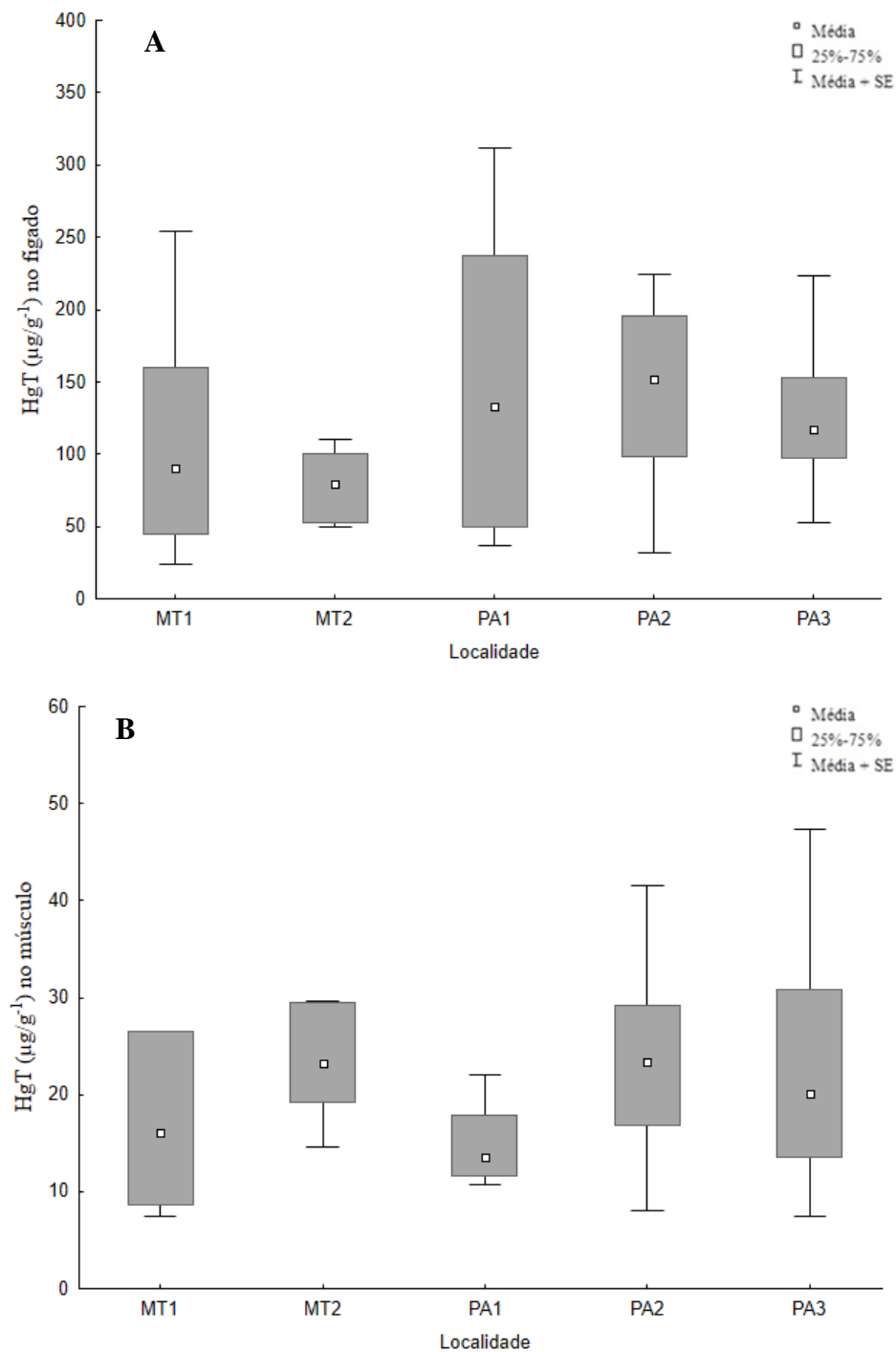


Fig. 3. Distribuição da concentração de HgT ($\mu\text{g}/\text{g}^{-1}$) entre as localidades amostradas nos tecidos fígado (A) e músculo (B) em *P. unifilis*.

4. Discussão

4.1. Influência do tecido amostrado em *P. unifilis* nos níveis de HgT

Todos os animais apresentaram níveis de HgT em seus tecidos, com acúmulo diferenciado entre os mesmos. Outros autores apresentam estudos que evidenciam acúmulo diferenciado de Hg nos tecidos em espécies de quelônios e crocodilianos aquáticos (Tabela 3).

Tabela 3. Concentrações de Hg ($\mu\text{g/g}^{-1}$) observadas em espécies de quelônios e crocodilianos.

Espécie	Níveis de Hg ($\mu\text{g/g}^{-1}$)			Referência
	Fígado	Músculo	Sangue	
<i>Alligator sinensis</i>	0,559	0,193	-	Xu et al. (2006)
<i>Caiman c. crocodilus</i>	-	0,291	-	Schneider et al. (2012)
<i>Chelodina parkeri</i>	0,593	0,329	-	Green et al. (2010)
<i>Chelus fimbriata</i>	-	0,432	-	Schneider et al. (2009b)
<i>Chelydra serpentina</i>	0,05-0,5	-	-	Golet e Haines (2001)
<i>C. serpentina</i>	-	0,481	-	Turnquist et al. (2011)
<i>Heosemys spinosa</i>	1,379	0,010	-	Green et al. (2010)
<i>Leucocephalon yuwonoi</i>	0,078	0,004	-	Green et al. (2010)
<i>Malaclemys t. terapin</i>	1,493	0,054	-	Green et al. (2010)
<i>Melanosuchus niger</i>	-	0,194	-	Schneider et al. (2012)
<i>Peltocephalus dumerilianus</i>	-	0,106	-	Schneider et al. (2009b)
<i>Podocnemis erythrocephala</i>	0,470	0,033	-	Schneider et al. (2009a)
<i>P. erythrocephala</i>	-	0,033	-	Schneider et al. (2009b)
<i>P. expansa</i>	-	0,062	-	Schneider et al. (2009b)
<i>P. expansa</i>	-	0,001	-	Eggins et al. (2015)
<i>P. sextuberculata</i>	-	0,061	-	Schneider et al. (2009b)
<i>P. unifilis</i>	-	0,034	-	Schneider et al. (2009b)
<i>P. unifilis</i>	-	0,001	-	Eggins et al. (2015)
<i>P. unifilis</i>	-	0,02	-	Souza-Araújo et al. (2015)
<i>P. unifilis</i>	134,20	24,86	-	Presente estudo

A concentração de Hg em *P. unifilis* neste estudo foi muito superior aos estudos anteriores com espécies de quelônios e crocodilianos aquáticos, incluindo estudos no baixo Xingu. A política de ocupação do norte do estado do Mato Grosso e estado do Pará, região amazônica, a partir da década de 60, facilitou a instalação de diversas atividades capazes de liberar mercúrio para o meio ambiente, como a mineração e garimpagem de ouro, o desmatamento e as queimadas, o que resultou na incorporação lenta e progressiva do mercúrio em diferentes compartimentos ambientais (Santos et al., 2003b). Ainda hoje, estão em atividade inúmeros garimpos ilegais espalhados inclusive por Terras Indígenas e Unidades de Conservação na bacia do rio Xingu no estado do Pará, atividade muito difícil de ser mapeada diretamente (Villas-Bôas, 2012). Desta maneira, estas atividades ao longo de toda bacia do

Xingu podem ter mobilizado para o ambiente os montantes de mercúrio que possivelmente também se encontram nos organismos aquáticos como *P. unifilis*.

Assim como evidenciado nos resultados, o fígado tende a acumular maior concentração de substâncias tóxicas. Maiores concentrações de Hg no fígado do que em tecido muscular foram evidenciadas em diversas espécies de quelônios aquáticos (Schneider et al., 2009a; Green et al., 2010; Souza-Araújo et al., 2015). O fígado dos répteis metaboliza e armazena diversas substâncias, incluindo os xenobióticos, que são compostos químicos estranhos a um organismo. Xenobióticos e outros resíduos podem acumular-se em níveis tóxicos se eles não forem eficientemente excretados (Gardner e Oberdörster, 2005). Segundo os mesmos autores, como o sistema de desintoxicação de répteis é menos eficiente do que em organismos endotérmicos, é importante o entendimento de como os répteis metabolizam xenobióticos para determinar a potencial toxicidade destes contaminantes.

4.2. Influência do gênero e tamanho de *P. unifilis* nos níveis de HgT

A concentração de HgT no fígado e músculo de *P. unifilis* não diferiu significativamente nem entre sexo e nem de acordo com o tamanho dos animais no presente estudo. Diversos estudos têm evidenciado correlação positiva entre a concentração de Hg e o tamanho do corpo em indivíduos de espécies aquáticas (Golet e Haines, 2001; Schneider et al., 2009a; Green et al., 2010; Eggins et al., 2015). De acordo com Bergeron et al. (2007), os organismos mais idosos (e/ou maiores) normalmente têm concentrações de Hg total proporcionalmente mais elevadas do que indivíduos mais jovens (e/ou menores) da mesma espécie. Este padrão provavelmente surge porque Hg continuamente bioacumula no organismo ou até mesmo porque os animais apresentam diferentes padrões de forrageamento à medida que aumentam de tamanho. Embora medidas corporais possam ser usadas para prever a longevidade, a interpretação das medidas de crescimento em répteis nem sempre é direta e deve ser utilizada com cautela em análises (Pfennig et al., 1991). Em relação ao sexo dos indivíduos, resultado semelhante ao presente estudo foi encontrado em diversas espécies de quelônios aquáticos quando se comparou a concentração de Hg total entre machos e fêmeas (p.e. Bergeron et al., 2007; Green et al., 2010; Turnquist et al., 2011; Eggins et al., 2015; Souza-Araújo et al., 2015). Burger et al. (2004) afirmam que acumulação de contaminantes frequentemente difere entre os sexos. Algumas concentrações de metais diferem com o sexo, presumivelmente porque as fêmeas eliminam parte destes metais através de seus ovos, ou pela variação no comportamento entre machos e fêmeas, bem como pelas fêmeas tenderem a apresentar um conteúdo maior de gordura, o que favorece a acumulação da

forma organometálica, o que leva à uma exposição diferenciada aos metais (Meyers-Schone e Walton, 1994).

4.3. Influência dos fatores ambientais e da localidade nos níveis de HgT em *P. unifilis*

A contaminação por mercúrio resulta da combinação entre a fonte natural e a ação antrópica, por meio de diversas atividades impactantes para os ecossistemas. Embora as concentrações de HgT em indivíduos de *P. unifilis* no presente estudo não tenham sido correlacionadas com as características ambientais e de ocupação ambiental e com a localidade de amostragem, Roulet et al. (2000) sugerem que o acúmulo de Hg em quelônios e peixes amazônicos reflete a biodisponibilidade de Hg no ambiente.

O presente estudo corroborou Schneider et al. (2009a) e Turnquist et al. (2011), cujo pH do corpo d'água, naqueles estudos, não foi correlacionado com a concentração de Hg em indivíduos de *P. erythrocephala* e *C. serpentina*, respectivamente. Mudanças nas condições ambientais como pH podem alterar a biodisponibilidade de mercúrio no ambiente. Tendo em vista que a metilação aumenta com o pH dos corpos d'água e que os rios de águas claras como o rio Xingu e seu afluente Iriri possuem pH mais elevado (4,5-7,8), em locais com maior pH é esperado uma maior disponibilidade de metilmercúrio no ambiente e maior bioacumulação ao longo da cadeia (Salati et al., 1983; Guimarães et al., 2000; Belger e Forsberg, 2006). Assim, esperava-se que, com o aumento do pH do corpo d'água, houvesse um aumento na concentração de Hg nos indivíduos de *P. unifilis* no presente estudo, o que não ocorreu. Este fato pode ter ocorrido pela pouca variação no pH dos corpos d'água amostrados.

Para a bacia amazônica, Roulet et al. (1999) estimaram que as emissões de mercúrio originárias da queima de florestas seriam entre 6-8 toneladas por ano. Após a queima da floresta, o Hg ainda presente no solo é lixiviado pela água da chuva e levado para os corpos d'água, tendo em vista que o Hg restante no solo apresenta pouca ligação às cinzas (Fostier et al., 2000). Como os rios de água clara Xingu e seu afluente Iriri transportam pouco material em suspensão (Salati et al., 1983), uma maior pluviosidade auxiliaria neste transporte de substâncias. Assim, estimava-se que a contaminação de indivíduos de *P. unifilis* por este elemento tóxico seria influenciada positivamente pela quantidade de queimadas e pela pluviosidade, devido ao intenso carreamento dos elementos tóxicos para o sistema aquático o que não foi observado no presente estudo. Os resultados encontrados, portanto, podem ser reflexo de um padrão de contaminação generalizado, causado pelos diversos processos

antrópicos descritos, associados à presença natural do mercúrio no solo e no ecossistema, atingindo toda a bacia do Xingu e possivelmente outras sub-bacias do Amazonas.

Uma particularidade que pode potencializar a contaminação de Hg em *P. unifilis* e consequentemente aumentar os níveis de Hg nas populações humanas que consomem este recurso alimentar na região da bacia do rio Xingu é a implantação de barragens como usinas hidrelétricas (UHE) e pequenas centrais hidrelétricas (PCH). A problemática neste caso se deve ao fato de que nas interrupções do fluxo de rios por barragens eleva-se o potencial de acumulação do metilmercúrio nos cursos d'água como resultado de mineração de ouro, outras atividades antrópicas no entorno e desmatamento nas nascentes dos rios. Ao desacelerar o fluxo de água a montante, as barragens permitem que o mercúrio se acumule no fundo junto com o sedimento que tende a decantar ao longo do reservatório, enquanto as condições anóxicas (ausência de oxigênio) em reservatórios de barragens promovem a proliferação de bactérias metanogênicas, o que favorece o aumento da produção de metilmercúrio, aumentando assim o risco de contaminação ao longo da cadeia alimentar (Castello e Macedo, 2015). Desta forma, barragens como as PCHs Paranatinga II, Culuene e Ronuro, nos nascentes do rio Xingu no Mato Grosso, e a UHE Belo Monte no rio Xingu no Pará, todas em operação, podem ampliar os níveis de contaminação nos animais na bacia do rio Xingu e consequentemente na população no entorno desta bacia hidrográfica.

4.4. Recurso alimentar, saúde humana e exposição ao Hg

O limite máximo aceitável de determinado contaminante é a quantidade legalmente permitida ou reconhecida como aceitável nos alimentos para humanos, e é estabelecido para cada composto aprovado para uso em determinado alimento. Na Tabela 4 encontram-se os LMRs (Limites Máximos de Resíduos) de mercúrio ($\mu\text{g/g}$) estabelecidos pelo MAPA, ANVISA, EU (União Européia) e WHO (Organização Mundial de Saúde) em diversos recursos proteicos.

Tabela 4. LMRs (Limites Máximos de Resíduos) de mercúrio ($\mu\text{g/g}$) estabelecidos pelo MAPA, ANVISA, EU e WHO em diversos recursos proteicos.

Recurso Proteico	LMRs ($\mu\text{g/g}$)			
	MAPA*	ANVISA**	EU***	WHO****
Bovino	0,003	-	0,01	-
Equino	-	-	-	-

Suíno	0,003	-	-	-
Aves	0,003	-	-	-
Peixes Em Geral	0,5	-	1,0	0,5
Peixes Predadores	-	1,0	-	-
Peixes Exceto Predadores	1,0	0,5	-	-
Camarão	0,5	0,5	-	-

Fonte: *BRASIL (2015); **BRASIL (2013); ***EU (2008); ****WHO (1976).

Estas normas não estabelecem o LMR de mercúrio em quelônios, porém fez-se a comparação com o recurso proteico aquático peixe, tendo em vista a inexistência de LMR para este recurso proteico bastante consumido na Amazônia. O limite de 0,5 $\mu\text{g/g}$ sugerido pela Organização Mundial de Saúde (WHO), por exemplo, aplica-se para um consumo de até 400 gramas de peixe por semana para um adulto de 60 quilos (WHO 1976). Assim, estes limites devem ser avaliados juntamente com a quantidade que as pessoas ingerem por semana destes recursos proteicos. Levando em consideração que se trata de um recurso proteico consumido frequentemente pelos ribeirinhos e indígenas da região da bacia do rio Xingu e que as concentrações de mercúrio encontradas em todos os indivíduos de *P. unifilis* no presente estudo estão mais de 100 vezes acima do nível recomendado nacional e internacionalmente para outros recursos proteicos, essa população que tem utilizado quelônios como recurso alimentar se torna um grupo de risco à saúde da exposição ambiental por mercúrio.

5. Conclusão

Todas as amostras analisadas apresentaram concentração detectável de HgT, sendo que amostras de fígado apresentaram significativamente maior concentração de HgT que amostras de músculo. A concentração de HgT de *P. unifilis* não foi influenciada pelo sexo nem pelo tamanho dos animais. Nenhum dos fatores ambientais influenciou significativamente a concentração de HgT. Tendo em vista que os indivíduos de *P. unifilis* deste estudo apresentaram concentrações 100 vezes maiores que o máximo aceitável de 0,5 $\mu\text{g/g}$ recomendado para recursos proteicos pela Organização Mundial de Saúde e pelo Ministério da Saúde do Brasil para consumo humano, esta espécie de quelônio se torna importante grupo de biomonitor de qualidade ambiental e de risco de exposição ambiental por mercúrio. Há necessidade de estudos futuros que estabeleçam os níveis de Hg nos sedimentos dos rios, ar, solo e na população humana e ribeirinha.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Laboratório de Toxicologia da Seção de Meio Ambiente (SEMAM) do Instituto Evandro Chagas (IEC), em Ananindeua-PA, pelo suporte logístico durante o projeto e ao Projeto CAPES “Governança, Gestão de Conflitos e Manejo dos Recursos Naturais na Amazônia” pelo suporte financeiro. Marina T. Pignati agradece ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) de Altamira/PA e ao Instituto Socioambiental (ISA) de Altamira/PA pelo auxílio no trabalho de campo. Este artigo é parte da Tese de Doutorado em Zoologia de Marina T. Pignati, que agradece à Universidade Federal do Pará (UFPA) e Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) pelo suporte acadêmico e logístico.

Referências

- Akagi, H., Malm, O., Kinjo, Y., Harada, M., Branchesb, F.J.P., Pfeifferb, W.C., Kate, H. 1995. Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. *The Science of the Total Environment* 175, 85-95.
- Akagi, H., Suzuki, T., Arimura, K., Ando, T., Sakamoto, M., Satoh, H., Naganuma, A., Futatsuka, M., Matsuyama, A., 2004. *Mercury Analysis Manual*. Ministry of the Environment, Japan.
- ANA, 2016. HidroWeb: sistemas de informações hidrológicas. <http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb> (acessado 01.01.16).
- Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R., 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E, Plymouth, UK, 199p.
- Barbosa, A.C., Jardim, W., Dórea, J.G., Fosberg, B., Souza, J., 2001. Hair Mercury Speciation as a Function of Gender, Age, and Body Mass Index in Inhabitants of the Negro River Basin, Amazon, Brazil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 40, 439-444.

Bazar, M., Holtzman, D., Adair, B., Gresens, S., 2002. Effects of dietary methylmercury in juvenile corn snakes (*Elaphe guttata*). SETAC 23rd Annual Meeting Abstract Book, Abstract P089.

Belger, L., Forsberg, B.R., 2006. Factors controlling Hg levels in two predatory fish species in the Negro river basin, Brazilian Amazon. *Science of the Total Environment*. 367, 451-459.

Beltran-Pedrerros, S., Zuanon, J., Leite, R.G., Peleja, J.R.P., Mendonça, A.B., Forsberg, B.R., 2011. Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake. *Neotropical Ichthyology* 9 (4), 901-908.

Bergeron, C.M., Usak, J.F.H., Unrine, J.M., Romanek, C.S., Hopkins, W.A., 2007. Influence Of Feeding Ecology On Blood Mercury Concentrations In Four Species Of Turtles. *Environmental Toxicology and Chemistry* 26 (8), 1733-1741.

BRASIL, 2013. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução RDC N° 42, de 29 de agosto de 2013.

BRASIL, 2015. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Instrução Normativa SDA N° 13, de 15 de julho de 2015.

Burger, J., Campbell, K.R., Campbell, T.S., 2004. Gender and spatial patterns in metal concentrations in brown anoles (*Anolis sagrei*) in southern Florida, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23, 712-718.

Castello, L., Macedo, M.N., 2015. Large-scale degradation of Amazonian freshwater Ecosystems. *Global Change Biology* 0, 1-18.

Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006. Software PRIMER v5. Plymouth, PRIMER-E, UK.

Cordeiro, R.C., Turcq, B., Ribeiro, M.G., Lacerda, L.D., Capitâneo, J., Oliveira da Silva, A., Sifeddine, A., Turcq, P.M., 2002. Forest fire indicators and mercury deposition in an intense

land use change region in the Brazilian Amazon (Alta Floresta, MT). *The Science of the Total Environment* 293, 247-56.

Dallinger, R., Rainbow, P.S., 1993. *Ecotoxicology of metals in invertebrates*. Boca Raton: Lewin Publishers, 480p.

Day, R.D., Segars, A.L., Arendt, M.D., Lee, A.M., Peden-Adams, M.M., 2007. Relationship of blood mercury levels to health parameters in the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). *Environmental Health Perspectives* 115, 1421-1428.

Eggins, S., Schneider, L., Krikowa, F., Vogt, R.C., Silveira, R., Maher, W., 2015. Mercury Concentrations In Different Tissues Of Turtle And Caiman Species From The Rio Purus, Amazonas, Brazil. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9999 (9999), 1–11.

Ernst, C.H., Barbour, R.W. 1989. *Turtles of the World*. Washington and London: Smithsonian Institution Press, 313 p.

EU, Commission Regulation (EC) n° 629/2008, de 02 de julho de 2008. Maximum levels for certain contaminants in foodstuff. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:173:0006:0009:EN:PDF> (acessado 22.02.162016).

Fadini, P.S., Jardim, W.F., 2001. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring Hg? *The Science of The Total Environmental* 275, 71-82.

Fostier, A.H., Forti, M.C., Guimarães, J.R., Melfi, A.J., Boulet, R., Espírito Santo, C.M., Krug, F.J., 2000. Mercury fluxes in a natural forested Amazonian catchment (Serra do Navio, Amapá State, Brazil). *Science of the Total Environment* 260 (1-3), 201-211.

Gardner, S.C., Oberdörster, E. (Orgs.), 2005. *Toxicology of Reptiles*. CRC Press, EUA.

Golet, W.J., Haines, T.A., 2001. Snapping turtles (*Chelydra serpentina*) as monitors for mercury contamination of aquatic environments. *Environmental Monitoring Assessment* 71: 211-220.

Green, A.D., Buhlmann, K.A., Hagen, C., Romanek, C., Gibbons, J.W., 2010. Mercury contamination in turtles and implications for human health. *Journal of Environmental Health* 72, 14-22.

Guimarães, J.R.D., Meili, M., Hylander L.D., Silva, E.D.E., Roulet, M., Mauro, J.B.N., De Lemos, R.A., 2000. Mercury net methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *The Science of the Total Environment*. 261, 99-107.

Haines, T.A., Komov, V.T., Matey, V.E., Jagoe, C.H., 1995. Peach mercury content is related to acidity and color of 26 Russian lakes. *Water, Air, and Soil Pollution* 85, 823-828.

Hammerschmidt, C.R., Sandheinrich, M.B., Weiner, J.G., Rada, R.G., 2002. Effects of dietary methylmercury on reproduction of fathead minnows. *Environmental Science and Technology* 36, 877-923.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2016a. Sistema de Monitoramento de Queimadas por Satélites, Divisão de Processamento de Imagens (DPI), Coordenação Geral de Observação da Terra (OBT). <http://www.dpi.inpe.br/proarco/bdqueimadas> (acessado 01.02.16).

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2016b. Desmatamento nos Municípios, Projeto PRODES, Divisão de Processamento de Imagens (DPI), Coordenação Geral de Observação da Terra (OBT). <http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodesmunicipal.php> (acessado 20.02.16).

Kasper, D., Forsberg, B.R., Amaral, J.H.F., Leitao, R.P., Py-Daniel, S.S., Bastos, W.R., Malm, O., 2014. Reservoir stratification affects methylmercury levels in river water, plankton, and fish downstream from Balbina hydroelectric dam, Amazonas, Brazil. *Environmental Science & Technology* 48, 1032–1040.

Kasper, D., Palermo, E.F.A., Branco, C.W.C., Malm, O., 2012. Evidence of elevated mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from an Amazon reservoir. *Hydrobiologia* 694, 87–98.

Lacerda, L.D. 1995. Amazon mercury emissions. *Nature* 374, 20-21.

Lacerda, L.D., 2004. Effect of land use change on the mercury distribution in soils from Alta Floresta, southern Amazon. *Environmental Pollution* 129, 247-255.

Lacerda, L.D., Malm, O. 2008. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. *Estudos Avançados* 22(63), 173-190.

Larson, K.A., Weincek, J.M., 1994. Mercury removal from aqueous streams utilizing micro emulsion liquid membranes. *Environmental Progress* 11 (2), 456-464.

Mahbub, K.R., Krishnan, K., Naidu, R., Andrews, S., Megharaj, M. 2017. Mercury toxicity to terrestrial biota. *Ecological Indicators* 74, 451–462.

Meyers-Schone, L., Walton, B.T., 1994. Turtles as monitors of chemical contaminants in the environment. *Rev Environ Contam Toxicol* 135, 93–153.

Milhomem-Filho, E.O., Oliveira, C.S.B., Silveira, L.C.L., Cruz, T.M., Souza, G.S., Costa Junior, J.M.F., Pinheiro, M.C.N., 2016. A ingestão de pescado e as concentrações de mercúrio em famílias de pescadores de Imperatriz (MA). *Revista Brasileira de Epidemiologia* 19 (1), 14-25.

Nascimento, E.S., Chasin, A.A.M., 2001. *Ecotoxicologia do mercúrio e seus compostos*. Salvador: CRA, 176 p.

Pantoja-Lima, J., Aride, P.H.R., Oliveira, A.T., Félix-Silva, D., Pezzuti, J.C.B., Rebêlo, G.H. 2014. Chain of commercialization of *Podocnemis* spp. turtles (Testudines: Podocnemididae) in the Purus River, Amazon basin, Brazil: current status and perspectives. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 10, 8.

Pantoja-Lima, J., Braga, T.M., Félix-Silva, D., Pezzuti, J.C., Rebelo, G.H., 2012. Mapeamento Participativo Do Uso Dos Recursos Naturais E Conhecimento Tradicional Sobre Ecologia De Quelônios Na Várzea Do Rio Purus, Brasil. *Papers do NAEA* 294, 3-24.

Pfennig, D.W., AMabry, A., Orange, D., 1991. Environmental causes of correlations between age and size at metamorphosis in *Scaphiopus multiplicatus*. *Ecology* 72, 2240- 2248.

Rebêlo, G.H., Pezzuti, J., 2000. Percepções sobre o consumo de Quelônios na Amazônia. *Ambiente & Sociedade* 6, 85-104.

Roulet, M., Lucotte, M., Rheault, I., Guimarães, J.R.D., 2000. Methylmercury in the water, seston and epiphyton of an Amazonian River and its floodplain, Tapajós River, Brazil. *Science of The Total Environment* 261, 43-59.

Roulet, M., Lucotte, M., Farella, N., Serique, G., Coelho, E., Passos, C.J.S., Silva, E.J., Andrade, P.S., Mergler, D., Guimarães, J.R.D., Amorim, M., 1999. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. *Water Air Soil Pollut* 112, 297-313.

Rueda-Almonacid, J.V., Carr, J.L., Mittermeier, R.A., Rodrigues-Mahecha, J.V., Mast, R.B., Vogt, R.C., Rhodin, A.G.J., De La Ossa-Velasquez, J., Rueda, J.N., Mittermeier, C.G., 2007. Las tortugas e cocodrilianos de los países andinos e Del Trópico. Serie de Guías Tropicales de campo. Bogotá: Conservación Internacional, 538pp.

Salati, E., Junk, W.J., Shubart, H.O.R., Oliveira, A.E., 1983. Amazônia: desenvolvimento, integrado e ecologia. São Paulo: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, 327p.

Santos, E.C.O., Câmara, V.M., Brabo, E.S., Loureiro, E.C.B., Jesus, I.M., Fayal, K., Sagica, F. 2003a. Avaliação dos níveis de exposição ao mercúrio entre índios Pakaanóva, Amazônia, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública* 19(1), 199-206.

Santos, E.C.O., Jesus, I.M., Brabo, E.S., Fayal, K.F., Sá-Filho, G.C., Lima, M.O., Miranda, A.M.M., Mascarenhas, A.S., Sá, L.L.C., Silva, A.P., Câmara, V.M., 2003b. Exposição ao mercúrio e ao arsênio em Estados da Amazônia: síntese dos estudos do Instituto Evandro Chagas/FUNASA. *Revista Brasileira de Epidemiologia* 6(2), 171-185.

Schneider, L., Belger, L., Burger, J., Vogt, R.C., 2009a. Mercury bioaccumulation in four tissues of *Podocnemis erythrocephala* (Podocnemididae: Testudines) as a function of water parameters. *Science of the Total Environment* 407, 1048-1054.

Schneider, L., Belger, L., Burger, J., Vogt, R.C., Ferrara, C.R., 2009b. Mercury Levels in Muscle of Six Species of Turtles Eaten by People Along the Rio Negro of the Amazon Basin. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 58, 444-450.

Schneider, L., Maher, W., Green, A., Vogt, R.C., 2013. Mercury contamination in reptiles: an emerging problem with consequences for wild life and human health, in: Ki-Hyun Kim and Richard J. C. Brown (Eds.). *Mercury: Sources, Applications and Health Impacts*. Nova Science Publishers, pp. 173-232.

Schneider, L., Peleja, R.P., Kluczkovski Jr., A., Freire, G.M., Marioni, B., Vogt, R.C., Silveira, D., 2012. Mercury Concentration in the Spectacled Caiman and Black Caiman (Alligatoridae) of the Amazon: Implications for Human Health. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 63, 270-279.

Souza-Araujo, J., Giarrizzo, T., Lima, M.O., 2015. Mercury concentration in different tissues of *Podocnemis unifilis* (Troschel, 1848) (Podocnemididae: Testudines) from the lower Xingu River – Amazonian, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 75 (3 (suppl.)), S106-S111.

Storelli, M.M., Marcotrigiano, G.O., 2003. Heavy metal residues in tissues of marine turtles. *Marine Pollution Bulletin* 46, 397-400.

StatSoft, Inc. 2011. STATISTICA (data analysis software system), version 10. www.statsoft.com.

Turnquist, M.A., Driscoll, C.T., Schulz, K.L., Schlaepfer, M.A., 2011. Mercury concentrations in snapping turtles (*Chelydra serpentina*) correlate with environmental and landscape characteristics. *Ecotoxicology* 20, 1599-1608.

Veiga, M.M., Meech, J.A., Onate, N., 1994. Deforestation: a major source of mercury pollution in the Amazon. *Nature* 368, 816-817.

Villas-Bôas, A. (Org.), 2012. De Olho na Bacia do Xingu (Série Cartô Brasil Socioambiental, n. 5). Instituto Socioambiental, São Paulo, 61p.

Wasserman, J.C., Hacon, S., Wasserman, M.A., 2003. Biogeochemistry of mercury in the Amazonian. *Ambio* 32, 336-342.

WHO, 1976. Environmental health criteria I. Mercury. World Health Organization, Geneva, pp 1–131.

Wobeser, G., Nielsen, N., Schiefer, B., 1976. Mercury and Mink. II. Experimental methyl mercury intoxication. *Canadian Journal of Comparative Medicine* 40, 34-45.

Xu, Q., Fang, S., Wang, Z., Wang, Z., 2006. Heavy Metal Distribution in Tissues and Eggs of Chinese Alligator (*Alligator sinensis*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 50, 580–586.

CAPÍTULO 5

Considerações Finais

Este último capítulo da tese visa apresentar as relações dos capítulos 1, 2, 3 e 4 da tese e as conclusões e propor algumas recomendações para futuros trabalhos relacionados ao tema principal. Este estudo evidenciou que o modo de uso da paisagem natural pelos seres humanos em atividades de mineração, garimpagem de ouro, pecuária e agricultura provocou elevados níveis de contaminação dos ambientes aquáticos na bacia do Xingu nos estados do Mato Grosso e Pará, com consequências ainda desconhecidas para o ecossistema e para a saúde humana em toda essa região. Os artigos relataram que as culturas agropecuárias amostradas em ambos os estados são "agroquímico-dependentes", bem como as queimadas e desmatamentos elevados atuam como fonte de liberação de Hg para o ambiente na bacia do rio Xingu. Evidenciou-se também que a espécie utilizada neste estudo como bioindicadora de contaminação, *P. unifilis*, apresentou 8 tipos de princípios ativos de agrotóxicos organoclorados e mercúrio em seus tecidos corporais, sendo que estes agrotóxicos já se encontram com uso proibido no Brasil.

Embora os resultados não estabeleçam relações diretas entre as concentrações de agrotóxicos e mercúrio em *P. unifilis* e suas características corporais e ambientais, este estudo demonstra que, comparando-se os resultados com as legislações específicas para resíduos de agrotóxicos e mercúrio em recursos proteicos, os indivíduos de *P. unifilis* apresentaram concentrações de agrotóxicos e mercúrio maiores que o limite máximo de resíduo para consumo humano.

Este estudo é pioneiro por analisar a contaminação de quelônios de água doce por agrotóxicos no Brasil, sendo de extrema importância principalmente por ser um recurso alimentar habitual de comunidades de ribeirinhos e pescadores de dentro e do entorno da bacia do rio Xingu.

Sugere-se que o alcance destes resultados seja ampliado para atingir os gestores municipais, estaduais e federal, e que seja utilizado para orientar o planejamento de futuros monitoramentos nessa região, assim como para repensar o modelo de desenvolvimento rural em voga. As tomadas de decisões em relação à gestão de toda a bacia do rio Xingu devem levar em consideração a destruição do ambiente e a contaminação levantadas no presente estudo. O risco desta contaminação à sobrevivência e a reprodução de *P. unifilis* devem ser analisados no que se refere ao manejo dessa espécie na bacia do rio Xingu, para manutenção

da qualidade do ambiente como um todo e da saúde das populações humanas de dentro e do entorno da bacia do rio Xingu.

Futuros trabalhos deverão ser realizados no entendimento de como os contaminantes agrotóxicos e mercúrio interferem na biologia dos quelônios. Estudos relacionados, por exemplo, aos efeitos destes contaminantes sobre a fisiologia, a reprodução, a genética, a bioquímica, o comportamento e a imunologia dos quelônios são necessários, sendo extremamente importantes para o entendimento dos modos de ação destes contaminantes e sua relação com o consumo humano destes quelônios. Estudos futuros para determinação do LMR para consumo de quelônios e para verificar se a população ribeirinha e indígena da bacia do rio Xingu que consome estes quelônios estão contaminadas também são necessários.

É fundamental incluir futuramente outros organismos aquáticos nestas investigações, em especial aqueles utilizados diretamente para alimentação pelas populações ribeirinhas. Outros estudos devem ser realizados para complementar as análises de resíduos de agrotóxicos e Hg, incluindo estudos no solo, na água e nos sedimentos de rios, pois é evidente que estes recursos também estão contaminados.